

Christian Wirth, Helge Bruelheide, Nina Farwig,  
Jori Maylin Marx, Josef Settele (Hrsg.)



# Faktencheck Artenvielfalt

Bestandsaufnahme und Perspektiven für den Erhalt  
der biologischen Vielfalt in Deutschland

## natürlich oekom!

Mit diesem Buch halten Sie ein echtes Stück Nachhaltigkeit in den Händen. Durch Ihren Kauf unterstützen Sie eine Produktion mit hohen ökologischen Ansprüchen:

- Verzicht auf Plastikfolie
- Finanzierung von Klima- und Biodiversitätsprojekten
- kurze Transportwege – in Deutschland gedruckt

Weitere Informationen unter [www.natürlich-oekom.de](http://www.natürlich-oekom.de)  
und #natürlicheoekom



GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium  
für Bildung  
und Forschung

### Großes Coverbild:

Baumweißling (*Aporia crataegi*) auf Weißdorn (*Crataegus*). Tagfalter wie der Baumweißling sind insbesondere als Raupen auf ganz bestimmte Pflanzen und spezifische klimatische Bedingungen angewiesen. Ist diese Kombination nicht mehr gegeben, ist das Fortbestehen der Art gefährdet.

### Kleine Coverbilder (v. l. n. r.):

- Traktor im Einsatz auf einem Feld. Landnutzung ist eine wichtige Ursache von Veränderungen der biologischen Vielfalt.
- Seehund (*Phoca vitulina*) am Strand von Helgoland. Alle Säugetierarten der Nord- und Ostsee gelten als bedroht.
- Umbau der Emschermündung in den Rhein bei Dinslaken. Renaturierungen können die natürliche Dynamik von Fließgewässern wiederherstellen und Lebensräume schaffen.
- Springschwanz (Collembola). Bodenbiodiversität wird häufig übersehen, erbringt aber wichtige Ökosystemleistungen.
- Zwei Personen im Gespräch auf einer landwirtschaftlichen Nutzfläche. Wissenstransfer und Partizipation sind Voraussetzungen für das Gelingen von Schutzmaßnahmen.

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek:

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über [www.dnb.de](http://www.dnb.de) abrufbar.

Erschienen 2024 im oekom verlag, München  
oekom – Gesellschaft für ökologische Kommunikation mbH  
Goethestraße 28, 80336 München  
+49 89 544184 – 200  
[www.oekom.de](http://www.oekom.de)

© Christian Wirth, Helge Bruelheide, Nina Farwig, Jori Maylin Marx, Josef Settele (Hrsg.)

Layout und Satz: Markus Miller

Korrektur: Maïke Specht

Umschlaggestaltung: Laura Denke, oekom verlag

Umschlagabbildungen: Vorderseite oben: © Jörg Freyhof, Mitte v. l. n. r.: © Pixabay/lebenslotse, © Adobe Stock/LarsSchmidtEisenlohr, © IMAGO/Rupert Oberhäuser, © Julian Taffner (Terra Aliens), © Adobe Stock/Chanelle Malambo/peopleimages.com, unten: © Adobe Stock/agrus, Rückseite: © Daniela Leitner

Druck: Esser printSolutions GmbH, Ergolding



Dieses Werk ist lizenziert unter der Creative-Commons-Lizenz CC BY-NC-ND 4.0. Diese Lizenz erlaubt das Vervielfältigen und Weiterverbreiten des Werkes, nicht jedoch seine Veränderung und seine kommerzielle Nutzung. Die Verwendung von Materialien Dritter (wie Grafiken, Abbildungen, Fotos, Auszügen etc.) in diesem Buch bedeutet nicht, dass diese ebenfalls der genannten Creative-Commons-Lizenz unterliegen. Stehen verwendete Materialien nicht unter der genannten Creative-Commons-Lizenz, ist die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers für die Weiterverwendung einzuholen.

In dem vorliegenden Werk verwendete Marken, Unternehmensnamen, allgemein beschreibende Bezeichnungen etc. dürfen nicht frei genutzt werden. Die Rechte des jeweiligen Rechteinhabers müssen beachtet werden, und die Nutzung unterliegt den Regeln des Markenrechts, auch ohne gesonderten Hinweis.

Alle Rechte vorbehalten

ISBN: 978-3-98726-095-7

E-ISBN: 978-3-98726-336-1

<https://doi.org/10.14512/9783987263361>

Christian Wirth, Helge Bruelheide, Nina Farwig,  
Jori Maylin Marx, Josef Settele (Hrsg.)

# FAKTENCHECK ARTENVIELFALT

**Bestandsaufnahme und Perspektiven für den  
Erhalt der biologischen Vielfalt in Deutschland**

## Vorwort

Wir leben in Zeiten schneller Veränderung und mehrfacher Krisen. Eine davon ist die Biodiversitätskrise. Damit wird der weltweite Verlust an biologischer Vielfalt bezeichnet, der von uns Menschen verursacht wird: das Verschwinden von Lebensräumen, der rasche Wandel von Lebensgemeinschaften, das Schrumpfen von Populationen von Tieren und Pflanzen, deren genetische Verarmung und schließlich ihr Aussterben. Als Konsequenz ändern sich auch die Funktionsweise und Leistungsfähigkeit von Ökosystemen, häufig zum Negativen. Diese Zusammenhänge wurden für unseren Planeten eindrucksvoll im Bericht des Weltbiodiversitätsrats zusammengefasst (IPBES 2019).

Doch wie äußert sich die Biodiversitätskrise in Deutschland? Wie ändert sich die biologische Vielfalt unserer heimischen Lebensräume? Was sind die Gründe für diese Änderungen, was die Konsequenzen für unsere Ökosysteme und damit für unsere Lebensgrundlage? Wie steht es um unsere Bemühungen, die biologische Vielfalt zu schützen und zu fördern? Und wie um unsere Fähigkeit, eine Transformation zu einem Wirtschaften *mit* und *für* die biologische Vielfalt einzuleiten?

Trotz der Bedeutung dieser Fragen gibt es bislang keine repräsentative und langjährige Erfassung der biologischen Vielfalt und ihrer Einflussfaktoren in Deutschland. Ebenso wenig gibt es eine systematische Erfassung der Leistungsfähigkeit unserer Ökosysteme oder der Erfolge von Fördermaßnahmen. Gleichzeitig wird in kaum einem Land so viel zur biologischen Vielfalt geforscht und erhoben wie in Deutschland – in Universitäten, Forschungseinrichtungen, Gesellschaften und Verbänden. Wissenschaftliche Durchbrüche der letzten Jahrzehnte – man denke an die automatische Bilderkennung oder genetische Bestimmungsmethoden wie das Metabarcoding – haben eine Flut neuer Daten und Erkenntnisse erzeugt, die einen wichtigen Beitrag zur Praxis des Biodiversitätsschutzes leisten können.

Im *Faktencheck Artenvielfalt*, einem Projekt der BMBF-Forschungsinitiative zum Erhalt der Artenvielfalt (FEEdA, [www.feda.bio](http://www.feda.bio)), haben sich über 150 Autor:innen aus verschiedensten Disziplinen der Wissenschaft und der Praxis zusammengetan. Über 200 weitere Expert:innen aus Wissenschaft, Verbänden und Behörden haben den *Faktencheck Artenvielfalt* in einem zweistufigen Begutachtungsprozess unterstützt. Uns eint das Ziel, den aktuellen Wissensstand zur biologischen Vielfalt in

Deutschland umfassend aufzubereiten und Handlungsoptionen für eine Bewahrung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt zu bewerten. Wir möchten damit einen Beitrag dazu leisten, dass Deutschland die international vereinbarten Biodiversitätsziele erreicht und damit seinen Teil zum globalen Erhalt der biologischen Vielfalt beiträgt – um ihrer selbst willen, als natürliche Grundlage für das menschliche Wohlergehen und als Teil unserer Kultur.

Der *Faktencheck Artenvielfalt* handelt von der gesamten biologischen Vielfalt in allen ihren Facetten. Dazu gehören neben der Artenvielfalt auch die funktionelle und genetische Vielfalt sowie die Vielfalt der Lebensräume. Wir verwenden die Begriffe »Biologische Vielfalt« und »Biodiversität« synonym, Letzteren aufgrund seiner Kürze in zusammengesetzten Wörtern (z. B. »Biodiversitätsmonitoring«). Wir haben insgesamt für die Hauptlebensräume Agrar- und Offenland, Wald, Binnengewässer und Auen, Küsten und Küstengewässer, urbane Räume sowie übergreifend für den Lebensraum Boden (Abb. 1) folgende Themengebiete bearbeitet: (1) Status und Trends der biologischen Vielfalt und (2) deren Auswirkungen auf Ökosystemleistungen, (3) direkte sowie (4) indirekte Treiber von Biodiversitätsänderungen, (5) Instrumente und Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt und (6) Mechanismen des gesellschaftlichen transformativen Wandels zur Nachhaltigkeit (Abb. 2). Den übergreifenden Themen »Indirekte Treiber« und »Transformationspotenziale« wurde jeweils ein zusätzliches Kapitel gewidmet. Der *Faktencheck Artenvielfalt* hat über 6.000 Publikationen ausgewertet, die in einer speziell dafür entwickelten Datenbank hinterlegt sind (<https://www.feda.bio/de/faktencheck-artenvielfalt-literaturdatenbank/>). Zusätzlich haben wir einen Datensatz von über 15.000 Zeitreihen der biologischen Vielfalt zusammengestellt und ausgewertet. Der breite Ansatz des *Faktencheck Artenvielfalt* erlaubt es uns, recht genau bestehende Wissenslücken zu identifizieren, deren man sich bei politischen Entscheidungen bewusst sein sollte.

Der Fokus des *Faktencheck Artenvielfalt* liegt auf Deutschland. Die kürzlich erschienenen *10Must-Knows24* bündeln Erkenntnisse zum Erhalt der biologischen Vielfalt auf globaler Ebene und leiten daraus Empfehlungen für die Politik ab. Beide Ansätze ergänzen sich und weisen auf die Dringlichkeit des Handelns zur Bewältigung der Biodiversitätskrise hin und zeigen

Handlungsoptionen für den Schutz und die nachhaltige Nutzung von biologischer Vielfalt auf.

In der Zeit der Erarbeitung des *Faktencheck Artenvielfalt* ist den Menschen in Deutschland bewusst geworden, dass auch bei uns eine freiheitliche Demokratie keine Selbstverständlichkeit ist. Die Grenzen des Sagbaren verschieben sich. Die bekannten Rezepte zur Aushöhlung von Demokratien werden auch in Deutschland erprobt. Grundzutaten sind Wissenschaftsfeindlichkeit, die Leugnung von Fakten und die aktive Verbreitung von Falschinformationen. Das vorliegende Buch ist ein Ausdruck

unserer Überzeugung, dass Wissen die Basis für die Lösungen der Biodiversitätskrise ist. Allerdings ist die Bündelung von Wissen zwar eine notwendige, aber keine hinreichende Voraussetzung für den erforderlichen Prozess des transformativen Wandels. Dieser Wandel wird sich nur vollziehen, wenn er von Werten und Überzeugungen getragen wird – und er darf sich nur vollziehen, wenn diese mit unserem Grundgesetz vereinbar sind.

Christian Wirth, Nina Farwig, Jori Maylin Marx, Helge Bruelheide, Josef Settele



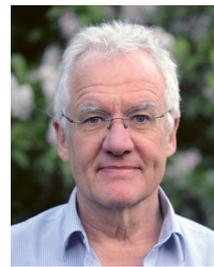
Christian Wirth



Nina Farwig



Jori Maylin Marx



Helge Bruelheide



Josef Settele

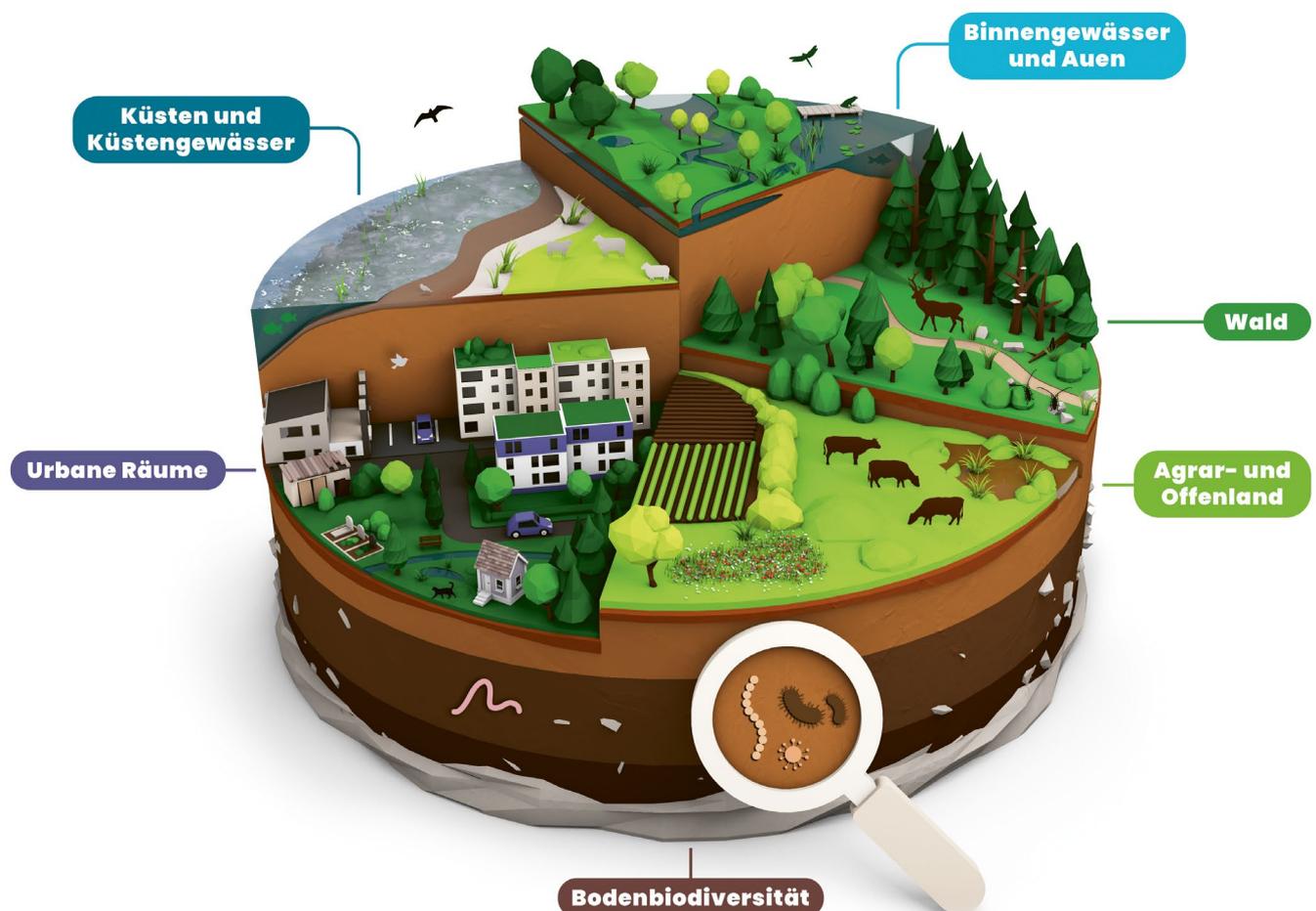


Abbildung 1: Lebensräume im *Faktencheck Artenvielfalt*

## Geleitworte



Veronika von Messling

### Veronika von Messling

Liebe Leserinnen und Leser, wir sehen es auch bei uns in Deutschland: Lebensräume gehen verloren, und immer mehr Arten sterben aus. Zum Teil sind die Ökosysteme der Welt, in der wir leben, aus dem Gleichgewicht geraten. Die Herausforderungen sind groß. Umso wichtiger ist es, dass wir entschlossen handeln und unsere natürlichen Lebensgrundlagen schützen.

Mir geht es um die Frage, wie dies gelingen kann. Dafür ist es unerlässlich, dass wir die Lage genau analysieren, die konkreten Veränderungen sehen und ihre Ursachen verstehen. Der *Faktencheck Artenvielfalt* setzt hier an. Die beteiligten Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler haben große Wissenslücken zur Biodiversität in Deutschland geschlossen und zeigen Chancen auf, wie wir die Artenvielfalt erhalten und nachhaltig nutzen können. Für diese engagierte Arbeit danke ich allen Beteiligten. Das Thema hat für uns im Ministerium und in der Bundesregierung besondere Priorität und ist Teil der konkreten Missionen, die unsere Zukunftsstrategie

als der zentrale Wegweiser für Forschung und Innovation benennt.

Schauen wir auch auf die Lösungen. Wissenschaft und Innovation eröffnen uns neue Chancen, um unsere Ökosysteme effektiv zu schützen. Neue Geoinformationssysteme, fortschrittliche Technologien zur Analyse von Umwelt-DNA und Auswertungen auf der Grundlage künstlicher Intelligenz tragen dazu bei, zielgenaue Maßnahmen gegen den Artenverlust zu ergreifen.

Wir haben es in der Hand, diese Herausforderung anzugehen und etwas zu verändern. Jede und jeder Einzelne kann dazu einen Beitrag leisten: Das fängt im Alltag an, führt über die ehrenamtliche Naturschutzarbeit bis hin zur Bürgerwissenschaft für den Erhalt der Biodiversität. Lassen auch Sie sich inspirieren. Ich wünsche Ihnen eine interessante Lektüre.

Prof. Dr. Veronika von Messling – Leiterin der Abteilung Lebenswissenschaft am Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF)



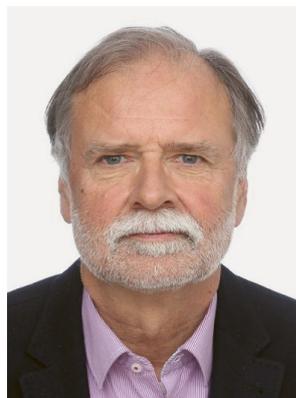
Sandra Diaz

### Sandra Diaz

Der Mensch hat das Antlitz der Erde tiefgreifend verändert. In hohem Tempo verlieren wir vor allem Wälder und Feuchtgebiete. Arten gehen schneller verloren als je zuvor in der Geschichte der Menschheit. Das 2019 veröffentlichte Globale Assessment des Weltbiodiversitätsrates IPBES hat vielen Menschen auf der ganzen Welt diese Fakten unmissverständlich vor Augen geführt. Nationale Entscheidungsträger:innen benötigen jedoch eine größere Detailtiefe und eine höhere räumliche Auflösung der Aussagen, um effektiv handeln zu können.

Der *Faktencheck Artenvielfalt* ist eine beeindruckende Leistung, die auf Tausenden von Studien und Berichten aufbaut, einen neu zusammengestellten Datensatz mit über 15.000 Zeitreihen zu Tier- und Pflanzenarten verwendet und die Expertise von Natur- und Sozialwissenschaftler:innen sowie Praktiker:innen vereint. Er geht weit über die Feststellung der Fakten zur biologischen Vielfalt hinaus und zeigt die sozialen, wirtschaftlichen und institutionellen Hemmnisse auf, die eine breite Anwendung von geeigneten Maßnahmen verhindern und damit einer Trendumkehr zu einer Erholung der biologischen Vielfalt entgegenstehen. Visionär ist auch die Verknüpfung der biologischen Vielfalt mit Menschenrechten und den Rechten der Natur. Der *Faktencheck Artenvielfalt* ist sicherlich beispielgebend und setzt einen sehr hohen Standard für künftige nationale Assessments.

Prof. Dr. Sandra Díaz – Co-Vorsitzende des globalen Berichtes des Weltbiodiversitätsrates (IPBES)



Volker Mosbrugger

### Volker Mosbrugger

Wir alle wissen: Die Menschheit zerstört derzeit in rasantem Tempo ihr Lebenserhaltungssystem – die Biosphäre –, und wir spüren zunehmend die humanitären wie wirtschaftlichen Folgen. Aber wissen wir auch genug, um erfolgreich gegensteuern zu können? Die Antwort ist leider Nein, und das gilt selbst für Deutschland, dessen Naturkapital zu den weltweit am besten erforschten zählt. Im Rahmen der »BMBF-Forschungsinitiative zum Erhalt der Artenvielfalt« (FEaA) hat sich daher eine interdisziplinäre Vielfalt von über 150 Forschenden mit dem Projekt *Faktencheck Artenvielfalt* das Ziel gesetzt, für die Großlebensräume in Deutschland anhand vorliegender Daten eine in ihrer räumlichen und inhaltlichen Detailtiefe und Komplexität bisher einmalige »systemische Anamnese« der Biodiversitätskrise in Deutschland zu erstellen. Entstanden ist ein höchst beeindruckendes Referenz- und Nachschlagewerk, das wir dringend brauchen, um praxisnahe, wirksame Maßnahmen zum Biodiversitätserhalt in Deutschland zu ergreifen. Man muss hoffen, dass es im Kontext des aktuellen Aufbaus eines »Nationalen Monitoringzentrums zur Biodiversität« hierzu regelmäßige Fortschreibungen geben wird.

Prof. Dr. Volker Mosbrugger – Sprecher der BMBF-Forschungsinitiative zum Erhalt der Artenvielfalt (FEaA)

## Danksagung

*Der Faktencheck Artenvielfalt – Bestandsaufnahme und Perspektiven für den Erhalt der biologischen Vielfalt in Deutschland* ist das Werk einer bemerkenswert großen Anzahl engagierter Menschen, von denen sehr viele ihre Expertise ehrenamtlich zur Verfügung gestellt haben.

Zuerst danken wir unseren vielen Autor:innen – Expertinnen und Experten aus den Naturwissenschaften, Sozialwissenschaften und aus der Praxis, die als koordinierende Leitautor:innen und beitragende Autor:innen ihr Wissen und ihre Zeit in zahllosen Treffen und Workshops eingebracht haben. Sie haben nicht nur selbst umfangreiche Textbeiträge geliefert, sondern sich auch als interne Gutachter:innen betätigt. Ohne sie alle wäre ein Werk wie dieses nicht möglich gewesen. Wir danken auch ihren Institutionen, die ihnen dafür Freiräume gegeben haben.

Unsere Autor:innen wurden in ihrer Arbeit von Projektwissenschaftler:innen unterstützt, namentlich Julia S. Ellerbrok, Christian K. Feld, Sven Grüner, Dorothee Hodapp, Maria Sporbert, Ludwig Lettenmaier, Hong Hanh Nguyen, Christian Ristok, Anja Schmidt, Vera Schreiner und Theresa Spatz sowie von unserer Assistentin Lea von Sivers. Als großartiges Team haben sie den Kern des *Faktencheck Artenvielfalt* gebildet. Sie haben wesentliche inhaltliche Impulse gegeben und für Kohärenz gesorgt.

Ein besonderer Dank geht an alle, die uns mit einem oder mehreren externen Gutachten unterstützt haben, sowohl als Einzelpersonen als auch als Behörden und Institutionen. Diese kritische Begleitung war essenziell für die Qualitätssicherung. Sie hat vielfach zu zusätzlichen Recherchen und Neubewertungen geführt und das Ergebnis deutlich verbessert.

Wir danken zudem der BMBF-Forschungsinitiative zum Erhalt der Artenvielfalt (FEaA), insbesondere Volker Mosbrugger und Julian Taffner, sowie dem Projektträger VDI VDE IT und dem Bundesministerium für Bildung und Forschung, insbesondere Matthias Boysen und Christian Böhm, dafür, dass sie uns mit fortwährender Unterstützung, Engagement und Rat zur Seite standen. Sehr herzlich danken wir auch Daniela Leitner für die Erstellung der attraktiven Grafiken und den gemeinsamen kreativen Prozess.

Wir schätzen uns glücklich, Teil eines so spannenden Prozesses gewesen zu sein, und bedanken uns bei allen Beteiligten für die engagierte, kollegiale und inspirierende Zusammenarbeit.

Christian Wirth, Nina Farwig, Jori Maylin Marx, Helge Bruelheide und Josef Settele

## Beitragende Autor:innen

Hermann Ansorge, Helen Ballasus, Tobias Behnen, Maarten Boersma, Katrin Böhning-Gaese, Alexandra Bökenkamp, Matthias Bösch, Anna Brietzke, Thorsten Brinkhoff, François Buscot, Markus Egermann, Silke Eilers, Peter Elsasser, Bert Engelen, Nina Eschke, Nestor Fernandez, Felix Fornoff, Johannes Förster, Tobias Gebhardt, Liana Geidezis, Nadine Gerner, Mayya Gogina, Andreas Gutmann, Cécilia Hagenow, Alexander Harpke, Anna-Lena Hendel, Elke Hietel, Christian von Hoermann, Kai Husmann, Ulf Karsten, Inga Kirstein, Martin Könncke, Ingrid Kröncke, Ingolf Kühn, Roman Lenz, Gunter Mann, Denise Marx, Julian Richard Mas-

senberg, Franca Maurer, Burghard Meyer, Christopher Morhart, Jennifer Müller, Martin Musche, Dominik Nachtsheim, Rolf Niedringhaus, Peter Otto, Christian Papilloud, Guy Peèr, Marianne Penker, Christian Poßer, Roxanne Rhein, Christian Ristok, Mark-Oliver Rödel, Martina Roß-Nickoll, Jenny García Ruales, Stefan Scheu, Nicolas Schoof, Elisabeth Schüler, Heiko Schumacher, Heiner Schumann, Mario Sommerhäuser, Axel Ssymank, Tanja M. Straka, Suleika Suntken, Katharina Talanow, Andreas Toschki, Holger Weimar, Sander Westerling, Benedikt Wiggering, Tobias M. Wildner, Helmut Winkler, Michael Zettler, Roland Zieschank

## Gutachter:innen\*

Rita Adrian, Günther Bachmann, Tanja Bogusz, Michael Bonkowski, Christian Borowski, Helmut Fischer, Jochen Fischer, Stefan Geisen, Stephan Hättenschwiler, Tina Heger, Jonas Hein, Marcus A. Horn, Klaus Jacob, Nadja Kabisch, Ulf Karsten, Stefan Klotz, Ingo Kowarik, Randolph Kricke, Franz Kroihner, Ingrid Kröncke, Ingolf Kühn, Jochen Lacombe, Simone Langhans, Franz Leibl, Sara Leonhardt, Juliane Mathey, Birte Matthiessen, Christian Maus, Eva Mehler, Michael Mutz, Felix Müller,

Moritz Nabel, Daniel Oesterwind, Rainer Oppermann, Michael Pester, Katrin Prager, Martina Roß-Nickoll, Sergei Schaub, Achim Schmalenberger, Flurina Schneider, Franz Schöll, Stefan Schrader, Christiane Schulz-Zunkel, Irmi Seidl, Johannes Sikorski, Peter Spörlein, Robert Spreter, Barbara Stammel, Johannes Steidle, Stefan Stoll, Andreas Toschki, Jeanette Völker, Stephan von Keitz, Reinhard Witt, Christopher Zimmermann, Yves Zinngrebe + 5 anonyme Gutachter:innen

## Begutachtende Institutionen\*

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bundesanstalt für Gewässer (BAFG), Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Deutscher Bauernverband (DBV), Deutscher Verband für Landschaftspflege (DVL) e.V., Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Forstliche Versuchsanstalt

Baden-Württemberg (FVA), Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Naturschutzbund (NABU), Nationalpark Harz, Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Senatsverwaltung für Mobilität, Verkehr, Klimaschutz und Umwelt Berlin, Umweltbundesamt (UBA), Thünen, Thüringenforst, World Wide Fund For Nature (WWF)

\* Die Gutachter:innen und Institutionen haben entsprechend ihrer Expertise einzelne Abschnitte oder Kapitel des 1. oder 2. Entwurfs des *Faktencheck Artenvielfalt* begutachtet.



## Inhaltsverzeichnis

Vorwort .....	4
Geleitworte .....	6
Danksagung .....	8
<i>Beitragende Autor:innen</i> .....	9
<i>Gutachter:innen</i> .....	9
<i>Begutachtende Institutionen</i> .....	9
<b>Faktencheck Artenvielfalt</b> .....	31
Zusammenfassung für die politische und gesellschaftliche Entscheidungsfindung .....	31
Autor:innen .....	31
<b>Kurzfassung</b> .....	34
<b>Kernaussagen</b> .....	37
Wie steht es um die biologische Vielfalt in Deutschland? .....	37
Welche Rolle spielt die biologische Vielfalt in Ökosystemen und für uns Menschen? .....	39
Was sind die Gründe für die Änderung der biologischen Vielfalt? .....	41
Welche Rahmenbedingungen bestehen für den Erhalt und die Förderung der biologischen Vielfalt? .....	43
Wie wirken konkrete Maßnahmen, um die biologische Vielfalt zu fördern? .....	45
Wie erzeugen wir Handlungsbereitschaft für die Bewahrung und Förderung der biologischen Vielfalt? .....	46
Was sind die positiven Wirkungsketten, die eine Trendumkehr bewirken können? .....	48
<b>Hintergrund – Erläuterungen zu den Kernaussagen</b> .....	52
A Status und Trends .....	52
B Ökosystemleistungen .....	63
C Direkte Treiber .....	71
D Indirekte Treiber .....	83
E Instrumente und Maßnahmen .....	87
F Transformationspotenziale .....	93
G Synthese: Positive Wirkungsketten für die biologische Vielfalt .....	98
H Wissenslücken und Forschungsbedarfe .....	102
<b>Anhang</b> .....	109
Abkürzungsverzeichnis .....	109
Definitionen .....	110
Methoden .....	111
<i>Literaturverzeichnis</i> .....	114

<b>1 Einleitung</b>	117
Autor:innen	117
<b>1.1 Veranlassung und Motivation</b>	118
<b>1.2 Warum braucht es einen <i>Faktencheck Artenvielfalt</i> für Deutschland?</b>	118
1.2.1 Wissen für Handelnde	119
1.2.2 Wissen aus technischer Innovation nutzbar machen	120
1.2.3 Naturschutztheorien und aktuelle Debatten – wo stehen wir?	122
1.2.4 Schutz der biologischen Vielfalt im globalen Wandel	123
1.2.5 Bislang wenig berücksichtigte Aspekte der biologischen Vielfalt	125
1.2.6 Umsetzungsdefizite verstehen und Transformation beschleunigen	126
1.2.7 Zusammenfassung der Ziele des <i>Faktencheck Artenvielfalt</i>	127
<b>1.3 Konzeptionelle Grundlagen</b>	127
1.3.1 Themeneingrenzung und Definitionen	127
1.3.1.1 Artenvielfalt – Biodiversität	127
1.3.1.2 Räumlicher und zeitlicher Bezug	128
1.3.2 Struktur des Berichts	128
1.3.3 Realisierung	132
<i>Literaturverzeichnis</i>	134
<b>2 Themenbereiche im <i>Faktencheck Artenvielfalt</i></b>	141
Autor:innen	141
Beitragende Autor:innen	141
<b>2.1 Status und Trends</b>	142
2.1.1 Biodiversitätserfassung, Monitoringprogramme und Forschungsinitiativen	142
2.1.2 Biodiversitätsdaten – Verfügbarkeit und Defizite	145
2.1.3 Aktueller Kenntnisstand (und Wissenslücken)	147
2.1.3.1 Biologische Vielfalt in Deutschland und weltweit	147
2.1.3.2 Erhaltungs- und Gefährdungszustand	147
2.1.3.3 Endemiten und Taxa mit nationaler Verantwortlichkeit	150
2.1.3.4 Hotspots der biologischen Vielfalt in Deutschland	153
2.1.4 Literatur- und Datenanalyse von Trends der biologischen Vielfalt	153
2.1.5 Neue Methoden	156
<b>2.2 Ökosystemleistungen</b>	163
2.2.1 Ökosystemleistungen, Ökosystemfunktionen und biologische Vielfalt	163
2.2.2 Ansätze zur Erfassung des Zusammenhangs zwischen biologischer Vielfalt und ÖSL/ÖSF	164
2.2.3 Ökosystemleistungen im <i>Faktencheck Artenvielfalt</i>	166
<b>2.3 Direkte Treiber</b>	167
2.3.1 Einleitung	167
2.3.2 Veränderung der Struktur der Landschaft	167
2.3.3 Veränderte Land-/Meeresnutzung und direkte Ressourcenentnahme	172
2.3.4 Verschmutzung	176

2.3.5	Klimawandel .....	181
2.3.6	Invasive Arten .....	185
2.3.7	Treiberinteraktionen .....	188
<b>2.4</b>	<b>Indirekte Treiber .....</b>	<b>189</b>
2.4.1	Definitionen und Ansätze .....	189
2.4.2	Politische Rahmenbedingungen .....	189
<b>2.5</b>	<b>Instrumente &amp; Maßnahmen .....</b>	<b>191</b>
2.5.1	Definitionen und Ansätze .....	191
2.5.2	Maßnahmentypen im <i>Faktencheck Artenvielfalt</i> .....	192
2.5.2.1	Flächenschutz .....	192
2.5.2.2	Management- und Impulsmaßnahmen .....	196
2.5.3	Evaluation der Wirksamkeit von Instrumenten & Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt .....	197
<b>2.6</b>	<b>Bodenbiodiversität .....</b>	<b>198</b>
<b>2.7</b>	<b>Transformationspotenziale zum Erhalt der biologischen Vielfalt .....</b>	<b>198</b>
	<i>Literaturverzeichnis</i> .....	200

### **3 Agrar- und Offenland** 217

Autor:innen 217

Beitragende Autor:innen 217

Kapitelzusammenfassung 218

<b>3.1</b>	<b>Lebensraum Agrar- und Offenland .....</b>	<b>222</b>
3.1.1	Was ist Agrar- und Offenland? .....	222
3.1.1.1	Definition von Agrar- und Offenlandschaften .....	222
3.1.1.2	Regional-geografische Räume innerhalb Deutschlands .....	222
3.1.1.3	Entstehung und Entwicklung der Agrar- und Offenlandschaft .....	222
3.1.2	<i>Faktencheck Artenvielfalt</i> im Agrar- und Offenland .....	226
<b>3.2</b>	<b>Status und Trends der Biodiversität im Agrar- und Offenland .....</b>	<b>226</b>
3.2.1	Biodiversitätsmonitoringprogramme im Agrar- und Offenland .....	226
3.2.2	Status und Trends der Lebensräume und Organismengruppen im Agrar- und Offenland .....	228
3.2.2.1	Änderung der Landnutzungstypen seit 1950 .....	228
3.2.2.2	Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturschutzwert (HNV Farmland) .....	229
3.2.2.3	Status und Trend der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (Rote Liste) .....	230
3.2.2.4	Status und Trend der anderen Biotoptypen Deutschlands .....	231
3.2.2.5	Status und Trends der FFH-Lebensraumtypen des Agrar- und Offenlandes .....	233
3.2.2.6	Ergebnisse der Literatur- und Datenanalysen von Biodiversitätstrends (Weighted-Vote-Count-Analyse) .....	238
3.2.2.7	Status und Trends der Gefäßpflanzen im Agrar- und Offenland .....	243
3.2.2.8	Status und Trends der Pilze im Agrar- und Offenland am Beispiel der Ackerpilze unter besonderer Berücksichtigung der Mykorrhizabildner .....	246
3.2.2.9	Status und Trends der Wirbeltiere im Agrar- und Offenland .....	247
3.2.2.10	Status und Trends der Wirbellosen im Agrar- und Offenland .....	251

3.2.3	Anzahl/Änderung nicht einheimischer sowie sich ausbreitender einheimischer Arten im Agrar- und Offenland .....	258
3.2.4	Wissenslücken und Defizite .....	260
<b>3.3</b>	<b>Auswirkungen von Biodiversitätsveränderungen auf Ökosystemleistungen im Agrar- und Offenland .....</b>	<b>262</b>
3.3.1	Einleitung .....	262
3.3.2	Ausgewählte Ökosystemleistungen in der Agrar- und Offenlandschaft .....	263
3.3.2.1	Versorgende Ökosystemleistungen .....	263
3.3.2.2	Regulierende Ökosystemleistungen .....	264
3.3.2.3	Kulturelle Ökosystemleistungen .....	265
3.3.3	Synergien und Zielkonflikte zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen im Agrar- und Offenland .....	268
<b>3.4</b>	<b>Direkte Treiber von Biodiversitätsveränderungen im Agrar- und Offenland .....</b>	<b>269</b>
3.4.1	Einleitung .....	269
3.4.2	Veränderung der Struktur der Landschaft im Agrar- und Offenland .....	271
3.4.3	Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme im Agrar- und Offenland .....	272
3.4.3.1	Intensivierung im Feldfruchtanbau .....	272
3.4.3.2	Grünlandbewirtschaftung .....	273
3.4.3.3	Rückgang der Weidetiere .....	276
3.4.3.4	Andere Treiber der Landnutzungsänderung .....	277
3.4.4	Verschmutzung im Agrar- und Offenland .....	277
3.4.4.1	Düngemittel .....	278
3.4.4.2	Weitere Schadstoffe .....	281
3.4.4.3	Luftverschmutzung .....	282
3.4.5	Klimawandel im Agrar- und Offenland .....	282
3.4.6	Invasive gebietsfremde Arten im Agrar- und Offenland .....	283
3.4.7	Treiberinteraktionen im Agrar- und Offenland .....	285
<b>3.5</b>	<b>Indirekte Treiber von Biodiversitätsänderungen im Agrar- und Offenland .....</b>	<b>286</b>
3.5.1	Einleitung .....	286
3.5.2	Politische und rechtliche Treiber im Agrar- und Offenland .....	286
3.5.2.1	Agrarpolitik .....	286
3.5.2.2	Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) .....	288
3.5.2.3	Flurbereinigungsgesetz (FlurG) .....	288
3.5.2.4	Naturschutzpolitik .....	289
3.5.3	Wirtschaftliche und technologische Treiber im Agrar- und Offenland .....	289
3.5.3.1	Energieverfügbarkeit und Mechanisierung .....	289
3.5.3.2	Mechanisierung und Intensivierung in der Landwirtschaft .....	290
3.5.3.3	Wirtschaftliche Entwicklungen .....	293
3.5.4	Gesellschaftliche Treiber im Agrar- und Offenland .....	295
3.5.4.1	Das Konsumverhalten .....	296
3.5.4.2	Das gesellschaftliche Engagement .....	297
3.5.5	Synergien/Barrieren zwischen indirekten Treibern & Biodiversität .....	298
3.5.5.1	Flächenkonkurrenz als Barriere und Potenzial für Synergien .....	298

<b>3.6 Instrumente und Maßnahmen im Agrar- und Offenland</b> .....	299
3.6.1 Einleitung .....	299
3.6.2 Ausgewählte Instrumente im Agrar- und Offenland .....	299
3.6.2.1 Ordnungsrechtliche Instrumente .....	299
3.6.2.2 Finanzielle Förderinstrumente .....	299
3.6.2.3 Informationelle und organisatorische Instrumente .....	300
3.6.3 Ausgewählte Maßnahmen im Agrar- und Offenland .....	301
3.6.3.1 Flächenschutzmaßnahmen inkl. Bezug zu oben genannten Instrumenten und Bedeutung für Biodiversität im Agrar- und Offenland .....	301
3.6.3.2 Managementmaßnahmen inkl. Bezug zu oben genannten Instrumenten mit Bedeutung für Biodiversität im Agrar- und Offenland .....	302
3.6.3.3 Impulsmaßnahmen inkl. Bezug zu oben genannten Instrumenten mit Bedeutung für Biodiversität im Agrar- und Offenland .....	303
3.6.4 Evaluation von Instrumenten und Maßnahmen für Biodiversität (und Ökosystemleistungen) im Agrar- und Offenland .....	303
3.6.4.1 Gesamteinschätzung zu den Maßnahmen .....	303
<b>3.7 Handlungsbedarf und Handlungsoptionen zum Biodiversitätsschutz in Agrar- und Offenland</b> .....	311
3.7.1 Zusammenfassung von Wissenslücken .....	311
3.7.2 Handlungsbedarf und -optionen .....	312
3.7.2.1 Wechselwirkungsanalyse zwischen Maßnahmen und Ableitung der wichtigsten Handlungsoptionen .....	312
3.7.2.2 Allgemeine Schlussfolgerungen für Handlungsempfehlungen .....	314
<i>Literaturverzeichnis</i> .....	316
<b>4 Wald</b> .....	357
Autor:innen .....	357
Beitragende Autor:innen .....	357
Kapitelzusammenfassung .....	358
<b>4.1 Einleitung</b> .....	364
4.1.1 Was ist Wald? .....	364
4.1.1.1 Wichtige Charakteristika und Eigenschaften des Waldes für die biologische Vielfalt .....	364
4.1.1.2 Waldbiotop- und Waldlebensraumtypen .....	366
4.1.2 Waldnutzung damals und heute .....	366
4.1.2.1 1800–1920: Planmäßige und nachhaltige Bewirtschaftung im schlagweisen Hochwald .....	367
4.1.2.2 1920–1985: Phase des Vorratsaufbaus .....	368
4.1.2.3 1985–2015: Weg zur naturnahen Waldwirtschaft .....	369
4.1.2.4 Nach 2015: Waldwirtschaft im Zeichen des Klimawandels .....	370
4.1.3 <i>Faktencheck Artenvielfalt</i> im Wald .....	370
<b>4.2 Status und Trends der biologischen Vielfalt im Wald</b> .....	370
4.2.1 Biodiversitätsmonitoringprogramme im Wald .....	370
4.2.1.1 Systematische, flächenrepräsentative Erhebungen für Deutschland, welche mindestens einen biodiversitätsrelevanten Parameter abbilden ....	371

4.2.1.2	Über mehrere Jahre intensiv untersuchte Flächen mit Aufnahmen zur biologischen Vielfalt .....	372
4.2.1.3	Einzelhebungen, welche eine besondere Bedeutung aufgrund der aufgenommenen Parameter haben .....	372
4.2.1.4	Ausblick .....	373
4.2.2	Status und Trends der Lebensräume und Organismengruppen im Wald .....	373
4.2.2.1	Status und Trends der Waldlebensräume .....	373
4.2.2.2	Status und Trends Organismengruppen .....	375
4.2.3	Anzahl/Änderung nicht einheimischer Arten im Wald .....	397
4.2.4	Wissenslücken und Defizite .....	399
<b>4.3</b>	<b>Auswirkungen von Veränderungen der biologischen Vielfalt auf Ökosystemleistungen im Wald .....</b>	<b>402</b>
4.3.1	Einleitung .....	402
4.3.2	Ausgewählte Ökosystemleistungen des Waldes .....	403
4.3.2.1	Versorgende Ökosystemleistungen .....	403
4.3.2.2	Regulierende Ökosystemleistungen .....	405
4.3.2.3	Kulturelle Ökosystemleistungen .....	409
4.3.3	Synergien und Zielkonflikte zwischen biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen im Wald .....	411
<b>4.4</b>	<b>Direkte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt im Wald .....</b>	<b>412</b>
4.4.1	Einleitung .....	412
4.4.2	Veränderung der Struktur der Landschaft im Wald .....	412
4.4.2.1	Isolation und Waldgröße .....	412
4.4.2.2	Homogenisierung .....	414
4.4.2.3	Einfluss erneuerbarer Energien auf die biologische Vielfalt im Wald .....	415
4.4.3	Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme im Wald .....	415
4.4.3.1	Baumartenzusammensetzung .....	415
4.4.3.2	Bestandsstruktur .....	416
4.4.3.3	Totholz, alte Bäume und Biotopbäume .....	416
4.4.3.4	Holznutzung .....	418
4.4.3.5	Erschließung und Befahrung .....	419
4.4.3.6	Kalkung .....	419
4.4.4	Verschmutzung im Wald .....	421
4.4.4.1	Stickstoffeintrag .....	421
4.4.4.2	Schwefeleintrag .....	422
4.4.4.3	Pestizideinsätze .....	423
4.4.4.4	Schwermetallverschmutzung .....	424
4.4.4.5	Lichtverschmutzung .....	424
4.4.5	Klimawandel im Wald .....	424
4.4.5.1	Auswirkung von Temperaturerhöhung und intensiveren Dürreperioden ...	424
4.4.5.2	Verschiebung der Phänologie in der Vegetationsperiode .....	426
4.4.6	Invasive Arten im Wald .....	427
4.4.6.1	Pflanzen .....	427
4.4.6.2	Tiere .....	430
4.4.6.3	Pilze und Flechten .....	434

4.4.7	Andere direkte Treiber und Treiberinteraktionen im Wald .....	435
4.4.7.1	Auswirkungen natürlicher Störungen auf die biologische Vielfalt in Wäldern .....	435
4.4.7.2	Auswirkungen anthropogener Störungen auf die biologische Vielfalt in Wäldern .....	438
4.4.7.3	Tierische Nekromasse .....	439
4.4.7.4	Größere Pflanzenfresser und Prädatoren im Wald .....	440
<b>4.5</b>	<b>Indirekte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt im Wald .....</b>	<b>441</b>
4.5.1	Einleitung .....	441
4.5.2	Politische und rechtliche Treiber im Wald .....	441
4.5.2.1	Politische und rechtliche Treiber auf der strukturellen Makroebene .....	441
4.5.2.2	Politische und rechtliche Treiber auf der Meso- und Mikroebene .....	443
4.5.2.3	Akteursbezogene Treiber auf der Meso- und Mikroebene .....	444
4.5.3	Wirtschaftliche und technologische Treiber im Wald .....	445
4.5.3.1	Märkte und Rohstoffhandel .....	445
4.5.3.2	Technologische Treiber .....	448
4.5.4	Gesellschaftliche Treiber im Wald .....	448
4.5.4.1	Demografie und Eigentumsstrukturen .....	448
4.5.4.2	Konsumverhalten .....	449
4.5.4.3	Wahrnehmung von Wald, Waldbewirtschaftung und Waldnaturschutz durch die Gesellschaft .....	450
4.5.4.4	Wahrnehmung von Wald und Forstwirtschaft in den Medien .....	450
4.5.5	Synergien/Konflikte zwischen indirekten Treibern und biologischer Vielfalt .....	451
<b>4.6</b>	<b>Instrumente und Maßnahmen .....</b>	<b>452</b>
4.6.1	Einleitung .....	452
4.6.2	Ausgewählte Instrumente im Wald .....	452
4.6.2.1	Ordnungsrechtliche Instrumente .....	452
4.6.2.2	Finanzielle Anreizsysteme .....	452
4.6.2.3	Informationelle Instrumente .....	452
4.6.3	Bedeutung ausgewählter Maßnahmen im Wald für die biologische Vielfalt .....	454
4.6.3.1	Flächenhafte Schutzmaßnahmen .....	454
4.6.3.2	Managementmaßnahmen inkl. Bezug zu oben genannten Instrumenten und Bedeutung für die biologische Vielfalt im Wald .....	456
4.6.3.3	Impulsmaßnahmen inkl. Bezug zu oben genannten Instrumenten und Bedeutung für die biologische Vielfalt im Wald .....	461
4.6.4	Evaluation von Instrumenten und Maßnahmen für die biologische Vielfalt (und Ökosystemdienstleistungen) im Wald .....	462
<b>4.7</b>	<b>Handlungsempfehlungen .....</b>	<b>464</b>
4.7.1	Wissenslücken und Forschungsbedarf .....	464
4.7.1.1	Datenlücken .....	464
4.7.1.2	Wissenslücken .....	465
4.7.1.3	Dringender Forschungsbedarf .....	465
4.7.2	Rahmenbedingungen für Handlungsbedarfe und -optionen .....	466

4.7.3	Handlungsbedarfe und -optionen .....	466
4.7.3.1	Handlungsbedarfe und -optionen zur Situation der biologischen Vielfalt in Wäldern .....	467
4.7.3.2	Handlungsbedarfe und -optionen zur Erhöhung der biologischen Vielfalt .....	467
	<i>Literaturverzeichnis</i> .....	471
<b>5</b>	<b>Binnengewässer und Auen</b> .....	<b>521</b>
	Autor:innen .....	521
	Beitragende Autor:innen .....	521
	Kapitelzusammenfassung .....	522
<b>5.1</b>	<b>Einleitung</b> .....	<b>530</b>
5.1.1	Lebensräume .....	530
5.1.1.1	Fließgewässer .....	530
5.1.1.2	Auen .....	530
5.1.1.3	Quellen .....	533
5.1.1.4	Ästuare .....	533
5.1.1.5	Seen .....	533
5.1.1.6	Kleine Stillgewässer .....	534
5.1.1.7	Niedermoore .....	534
5.1.1.8	Grundwasser .....	536
5.1.2	Artenvielfalt in Binnengewässern und Auen .....	536
5.1.3	Kenntnisstand .....	537
5.1.4	Gliederung .....	538
<b>5.2</b>	<b>Status und Trends der biologischen Vielfalt in Binnengewässern und Auen</b> .....	<b>538</b>
5.2.1	Biodiversitätsmonitoringprogramme in Binnengewässern und Auen .....	538
5.2.1.1	Fließgewässer, Seen und Ästuare .....	538
5.2.1.2	Auen .....	540
5.2.1.3	Quellen .....	540
5.2.1.4	Kleine Stillgewässer .....	541
5.2.1.5	Niedermoore .....	541
5.2.1.6	Grundwasser .....	541
5.2.2	Status und Trends der Lebensräume und Organismengruppen in Binnengewässern und Auen .....	541
5.2.2.1	Lebensraumübergreifender Status und Trends der biologischen Vielfalt ....	541
5.2.2.2	Lebensraumspezifischer Status und Trends der biologischen Vielfalt .....	548
5.2.3	Anzahl/ Änderung nicht einheimischer Arten in Binnengewässern und Auen .....	560
5.2.4	Wissenslücken und Defizite .....	564
5.2.4.1	Monitoringprogramme .....	564
5.2.4.2	Quantifizierung von Artenvielfalt und biologischer Vielfalt .....	565
<b>5.3</b>	<b>Auswirkungen von Veränderungen der biologischen Vielfalt auf Ökosystemleistungen von Binnengewässern und Auen</b> .....	<b>566</b>
5.3.1	Einleitung .....	566
5.3.2	Ökosystemleistungen von Binnengewässern und Auen .....	567
5.3.2.1	Versorgende Ökosystemleistungen .....	568

5.3.2.2	Regulierende Ökosystemleistungen .....	568
5.3.2.3	Kulturelle Ökosystemleistungen .....	570
<b>5.3.3</b>	<b>Synergien und Zielkonflikte zwischen biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen in Binnengewässern und Auen .....</b>	<b>571</b>
5.3.3.1	Synergieeffekte .....	572
5.3.3.2	Zielkonflikte .....	572
<b>5.4</b>	<b>Direkte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt in Binnengewässern und Auen .....</b>	<b>573</b>
5.4.1	Einleitung .....	573
5.4.1.1	Historie direkter Treiber .....	574
5.4.1.2	Hierarchie der direkten Treiber .....	576
5.4.1.3	Wechselwirkungen zwischen direkten Treibern .....	577
5.4.2	Fließgewässer .....	578
5.4.2.1	Strukturelle Veränderungen in Fließgewässern .....	578
5.4.2.2	Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme in Fließgewässern .....	580
5.4.2.3	Verschmutzung in Fließgewässern .....	580
5.4.2.4	Klimawandel in Fließgewässern .....	581
5.4.2.5	Invasive Arten in Fließgewässern .....	581
5.4.2.6	Andere direkte Treiber und Treiberinteraktionen in Fließgewässern .....	582
5.4.3	Auen .....	582
5.4.3.1	Strukturelle Veränderungen in Auen .....	582
5.4.3.2	Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme in Auen .....	582
5.4.3.3	Verschmutzung in Auen .....	583
5.4.3.4	Klimawandel in Auen .....	584
5.4.3.5	Invasive Arten in Auen .....	584
5.4.4	Quellen .....	585
5.4.4.1	Strukturelle Veränderungen in Quellen .....	585
5.4.4.2	Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme in Quellen .....	585
5.4.4.3	Verschmutzung in Quellen .....	585
5.4.4.4	Klimawandel in Quellen .....	586
5.4.4.5	Invasive Arten in Quellen .....	586
5.4.4.6	Andere direkte Treiber und Treiberinteraktionen in Quellen .....	586
5.4.5	Ästuare .....	586
5.4.5.1	Strukturelle Veränderungen in Ästuaren .....	586
5.4.5.2	Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme in Ästuaren .....	587
5.4.5.3	Verschmutzung in Ästuaren .....	587
5.4.5.4	Klimawandel in Ästuaren .....	588
5.4.5.5	Invasive Arten in Ästuaren .....	588
5.4.6	Seen .....	588
5.4.6.1	Strukturelle Veränderungen in Seen .....	588
5.4.6.2	Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcennutzung in Seen .....	589
5.4.6.3	Verschmutzung in Seen .....	589
5.4.6.4	Klimawandel in Seen .....	590
5.4.6.5	Invasive Arten in Seen .....	591

5.4.7	Kleine Stillgewässer .....	591
5.4.7.1	Strukturelle Veränderungen in kleinen Stillgewässern .....	591
5.4.7.2	Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme in kleinen Stillgewässern .....	591
5.4.7.3	Verschmutzung in kleinen Stillgewässern .....	592
5.4.7.4	Klimawandel in kleinen Stillgewässern .....	592
5.4.7.5	Invasive Arten in kleinen Stillgewässern .....	592
5.4.8	Niedermoore .....	593
5.4.8.1	Strukturelle Veränderungen in Niedermooren .....	593
5.4.8.2	Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme in Niedermooren .....	593
5.4.8.3	Verschmutzung in Niedermooren .....	593
5.4.8.4	Klimawandel in Niedermooren .....	593
5.4.8.5	Invasive Arten in Niedermooren .....	594
5.4.9	Grundwasser .....	594
5.4.9.1	Strukturelle Veränderungen im Grundwasser .....	594
5.4.9.2	Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme im Grundwasser .....	594
5.4.9.3	Verschmutzung im Grundwasser .....	594
5.4.9.4	Klimawandel im Grundwasser .....	595
5.4.9.5	Invasive Arten im Grundwasser .....	595
5.4.9.6	Andere direkte Treiber und Treiberinteraktionen im Grundwasser .....	595
<b>5.5</b>	<b>Indirekte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt in Binnengewässern und Auen .....</b>	<b>595</b>
5.5.1	Einleitung .....	595
5.5.2	Politische und rechtliche Treiber in Binnengewässern und Auen .....	596
5.5.2.1	Kommunalabwasserrichtlinie .....	596
5.5.2.2	Nitratrichtlinie .....	596
5.5.2.3	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie .....	596
5.5.2.4	Wasserrahmenrichtlinie .....	597
5.5.2.5	Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union (GAP) .....	599
5.5.2.6	Erneuerbare-Energien-Gesetz .....	599
5.5.2.7	EG-Hochwasserrisikomanagementrichtlinie .....	600
5.5.2.8	Schifffahrt- und Wasserstraßenpolitik .....	600
5.5.3	Wirtschaftliche und technologische Treiber in Binnengewässern und Auen .....	601
5.5.3.1	Landwirtschaftssektor .....	601
5.5.3.2	Energiesektor .....	601
5.5.3.3	Verkehrssektor .....	602
5.5.4	Gesellschaftliche Treiber in Binnengewässern und Auen .....	602
5.5.4.1	Naturerlebnis und Problembewusstsein .....	602
5.5.4.2	Öffentlichkeitsbeteiligung .....	603
5.5.4.3	Citizen Science .....	603
5.5.5	Synergien/Konflikte zwischen indirekten Treibern und biologischer Vielfalt .....	604
<b>5.6</b>	<b>Instrumente und Maßnahmen .....</b>	<b>604</b>
5.6.1	Einleitung .....	604
5.6.2	Ausgewählte Instrumente in Binnengewässern und Auen .....	605

5.6.3	Ausgewählte Maßnahmen in Binnengewässern und Auen und ihre Evaluation	606
5.6.3.1	Flächenschutzmaßnahmen	606
5.6.3.2	Management- und Impulsmaßnahmen	607
<b>5.7</b>	<b>Handlungsoptionen</b>	<b>615</b>
5.7.1	Überwachung von Binnengewässern und Auen zielgerichtet ausweiten	618
5.7.2	Defizite bei der Umsetzung bestehender Richtlinien überwinden	619
5.7.3	Regelungslücken schließen	620
5.7.4	Hindernisse durch indirekte Treiber abbauen	620
	<i>Literaturverzeichnis</i>	622
	<i>Weblinks (in der Reihenfolge der Nennung)</i>	646
<b>6</b>	<b>Küste und Küstengewässer</b>	<b>647</b>
	Autor:innen	647
	Beitragende Autor:innen	647
	Kapitelzusammenfassung	648
<b>6.1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>653</b>
6.1.1	Lebensraum Küste und Küstengewässer	653
6.1.1.1	Pelagial der Nord- und Ostsee	654
6.1.1.2	Benthal der Nord- und Ostsee	655
6.1.1.3	Salzgrünland der Nordseeküste	656
6.1.1.4	Salzgrünland, Brackwasserröhrichte und Hochstaudenfluren des Geolitorals der Ostseeküste	657
6.1.1.5	Sände, Sand-, Geröll- und Blockstrände	657
6.1.1.6	Küstendünen	657
6.1.1.7	Fels- und Steilküsten	658
6.1.2	<i>Faktencheck Artenvielfalt</i> im Lebensraum Küste und Küstengewässer	658
<b>6.2</b>	<b>Status und Trends der biologischen Vielfalt an Küsten und in Küstengewässern</b>	<b>660</b>
6.2.1	Biodiversitätsmonitoringprogramme an Küsten und in Küstengewässern	660
6.2.1.1	Europaweite Richtlinien für Meer und Küste	660
6.2.1.2	Nord- und ostseespezifische Abkommen	661
6.2.1.3	Weitere arten- und artengruppen-spezifische Abkommen	662
6.2.1.4	Entwicklungen in der Methodik	662
6.2.2	Status und Trends der Lebensräume und Organismengruppen an Küsten und in Küstengewässern	663
6.2.2.1	Status und Trends der Lebensraumtypen	663
6.2.2.2	Status und Trends der Organismengruppen	664
6.2.3	Anzahl/ Änderung nicht einheimischer Arten im Lebensraum Küste und Küstengewässer	696
6.2.4	Wissenslücken und Defizite	697
<b>6.3</b>	<b>Auswirkungen von Veränderung der biologischen Vielfalt auf Ökosystemleistungen an Küsten und in Küstengewässern</b>	<b>699</b>
6.3.1	Einleitung	699
6.3.1.1	Versorgende Ökosystemleistungen	701

6.3.1.2	Regulierende Ökosystemleistungen .....	702
6.3.1.3	Kulturelle Ökosystemleistungen .....	702
6.3.2	Ausgewählte Ökosystemleistungen der Küsten und Küstengewässer .....	702
6.3.2.1	Versorgende ÖSL: Fischerei und Aquakultur .....	703
6.3.2.2	Regulierende ÖSL: Klimaschutz, Elementzyklen, Habitatbildung .....	703
6.3.2.3	Kulturelle ÖSL: Tourismus und Wohlbefinden .....	705
6.3.3	Synergien und Zielkonflikte zwischen biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen an der Küste und in den Küstengewässern .....	705
<b>6.4</b>	<b>Direkte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt an Küsten und in Küstengewässern .....</b>	<b>706</b>
6.4.1	Einleitung .....	706
6.4.2	Veränderung der Struktur der Landschaft im Lebensraum Küste und Küstengewässer .....	707
6.4.3	Veränderte Land- und Meeresnutzung und direkte Ressourcenentnahme im Lebensraum Küste und Küstengewässer .....	708
6.4.3.1	Fischerei .....	708
6.4.3.2	Aquakultur .....	712
6.4.3.3	Sand- und Kiesabbau .....	712
6.4.3.4	Schifffahrt .....	712
6.4.3.5	Offshore-Windenergie und andere Konstruktionen in den Küstengewässern .....	712
6.4.4	Verschmutzung im Lebensraum Küste und Küstengewässer .....	713
6.4.4.1	Nährstoffeinträge .....	713
6.4.4.2	Schadstoffeinträge .....	716
6.4.4.3	Müll, Makro- und Mikroplastik .....	717
6.4.4.4	Beseitigung Munition, Kampfmittel .....	718
6.4.4.5	Lärmverschmutzung .....	718
6.4.5	Klimawandel im Lebensraum Küste und Küstengewässer .....	718
6.4.5.1	Anstieg des Temperaturmittelwerts .....	719
6.4.5.2	Hitzewellen .....	719
6.4.5.3	Meeresspiegelanstieg .....	720
6.4.5.4	Versauerung .....	721
6.4.5.5	Sauerstoffmangel .....	721
6.4.6	Invasive Arten im Lebensraum Küste und Küstengewässer .....	722
6.4.7	Andere direkte Treiber und Treiberinteraktionen im Lebensraum Küste und Küstengewässer .....	723
<b>6.5</b>	<b>Indirekte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt an Küsten und in Küstengewässern .....</b>	<b>724</b>
6.5.1	Einleitung .....	724
6.5.2	Politische und rechtliche Treiber im Lebensraum Küste und Küstengewässer .....	725
6.5.2.1	Meeresgovernance .....	725
6.5.2.2	Raumnutzung und Eingriffsregelung .....	727
6.5.2.3	Wirksamkeit von Meeresschutzrichtlinien und Biodiversitätsstrategien .....	728
6.5.2.4	EU-Fischereipolitik und ihre Wirksamkeit .....	729
6.5.2.5	Vorgaben und Maßnahmen in Bezug auf Verschmutzung, Abfälle und anderweitige Einträge und deren Wirksamkeit .....	729
6.5.2.6	Küstenschutz .....	731
6.5.2.7	Nicht einheimische Arten .....	731

6.5.3	Wirtschaftliche und technologische Treiber im Lebensraum Küste und Küstengewässer .....	731
6.5.3.1	Fischerei .....	731
6.5.3.2	Energiewende und Energiekrise .....	732
6.5.3.3	Technologische Weiterentwicklungen .....	733
6.5.3.4	Tourismusindustrie .....	733
6.5.4	Gesellschaftliche Treiber im Lebensraum Küste und Küstengewässer .....	733
6.5.4.1	Küstenschutz .....	734
6.5.4.2	Konsumverhalten .....	734
6.5.4.3	Gesellschaftlicher Bezug zu marinen Lebensräumen und Ocean Literacy ..	735
6.5.4.4	Auswirkungen von Krisen, Pandemien .....	735
6.5.5	Synergien/Konflikte zwischen indirekten Treibern und biologischer Vielfalt .....	735
<b>6.6</b>	<b>Instrumente und Maßnahmen: Erfolg und Hindernisse an Küsten und in Küstengewässern .....</b>	<b>736</b>
6.6.1	Einleitung .....	736
6.6.1.1	Definition von Instrumenten und Maßnahmen im <i>Faktencheck Artenvielfalt</i> .....	736
6.6.1.2	Besonderheiten von Instrumenten und Maßnahmen im Lebensraum Küste und Küstengewässer .....	737
6.6.1.3	Überblick zu biodiversitätsfördernden Instrumenten und Maßnahmen ....	737
6.6.2	Ausgewählte Instrumente an Küsten und in Küstengewässern .....	738
6.6.3	Ausgewählte Maßnahmen an Küsten und in Küstengewässern .....	738
6.6.3.1	Flächenschutzmaßnahmen .....	738
6.6.3.2	Managementmaßnahmen .....	741
6.6.3.3	Impulsmaßnahmen .....	742
6.6.4	Evaluation von Instrumenten und Maßnahmen für biologische Vielfalt .....	744
<b>6.7</b>	<b>Handlungsbedarfe und Handlungsoptionen zum Biodiversitätsschutz an der Küste und in Küstengewässern .....</b>	<b>746</b>
6.7.1	Generelle Rahmenbedingungen für Handlungsbedarfe und -optionen .....	746
6.7.2	Handlungsbedarfe .....	748
6.7.2.1	Operationale Ziele und Indikatoren .....	748
6.7.2.2	Effektive Schutzgebietsverwaltung und Schutzgebietsmanagement .....	749
6.7.2.3	Ökosystemarer Ansatz in der marinen Raumordnung .....	750
6.7.2.4	Nicht flächenbezogene Maßnahmen .....	750
6.7.3	Handlungsoptionen .....	751
	<i>Literaturverzeichnis</i> .....	753
<b>7</b>	<b>Urbane Räume .....</b>	<b>787</b>
	Autor:innen .....	787
	Beitragende Autor:innen .....	787
	Kapitelzusammenfassung .....	788
<b>7.1</b>	<b>Einleitung .....</b>	<b>794</b>
7.1.1	Urbane Räume und deren grüne Infrastruktur .....	795
7.1.2	Bedeutung und Entwicklung urbaner Räume in Deutschland .....	796
7.1.3	<i>Faktencheck Artenvielfalt</i> in urbanen Räumen .....	797

<b>7.2</b>	<b>Status und Trends der biologischen Vielfalt in urbanen Räumen</b>	798
7.2.1	Biodiversitätsmonitoring in urbanen Räumen	798
7.2.2	Status quo, Gefährdungs- und Schutzstatus, Trends der Artengruppen und Biodiversitätsfacetten	802
7.2.2.1	Status und Trends von Artengruppen in urbanen Räumen	806
7.2.2.2	Status und Trends von biologischer Vielfalt in Bestandteilen urbaner grüner und blauer Infrastruktur	822
7.2.3	Anzahl/Änderungen nicht einheimischer Arten im urbanen Raum	833
7.2.4	Wissenslücken und Defizite	835
<b>7.3</b>	<b>Auswirkungen von Veränderungen der biologischen Vielfalt auf</b>	
	<b>Ökosystemleistungen in urbanen Räumen</b>	839
7.3.1	Relevanz von biologischer Vielfalt für Ökosystemleistungen in urbanen Räumen	840
7.3.2	Ausgewählte Ökosystemleistungen in urbanen Räumen	841
7.3.2.1	Regulierende Ökosystemleistungen	842
7.3.2.2	Kulturelle Ökosystemleistungen	843
7.3.3	Synergien und Zielkonflikte zwischen biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen in urbanen Räumen	845
<b>7.4</b>	<b>Direkte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt in urbanen Räumen</b>	845
7.4.1	Einleitung	845
7.4.2	Veränderung der Struktur der Landschaft im urbanen Raum	846
7.4.3	Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme im urbanen Raum	847
7.4.4	Verschmutzung im urbanen Raum	850
7.4.5	Klimawandel im urbanen Raum	852
7.4.6	Invasive Arten im urbanen Raum	853
7.4.7	Andere direkte Treiber und Treiberinteraktionen im urbanen Raum	854
<b>7.5</b>	<b>Indirekte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt in urbanen Räumen</b>	855
7.5.1	Politische und rechtliche Treiber im urbanen Raum	855
7.5.1.1	Grundlegende politische Rahmenbedingungen	855
7.5.2	Wirtschaftliche und technologische Treiber im urbanen Raum	858
7.5.3	Gesellschaftliche Treiber im urbanen Raum	859
7.5.4	Konflikte und Pandemien	861
<b>7.6</b>	<b>Instrumente und Maßnahmen in urbanen Räumen</b>	861
7.6.1	Einführung	861
7.6.2	Instrumente in urbanen Räumen	862
7.6.2.1	Ordnungsrechtliche Instrumente	862
7.6.2.2	Finanziell-anreizbasierte Instrumente	863
7.6.2.3	Informationelle Instrumente	863
7.6.3	Maßnahmen in urbanen Räumen	864
7.6.3.1	Flächenschutzmaßnahmen	865
7.6.3.2	Management- und Impulsmaßnahmen	866
7.6.4	Evaluation von ausgewählten Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der biologischen Vielfalt in urbanen Räumen	875
7.6.4.1	Flächenschutzmaßnahmen	875
7.6.4.2	Management- und Impulsmaßnahmen	876

7.7 Handlungsbedarfe und -optionen in urbanen Räumen .....	885
Literaturverzeichnis .....	889
<b>8 Bodenbiodiversität</b> .....	917
Autor:innen .....	917
Beitragende Autor:innen .....	917
Kapitelzusammenfassung .....	918
<b>8.1 Themenbereich Bodenbiodiversität</b> .....	923
8.1.1 Was ist Bodenbiodiversität? .....	923
8.1.2 Bodenbiodiversität im <i>Faktencheck Artenvielfalt</i> .....	929
<b>8.2 Status und Trends der Bodenbiodiversität</b> .....	930
8.2.1 Kenntnisstand – Erfassungsgrad und Artenzahlen .....	930
8.2.1.1 Endemismus .....	935
8.2.1.2 Invasive Arten und Neobiota .....	935
8.2.2 Räumliche und zeitliche/saisonale Verteilung von Bodenbiodiversität .....	936
8.2.3 Monitoring und Trends der Bodenbiodiversität .....	939
8.2.3.1 Ergebnisse der Literatur- und Datenanalysen von Biodiversitätstrends .....	943
<b>8.3 Beziehungen zwischen Bodenbiodiversität und Ökosystemfunktionen</b> .....	948
8.3.1 Vom Organismus zum Ökosystem .....	948
8.3.2 Ökosystemfunktionen der Bodenbiodiversität .....	949
8.3.3 Multifunktionalität für stabile Ökosystemfunktionen .....	954
<b>8.4 Bodenbezogene Ökosystemleistungen</b> .....	956
8.4.1 Bodenbezogene Ökosystemleistungen (ÖSL) – Konzept, Ansätze der Erfassung und Bewertung .....	956
8.4.2 Synergien und Zielkonflikte zwischen biologischer Vielfalt und bodenbezogenen Ökosystemleistungen .....	957
8.4.3 Bodenbiodiversität und bodenbezogene Ökosystemleistungen .....	958
8.4.3.1 Regulierende bodenbezogene Ökosystemleistungen .....	958
8.4.3.2 Versorgende bodenbezogene Ökosystemleistungen .....	962
8.4.3.3 Kulturelle bodenbezogene Ökosystemleistungen .....	962
<b>8.5 Direkte Treiber der Bodenbiodiversität, der Ökosystemfunktionen und -leistungen</b> ....	969
8.5.1 Einleitung .....	969
8.5.1.1 Klassifizierung der Wirkung von direkten Treibern auf die Bodenbiodiversität .....	969
8.5.1.2 Übersicht Direkte Treiber .....	970
8.5.2 Veränderung der Struktur der Landschaft im Lebensraum Boden .....	971
8.5.3 Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme im Lebensraum Boden .....	972
8.5.4 Verschmutzung im Lebensraum Boden .....	974
8.5.5 Klimawandel im Lebensraum Boden .....	978
8.5.6 Invasive Arten im Lebensraum Boden .....	979
8.5.7 Andere direkte Treiber und Treiberinteraktionen im Lebensraum Boden .....	979

<b>8.6 Indirekte Treiber der Bodenbiodiversität, der Ökosystemfunktionen und -leistungen</b>	980
8.6.1 Einleitung	980
8.6.2 Politische und rechtliche Treiber der Bodenbiodiversität	980
8.6.3 Wirtschaftliche und technologische Treiber der Bodenbiodiversität	983
8.6.4 Gesellschaftliche Treiber der Bodenbiodiversität	984
8.6.5 Synergien/Konflikte zwischen indirekten Treibern & biologischer Vielfalt	984
<b>8.7 Nachhaltige Instrumente und Maßnahmen für den Schutz der Bodenbiodiversität</b>	987
8.7.1 Instrumente	987
8.7.1.1 Ordnungsrechtliche Instrumente	987
8.7.1.2 Finanzielle anreizbasierte Instrumente	987
8.7.1.3 Informationelle Instrumente	988
8.7.2 Maßnahmen	988
8.7.2.1 Flächenschutzmaßnahmen	989
8.7.2.2 Allgemeine (Management-)Maßnahmen	989
8.7.2.3 Spezielle Maßnahmen nach Lebensräumen	992
8.7.3 Evaluation der beschriebenen Maßnahmen zum Schutz der Bodenbiodiversität	1004
<b>8.8 Optionen für Entscheidungsträger:innen</b>	1005
8.8.1 Hintergrund	1005
8.8.2 Zielgruppen und Handlungsspielräume	1006
8.8.3 Präzisierung von Zielen und Überwachung von deren Erreichung durch die Entwicklung von Indikatoren und Monitoringsystemen	1007
8.8.4 Handlungsoptionen	1009
8.8.4.1 Bodennutzer:innen und -eigentümer:innen	1009
8.8.4.2 Politik und Verwaltung	1009
8.8.4.3 Konsument:innen/Bürger:innen	1010
8.8.4.4 Bildung	1011
<i>Literaturverzeichnis – Kapitel Bodenbiodiversität</i>	1016

<b>9 Indirekte Treiber der Biodiversitätsentwicklung</b>	1049
Autor:innen	1049
Beitragende Autor:innen	1049
Kapitelzusammenfassung	1050
<b>9.1 Einleitung</b>	1055
9.1.1 Definition und Abgrenzung der indirekten Treiber	1055
9.1.1.1 Definition	1055
9.1.1.2 Abgrenzung der indirekten Treiber	1055
9.1.2 Zeitliche und räumliche Dimensionen von indirekten Treibern	1056
9.1.2.1 Zeitliche Dimension	1056
9.1.2.2 Räumliche Dimension	1057
9.1.3 Relevanz indirekter Treiber: Gesellschaftliche Veränderungen und Politik	1058
9.1.4 Exkurs: Biodiversitätsbewertung	1059
9.1.4.1 Potenzial und Grenzen der Biodiversitätsbewertung	1059
9.1.4.2 Studienlage zur Biodiversitätsbewertung: eine kritische Diskussion	1061

9.1.5	Weitere Vorgehensweise im Kapitel .....	1063
9.1.5.1	Kommentierte Gliederung .....	1063
9.1.5.2	Hintergrund zur Befragung der Bearbeitenden des <i>Faktencheck Artenvielfalt</i> .....	1063
<b>9.2</b>	<b>Begünstigende und hemmende Faktoren</b> .....	<b>1064</b>
9.2.1	Politik und Recht .....	1064
9.2.1.1	Naturschutzpolitik und ihre Umsetzung .....	1064
9.2.1.2	Politiken in den Lebensräumen .....	1068
9.2.1.3	Energiepolitik .....	1073
9.2.1.4	Umweltpolitik .....	1075
9.2.1.5	Governance und Mehrebenenstruktur .....	1076
9.2.1.6	Einschätzung innerhalb des <i>Faktencheck-Artenvielfalt</i> -Konsortiums .....	1076
9.2.2	Wirtschaft und Technologie .....	1077
9.2.2.1	Wirtschaftliche und technologische Dynamik seit 1945 .....	1077
9.2.2.2	Wirtschaftswachstum und die Nutzung natürlicher Ressourcen .....	1078
9.2.2.3	Wohlstand, Flächenverbrauch und Versiegelung von Flächen .....	1081
9.2.2.4	Auswirkungen des Wachstums auf den ökologischen Fußabdruck .....	1082
9.2.2.5	Bewertung des Lebensraums durch wirtschaftliche Akteure: Produktion und verfügbare Ressourcen .....	1083
9.2.2.6	Biologische Invasion .....	1084
9.2.2.7	Leakage-Effekte im Umweltbereich .....	1084
9.2.2.8	Einschätzung innerhalb des <i>Faktencheck-Artenvielfalt</i> -Konsortiums .....	1084
9.2.3	Gesellschaft .....	1085
9.2.3.1	Bevölkerungsentwicklung (demografischer Wandel) .....	1085
9.2.3.2	Naturbewusstsein in der Bevölkerung .....	1088
9.2.3.3	Partizipative Ansätze .....	1089
9.2.3.4	Konsum von Fleisch und Ersatzprodukte .....	1089
9.2.3.5	Zunahme von zivilgesellschaftlichem Engagement für mehr Umwelt- und Klimaschutz .....	1089
9.2.3.6	Relevanz von Narrativen .....	1091
9.2.3.7	Pfadabhängigkeit .....	1091
9.2.3.8	Fake News .....	1092
9.2.3.9	Einschätzung innerhalb des <i>Faktencheck-Artenvielfalt</i> -Konsortiums .....	1092
<b>9.3</b>	<b>Instrumente und Maßnahmen</b> .....	<b>1093</b>
9.3.1	Politik und Recht .....	1093
9.3.1.1	Veränderung der Energieversorgung .....	1093
9.3.1.2	Potenziale der GAP nutzen .....	1094
9.3.1.3	Abbau der Umsetzungs- und Vollzugsdefizite .....	1095
9.3.1.4	Natur mit Rechten ausstatten .....	1096
9.3.1.5	Politische Gestaltung des Ausstiegs aus nicht nachhaltigen Technologien (Exnovation) .....	1097
9.3.1.6	Einschätzung innerhalb des <i>Faktencheck-Artenvielfalt</i> -Konsortiums .....	1098
9.3.2	Wirtschaft und Technologie .....	1098
9.3.2.1	Marktversagen und Korrektur .....	1098
9.3.2.2	Produktionstechnische Innovationsentwicklung .....	1098

9.3.2.3 Nudging .....	1099
9.3.2.4 Einschätzung innerhalb des <i>Faktencheck-Artenvielfalt-Konsortiums</i> .....	1102
<b>9.3.3 Gesellschaft</b> .....	<b>1102</b>
9.3.3.1 Bildung .....	1102
9.3.3.2 Einschätzung innerhalb des <i>Faktencheck-Artenvielfalt-Konsortiums</i> .....	1105
<b>9.4 Exkurs: Covid-19-Pandemie und Krieg in der Ukraine</b> .....	<b>1105</b>
9.4.1 Covid-19 .....	1105
9.4.2 Krieg in der Ukraine .....	1107
<i>Literaturverzeichnis</i> .....	1109

## **10 Transformationspotenziale zum Erhalt der biologischen Vielfalt** 1121

Autor:innen	1121
Beitragende Autor:innen	1121
Kapitelzusammenfassung	1122

<b>10.1 Einleitung</b> .....	<b>1127</b>
<b>10.2 Gesellschaftliche Wandlungsprozesse und Transformationspotenziale:</b>	
<b>Eine Standortbestimmung</b> .....	<b>1128</b>
10.2.1 Biodiversitätsziele auf verschiedenen Ebenen .....	1128
10.2.2 Gesellschaftliche Wandlungsprozesse mit positiven Auswirkungen für die biologische Vielfalt .....	1131
10.2.3 Methodisches Vorgehen .....	1131
<b>10.3 Gelungene gesellschaftliche Wandlungsprozesse</b> .....	<b>1135</b>
10.3.1 Vision des gesellschaftlichen Wandels .....	1135
10.3.2 Wissen im Wandel .....	1137
10.3.2.1 Dynamiken im Wandel .....	1142
10.3.3 Emanzipiertes Handeln und Handlungsräume im Wandel .....	1145
10.3.3.1 Ergebnisse der Fallstudienanalysen .....	1145
10.3.4 Governance-Ansätze aus den Fallstudien .....	1148
<b>10.4 Governance-Ansätze zur Unterstützung transformativer Prozesse</b> .....	<b>1151</b>
10.4.1 Ansätze zur Umsetzung und Durchsetzung von Umweltvorschriften und Umweltzielen .....	<b>1152</b>
10.4.1.1 Biologische Vielfalt und Ökosystemleistungen in der nationalen Berichterstattung .....	1152
10.4.1.2 Biologische Vielfalt und Ökosystemleistungen in der unternehmerischen Berichterstattung .....	1154
10.4.1.3 Umweltziele einklagbar machen: Zivilgesellschaftliches Engagement .....	1156
10.4.1.4 Stärkere Verankerung von Umweltbelangen im deutschen Rechtsrahmen .....	1157
10.4.2 Ansätze der Raum- und Landschaftsplanung .....	1157
10.4.3 Potenzialabschätzung verschiedener Ansätze zur Unterstützung transformativer Governance .....	1160

10.5 Synthese: Potenziale zur Unterstützung für transformativen Wandel zum Erhalt der biologischen Vielfalt .....	1164
10.6 Wissenslücken und Forschungsbedarf .....	1170
<i>Literaturverzeichnis</i> .....	1172
<b>11 Synthese des Faktencheck Artenvielfalt</b> .....	1179
Autor:innen .....	1179
11.1 Ziele .....	1180
11.2 Methodisches Vorgehen bei der Entwicklung der Wirkungsketten .....	1180
11.3 Notwendiger Rahmen für den transformativen Wandel .....	1181
11.4 Positive Wirkungsketten für die biologische Vielfalt im Agrar- und Offenland .....	1183
11.5 Positive Wirkungsketten für die biologische Vielfalt der Wälder .....	1186
11.6 Positive Wirkungsketten für die biologische Vielfalt der Binnengewässer und Auen ..	1190
11.7 Positive Wirkungsketten für die biologische Vielfalt der Küsten und Küstengewässer	1193
11.8 Positive Wirkungsketten für die biologische Vielfalt der urbanen Räume .....	1195
11.9 Zusammenfassung der positiven Wirkungsketten für die Biodiversität über alle Lebensräume .....	1198
<i>Literaturverzeichnis</i> .....	1204
<b>Anhang</b> .....	1205
Abkürzungsverzeichnis .....	1206
Glossar .....	1210
Digitale Anhänge .....	1254
Über die Herausgeber:innen .....	1256



# FAKTENCHECK ARTENVIELFALT

**Zusammenfassung für die politische und gesellschaftliche Entscheidungsfindung**

## **Autor:innen**

Christian Wirth, Helge Bruelheide, Nina Farwig, Josef Settele, Jori Maylin Marx, Julia S. Ellerbrok, Anja Schmidt, Theresa Spatz, Maria Sporbert, Claudia Bieling, Nico Eisenhauer, Kai Eskildsen, Christian K. Feld, Jörg Freyhof, Christine Fürst, Karsten Grunewald, Sven Grüner, Carlos A. Guerra, Dagmar Haase, Peter Haase, Jennifer Hauck, Daniel Hering, Helmut Hillebrand, Dorothee Hodapp, Ute Jacob, Josef Kaiser, Peter Keil, Alexandra-Maria Klein, Sebastian Lakner, Ludwig Lettenmaier, André Mascarenhas, Ulrich Mergner, Jörg Müller, Anne-Christine Mupepele, Hong Hanh Nguyen, Hubertus Paetow, Claudia Pahl-Wostl, Carola Paul, Christian Poßer, Martin Quaas, Christian Ristok, Gregor Scheiffarth, Ursula Schmedtje, Vera Schreiner, Lea von Sivers, Pia Sommer, Christian Sponagel, Christoph C. Tebbe, Amibeth Thompson, Thilo Wellmann, Willi Xylander

**Kurz-  
fassung**

**Kernaussagen**

**Hintergrund**

**Faktencheck Artenvielfalt**  
Bestandsaufnahme und Perspektiven  
für den Erhalt der biologischen  
Vielfalt in Deutschland



## Inhaltsverzeichnis der Zusammenfassung

<b>Kurzfassung</b> .....	34
<b>Kernaussagen</b> .....	37
Wie steht es um die biologische Vielfalt in Deutschland? .....	37
Welche Rolle spielt die biologische Vielfalt in Ökosystemen und für uns Menschen? .....	39
Was sind die Gründe für die Änderung der biologischen Vielfalt? .....	41
Welche Rahmenbedingungen bestehen für den Erhalt und die Förderung der biologischen Vielfalt? .....	43
Wie wirken konkrete Maßnahmen, um die biologische Vielfalt zu fördern? .....	45
Wie erzeugen wir Handlungsbereitschaft für die Bewahrung und Förderung der biologischen Vielfalt? .....	46
Was sind die positiven Wirkungsketten, die eine Trendumkehr bewirken können? .....	48
<b>Hintergrund – Erläuterungen zu den Kernaussagen</b> .....	52
A Status und Trends .....	52
B Ökosystemleistungen .....	63
C Direkte Treiber .....	71
D Indirekte Treiber .....	83
E Instrumente und Maßnahmen .....	87
F Transformationspotenziale .....	93
G Synthese: Positive Wirkungsketten für die biologische Vielfalt .....	98
H Wissenslücken und Forschungsbedarfe .....	102
<b>Anhang</b> .....	109
Abkürzungsverzeichnis .....	109
Definitionen .....	110
Methoden .....	111
Literaturverzeichnis .....	114

## Kurzfassung

Der *Faktencheck Artenvielfalt* fasst das Wissen zur biologischen Vielfalt in Deutschland zusammen. Diese umfasst unter anderem die Vielfalt der Lebensräume, der biologischen Arten sowie der genetischen Ausstattung innerhalb von Arten. Der *Faktencheck Artenvielfalt* ermittelt den Zustand und die Trends der biologischen Vielfalt und die direkten und indirekten Ursachen dieser Trends. Er analysiert ihre Auswirkungen auf Ökosystemleistungen, die unser Wohlergehen bedingen, sowie praktische und gesellschaftliche Möglichkeiten der Bewahrung, nachhaltigen Nutzung und Wiederherstellung von biologischer Vielfalt. Wichtige Ergebnisse sind in Kürze:

Die Vielfalt der Lebensräume nimmt ab. Über die Hälfte der Lebensraumtypen Deutschlands ist in einem ökologisch ungünstigen Zustand, und immer noch verschwinden wertvolle Habitate (Kernaussage 1). In der Konsequenz sind Populationen vieler Arten und vermutlich auch genetischer Varianten rückläufig. Ein Drittel aller untersuchten Arten sind gefährdet, etwa 3 % gelten als ausgestorben (2). Die Roten Listen bieten die umfassendste Expert:inneneinschätzung des Zustands der Arten und Lebensräume. Erste Synthesergebnisse zu Biodiversitätstrends finden sich in der Literatur (4). Zusätzlich wurde im *Faktencheck Artenvielfalt* ein neuer Datensatz mit über 15.000 Zeitreihen zu Tier- und Pflanzenarten zusammengestellt und untersucht. Dies war notwendig, weil ein für die wichtigen Artengruppen und Ökosysteme repräsentatives Langzeitmonitoring der biologischen Vielfalt in Deutschland nicht existiert (3). Die Analyse zeigt, dass Trends der biologischen Vielfalt bei längeren Zeitreihen trotz hoher Variabilität häufiger negativ als positiv sind (5). Negative Trends sind besonders ausgeprägt bei den Gemeinschaften der Wirbelloser der Wälder, Binnengewässer und Auen sowie der Küste und Küstengewässer, ebenso bei den Vögeln in der Agrarlandschaft. Für viele Lebensräume und Artengruppen ist die Datenlage unzureichend, dies gilt insbesondere für die biologische Vielfalt unserer Böden (5).

Unser Wohlergehen und Wirtschaften hängt von der Leistungsfähigkeit und Resilienz unserer Ökosysteme ab (7). Forschungen der letzten Jahrzehnte haben gezeigt, dass die Leistungsfähigkeit von Ökosystemen durch biologische Vielfalt gesteigert und stabilisiert wird (8). Eine Vielfalt an Pflanzenarten in Wäldern, Wiesen und städtischen Grünflächen erhöht die Vielfalt anderer Organismengruppen (Tiere, Pilze, Mikroorganismen) deutlich.

Ökosysteme mit einer hohen biologischen Vielfalt – nicht zuletzt im Boden – können ein größeres Spektrum an Ökosystemleistungen erbringen und ihre Leistungsfähigkeit angesichts von Umweltänderungen wie dem Klimawandel besser aufrechterhalten (8, 9, 10). Sie sind weniger von einer externen Zufuhr von Energie und Chemie abhängig und daher nachhaltiger zu bewirtschaften (8, 9). Ein Wirtschaften »mit« der biologischen Vielfalt stärkt sowohl Landnutzungssysteme als auch den Naturschutz. Der Beitrag der biologischen Vielfalt zu unserer Kultur ist wenig untersucht, aber eine Hauptmotivation dafür, sie zu schützen (12).

Ein Großteil der Verluste der biologischen Vielfalt hat sich vor dem Beginn systematischer Beobachtungen (ca. 1850–1970) durch Flächenversiegelung, Flurbereinigung, Plantagenwirtschaft, Flussbegradigung, ungereinigte Abwässer, Küstenschutzmaßnahmen und die großflächige Entwässerung der Landschaft, v. a. von Auen und Mooren, ereignet (13). Dies ist nur in Ausnahmefällen durch historische Zeitreihen direkt nachweisbar, lässt sich aber aus dem Vergleich heutzutage naturbelassener/extensiv genutzter mit stark umgestalteten/intensiv genutzten Ökosystemen plausibel schließen. Die Hauptursachen für eine ausbleibende Erholung oder den fortgesetzten Verlust von biologischer Vielfalt sind die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung mit negativen Wirkungen auch auf benachbarte Ökosysteme, die stetige Abnahme vieler Lebensraumtypen und eine Verschlechterung der Lebensraumqualität, insbesondere durch Verschmutzung und Nährstoffeinträge (14). Invasive Arten entfalten vor allem in Fließ- und Küstengewässern eine negative Wirkung auf die heimische biologische Vielfalt (18). Der Klimawandel verändert die biologische Vielfalt bereits deutlich (15). Kältetolerante Arten gehen zurück, Arten mit hohen Temperaturansprüchen nehmen zu, Arten aus südlichen Regionen wandern ein. Der Einfluss auf die Artenvielfalt unserer Lebensräume kann noch nicht abgeschätzt werden. Der Klimawandel kann die negative Wirkung anderer Treiber des Biodiversitätsverlusts verstärken.

Der *Faktencheck Artenvielfalt* dokumentiert eine Reihe von positiven Entwicklungen, die eindrücklich zeigen, dass sich biologische Vielfalt erholen kann, wenn negative Treiber reduziert und die Qualität von Lebensräumen verbessert wird. So hat sich beispielsweise infolge der Abwasserreinigung seit 1970 die Vielfalt der Wirbelloser in Fließgewässern großflächig er-

holt. Ebenso wird die starke Zunahme der Populationen von Waldvögeln seit 2010 mit einer Verbesserung der Waldstruktur in Verbindung gebracht. Die Naturschutzforschung und -praxis kennt für jeden Lebensraumtyp Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt, darunter die Ausweisung von Schutzgebieten, Änderungen der Bewirtschaftung (z. B. Umstellung auf ökologische Landwirtschaft, Förderung von Biotopbäumen und Totholz im Wald, schonende Fangmethoden in Küstengewässern, insektenfreundliche Mahdregime) oder sogenannte Impulsmaßnahmen (Flussrenaturierungen, Wiedervernässung von Mooren, Ansiedlungen von Arten) (27, 28). Die Wirksamkeit dieser Maßnahmen entfaltet sich aber oft erst in geeigneter Kombination. So ist die Ausweisung von Schutzgebieten ohne standortangepasste Bewirtschaftung häufig nicht erfolgreich (26, 27). Beim Flächenschutz ist die Habitatqualität wichtiger als die Größe eines zusammenhängenden Schutzgebiets. Bei der geplanten Ausweitung von strengen Schutzgebieten auf 10 % der Fläche erscheint es daher angesichts der zergliederten Kulturlandschaft Deutschlands und der hohen Beweglichkeit vieler Arten günstiger, viele kleine als wenige große Schutzgebiete zu etablieren. Dabei darf es keine Flächenkonkurrenz zwischen Prozessschutz (natürliche Dynamik) und dem Schutz wertvoller genutzter Lebensräume der Kulturlandschaft geben. Für Flächen außerhalb von Schutzgebieten müssen neue nachhaltige Landnutzungssysteme gefördert werden, die Nutzung und Biodiversitätsschutz vereinen. Bewährte Maßnahmen können unter Bedingungen des Klimawandels unerwartete Ergebnisse hervorbringen. In Zukunft sollte die Wirksamkeit von Maßnahmen durch Erfolgskontrollen standardisiert erfasst und das Wissen um bewährte Managementkonzepte besser zugänglich gemacht werden. Moderne automatisierte Monitoringmethoden könnten in Zukunft Erfolgskontrollen unterstützen (6, 29).

Die gesellschaftlichen Rahmenbedingungen für die Förderung der biologischen Vielfalt sind vielgestaltig und spiegeln die verschiedenen Interessen in unserer Gesellschaft wider. Es gibt internationale Verpflichtungen (z. B. UN-Biodiversitätskonvention), ambitionierte Strategien (z. B. EU Green Deal, Nationale Biodiversitätsstrategie) und daraus abgeleitete Gesetze und Richtlinien (z. B. Wasserrahmenrichtlinie, Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). Ihre Ziele werden selten erreicht (25). Neben Umsetzungsdefiziten, wenn internationale Abkommen nicht in geltendes nationales Recht übersetzt werden, gibt es vor allem Vollzugsdefizite, wenn gesetzliche Vorschriften in der Praxis umgangen werden können oder nicht die erwünschte Wirkung entfalten (25). Die Gründe hierfür

sind geringe Bereitschaft oder fehlendes Verständnis der Gesellschaft, behördliche Arbeitsüberlastung und vor allem eine mangelnde Abstimmung mit den Zielen und Instrumenten anderer Sektoren (z. B. Landwirtschaft, Energie, Hochwasserschutz, Industrie) (20, 26). Das führt häufig dazu, dass die Belange des Naturschutzes in gesetzlichen Abwägungen unterliegen (20).

Wirtschaftlich-technologische Treiber haben sich bislang zumeist hemmend auf die biologische Vielfalt ausgewirkt. Eine beginnende Trendwende im Verhalten der Verbraucher:innen hin zu zertifizierten Nahrungs- oder Holzprodukten öffnet Märkte für nachhaltiges Wirtschaften mit positiver Wirkung auf die biologische Vielfalt (22). Auch technische Innovationen können die biologische Vielfalt fördern (z. B. mechanischer Pflanzenschutz, artspezifische Pflanzenschutzmittel) (22). Die Vergabe von Fördermitteln ist als ökonomisches Instrument anerkannt, sollte aber nicht maßnahmen-, sondern erfolgsbasiert eingesetzt werden (25, 29). Bei der Planung und Förderung von Maßnahmen vor Ort muss berücksichtigt werden, dass diese auch negative Fernwirkungen auf die biologische Vielfalt in anderen Regionen der Erde haben können (21).

Um dem Verlust der biologischen Vielfalt entgegenzuwirken, ist ein transformativer Wandel im Rahmen der grundgesetzlichen Ordnung notwendig (30, 37). Transformativer Wandel scheint möglich, wenn Menschen die Bedeutung von biologischer Vielfalt und Handlungsalternativen vermittelt bekommen und (er)leben (31, 32) und an Entscheidungen zu ihrem Schutz mitwirken oder diese selbst bestimmen können (33, 36). Wichtig ist auch, dass Kennziffern der biologischen Vielfalt und ihrer Ökosystemleistungen Eingang in die Gesamtbilanzen von Volkswirtschaften und Unternehmen finden (34), dass die Umsetzung von Biodiversitätsschutz in hochrangige Rechte, zum Teil auf Verfassungsebene, verankert und damit verbindlich gemacht wird (35) und dass alle gesellschaftlichen Akteure einen transformativen Wandel unterstützen (36). Eine Trendumkehr wird am ehesten ermöglicht, wenn sie durch mehrere Beweggründe getragen wird, sich für biologische Vielfalt einzusetzen (37). Eine wichtige Wirkungskette über alle Lebensräume hinweg ist die Extensivierung der Land-, Gewässer- und Meeresnutzung. Diese geht einher mit einer Erhöhung der strukturellen Vielfalt und einer Reduktion der Nährstoffeinträge (38). Um dem Biodiversitätsverlust erfolgreicher entgegenzuwirken, können die bestehenden Maßnahmen zur Förderung von biologischer Vielfalt weiterentwickelt und gezielter eingesetzt werden (38).

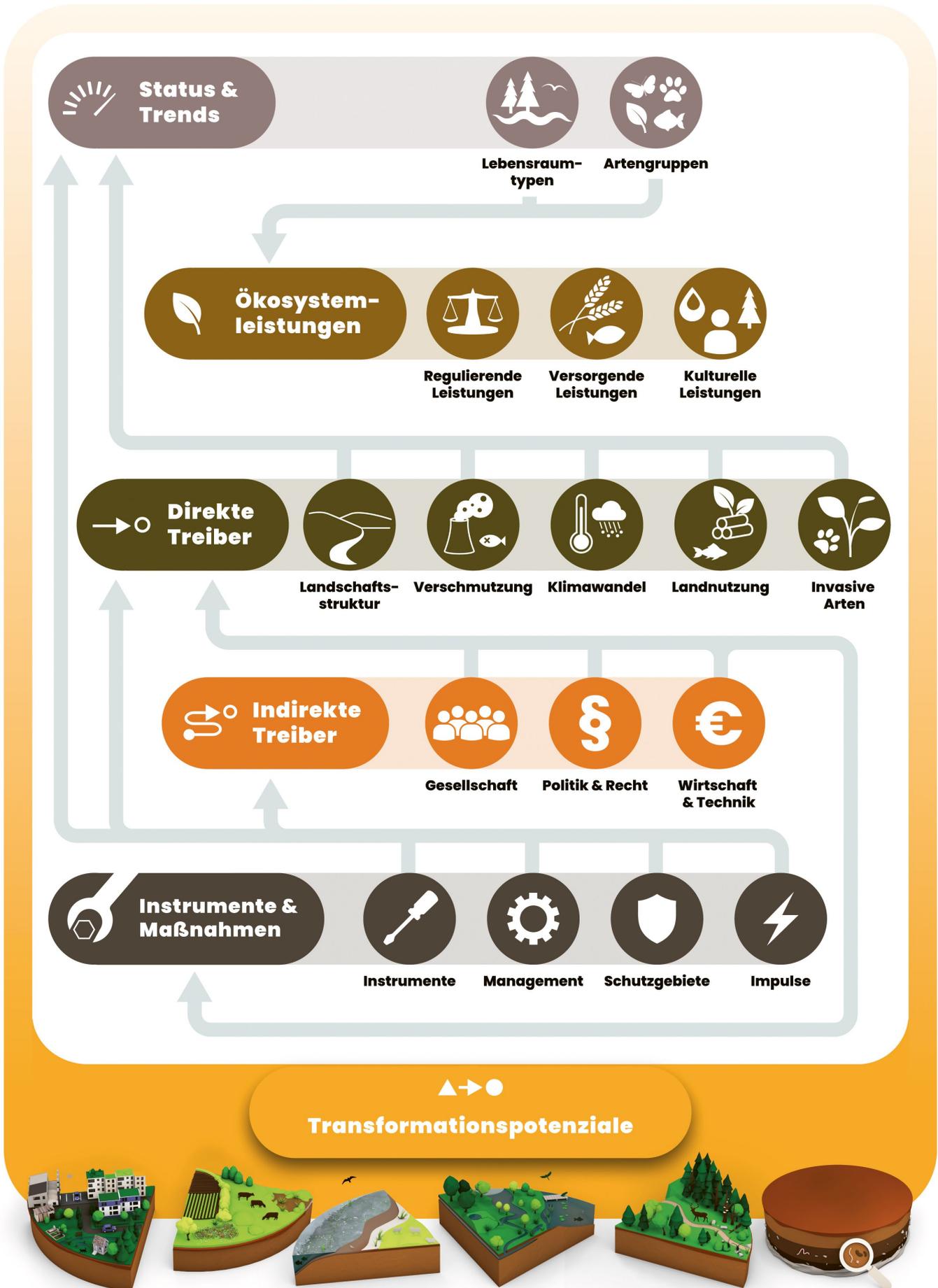


Abbildung 2: Themenbereiche im Faktencheck Artenvielfalt

## Kernaussagen

### Wie steht es um die biologische Vielfalt in Deutschland?

**1. Über die Hälfte der Lebensraumtypen Deutschlands ist in einem ungünstigen Zustand.** Insgesamt 60 % der 93 Lebensraumtypen, die für das Agrar- und Offenland, den Wald, die Binnengewässer und Auen, die Küsten- und Küstengewässer und die urbanen Räume beschrieben werden, zeigen einen unzureichenden oder schlechten Erhaltungszustand und rückläufige Entwicklungstendenzen. Besonders besorgniserregend ist die Situation der Lebensraumtypen im Grünland, auf ehemals artenreichen Äckern, in Mooren, Moorwäldern, Sümpfen und Quellen. Mehr als die Hälfte der Meeres- und Küstenlebensraumtypen der Nord- und Ostsee sind langfristig gefährdet. In Städten gehen durch Innenverdichtung und Ausbau weiterer (Verkehrs-)Infrastruktur naturnahe und kulturlandschaftlich geprägte Lebensraumtypen verloren. Es gibt nur wenige positive Entwicklungstendenzen, z. B. bei den Laubwäldern, die aber durch den Klimawandel gefährdet sind. → A1



**Abbildung 3:** Rotbuchenwald mit Bingekrautunterwuchs. Laubwälder gehören zu den wenigen Lebensraumtypen, die sich aktuell positiv entwickeln. Buchenwälder leiden allerdings in den letzten Jahren unter Trockenheit (Foto: Hartmut Dierschke). → 1

**2. Die Bestände vieler Arten sind rückläufig. Ein Drittel der untersuchten Arten ist in ihren Beständen gefährdet.** Von den etwa 72.000 in Deutschland einheimischen Tier-, Pflanzen- und Pilzarten wurden bislang etwa 40 % auf die Gefährdung ihrer Populationen hin untersucht und in Roten Listen erfasst. Fast ein Drittel aller Arten in den Roten Listen sind bestandsgefährdet, das heißt, sie sind vom Aussterben bedroht oder stark gefährdet; etwa 3 % gelten bereits als ausgestorben. Stark gefährdet sind viele Reptilien- und Amphibienarten so-

wie zahlreiche Insektenarten und andere Gliedertiere. Für Letztere und viele weitere Artengruppen fehlt jedoch die Datengrundlage, die für eine verlässliche Einstufung notwendig ist. Die Bodenbiodiversität ist bisher in Roten Listen zu weniger als 5 % repräsentiert, weshalb Aussagen zur Gefährdung der biologischen Vielfalt des Bodens kaum möglich sind. Einzelne Zunahmen der Populationsgrößen zeigen sich innerhalb der Artengruppen der Säugetiere, Vögel, Tagfalter und Libellen, hingegen nicht für Arten, die auf seltene oder gefährdete Habitate angewiesen sind. → A2

**3. Für die Erfassung der biologischen Vielfalt gibt es in Deutschland kein standardisiertes Verfahren. Dies hat bislang repräsentative Aussagen erschwert.** Es gibt in Deutschland keine über Artengruppen und Lebensräume hinweg standardisierte regelmäßige Erfassung der biologischen Vielfalt. Die Biodiversitätserfassung erfolgt sowohl durch zahlreiche voneinander unabhängige Programme, die von verschiedenen Behörden und Forschungsinstituten durchgeführt werden, als auch ehrenamtlich von Vereinen, Fachgesellschaften oder Verbänden für ausgewählte Artengruppen, Lebensräume und Facetten der biologischen Vielfalt. Die Initiativen sind größtenteils nicht aufeinander abgestimmt. Dies erschwert die Verknüpfung der Daten und eine umfassende wissenschaftliche Auswertung und Vorhersage der Entwicklung der gesamten biologischen Vielfalt. Zur Änderung der genetischen Vielfalt liegen kaum Daten vor. Ein integriertes, methodisch vereinheitlichtes und dauerhaft etabliertes Biodiversitätsmonitoring wird benötigt, um deutschlandweite repräsentative Trends der biologischen Vielfalt in all ihren Facetten zu erkennen, die Ursachen besser zu verstehen und den großflächigen Erfolg von Strategien für den Schutz und die Förderung der biologischen Vielfalt zu überprüfen. → A3

**4. Jüngere Untersuchungen bestätigen die negativen Befunde der Roten Listen für einzelne Artengruppen. Auch positive Entwicklungen konnten für manche Gruppen gezeigt werden.** In den letzten Jahren wurden etliche Studien für einzelne Artengruppen publiziert, die für Deutschland eine generelle Abnahme der Biomasse von Insektengemeinschaften und überwiegend Populationsrückgänge von Schmetterlings- und Pflanzenarten zeigen. Die Populationen vieler Libellenarten nehmen dagegen zu. Bei anderen Gruppen der Insek-

ten sowie der Pflanzen sind nicht nur seltene, sondern auch häufigere Arten rückläufig. Die Populationen von Vögeln im Agrar- und Offenland sind in knapp 40 Jahren um mehr als die Hälfte zurückgegangen. Für Artengruppen in Fließgewässern konnten in den vergangenen Jahrzehnten Zunahmen in Arten- und Individuenzahlen dokumentiert werden, allerdings ausgehend von einem sehr niedrigen Niveau und nach wie vor deutlich von einem guten Erhaltungszustand entfernt. Insgesamt zeigt sich eine beschleunigte Verschiebung hin zu neuartigen Lebensgemeinschaften mit einem zunehmenden Anteil gebietsfremder Arten, primär in Küstengewässern und großen Fließgewässern. Die Synthese aller dieser Studien im vorliegenden *Faktencheck Artenvielfalt* ergibt den bislang umfassendsten Überblick für Änderungen der biologischen Vielfalt in Deutschland. → Box A



**Abbildung 4:** Die Bestände einiger Artengruppen, wie Fließgewässerlibellen (hier: Kleiner Blaupfeil, Foto: Jörg Freyhof), entwickeln sich aktuell positiv. Weit mehr Arten zeigen jedoch negative Entwicklungen, z.B. viele Tagfalterarten wie der Dunkle Wiesenknopf-Ameisenbläuling (Foto: Josef Settele). → 4

**5. Der *Faktencheck Artenvielfalt* hat über 15.000 Zeitreihen zu Aspekten der biologischen Vielfalt von Lebensgemeinschaften aus der Literatur und Datenerhebungen zusammengetragen und ausgewertet. Rückläufige Trends der biologischen Vielfalt überwiegen in vielen Lebensräumen.** Signifikante Trends werden dabei hauptsächlich in längeren Zeitreihen

sichtbar. Die Trends der Artenvielfalt sind häufiger negativ als positiv, obwohl die Methodik das Erkennen positiver Trends wahrscheinlicher macht (siehe Methoden). Negative Trends sind besonders ausgeprägt bei den Gemeinschaften der Wirbellosen der Wälder, Binnengewässer und Auen sowie der Küste und den Küstengewässern. Außerdem gibt es innerhalb der Organismengruppen für Teilgruppen unterschiedliche Trends. Während im Agrar- und Offenland der Anteil positiver und negativer Entwicklungen über alle Pflanzengemeinschaften hinweg weitgehend ausgeglichen ist, zeigen Ackerwildkrautgesellschaften stark abnehmende Trends. Im Wald zeigen die Säugetiere mehr positive als negative Entwicklungen. Die biologische Vielfalt der Küste und Küstengewässer zeichnet sich durch eine sehr hohe Dynamik aus. So wird zwischen einzelnen Jahren unabhängig von der Organismengruppe um die Hälfte des Arteninventars der Lebensgemeinschaften ausgetauscht. Für die biologische Vielfalt in urbanen Räumen und die Bodenbiodiversität gibt es kaum repräsentative Zeitreihen, die eine Trendanalyse erlauben. → A4



**Abbildung 5:** Erfassungen von Nachtfaltergemeinschaften mittels Anlockungen durch Licht spiegeln die überwiegend negativen Entwicklungen von wirbellosen Artengruppen wider (Foto: Dorte v. Stünzner-Karbe). → 5

**6. Neue Technologien werden die Erfassung von biologischer Vielfalt revolutionieren. Es besteht aber noch Entwicklungsbedarf.** In der Zukunft wird das Biodiversitätsmonitoring durch neue Methoden stark erweitert werden. Einige kommen auch heute schon zum Einsatz, wie die genetische Artbestimmung (Metabarcoding), die automatische Arterkennung in Bildern aus Fotofallen und von Smartphones, das akustische Monitoring oder das fernerkundliche Umweltmonitoring. Diese Methoden können herkömmliche Verfahren ergänzen, deren zeitliche und räumliche Auflösung

deutlich erhöhen, den Kreis der Artenbestimmer:innen vergrößern, das erfassbare Artenspektrum erweitern und neue Facetten, wie z. B. die genetische Vielfalt, berücksichtigen. Nach bisherigen Erfahrungen mit diesen Methoden besteht allerdings noch erheblicher Entwicklungsbedarf, besonders bei der Erfassung von Individuenzahlen und Biomassen. Für einige Artengruppen sind Metabarcodingmethoden bereits hinreichend entwickelt, um sie breit und mit der nötigen Auflösung anzuwenden, z. B. für Fluginsekten oder bei Süßwasserfischen durch geringe Mengen an DNA, die Organismen an die Umwelt abgeben (Umwelt-DNA). → A5



**Abbildung 6:** Bei der Bestimmung der Populationsgrößen von Meeressäugern wie dem Seehund kommen außer Zählungen per Flugzeug mittlerweile auch passive akustische Erfassungsmethoden zum Einsatz (Foto: Dorothee Hodapp). → 6

## Welche Rolle spielt die biologische Vielfalt in Ökosystemen und für uns Menschen?

### 7. Biologisch vielfältige Lebensgemeinschaften erbringen essenzielle Leistungen für uns Menschen.

Dazu gehören neben der Versorgung mit Nahrungsmitteln und Rohstoffen vor allem Regulationsfunktionen wie die Blütenbestäubung, die Aufrechterhaltung von Nährstoffkreisläufen, der Klimaschutz, der Rückhalt von Wasser in der Landschaft und der Küsten- und Erosionsschutz. Sie erbringen auch viele wichtige kulturelle Leistungen. Der Wissensstand für Deutschland erlaubt es, beispielhaft zu bewerten, wie sich Änderungen der biologischen Vielfalt auf diese Leistungen auswirken. Eine umfassende Bilanz der Wirkung von biologischer Vielfalt auf Ökosystemleistungen ist jedoch bislang nicht möglich. → B1, B2

**8. Ökosysteme sind leistungsfähiger und funktionieren stabiler, wenn sie eine hohe biologische Vielfalt besitzen.** Experimente und gezielte Beobachtungen im Freiland belegen für Deutschland und Mitteleuropa, dass



**Abbildung 7:** Eine Gemeine Furchenbiene bestäubt die Blüte einer Erdbeere und übernimmt damit eine essenzielle Regulationsfunktion (Foto: Felix Fornoff). → 7

artenreiche Ökosysteme leistungsfähiger sind und stabiler funktionieren als artenarme Systeme. Das liegt unter anderem daran, dass sich verschiedene Arten (oder funktionelle Gruppen von Arten) bei vielen Leistungen wie Nährstoffaufnahme, Wachstum oder Zersetzung ergänzen (»Komplementarität«), direkt unterstützen und bei Stress oder nach Störungen gegenseitig vertreten können (»Versicherungseffekt«). In artenreichen Lebensgemeinschaften sind einzelne Arten häufig gesünder und leistungsfähiger, weil ihre Krankheitserreger, Parasiten und Fressfeinde hier kleinere Populationen aufbauen (»Verdünnungseffekt«). Aus diesen Gründen sind Monokulturen, wie sie in der Landwirtschaft und in Aquakulturen die Regel und auch in der Forstwirtschaft häufig sind, instabiler. Sie können nur unter hohem Einsatz an Energie und Chemie (Bearbeitung, Düngung, Pflanzenschutzmittel, Antibiotika) aufrechterhalten werden. Die positiven Auswirkungen der Artenvielfalt lassen sich vermutlich auch auf die Vielfalt der genetischen Varianten (Genotypen) innerhalb einer Art übertragen, die Datenlage ist jedoch nicht ausreichend. → B3, B7

**9. Mit hoher biologischer Vielfalt steigt auch die Vielfalt an Ökosystemleistungen.** Für die gleichzeitige Bereitstellung mehrerer Ökosystemleistungen (»Multifunktionalität«) wird mehr biologische Vielfalt (Arten, funktionelle Gruppen oder Genotypen) benötigt als für die Optimierung einzelner Ökosystemleistungen. Ein Mehr an biologischer Vielfalt wird auch benötigt, wenn Ökosysteme ihre Leistungsfähigkeit angesichts einer variablen Umwelt über längere Zeiträume oder größere Flächen hinweg erbringen sollen. Eine multifunktionale, nachhaltige und ressourcenschonende Land- und Gewässernutzung ist also in besonderem Maße auf eine hohe biologische Vielfalt angewiesen (siehe 8). Ob die aktuellen Verlusten von biologischer Vielfalt in na-

turnahen Ökosystemen Deutschlands (siehe 5) deren Leistungsfähigkeit bereits schmälern, kann derzeit nicht mit Sicherheit gesagt werden. → B3, B4

**10. Der Klimaschutz ist eine regulierende Ökosystemleistung, die besonders stark von der Artenvielfalt abhängt.** Artenreiche Wiesen legen im Vergleich zu artenarmen besonders viel des Treibhausgases CO<sub>2</sub> als organische Substanz im Boden fest. Artenreiche Wälder tun dies vor allem in den lebenden Bäumen und im Totholz – stärker als artenarme. Die biologische Vielfalt der Bodenorganismen steigert nicht nur die Mineralisierung von Nährstoffen im Boden, sondern fast immer auch dessen langfristige Kohlenstoffspeicherung. Darüber hinaus können artenreiche Wiesen und Wälder die Temperaturschwankungen am und im Boden besser abpuffern als artenarme. Artenreiche Wiesen und Wälder haben eine höhere Resistenz und Resilienz gegenüber Klimaextremen. Moore hingegen erbringen Klimaschutz mit wenigen, dafür für den Naturschutz wertvollen Arten. Andere Regulationsleistungen, die nachweislich durch biologische Vielfalt gefördert werden können, sind der Erosionsschutz, die Wasserreinigung in Gewäs-



**Abbildung 8:** Naturnahe Hochmoore wie das Schwarze Moor in der Röhn (Foto: Nina Farwig) erbringen wichtige Regulationsleistungen. Moore zeichnen sich durch einen hohen Anteil an bedrohten Arten aus, wie Sumpfbärlapp und Mittlerer Sonnentau im Ahlenmoor am Halemer See (Foto: Helge Bruelheide). → 10

sern und Auen (Filtrierung, Abbauleistungen von organischer Substanz), die Blütenbestäubung und die Aufrechterhaltung der Nährstoffkreisläufe. → B4, B6

**11. Zusätzlich zur Artenvielfalt können auch einzelne Schlüsselarten einen großen Beitrag zu Ökosystemleistungen erbringen.** Dabei handelt es sich um Arten, die durch ihre einzigartigen Anpassungen und Fähigkeiten als »Ökosystemingenieure« fungieren. Sie bilden Habitate für andere Arten und treiben bestimmte Prozesse mit besonders hoher Effizienz voran. Der Ausfall von Schlüsselarten hat überproportional starke negative Auswirkungen auf Ökosystemleistungen. Ein Beispiel sind die Seegräser der Küstenmeere, deren unterseeische Wiesen unter anderem Kinderstube für Fische und starke Senken für Kohlenstoff sind. Weitere Schlüsselarten sind z. B. Miesmuschel, Schilfrohr, Schwarzerle oder Biber sowie Specht- und Regenwurmart. Durch die Bereitstellung von Lebensraum für zahlreiche andere Arten erhöhen sich insgesamt die regulierenden Ökosystemleistungen. Einzelne Arten können jedoch auch negative Auswirkungen auf Ökosystemleistungen oder direkt für den Menschen haben (»Disservices«). Ein Anstieg von Disservices mit zunehmender biologischer Vielfalt ist nicht bekannt. → B5, B8, B10



**Abbildung 9:** Der Europäische Biber drosselt als Ökosystemingenieur durch Dammbauten die Entwässerung der Landschaft. Dies fördert die biologische Vielfalt und die Resilienz und Kühlungs-wirkung von Ökosystemen im Klimawandel (Foto: Pixabay-Ralf Schick). → 11

**12. Biologische Vielfalt erbringt zahlreiche kulturelle Ökosystemleistungen.** Sie stärkt die mentale Gesundheit und das Wohlbefinden der Menschen und vermittelt Heimatgefühl, indem sie Menschen mit ihrer kulturell-geschichtlichen Tradition verbindet. Sie dient als künstlerische und spirituelle Quelle und ist bedeutsam für den Tourismus. Vor allem in Städten verbessert die Vielfalt an Lebensräumen und Arten nachweislich das Wohlbefinden von Menschen. In Agrarlandschaften ist

die Ästhetik der Landschaft stark von der Fülle an Blüten und vielfältigen Strukturen abhängig. Der Zugang zu Naturschutzgebieten oder Grünflächen in Städten führt zu einem tieferen Verständnis und damit einer höheren Wertschätzung von biologischer Vielfalt. → B9

## Was sind die Gründe für die Änderung der biologischen Vielfalt?

**13. Historisch und bis in die Gegenwart hinein hat der Verlust von Lebensräumen maßgeblich die biologische Vielfalt in Deutschland verringert und verändert. Die vorhandenen Erfassungen, die erst in den letzten Jahrzehnten begonnen haben, spiegeln daher eine bereits verarmte biologische Vielfalt wider und beginnen auf einem niedrigen Ausgangsniveau.** In Landlebensräumen haben vor allem die Zerstörung und Zerschneidung von Habitaten zu einer Abnahme der biologischen Vielfalt beigetragen. In der Agrar- und Offenlandschaft hat die Flurbereinigung durch die Entfernung von Hecken, Wegrändern und Kleingewässern die Habitatvielfalt stark verringert. Artenreiche Wiesen und Weiden wurden und werden für die Anlage von artenarmen Hochleistungsgrünländern oder für die Ackerntzung umgebrochen. Nahezu verschwunden sind baumarten- und strukturreiche historische Waldnutzungsformen wie Nieder-, Mittel- und Hutewälder, die für die Artenvielfalt von Insekten und Vögeln des Waldes eine große Bedeutung haben. Die Entwässerung der Landschaft hat zum Verlust von Mooren, Feucht- und Nasswiesen sowie von Au-, Moor- und Bruchwäldern geführt. Fast alle Fließgewässer wurden durch Begradigung, Uferbefestigung, Entfernung von Ufergehölzen oder durch regelmäßige Entkrautung tiefgreifend verändert. Zahlreiche Wehre und andere Querbauwerke unterbrechen heute die Durchgängigkeit vieler Bäche und Flüsse, z. B. für wandernde Fische. Infolge des Rückstaus von Wehren flussaufwärts verlieren Fließgewässer ihre natürliche Struktur- und Strömungsvielfalt. Eindeichungen haben die Anbindung und Vernetzung der Auen stark eingeschränkt, was zu einem weitreichenden Verlust autotypischer Lebensgemeinschaften geführt hat. Die Eindeichung und Begradigung der Küste sowie die Landgewinnung haben den Übergang zwischen Land und Meer vollständig verändert und die natürliche Dynamik dieses Lebensraums großflächig zerstört. Durch die zunehmende Verdichtung innerhalb von Städten sowie die Ausdehnung urbaner Räume gingen viele nicht versiegelte Flächen verloren, zu denen wichtige Sonderhabitate für die urbane Biodiversität zählen, wie Brachflächen, Industrienaturflächen und Gebiete

urbaner Wildnis. In fast all diesen Fällen führte dieser Lebensraumverlust zu einem Rückgang der Artenvielfalt. Das Verschwinden von Lebensräumen setzt sich bis zum heutigen Tage fort. → C1



**Abbildung 10:** Frei mäandrierende Flüsse mit Gleit- und Prallhängen, wie die Mulde südlich von Dessau, fördern mit ihrer Struktur- und Strömungsvielfalt die biologische Vielfalt an Land und im Wasser (Foto: Christian Wirth). → 13

**14. Auch innerhalb von Lebensräumen hat sich eine Intensivierung der Nutzung, vor allem im Agrarland, aber auch generell in der Kulturlandschaft und in Gewässern, stark negativ auf die biologische Vielfalt ausgewirkt.** Zur Intensivierung zählen die Aufgabe von Fruchtfolgen, der vermehrte Maisanbau und Einsatz von Dünger, Pflanzenschutzmitteln und schweren Maschinen auf Ackerflächen, der Anbau von Kulturgräsern im Grünland und der Rückgang der extensiven Beweidung. Natürliche Waldstrukturen wurden über die letzten Jahrhunderte vielfach in Monokulturen und Altersklassenwäldern umgewandelt, dem erst in jüngerer Zeit Förderprogramme entgegenwirken. In den letzten zwei Jahrzehnten hat sich der Totholzanteil erhöht, dessen Mangel in der Vergangenheit stark negative Auswirkungen auf eine große Zahl der Arten hatte, die vom Totholz abhängig sind. In Binnengewässern und in der Ostsee wirken sich vor allem der Eintrag von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln aus landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen und die Fischerei negativ auf die biologische Vielfalt aus. In Städten wirkt sich die intensive Pflege öffentlicher Grünflächen sowie privater Gärten, z. B. durch häufiges Mähen und Mulchen, den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln oder die zunehmende Versiegelung auch durch Schottergärten, negativ auf die biologische Vielfalt aus. In Nord- und Ostsee haben vor allem die bodenberührende Fischerei, die Schifffahrt und der massive Ausbau von Offshore-Windanlagen negative Effekte auf verschiedene Artengruppen. → C1, C2



**Abbildung 11:** Baumaßnahmen wie hier die Errichtung eines Containerterminals am Jade-Weser-Port bei Wilhelmshaven zerstören wichtige Küstenlebensräume und koppeln Land- und Meeresökosysteme voneinander ab. Der verstärkte Schiffsverkehr hat negative Auswirkungen auf z. B. Schweinswale (Foto: Kolja Beisiegel). → 14, 15

### **15. Der Klimawandel und damit verbundene extreme Wetterereignisse spielen eine zunehmend wichtige Rolle für Veränderungen der biologischen Vielfalt.**

In Deutschland sind die Jahresdurchschnittstemperaturen seit Anfang der 1950er-Jahre um 1,8 °C angestiegen, in den deutschen Meeresgewässern seit 1969 um circa 1,5 °C. Das Ausmaß der Auswirkungen dieser Temperaturerhöhung auf die biologische Vielfalt in Deutschland ist bislang nicht in vollem Umfang abzuschätzen. Kältetolerante Arten sterben aus oder ziehen sich in höhere Lagen zurück. Arten mit hohen Temperatursprüchen breiten sich aus und wandern von Süden her ein. Der langfristige Nettoeffekt dieser beiden Prozesse auf die Artenzahl ist noch unklar. Für die Agrar- und Offenlandschaft ist anzunehmen, dass der Klimawandel den negativen Einfluss der Nutzungsintensivierung, beispielsweise auf die Insektenvielfalt, noch verstärkt. Ebenso ändert sich das Beziehungsgeflecht zwischen Arten, wenn die Erwärmung die jahreszeitlichen Aktivitätsmuster von Interaktionspartnern, wie Blütenpflanze/Bestäuber oder Räuber/Beute, unterschiedlich stark verschiebt. Dies kann Aussterbeprozesse beschleunigen. Extreme Trockenperioden gefährden schon heute die typische biologische Vielfalt der Moore, Feucht- und Nasswiesen, Binnengewässer, Quellen und des Grundwassers. Die Entnahme von Wasser für industrielle Prozesse, Trinkwassergewinnung und Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen führt lokal zur Austrocknung von Binnengewässern und zur Absenkung des Grundwasserspiegels in Auen. Dies gefährdet die biologische Vielfalt dieser Gebiete, inklusive der spezifischen Grundwasserfauna, und deren Ökosystemleistungen, z. B. bei der Reinigung von Grundwasser. Die Trockenschäden unserer Wälder haben durch Auflichtung und den Anstieg des Totholzes bislang eine positive Wirkung

auf die biologische Vielfalt. Langfristig könnte jedoch der Rückgang von Baumarten mit bedeutender Habitatfunktion für andere Arten und von Waldlebensraumtypen auch einen negativen Einfluss auf die biologische Vielfalt haben. Die meisten Städte sind schon heute stark vom Klimawandel betroffen, was sich durch einen zunehmenden Hitze- und Dürrestress unter anderem in der hohen Mortalität von Stadtbäumen zeigt. → C3, C4

### **16. Die Verschmutzung von Ökosystemen durch Abwasser, Industrie, Landwirtschaft und Verkehr hat direkte und indirekte negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt in Deutschland.**

Zahlreiche Schadstoffe wie Pflanzenschutz- und Arzneimittel und ihre Abbauprodukte sowie Mikroplastik und Schwermetalle sind mitunter schon in geringen Konzentrationen schädlich. Viele Schadstoffe verbleiben teilweise lange in den Ökosystemen und werden dort in den Nahrungsketten angereichert. Während sich die Menge eingesetzter Pflanzenschutzmittel in den letzten Jahrzehnten nur leicht erhöht hat, ist die Giftigkeit der verwendeten Substanzen für manche Artengruppen, wie Fische oder Bodenlebewesen, stark gestiegen. Pflanzenschutzmittel gelangen auch in benachbarte Flächen und Gewässer, wo sie ihre giftige Wirkung entfalten. Der Eintrag von Nährstoffen aus der Landwirtschaft und in geringerem Maße aus Siedlungsabwässern in Gewässer kann zu einer Eutrophierung führen. Diese geht oft mit Sauerstoffarmut und toxischen Blaualgenblüten einher und verringert die biologische Vielfalt. Nur knapp 10 % der Flüsse, Seen und Küstengewässer in Deutschland befinden sich in einem guten ökologischen Zustand. Die Vielfalt an Pilzen und Pflanzen des Waldbodens wird durch Stickstoffeinträge aus der Luft reduziert. Zudem kommt es zu kombinierten Einträgen verschiedener Schadstoffe, die in ihren Wechselwirkungen besonders schädlich für die Bodenbiodiversität sein können. → C5



**Abbildung 12:** Der Steinkrebs reagiert empfindlich auf Pflanzenschutzmittel. Einträge aus der Landwirtschaft in Fließgewässer zerstören seinen Lebensraum (Foto: Julian Taffner [Terra Aliens]). → 16

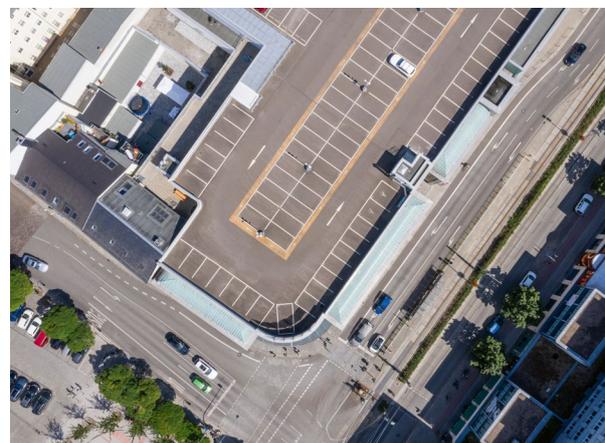
**17. Von den mindestens 1.015 in Deutschland etablierten gebietsfremden Arten gelten 107 als invasiv, das heißt, sie nehmen in ihrer Menge zu und zeigen eine expansive Ausbreitung. Sie haben häufig einem negativen Effekt auf die einheimische Fauna und Flora und den Menschen.** In Deutschland sind besonders große Flüsse und Küstengewässer von invasiven Arten betroffen. Diese wandern häufig über Flussmündungen und Kanäle ein oder werden über Schiffsverkehr und Aquakulturen eingeschleppt, was in Flüssen bereits zur Verdrängung einheimischer Arten geführt hat. In Landlebensräumen sind in der Gruppe der Gefäßpflanzen verwilderte Gartenpflanzen, wie die Gartenbrombeere, Staudenknöteriche oder Herkulesstaude, sowie bei den Säugetieren verwilderte Pelztiere wie Waschbär und Nutria von Bedeutung. Zudem haben unter anderem eingeschleppte Pilzkrankheiten eine große Relevanz. Sie bedrohen heimische Baumarten und damit die von ihnen abhängigen Lebensgemeinschaften und haben auch einen direkten Einfluss auf Tiere, insbesondere Amphibien und Insekten. Allerdings ist für Letztere der Wissensstand über die Auswirkungen mangelhaft. Neben den negativen Auswirkungen auf heimische Artengemeinschaften können invasive Arten auch förderlich für die biologische Vielfalt sein, was vor allem in Städten und Industriebrachen der Fall ist. → C6

**18. Die Wirkungen verschiedener Treiber der Veränderung der biologischen Vielfalt können einander verstärken.** So ist z. B. bekannt, dass Sauerstoffmangel infolge von Abwassereinleitungen bei einem gleichzeitigen Rückstau von Fließgewässern stärker ausfällt. Die extreme Dürre in den Jahren 2018–2020 und 2022 hat Bäume so stark geschwächt, dass die Schädigung invasiver Pilzarten verstärkt wurde. Bienen werden stärker von Pflanzenschutzmitteln geschädigt, wenn sie keinen Zugang zu vielfältigen Blütenressourcen haben. Aufgrund der Komplexität und Vielzahl möglicher Wechselwirkungen sind Vorhersagen derzeit mit starken Unsicherheiten behaftet. → C7

### Welche Rahmenbedingungen bestehen für den Erhalt und die Förderung der biologischen Vielfalt?

**19. Politisch-rechtliche Rahmenbedingungen können positive Wirkungen entfalten, dürfen jedoch nicht isoliert betrachtet werden. Gesetze und Programme, die zur Förderung der biologischen Vielfalt entwickelt wurden, werden durch konkurrierende Instrumente für andere Sektoren (z. B. Energie, Land-**

**wirtschaft, Fischerei, Verkehr, Hochwasserschutz) in ihrer Wirkung stark eingeschränkt.** Es gibt etliche Gesetze und Programme, die positiv auf die biologische Vielfalt wirken können, wie die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie), welche dem europaweiten Schutz gefährdeter Lebensraumtypen und Arten dient. Zudem fordern die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) die Erreichung eines guten ökologischen Zustands der Gewässer. Allerdings schränken andere politisch-rechtliche Treiber die positive Wirkung der Naturschutzpolitik auf die biologische Vielfalt in allen Lebensräumen ein. Beispielsweise werden über das wichtigste Förderinstrument der Agrarpolitik, die Gemeinsame Agrarpolitik der EU (GAP), auch Betriebe mit nicht ökologischer Landwirtschaft gefördert. Dadurch entstehen etwa durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Mineraldüngern negative Effekte für die biologische Vielfalt. Gleichmaßen können erhöhte Fangquoten der Fischereipolitik die biologische Vielfalt in Küstengewässern verändern. Auch die Konkurrenz um Flächen schränkt die Förderung der biologischen Vielfalt ein. Zum Beispiel fördert die Immobilien- und Verkehrspolitik die Versiegelung von Böden für Haus- und Straßenbau. Auch die Energiepolitik beansprucht Flächen und verändert Lebensräume, wodurch nachteilige Effekte auf die biologische Vielfalt entstehen: Beispiele sind das Verbauen von Gewässern für Wasserkraftanlagen und der großflächige Anbau von Mais und Raps zur Gewinnung von Biogas und -kraftstoffen, welcher Fruchtfolgen und Struktureichtum in Agrarlandschaften verringert. Konkurrenzen können reduziert werden, indem die biologische Vielfalt bei der Abwägung von Interessen auf höherer politisch-rechtlicher Ebene deutlicher berücksichtigt wird. Zudem sollten Gesetze und Programme über Sektorengrenzen hinweg entwickelt werden. → D1



**Abbildung 13:** Durch anhaltend hohe Versiegelung sind natürliche Lebensräume in Städten rückläufig (Foto: Adobe Stock). → 19

**20. Nicht beabsichtigte Effekte des politischen oder wirtschaftlichen Handelns können über Fernwirkungen (sogenanntes Telecoupling) negative Effekte auf die biologische Vielfalt in anderen Regionen der Welt auslösen. Diese Effekte müssen mit berücksichtigt und minimiert werden.** Es gibt Beispiele für Verlagerungseffekte, bei denen wirtschaftliche Entwicklungen vor Ort zugleich negative Fernwirkungen für andere Regionen der Welt haben. Beispielsweise führt der verringerte Holzeinschlag in Deutschland zu einem Verlust von Waldhabitaten in Ländern mit niedrigerem Schutzstatus. Des Weiteren führt die Zunahme der Nutzung von Biokraftstoffen in Deutschland zu einer Ausweitung von artenarmen Ölpalmenmonokulturen in Indonesien. Solche Fernwirkungen sind in ein globales Gesamtkonzept der nachhaltigen Transformation einzubetten, damit festgelegte politische Ziele zur Förderung der biologischen Vielfalt auch global erreicht werden können (Policy Coherence for Development – PCD). → D2

**21. Bislang haben wirtschaftliche und technologische Einflüsse häufig negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt gehabt. Geprüfte Zertifizierungssysteme und technische Innovationen können dem teilweise entgegenwirken und die biologische Vielfalt fördern.** Die gegenwärtigen Methoden der gewerblichen Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft haben häufig negative Effekte auf die biologische Vielfalt. Wirtschaftliche Treiber können die biologische Vielfalt jedoch auch positiv beeinflussen, wenn verstärkt nachhaltige Produkte aus biodiversitätsfördernder Herstellung nachgefragt werden. Anzeichen für Konsumänderungen lassen sich beispielsweise dadurch erkennen, dass ein wachsender Teil der Bevölkerung in Deutschland regelmäßig Biolebensmittel nutzt (Stand 2022: ein Drittel) und zertifizierte Holzprodukte bezieht. So wird Nachhaltigkeit immer mehr zu einem bedeutsamen Produktionsfaktor



**Abbildung 14:** Produkte aus ökologischem Anbau sind heute in allen Supermärkten zu finden (Foto: Pixabay-ElasticComputeFarm). → 21

für Unternehmen. Zukünftig könnten sich technologische Innovationen fördernd auf die biologische Vielfalt auswirken. Zum Beispiel helfen digitale Anwendungen zur Berechnung von Düngergaben, Stoffeinträge in die Lebensräume zu reduzieren. Technologische Innovationen zur Nutzung von landwirtschaftlichen Nebenprodukten – wie die biotechnologische Produktion von Dämmstoffen – können ein zusätzliches Einkommen für ökologisch wirtschaftende Betriebe ermöglichen. Viele neue Technologien sind jedoch noch in der Erprobung, und es ist ungewiss, inwieweit sie dem weiteren Verlust der biologischen Vielfalt entgegenwirken können. → D2

**22. Ein Großteil der Bevölkerung, insbesondere in urbanen Räumen, lebt mit wenig direktem Bezug zu naturnahen Ökosystemen und ihren Leistungen, wie der Lebensmittelproduktion. Angebote für Umweltbildung und Naturerleben können der Naturentfremdung und Unkenntnis über die Bedeutung der biologischen Vielfalt für unser Wohlergehen entgegenwirken.** Ein gesellschaftliches Umdenken in Richtung Nachhaltigkeit in jüngerer Zeit übt wahrscheinlich eine fördernde Wirkung auf die biologische Vielfalt aus, auch wenn die Wirkungsketten häufig schwer nachzuvollziehen sind. Bildungsangebote zur Nachhaltigkeit, Angebote für Naturerlebnisse und nachhaltigen regionalen Tourismus unterstützen dies, indem sie biologische Vielfalt erlebbar machen und Wissen vermitteln (siehe 12). Medien können mit gut recherchierten Beiträgen zum Natur- und Artenschutz das Interesse an biologischer Vielfalt und indirekt die Emotionalisierung von Naturschutzthemen fördern. Dies zeigte sich in den letzten Jahren z. B. bei den Themen Insektenrückgang und Zustand des Waldes in Zeiten des Klimawandels. In Städten kann die Einrichtung von Umweltbildungszentren und Naturerfahrungsräumen einen Beitrag gegen die Naturentfremdung leisten. Veränderte Werte hin zu einer gesteigerten Wertschätzung der biologischen Vielfalt stellen einen Erklärungsansatz für den zurückgehenden Konsum von Fleisch und die zunehmende Nachfrage nach regionalen Produkten dar. Dabei wird die Nachfrage aber auch gleichzeitig von anderen makroökonomischen Entwicklungen beeinflusst, wie z. B. steigenden Energiepreisen. → D3

**23. Das vermehrte Auftreten weiterer Krisen wie Kriege oder Pandemien lenkt die Aufmerksamkeit von der Biodiversitätskrise ab und kann andere Prioritäten politisch und gesellschaftlich in den Vordergrund rücken.** Kommunikationsstrategien und -aktivitäten für den Biodiversitätsschutz müssen in Zeiten von

Mehrfachkrisen, die die Menschen finanziell und emotional belasten, kritisch reflektiert werden. Eine Möglichkeit hierfür ist, insbesondere die positiven Aspekte der biologischen Vielfalt und intakter Lebensräume hervorzuheben, etwa für die Gesundheit und den seelischen Ausgleich oder die Vorteile naturbasierter Lösungen für das menschliche Wirtschaften. → D4

## Wie wirken konkrete Maßnahmen, um die biologische Vielfalt zu fördern?

**24. Die Naturschutzpolitik strebt die Bewahrung und Förderung der biologischen Vielfalt durch verschiedene rechtliche und förderpolitische Instrumente an. Umsetzungs- und Vollzugsdefizite sowie eine fehlende Orientierung finanzieller Anreize an erzielten Ergebnissen schmälern deren Wirkung.** Rechtliche Instrumente wie das Bundesnaturschutzgesetz oder die FFH-Richtlinie (siehe 19) regeln die Ausweisung von Schutzgebieten und die Bewirtschaftung der Landschaft nach Grundsätzen der guten fachlichen Praxis. Förderprogramme wie die Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) der GAP schaffen finanzielle Anreize für Maßnahmen zur Verbesserung der biologischen Vielfalt in der Landwirtschaft. Bislang werden diese Instrumente der Komplexität der Biodiversitätskrise nicht gerecht, da Lösungsansätze oft nur sektoral gedacht werden. Zudem berücksichtigen finanzielle Anreize oft nur die Durchführung einer Maßnahme, nicht aber deren Erfolg oder Effizienz. Als Folge erreicht die Naturschutzpolitik häufig ihre Ziele nicht, wie etwa bei der Umsetzung der WRRL, die vielerorts nicht zur Zustandsverbesserung von Gewässern geführt hat. Zugleich gibt es sowohl ein Umsetzungsdefizit von EU-Richtlinien in nationales Recht als auch ein Vollzugsdefizit der Umsetzung des

nationalen Rechts in der Praxis. Dies äußert sich z. B. bei der FFH-Richtlinie durch fehlende Ausarbeitung und Umsetzung von Maßnahmenkonzepten oder bei WRRL und MSRL durch langwierige Planungsverfahren. Um die Effizienz von Maßnahmen zu verbessern, sollten die Maßnahmenkonzepte stärker an die jeweiligen biologischen Lebensgemeinschaften und deren Funktionalität angepasst und Erfolge von Maßnahmen systematisch kontrolliert und entlohnt werden (siehe 28). Dies muss mit den Menschen vor Ort zusammen passieren, um lokale Akzeptanz zu schaffen (siehe 32). → E1

**25. Die FFH- und die Vogelschutzrichtlinie sind bedeutende Instrumente als Grundlage für Flächen- und Artenschutzmaßnahmen. Sie leisten einen zentralen Beitrag zur Förderung der biologischen Vielfalt und legen die rechtliche Grundlage für das europaweite Schutzgebietsnetzwerk Natura 2000. Allerdings entfalten sie bei der aktuellen Umsetzungsweise nicht ihr volles Potenzial.** So sind häufig die Qualität und die Art der andauernden Landnutzung innerhalb von FFH-Gebieten der Grund für einen ungünstigen Erhaltungszustand von Lebensraumtypen und Arten (siehe 1, 2). Dies zeigt, dass die in den Maßnahmen geforderte Nutzung oder deren Verzicht entweder nicht ausreichend präzise formuliert oder nicht ausreichend umgesetzt wurde (siehe 24). In Küstengewässern z. B. erschweren lange (teils internationale) Abstimmungs- und Entscheidungsprozesse die konkrete Umsetzung. Zudem hemmt eine geringe Flächengröße die Wirksamkeit von FFH-Gebieten: Nach Untersuchungen des *Faktencheck Artenvielfalt* wird der Erhaltungszustand von Lebensraumtypen mit zunehmender Flächengröße besser bewertet. Wenn ein hoher Erhaltungszustand und damit Habitatqualität gewährleistet werden kann, ist es allerdings günstiger, bei



**Abbildung 15:** In Naturschutzgebieten hat der Erhalt der biologischen Vielfalt Priorität, wie hier im Zadlitzbruch in der Dübener Heide, Sachsen (Foto: Josef Settele). → 24



**Abbildung 16:** Der Brutbestand der seltenen Beutelmeise ist stark zurückgegangen. Sie ist angewiesen auf die Unterschutzstellung von Feuchtgebieten (Foto: Heike Müller). → 25

einer Erweiterung des Schutzgebietssystems eher viele kleine als wenige große Gebiete zu etablieren. Kleinere Schutzgebiete lassen sich in der zergliederten Kulturlandschaft einfacher ausweisen und decken somit ein breiteres Portfolio von Lebensraumtypen ab. Viele schutzwürdige Arten sind mobil genug, um diese neu zu besiedeln. In Landlebensräumen werden FFH-Gebiete derzeit ohne Berücksichtigung der Bodenbiodiversität ausgewiesen. Schutzgebiete, die zur Förderung der oberirdischen biologischen Vielfalt ausgewiesen wurden, scheinen die Bodengesundheit kaum zu verbessern. → E2

**26. Ein gezieltes Flächenmanagement fördert die biologische Vielfalt sowohl innerhalb als auch außerhalb von Schutzgebieten. Je nach Schutzgut kann die Anpassung oder Aufgabe einer Nutzungsform oder das Aufrechterhalten einer historischen Bewirtschaftung für den Erhalt von Biodiversität notwendig sein.** Der Großteil der Fläche Deutschlands wird bewirtschaftet. Dies gilt vor allem für Flächen ohne Schutzstatus, jedoch auch für viele Schutzgebiete. Folglich ist ein standortangepasstes Flächenmanagement eine entscheidende Maßnahme zur Schaffung qualitativ hochwertiger Lebensräume für die biologische Vielfalt, insbesondere wenn dieses durch Gebietsausweisung langfristig gesichert wird. Zum Beispiel verringert ein reduzierter Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft Belastungen im Agrar- und Offenland sowie in Binnen- und Küstengewässern. Bestandserhaltende Fischerei, das Belassen von Alt- und Biotopbäumen und Totholz im Wald sowie die Anlage und Pflege von Wildblumenwiesen in der Offenlandschaft sind weitere Beispiele für biodiversitätsförderndes Flächenmanagement. In urbanen Räumen hat die Anwendung extensiver Formen der Grünflächenpflege, wie einer schonenden und reduzierten Mahd, positive Auswirkungen auf die Artenvielfalt. Zudem müssen neue nachhaltige Landnutzungssysteme gefördert werden, die Schutz und Nutzung von biologischer Vielfalt vereinen. → E3

**27. Einmalige Maßnahmen können als Impuls zur naturnahen Entwicklung und Verbesserung der Habitatqualität positiv auf die biologische Vielfalt wirken.** Besonders wirksam sind das Einbringen von landschaftlichen Strukturelementen wie Hecken und Säumen, Renaturierungsmaßnahmen wie Deichrückbauten und Wiedervernässungen sowie die Wiederansiedlung von Arten. Diese Impulsmaßnahmen sind vor allem dann erfolgreich, wenn sie mit langfristigem Management und Schutz von Flächen gekoppelt sind. Es ist dabei zentral, dass standortangepasstes Management kontinuierlich

überprüft und bei Bedarf abgeändert wird. Insbesondere bei Maßnahmen zur Renaturierung und Wiederansiedlung ist es entscheidend, eine Evaluierungsphase nach der Umsetzung einzuplanen, da Erfolge und Misserfolge teilweise erst nach einigen Jahren sichtbar werden. → E4



**Abbildung 17:** Renaturierungsarbeiten an einem zuvor aufgestauten Bachlauf im Grünbachtal nahe Baden-Baden (Foto: Julia S. Ellerbrok). → 27

**28. Um den Erfolg von spezifischen Maßnahmen bewerten und entlohnen zu können, sind die Finanzierung und Umsetzung anlassbezogener Erfolgskontrollen notwendig.** Erfolgskontrollen von Maßnahmen sollten methodisch standardisiert mit einem wissenschaftlichen Design durchgeführt und ihre Ergebnisse öffentlich zugänglich gemacht werden. Nur so kann die Effektivität von Förderprogrammen evaluiert und zielgerichtet verbessert werden. Bei der Erfolgskontrolle sind die Auswirkungen auf Lebensraumtypen und Zielarten und auch auf weitere Artengruppen, die nicht Ziel der Maßnahmen waren, einzubeziehen. Ebenso sollten der unmittelbare sozioökonomische und ökologische Kontext sowie längerfristige Entwicklungen bei der Wirkung der Maßnahmen betrachtet werden. Maßnahmen-erfolge sollten ergebnisorientiert finanziell entlohnt und die Kontrolle von Maßnahmen sowie deren Erfolg in politische Rahmenbedingungen integriert werden. → E5

### Wie erzeugen wir Handlungsbereitschaft für die Bewahrung und Förderung der biologischen Vielfalt?

**29. Um dem Verlust der biologischen Vielfalt entgegenzuwirken, ist ein transformativer Wandel, der bestehende Systeme, Institutionen und Praktiken hinterfragt, im Rahmen der grundgesetzlichen Ordnung möglich und notwendig.** Um einen solchen Wandel zu erreichen, muss es einen Diskurs über die Zukunftsvorstellungen geben (siehe 30). Er wird ermöglicht durch

das Wissen über die sozialökologischen Zusammenhänge und einen ausgewogenen Umgang mit der Dynamik, die ein Wandel mit sich bringt. In der derzeitigen behördlichen Planung wäre ein Perspektiven- und Paradigmenwechsel hin zu einer integrierten (nicht sektoralen; siehe 19), am Gemeinwohl orientierten und sozial gerechten Strategie des Biodiversitätsschutzes dienlich. Diese Neuausrichtung muss im Rahmen der freiheitlich-demokratischen Grundordnung erfolgen. Selbstverantwortliches Handeln muss ermöglicht werden und benötigt eine kreative Beteiligungskultur unterschiedlicher gesellschaftlicher Gruppen. Das für den Wandel notwendige komplexe Zusammenwirken staatlicher und nicht staatlicher Steuerungsstrukturen, die sogenannte Governance, muss dabei gleichzeitig informiert, anpassungsfähig, integrierend und rechenschaftspflichtig sein, und sie muss alle gesellschaftlichen Gruppen einbinden, also inklusiv sein. → F1, F7



**Abbildung 18:** Umweltbildung und Bürger:innenbeteiligung vermitteln und verhandeln Wissen und Werte (Foto: Adobe Stock). → 29

**30. Die bloße Vermittlung von Wissen ist nicht ausreichend für einen transformativen Wandel. Eine Verknüpfung von Wissen und Werten ist notwendig. Hierbei sind Visionen hilfreich, die verschiedene Werte und Beweggründe für Biodiversitätsschutz reflektieren.** Die drei zentralen Begründungen sind »Natur für Natur«, die den intrinsischen Wert der Natur mit eigenen Rechten in den Mittelpunkt stellt, »Natur für Gesellschaft«, die den Nutzen der Natur für Menschen und die Gesellschaft in den Vordergrund stellt, und »Natur als Kultur«, die auf der engen Verbindung von menschlichen Kulturen und Traditionen mit der Natur bei der Gestaltung von Kulturlandschaften beruht. Alle drei Beweggründe können mit ihren unterschiedlichen Priorisierungen in Visionen gesellschaftlichen Wandels münden. Die Zukunftsvorstellungen sollten räumlich groß (Landschaftsebene) und integrativ (sozialökologisch) entwickelt werden. → F2

**31. Positive Veränderungen im Sinne der biologischen Vielfalt sind oft durch die effektive Nutzung von Gelegenheitsfenstern geprägt.** Diese sind nicht exakt planbar, können aber in gewissen Grenzen antizipiert werden (z.B. Regierungswechsel, Stimmungswechsel nach Umweltkatastrophen, technologische und wissenschaftliche Durchbrüche). Es bietet sich an, mit evidenzbasierten Konzepten strategisch und kommunikativ vorbereitet zu sein. Dafür ist es hilfreich, neue Nachhaltigkeitslösungen proaktiv und fortgesetzt mit der Gesellschaft zu verhandeln und sich dabei vor allem mit Nichtwissen und strittigem Wissen auseinanderzusetzen. Ein solcher Diskurs ist die Voraussetzung dafür, negativ wirkende indirekte Treiber frühzeitig in den Blick zu nehmen und ehrgeizige Biodiversitätsziele zu erreichen, wenn sich Gelegenheitsfenster öffnen. → F3, F4

**32. Widerstände gegen den transformativen Wandel können nicht nur durch finanzielle Anreize aufgelöst werden, sondern auch durch das Angebot der Mitbestimmung.** Finanzielle Anreize können in der Umbruchphase alternative Einkommensquellen erschließen, wie sie sich beispielsweise aus der Kombination von Naturschutz und Tourismus ergeben. Dadurch entsteht bei den Beteiligten eine neue professionelle Expertise und persönliches Interesse (Ownership), wodurch sie auch zur Verbreitung der Idee beitragen (Multiplikatorenwirkung). Dies kann durch Öffentlichkeitsarbeit und Bildung zur biologischen Vielfalt unterstützt werden. Das Angebot zur Mitbestimmung bei der Gestaltung von Nutzungskonzepten und Planungsprozessen kommt dem fundamentalen Wunsch nach Engagement und Selbstwirksamkeit entgegen und kann Widerstände auflösen. → F4



**Abbildung 19:** Wandern in der Sächsischen Schweiz. Eine Kombination von Naturschutz und Tourismus kann finanziell attraktiv sein und einen transformativen Wandel unterstützen (Foto: Jori Maylin Marx). → 32

**33. Kennziffern der biologischen Vielfalt und ihrer Ökosystemleistungen müssen Eingang in die Gesamtbilanzen von Volkswirtschaften und Unternehmen finden.** Bislang berücksichtigt die klassische Wirtschaftsberichterstattung ökologische und soziale Folgekosten unseres Wirtschaftens nur unzureichend. Intakte Ökosysteme mit ihrer biologischen Vielfalt tauchen als Grundlage materiellen und ideellen Wohlstands darin nicht auf. Umweltökonomische Gesamtrechnungen für Volkswirtschaften und Unternehmen, die biologische Vielfalt und ihre Leistungen einbeziehen und so eine ökonomisch-ökologische Berichterstattung ermöglichen, bieten eine wichtige Basis für politische Entscheidungen und die Unternehmenssteuerung. Daraus ergeben sich wichtige positive Rückkopplungen auf den gesellschaftlichen Diskurs. Ein solches Berichtswesen ist inzwischen verbindlich, die praktische Ausgestaltung und Anwendung sind jedoch teils noch offen. → F5



**Abbildung 20:** Seit 2023 müssen Unternehmen und Finanzinstitute über ihre Auswirkungen auf und Abhängigkeiten von Ökosystemen berichten (Corporate Sustainability Reporting Directive der EU). Frankfurt (Foto: Pixabay-günther). → 33

**34. Biodiversitätsschutz kann verbindlicher gemacht werden, wenn er an hochrangige Rechte, zum Teil auf Verfassungsebene, geknüpft wird.** Die gesellschaftliche Aushandlung kann als Ergebnis enthalten, neue

Rechtskonstruktionen zu schaffen, die in Zukunft Klagen im Sinne der Bewahrung und Förderung der biologischen Vielfalt ermöglichen. So könnten im Grundgesetz ein Menschenrecht auf gesunde Umwelt und ein Eigenrecht der Natur verankert werden. → F6

**35. Alle gesellschaftlichen Akteure können einen transformativen Wandel unterstützen: zivilgesellschaftliche Organisationen, Bildungseinrichtungen, Wissenschaft, Unternehmen, Akteure in Politik und Verwaltung, aber auch jede:r Einzelne.** Akteuren in Politik und Verwaltung kommen bedeutende Rollen bei der Unterstützung des transformativen Wandels zu. Besonders erfolgversprechend sind neue institutionelle Strukturen in der Verwaltung und Zusammenschlüsse unterschiedlicher Akteursgruppen in Vereinen und Initiativen, als Netzwerke oder anderweitige Allianzen. → F4, F8

### Was sind die positiven Wirkungsketten, die eine Trendumkehr bewirken können?

**36. Eine Trendumkehr wird am ehesten ermöglicht, wenn sie durch verschiedene Beweggründe, sich für biologische Vielfalt einzusetzen, getragen wird.** Biologische Vielfalt kann um ihrer selbst willen gefördert werden, aufgrund ihres Nutzens für die Gesellschaft oder wegen ihrer kulturellen Bedeutung (siehe 30). Diese verschiedenen Beweggründe können verstärkt werden, indem die Bedeutung von Biodiversität und Handlungsalternativen vermittelt wird. Mitbestimmungsmöglichkeiten bei der Ausgestaltung von Instrumenten und Maßnahmen und ein verbindlicher rechtlicher Rahmen für deren Umsetzung sind ebenfalls wichtig. → G1, G2



**Abbildung 21:** Biologische Vielfalt ist Teil unseres kulturellen Erbes: »Das Mohnfeld bei Argenteuil« des französischen Impressionisten Claude Monet (1840–1926) zeigt die Schönheit einer artenreichen Ackerbegleitflora (Foto: Adobe Stock). → 36

**37. Am vielversprechendsten für die biologische Vielfalt über alle Lebensräume hinweg ist die Extensivierung der Land-, Gewässer- und Meeresnutzung. Diese geht einher mit einer Erhöhung der strukturellen Vielfalt und einer Reduktion der Nährstoffeinträge.**

Dadurch werden für zahlreiche Arten geeignete Lebensbedingungen geschaffen, die konkurrenzschwach und auf nährstoffarme Substrate angewiesen sind. Auch Habitatspezialisten, die bestimmte Strukturen benötigen, profitieren dadurch direkt oder indirekt. → G3, G4

**38. Es gibt bewährte Maßnahmen zur Förderung von biologischer Vielfalt. Diese können weiterentwickelt**

**und gezielter eingesetzt werden, um dem Biodiversitätsverlust erfolgreich entgegenzuwirken.**

Dazu zählen über alle Lebensräume hinweg naturbasierte Lösungen, eine Ausweitung des Schutzgebietssystems, die Renaturierung verloren gegangener Habitattypen sowie innovative biodiversitätsfördernde Technologien der Landnutzung, die biologische Vielfalt gezielt zur Erhöhung und Stabilisierung der Leistungsfähigkeit unserer Ökosysteme einsetzen. Einige Maßnahmen fördern Ökosystemleistungen direkt, die meisten entfalten ihre Wirksamkeit indirekt über die biologische Vielfalt. → G5, G6

### Forschungsbedarfe

Die umfassende Sichtung des Wissensstands im *Faktencheck Artenvielfalt* erlaubt es uns, Wissenslücken zu erkennen und daraus Forschungsbedarfe abzuleiten. → H1–4

Um **Trends der biologischen Vielfalt** besser erfassen und erklären zu können, sind folgende Innovationen und Maßnahmen notwendig:

- eine groß angelegte Mobilisierung vorhandener Monitoringdaten nach FAIR-Prinzipien und deren harmonisierte Analyse;
- ein kohärentes Monitoringdesign mit hoher Repräsentanz und statistischer Aussagekraft für alle Lebensräume;
- die schnelle Entwicklung automatisierter Monitoringmethoden zur Einsatzreife;
- die Erfassung und Bereitstellung aller relevanten Treiber- und Umweltdaten, ohne die Ursache-Wirkungs-Beziehungen nicht analysiert werden können;
- ergänzende experimentelle Ansätze zur Ursachenforschung;
- die Entwicklung eines Datenassimilationssystems, mit dem statistische und mechanistische Modelle Prognosen der Entwicklung der biologischen Vielfalt auf unterschiedlichen Zeitskalen machen können. → H1

Um die **Wirkung der biologischen Vielfalt** für uns Menschen besser zu verstehen, schlagen wir folgende Schritte vor:

- die Ergänzung von Monitoringprogrammen mit Schnellverfahren für die Erfassung einer breiten Palette von Ökosystemleistungen;
- die Stärkung der Forschung zu kulturellen Ökosystemleistungen u. a. mit digitalen Methoden der Computerlinguistik;
- einen stärkeren Brückenschlag zur medizinischen Forschung mit Kohortenstudien und experimentellen Ansätzen, um die Wirkung von biologischer Vielfalt auf die Gesundheit von Mensch und Natur zu verstehen («One Health»);

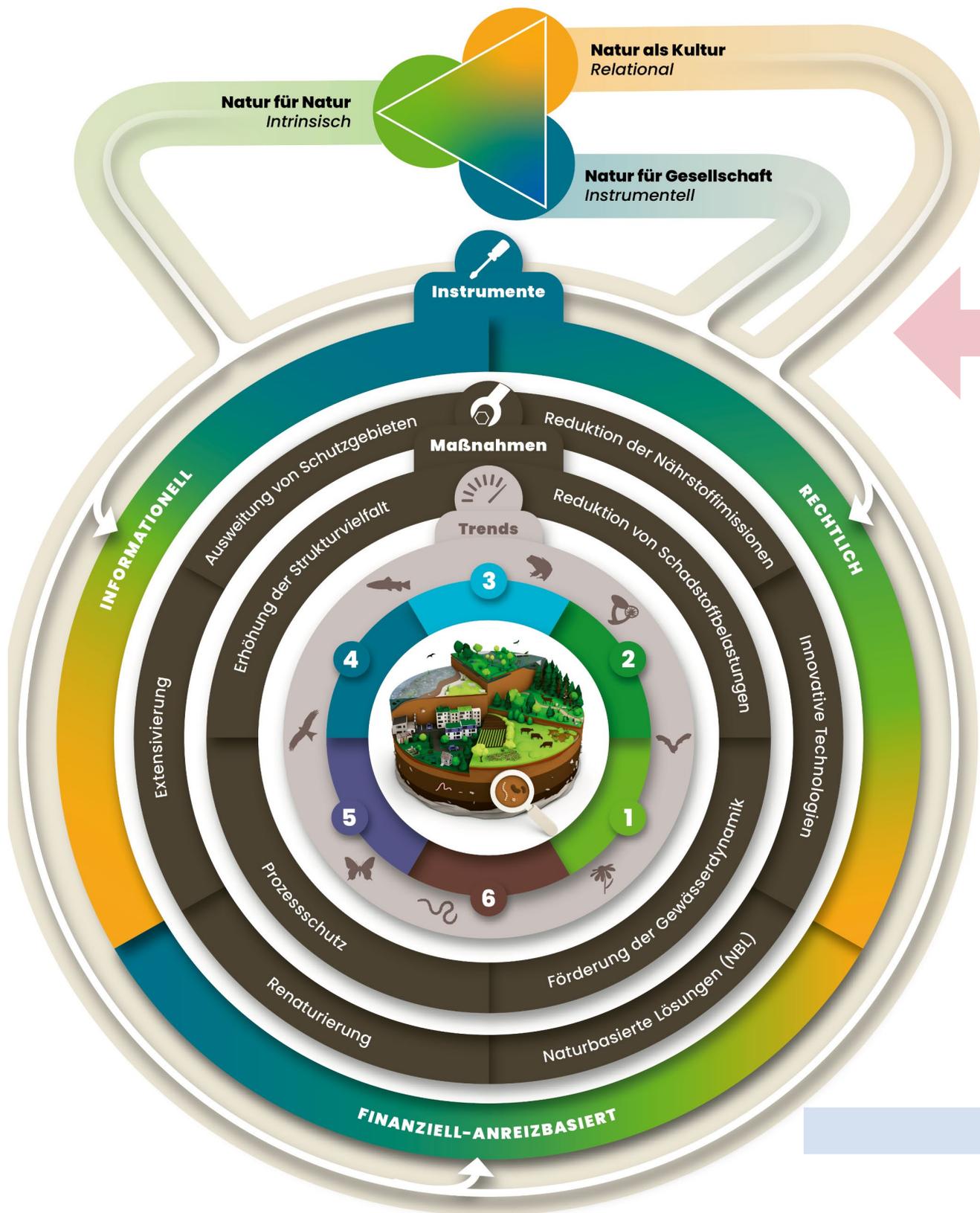
- den Aufbau eines Versuchswesens und die Entwicklung innovativer Technologien, um neue Landnutzungssysteme zu entwickeln, die biologische Vielfalt zur Erhöhung und Stabilisierung der Leistungsfähigkeit gezielt einsetzen und fördern. → H2

Um Maßnahmen zur **Förderung der biologischen Vielfalt** effizienter zu machen, schlagen wir folgende Elemente vor:

- eine systematische Nachuntersuchung gut dokumentierter Maßnahmen früherer Jahre, um die relevante Langzeitwirkung zu erfassen und zu verstehen;
- den Aufbau einer umfassenden Datenbank nach FAIR-Prinzipien mit Evaluierungsergebnissen durchgeführter Maßnahmen und eine Fortschreibung derselben für neue Maßnahmen als Basis für einen evidenzbasierten Naturschutz (analog zu [conservationevidence.com](http://conservationevidence.com));
- die Entwicklung eines Systems zur Selbstevaluierung für privatwirtschaftliche Landnutzer:innen als Basis für eine erfolgsorientierte Gewährung zusätzlicher Fördermittel.
- die inter- und transdisziplinäre Forschung zur Etablierung eines multifunktionalen Flächenmosaiks. → H3

Zur **Beschleunigung des transformativen Wandels** sind folgende Komponenten zentral:

- die Etablierung von Reallaboren auf Landschaftsebene, in welchen Landnutzer:innen, gesellschaftliche Akteure und die Wissenschaft gemeinsam den transformativen Wandel erproben;
- die systematische Entwicklung einer Begleitforschung zu Wandlungsprozessen und generell die Förderung der Methodenentwicklung in der transformativen Wissenschaft;
- Forschung im Bereich der Rechtswissenschaften zum Potenzial neuer rechtlicher Prinzipien (Menschenrecht auf gesunde Umwelt, Eigenrecht der Natur);
- Stärkung der Forschung zur Implementierung und Wirkung umweltökonomischer Gesamtrechnungen (UGR). → H4



**Abbildung 22:** Eine Trendwende für die biologische Vielfalt in Agrar- und Offenland (1), Wald (2), Binnengewässer und Auen (3), Küste und Küstengewässern (4), Urbanen Räumen (5) und Boden (6). Linke Seite: Die biologische Vielfalt wird durch ein Zusammenspiel verschiedener gesellschaftlicher Prozesse beeinflusst. Durch die zentralen Begründungen »Natur für Natur«, »Natur für Gesellschaft« und »Natur als Kultur« motiviert, wirken informationelle, finanziell-anreizbasierte und rechtliche Instrumente über verschiedenste Maßnahmen auf Trends der biologischen Vielfalt in allen Lebensräumen. In Summe kann dies zu einer Trendwende hin zu einer Reduktion negativer Biodiversitätsentwicklungen (Beispiele rechte Seite, rot) und einer Vermehrung positiver Biodiversitätsentwicklungen (Beispiele rechte Seite, blau) führen.

Fotos: Helge Bruelheide (rot 1, 2; blau 1, 2, 3), Niteshift, CC BY-SA 3.0 via Wikimedia Commons (rot 3), Jörg Freyhof (rot 5), Dorothee Hodapp (rot 4), Pixabay (rot 6, blau 4), Botanischer Garten der Universität Leipzig (blau 5, 6).



**69 %**

der Offenland-Biototypen gelten als langfristig gefährdet. 80 % davon nehmen immer weiter ab, z. B. artenreiche Äcker, intakte Hochmoore sowie Grünland nasser bis feuchter Standorte.



**5 %**

erhöhte Baumsterblichkeit entstand von 2018 bis April 2021 durch Dürre und Hitze. Kommen eingeschleppte Pilzkrankheiten und Arten wie der Borkenkäfer hinzu, drohen große Verluste.



**200.000**

Querbauwerke und 7.000 Kleinwasserkraftwerke schränken die Durchgängigkeit der Fließgewässer ein, mit Folgen für Fische, Insekten, Kleinkrebse und Wasserpflanzen.



**9,3 %**

der Meeresboden-Lebensraumtypen der Nordsee gelten als vollständig vernichtet. Dazu gehören Seegraswiesen auf ebenem Sandgrund sowie Bänke der Europäischen Auster.



**4039 km<sup>2</sup>**

wurden zwischen 1992 und 2021 neu versiegelt. Restflächen werden zunehmend isoliert, mit negativen Effekten vor allem für Amphibien, Libellen, Reptilien, Wildbienen und Heuschrecken.



**30.000 t**

Pflanzenschutzmittel werden jährlich ausgebracht. Im Boden können sie hohe Konzentration erreichen und schädigen Bodenlebewesen, Bestäuber und andere Nützlinge.



**13,4 %**

betrug der Anteil an Agrar- und Offenlandflächen mit hoher struktureller und biologischer Vielfalt 2022. Diese Flächen bieten wichtige Lebensräume für Arten des Offenlands.



**18 %**

Totholz kam zwischen 2002 und 2012 pro Hektar Wald durch aktive Anreicherung und Störungsereignisse hinzu. Ein Drittel der Waldarten ist von Totholz abhängig.



**7000 ha**

Überflutungsflächen wurden in den vergangenen 20 Jahren durch Renaturierungen zurückgewonnen, wovon auentypische Lebensgemeinschaften profitieren.



**2290**

adulte Kegelrobben wurden 2022 in der Nordsee gezählt. Die Bestände erholen sich langsam, nachdem die Jagd verboten wurde, die sie in den 1980er-Jahren fast ausgerottet hatte.



**96 %**

von knapp 400 befragten Kommunen gaben an, dass sie urbane Blühflächen angelegt haben. Blühflächen aus gebietseigenem Saatgut bieten Nahrung für Insekten.



**5-10 %**

der neu errichteten Dachflächen werden begrünt. Gründächer schaffen Lebensräume für Schnecken, Spinnen, Zikaden, Käfer und andere bodenbewohnende Insekten.

## Hintergrund – Erläuterungen zu den Kernaussagen

### A Status und Trends

**A1. Über alle Lebensräume hinweg lassen sich für zahlreiche Lebensraumtypen ungünstige Erhaltungszustände und negative Trends feststellen** (siehe Box unten). **In den Lebensräumen (Agrar- und Offenland, Wald, Binnengewässer und Auen, Küste und Küstengewässer und urbane Räume) weisen rund 60 % der Lebensraumtypen einen ungünstigen bis schlechten Erhaltungszustand auf. Betrachtet man die verschiedenen Biotoptypen der Roten Liste, so gelten 65 % als langfristig gefährdet, 40 % davon zeigen eine negative Entwicklungstendenz.** Auch die an diese Lebensraumtypen gebundenen Arten zeigen größtenteils die gleichen ungünstigen Trends (A2). Besonders dramatisch ist die Situation im Grünland in Nordwestdeutschland, in der kein einziger Lebensraumtyp einen günstigen Erhaltungszustand aufweist {3.2.2.5}. Alle Hochmoorlebensraumtypen zeigen einen ungünstigen bis schlechten Erhaltungszustand, der Trend weist fast ausnahmslos eine weitere Verschlechterung aus. Naturnahe, intakte Hochmoore sind von der vollständigen Vernichtung bedroht und zeigen lediglich im alpinen Raum und in den Mittelgebirgen noch teilweise einen günstigen Erhaltungszustand. Stark gefährdet sind auch Lebensraumtypen, die nicht unter die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) fallen, wie z.B. artenreiche Äcker. 69 % der Offenlandbiotoptypen gelten als langfristig gefährdet,

davon zeigen 80 % eine negative Entwicklungstendenz {3.2.2.3}. Im Wald weisen fast zwei Drittel der Lebensraumtypen eine – wenn auch unterschiedlich hohe – Gefährdung auf, wobei ein Drittel davon stark gefährdet bis akut von vollständiger Vernichtung bedroht ist, wie z. B. Moorwälder, Auwälder und Flechten-Kiefernwälder. Zu den Lebensraumtypen mit positiven Trends des Erhaltungszustandes zählen unter anderem die Buchenwälder, wobei die Dürrejahre 2018–2020 auch in Buchenwäldern zu erheblichen Schäden geführt haben {4.2.2.1}. Bei den terrestrischen und aquatischen Lebensraumtypen der Binnengewässer und Auen haben 70 % einen ungünstigen Erhaltungszustand. Als besonders schlecht wird der Zustand der Binnengewässer und Feuchtgebiete eingeschätzt, insbesondere der Niedermoore, Sümpfe und Quellen. Mit Stand 2021 verfehlten rund 92 % der gemäß Wasserrahmenrichtlinie überwachten Bäche und Flüsse in Deutschland den guten ökologischen Zustand. Auch die Weichholz- und Hartholzauen entlang von Fließgewässern befinden sich in einem ungünstigen bis schlechten Erhaltungszustand. 77 % der Gewässerbioptypen gelten als langfristig gefährdet, davon 45 % mit negativer Entwicklungstendenz {5.2.2.1, 5.2.2.2}. Sowohl in Nord- als auch Ostsee ist die Situation der Lebensraumtypen prekär. Zwölf Meeresbodenlebensraumtypen (d.h. die des Benthals) der Nordsee gelten als vollständig vernich-

	wenig untersucht	gut untersucht
Ergebnisse stimmen überein	Noch nicht vollständig nachgewiesen 	Allgemein anerkannt 
Ergebnisse kontrovers	Offen 	Ungelöst 

**Vertrauensniveaus:** Die Vertrauensniveaus ermöglichen das Abschätzen der Studienlage, vor allem quantitativ, aber auch qualitativ, bezüglich der Aussagen bzw. der aus den Studien gewonnenen Erkenntnisse. So gilt eine Aussage als »allgemein anerkannt«, wenn durch eine größere Anzahl an Studien und/oder durch eine höhere Qualität derselben (z. B. Nutzung verschiedener methodischer Ansätze, hohe Anzahl an Wiederholungsmessungen) sowie eine hohe Übereinstimmung der Studienergebnisse die Aussage als gesichert angesehen werden kann. »Noch nicht vollständig nachgewiesen« beschreibt Aussagen, zu denen die Studien im Allgemeinen übereinstimmen, jedoch nur eine begrenzte Anzahl vorliegt. Zu »ungelösten« Aussagen liegen mehrere Studien vor, die jedoch zu deutlich unterschiedlichen Erkenntnissen kommen.

**Verweise:** Die in geschweiften Klammern gesetzten Verweise (z.B. {2.1, 5.8}) beziehen sich auf die entsprechenden Abschnitte im Hauptbericht des *Faktencheck Artenvielfalt*, in denen die Thematik behandelt wird. Hauptbericht: [www.oekom.de/9783987260957](http://www.oekom.de/9783987260957)

tet, u. a. die Seegrasswiesen auf ebenem Sandgrund sowie Bänke mit der Europäischen Auster. Im Benthalm der Ostsee besteht nur für knapp die Hälfte der Lebensraumtypen aktuell kein Verlustrisiko, ein Viertel hingegen gilt als gefährdet bis stark gefährdet. Bei den Küstenbiotoptypen sind 88 % der ausgewerteten Flächen langfristig gefährdet. Nur für einen geringen Teil der Küstenlebensraumtypen gilt aktuell kein Verlustrisiko, beispielsweise für das Salzgrünland der Nordsee {6.2.2.1}. In den urbanen Räumen existieren verschiedene Elemente der grünen und blauen Infrastruktur (z. B. Parks, Wälder bzw. Gewässer), die Reste ursprünglicher, naturnaher und kulturlandschaftlich geprägter Lebensräume umfassen. Durch anhaltende Versiegelung (C1) {2.3.3}, insbesondere in städtischen Randlagen, aber auch in vielen Zentren, sind in Summe natürliche Komponenten im Stadtumfeld rückläufig. Dies gilt allerdings nicht für alle Typen der urbanen grünen Infrastruktur und nicht für alle Städte – Trends variieren in verschiedenen Regionen Deutschlands deutlich. Über bestimmte urbane Naturelemente, wie unversiegelte Brachen und Sukzessionsflächen (inklusive Industrienatur), gestaltete Grünflächen oder Gebäudebegrünung, liegen zurzeit keine ausreichenden Daten zu Trends vor {7.4.3}.



**Abbildung 23:** Viele Auwälder Deutschlands werden nur noch selten überflutet, wie hier der Leipziger Auwald während des extremen Hochwassers von Pleiße und Elster im Jahr 2013. Das letzte Hochwasser davor ereignete sich 1954. Regelmäßige Hochwässer sind aber nötig, um den wertvollen Lebensraum der Hartholzauwälder und seine biologische Vielfalt langfristig zu erhalten (Foto: Carolin Seele-Dilbat). → A1



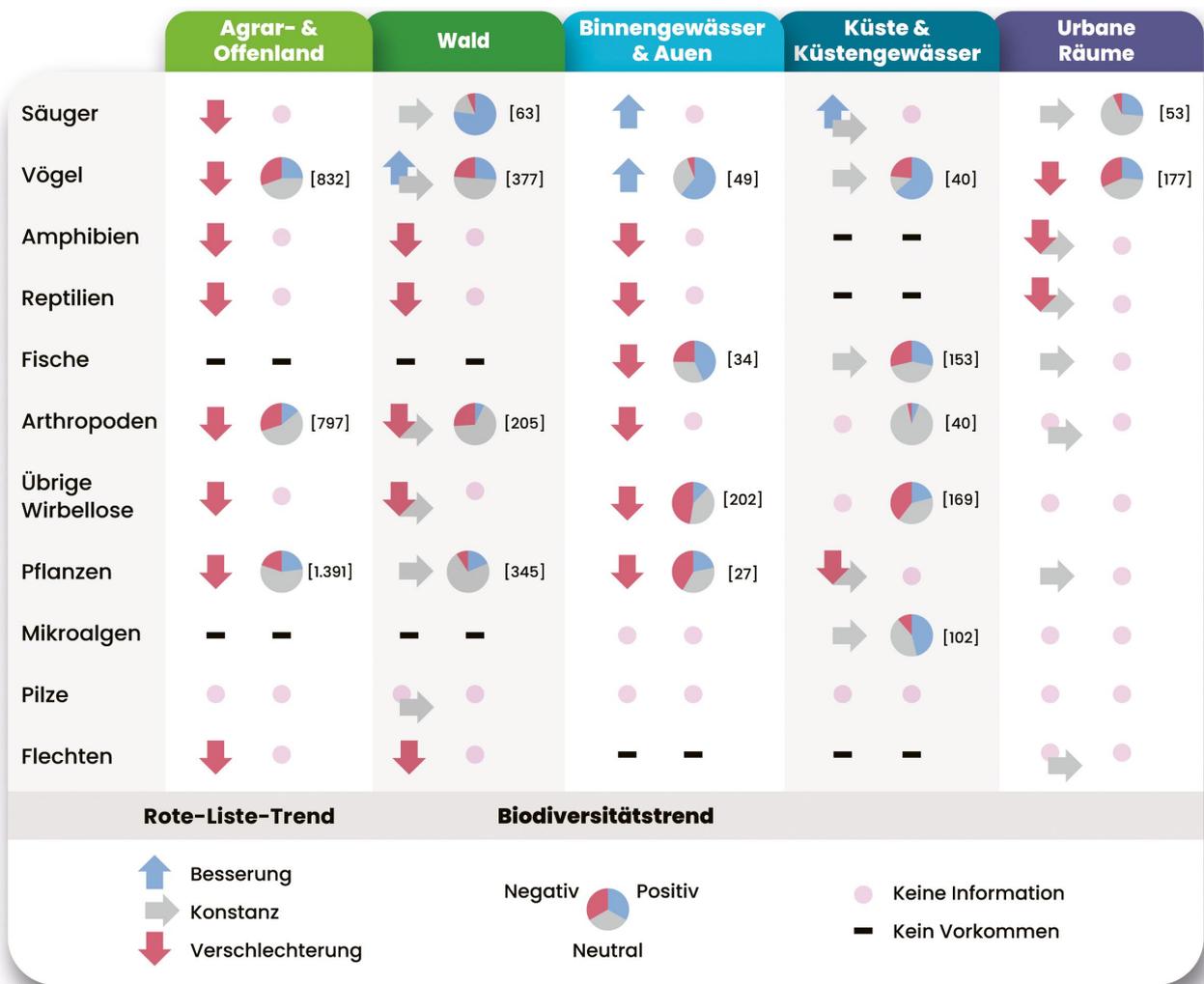
**Abbildung 24:** Urbane Naturelemente, wie der Landschaftspark Duisburg-Nord, bieten wertvolle Rückzugs- und Entfaltungsräume für die biologische Vielfalt in Städten. (Foto: Peter Keil). → A1

**A2. Die Roten Listen Deutschlands dokumentieren auf wissenschaftlicher Grundlage den Gefährungsgrad von Tieren, Pflanzen und Pilzen. Derzeit stellen die Roten Listen die beste Möglichkeit dar, aus unvollständigen und uneinheitlichen Daten eine Einschätzung der Bestandsgrößen und -trends von Arten abzuleiten. Von den etwa 72.000 in Deutschland einheimischen Tier-, Pflanzen- und Pilzarten wurden bislang etwa 40 % auf ihre Gefährdung hin untersucht. Fast ein Drittel aller in den Roten Listen bewerteten Arten gelten als bestandsgefährdet, das heißt, sie sind vom Aussterben bedroht oder stark gefährdet, etwa 3 % gelten als ausgestorben ●.**

Die rund 650 Autor:innen der verschiedenen Roten Listen sind überwiegend ehrenamtlich tätige Expert:innen, die für die jeweilige Artengruppe alle verfügbaren Bestandsdaten zusammentragen und diese durch Informationen der Naturschutzbehörden der Länder, der jeweiligen Fachgesellschaften, Sammlungen der Naturkundemuseen und andere Quellen ergänzen. Die daraus abgeleiteten Bestandsgrößen und -trends werden dann Schätzklassen zugeordnet. Das Rote-Liste-Zentrum koordiniert die Planung und Redaktion der bundesweiten Roten Listen zu mehr als 60 unterschiedlichen Artengruppen und ist zusammen mit dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) Herausgeber der Listen. Die kurz- und langfristige Bestandsentwicklung ist bei vielen Arten der Roten Liste in Deutschland negativ. Über alle Lebensräume hinweg zählen Reptilien und Amphibien zu den am stärksten gefährdeten Tiergruppen. Insgesamt sind 69 % der bewerteten Reptilienarten und 50 % der Amphibienarten gefährdet. Etwa 41 % der Säugetierarten, 43 % der Vogelarten, 42 % der Süßwasserfischarten und -neunaugen und 18 % der Meeresfische und -neunaugen sind gefährdet {2.1.3.2, 3.2.2.9, 4.2.2.2, 5.2.2.1, 6.2.2.2}. Für viele Arten der nicht kommerziell genutzten Fische ist

die Datenlage nicht ausreichend, um eine Einschätzung der Gefährdung vorzunehmen {5.2.2.2}. Auch bei den Wirbellosen ist aufgrund fehlender Daten nicht für alle Gruppen eine Einschätzung möglich. Unter den gut dokumentierten Wirbellosen sind besonders Arten in den Gruppen der Ameisen (52 %), Bienen (48 %) und Tagfalter inkl. Widderchen (41 %) gefährdet {2.1.3.2, 3.2.2.10}. Von den Farn- und Blütenpflanzen und Moosen ist ca. ein Viertel gefährdet {2.1.3.2}. Besonders viele Arten der baumbewohnenden Flechten sind gefährdet oder bereits ausgestorben {4.2.2.2} (aber siehe C5). Für viele Arten der Pilze sind die Daten nicht ausreichend, um eine Gefährdungseinschätzung vorzunehmen {2.1.3.2, 4.2.2.2}. Positive Bestandstrends zeigen sich für einzelne Arten

innerhalb der gut dokumentierten Gruppen der Libellen, Säugetiere und Vögel {5.2.2.1, 6.2.2.2, 4.2.2.2}. Sind diese Arten allerdings auf Lebensräume angewiesen, die stark belastet oder bedroht sind, so sind die Trends in diesen Gruppen auch häufig negativ. So gibt es Abnahmen bei typischen Vogelarten des intensiv genutzten Agrar- und Offenlandes und der urbanen Räume {3.2.2.9, 7.2.2.1}. Bei den häufigen Waldvogelarten zeigten sich Zunahmen {4.2.2.2} (Abb. 25). Unter den marinen Arten gelten alle Säugetiere, 16 % der Wirbellosen und 15 % der Makroalgen als gefährdet {6.2.2.2}. Der Rückgang der genetischen Vielfalt innerhalb der Arten betrifft nicht nur die verschiedenen Artengruppen, sondern auch die kultivierten Pflanzenarten. Hier ist ein



**Abbildung 25:** Kurzfristige Bestandstrends der Roten Listen von Organismengruppen, die in den verschiedenen Lebensraumkapiteln detailliert betrachtet werden. Die Farben der Pfeile zeigen einen positiven (blau), stabilen (grau) oder negativen (rot) Bestandstrend. Für einige Gruppen ließ sich kein deutlicher übergeordneter Trend nennen. In diesen Fällen sind zwei Pfeile angegeben. Die Tortendiagramme zeigen die auf Literaturrecherche und Datenerhebungen basierenden und mittels der Methoden des Weighted Vote Count (siehe A4 und Box A) berechneten prozentualen Anteile der gerichteten (positiven und negativen) und neutralen Trends zu Abundanz. In eckigen Klammern wird jeweils die Anzahl der Trends angegeben, die in die Abundanztrendanalysen eingegangen sind. Kleine hellrote Kreise stehen für Organismengruppen, für die keine lebensraumspezifischen Informationen aus Roten Listen extrahiert werden konnten oder nur eine geringe Zahl an Trends aus Literatur und Datenerhebungen gefunden wurde. Organismengruppen, die in einem Lebensraum nicht vorkommen, sind gekennzeichnet mit einem Minuszeichen »-«. Die Wirbellosen wurden in den Trendanalysen in zwei Gruppen aufgeteilt: Gliederfüßer (Arthropoda) und andere Wirbellose (z. B. Schnecken, Muscheln, Benthos). → A2, A4

Verlust vieler Sorten zu befürchten, die aber ein wertvolles genetisches Potenzial für sich ändernde Umweltbedingungen darstellen {3.2.2}. Aufgrund der Datenlage werden Rote Listen für Bodenfauna derzeit kaum erstellt, es gibt aktuell Einschätzungen der Landasseln und Vielfüßer (Myriapoda). Laut Untersuchungen ist von einer Abnahme der Dichte der Bodenfauna bei der Intensivierung der Landwirtschaft auszugehen {8.2.1, 8.3.1, 8.3.3}. Für Mikroorganismen fehlen Rote Listen generell {8.2.1}. Deutschland hat eine besondere Verantwortung für die Erhaltung von Arten mit bedeutenden Vorkommen in Deutschland (kurz »Verantwortungsarten«), wozu insbesondere die fast ausschließlich in Deutschland vorkommenden Arten (»Endemiten«) zählen. Zu den Verantwortungsarten zählen beispielsweise der Rotmilan, der Gartenschläfer, die Gelbbauchunke oder die in Brandenburg endemische Fontane-Maräne. Weitere Endemiten in Deutschland sind beispielsweise die Schwäbische Grasschnecke, das Bodensee-Vergissmeinnicht oder der Badische Riesenregenwurm {2.1.3.3}.

**A3. Neben gesetzlich vorgeschriebenen, institutionell durchgeführten Monitoringprogrammen gibt es in Deutschland zahlreiche weitere Erhebungen von Daten zu Biodiversitätstrends, die von Behörden, Forschungsinstituten und, ehrenamtlich organisiert, von Vereinen, Fachgesellschaften oder Verbänden durchgeführt werden. Die räumliche und zeitliche Abdeckung ist jedoch sehr heterogen und weist teils erhebliche Informationslücken in den verschiedenen Lebensräumen und Organismengruppen auf ●. Während die Daten eine Einordnung in Rote-Listen-Kategorien durch Expert:innenvotum ermöglichen (A2), sind sie für eine statistische und räumlich explizite Auswertung kaum verwendbar. Letztere erfordert ein systematisches Monitoring der biologischen Vielfalt in Deutschland.** Ein Monitoring liefert kontinuierlich oder in definierten Zeiträumen regelmäßig Daten, die nach standardisierten Methoden erhoben werden und somit zeitlich und räumlich vergleichbar sind {2.1.1}. Idealerweise werden zeitgleich sowohl Maßzahlen der biologischen Vielfalt als auch Einflussgrößen erhoben, die die Änderung der biologischen Vielfalt antreiben können (»Treiberdaten«, z. B. Klimadaten, Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, Ausweisung von Schutzgebieten) (C1 – C7). Nur mit Treiberdaten lassen sich die Ursachen des Wandels analysieren {2.3}. Zu den in Deutschland gesetzlich vorgeschriebenen und institutionell durchgeführten Monitoringprogrammen gehört vor allem das vom BfN koordinierte Monitoring der FFH-Lebensraumtypen und der Arten der FFH-An-



**Abbildung 26:** Für Brutvögel besteht eine gute Datenlage dank umfangreicher ehrenamtlicher Monitoringprogramme. Daraus lässt sich zum Beispiel ableiten, dass sich die Populationen vieler Waldvögel wie diejenige des Buntspechts positiv entwickeln (Foto: Heike Müller). → A3

hänge, das auf der Habitats Directive der Europäischen Kommission basiert. Das FFH-Monitoring deckt aber weder alle Lebensraumtypen ab, noch basiert es auf frei zugänglichen (Roh-)Daten, die Auswertungen über die Kategorien des Erhaltungszustands (günstig, ungünstig-ungereichend, ungünstig-schlecht) hinweg erlauben würden {2.1.2}.

Im Agrar- und Offenland ist das vom BfN koordinierte Monitoring der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert (High Nature Value Farmland, HNV-Farmland-Monitoring) ein bundesweites Programm, das auf Stichprobenflächen den Zustand und die Entwicklung von Landwirtschaftsflächen erfasst {3.2.1}. Das HNV-Monitoring umfasst allerdings nur wenige Arten ausgewählter Organismengruppen, Indikatoren und Lebensraumtypen in der Agrarlandschaft {2.1.1}. Im Wald wird deutschlandweit im zehnjährigen Turnus die Bundeswaldinventur (BWI) durchgeführt. Koordiniert vom Thünen-Institut für Waldökosysteme und finanziert vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, werden dabei auch besonders geschützte Biotope, FFH-Lebensraumtypen und biodiversitätsfördernde Strukturen erfasst. Für die Darstellung und Bewertung von Veränderungen in der Biodiversität liefert die Bundeswaldinventur nur für Baumarten eine direkte Erfassung. Dabei erfolgt die Erhebung auch nicht immer auf Artebene (z. B. Linde, Ulme) {4.2.1.1}. Das Monitoring von Flächen mit natürlicher Waldentwicklung (Naturwaldreservate, Kernzonen von Nationalparks und von Biosphärenreservaten) wird von verschiedenen forstlichen Forschungsanstalten sowie Nationalparkverwal-



**Abbildung 27:** Tagfaltermonitoring mit Kescher. Standardisierte Erfassungen mit Bürger:innenbeteiligung (Citizen Science) ermöglichen ein internationales Monitoring (Foto: André Künzelmann/UFZ). → A3

tungen durchgeführt {4.2.1.2}. Im Süßwasser ist das Monitoring zum ökologischen Zustand der Fließgewässer und Seen nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zu nennen, welche eine Berichterstattung aber nur für Fließgewässer mit Einzugsgebieten größer als 10 km<sup>2</sup> und für Seen mit einer Fläche größer als 0,5 km<sup>2</sup> vorsieht, sodass die zahlenmäßig weit bedeutenderen kleineren Oberflächengewässer (Quellen, Quellbäche, kleinere Seen, Sölle, Tümpel, Weiher) nicht berücksichtigt werden, obwohl sie für die biologische Vielfalt eine große Rolle spielen {5.2.1.1}. Im marinen Bereich gibt es mit dem Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets (Helsinki-Übereinkommen, HELCOM) und des Nordostatlantiks (Oslo-Paris-Übereinkommen, OSPAR) wichtige koordinierte Monitoringprogramme. Zahlreiche Institutionen führen ein kontinuierliches Monitoring durch und betreuen unter anderem jahrzehntelange Zeitreihen, wodurch es beispielsweise eine umfassende Datenlage zu den Fischvorkommen der Nord- und Ostsee gibt {6.2.1.2}. Vom BfN wird das bundesweite Insektenmonitoring koordiniert, das in der Zukunft für häufige Insekten regelmäßig auf den bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen erfolgen soll und durch ein Monitoring für seltene Insektengruppen ergänzt wird {2.1.1, 3.2.1}. Daten zur Insektenvielfalt und Populationsentwicklung werden bundesweit und lebensraumübergreifend seit 2019 auch im Malaisefallenprojekt gesammelt, das in das deutsche Netzwerk für ökologisch-ökosystemare Langzeitforschung integriert ist {2.1.1}. Für urbane Räume gibt es aktuell weder ein standardisiertes Biodiversitätsmonitoring noch eine systematische bundesländerübergreifende Datenhaltung, was deutschlandweite, verglei-

chende Auswertungen nahezu unmöglich macht {7.2.4}. Die Datenlage in urbanen Räumen ist außerdem abhängig von der Stadtgröße und dem Vorkommen von Universitäten {7.2.1}. Mit den Bodendauerbeobachtungsflächen werden seit Mitte der 1980er-Jahre bestimmte abiotische und biotische Bodenvariablen erfasst, wie z. B. die Populationen von Regenwürmern und die mikrobielle Biomasse. Die Flächen werden vom Umweltbundesamt (UBA) koordiniert. Einrichtung und Betrieb der Flächen wurden dabei zwischen den Ländern abgestimmt, die Erfassungsmethoden und die Datenverfügbarkeit sind jedoch heterogen und noch nicht zentral organisiert {8.2.3, 2.1.1}. Neben den bundesweiten Aktivitäten gibt es eine Vielzahl weiterer Monitoringaktivitäten und Erhebungen von Daten zu Biodiversitätstrends auf Ebene der einzelnen Bundesländer, die von den jeweiligen Landesämtern koordiniert werden {2.1.1}.

Bei der Biodiversitätserfassung der verschiedenen Organismengruppen in Deutschland spielen das Ehrenamt und die verschiedenen Fachgesellschaften eine wichtige Rolle. Weitere Erfassungen erfolgen durch Vereine, Verbände, Universitäten sowie durch einzelne Expert:innen und engagierte Bürger:innen (Citizen Science). Das Monitoring häufiger Brutvogelarten (MhB) in Deutschland gehört zu den Programmen mit der größten Datentiefe, die auch weitergehende wissenschaftliche Auswertungen erlaubt. Das MhB sowie das Monitoring seltener Brutvögel und rastender Wasservögel werden vom Dachverband Deutscher Avifaunisten koordiniert, von überwiegend Ehrenamtlichen durchgeführt und in Zusammenarbeit mit dem BfN sowie den Bundesländern und Wissenschaftler:innen ausgewertet {2.1.1}. Ein weiteres systematisches und standardisiertes Monitoringprogramm mit starker Einbindung von Bürger:innen ist das Tagfaltermonitoring Deutschland, das vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung und der Gesellschaft für Schmetterlingsschutz gemeinsam koordiniert wird und einer europaweit standardisierten Vorgehensweise unter dem Dach von Butterfly Conservation Europe folgt {2.1.1, 3.2.1}.

Die größten Herausforderungen bei der Nutzung der gesetzlich vorgeschriebenen Daten und der verschiedenen Initiativen sind die mangelnde Datenintegration und die Koordination der Programme, die eine umfassende wissenschaftliche Auswertung verhindern. Bislang sind die Monitoringprogramme in Deutschland bis auf wenige Ausnahmen nicht aufeinander abgestimmt und dadurch hochgradig heterogen in Bezug auf das Untersuchungsdesign (Flächenlage und -größen, Raster, Einmal- vs. Wiederholungsinventuren, Wiederholungsintervalle usw.), die Auswahl von Organismengrup-

pen, die verwendeten Methoden sowie die Erhebung von Treiberdaten und Daten zum ökologischen Kontext {2.1.2, 3.2.4, 4.2.4, 5.2.4.1, 7.2.4}. Eine weitere Herausforderung besteht darin, dass die Daten nicht oder nur sehr eingeschränkt zugänglich gemacht werden. Zudem gibt es erhebliche Hindernisse, die schon vorhandenen und bislang ungenutzten Daten zu mobilisieren. So ist weder der Großteil der Monitoringdaten noch der Treiberdaten {2.3} frei verfügbar und wird bislang auch nicht durch Behörden harmonisiert und frei zur Verfügung gestellt. Insbesondere fehlen harmonisierte und hochaufgelöste Daten zu den Treibern, die auf die biologische Vielfalt wirken, weil sie entweder nicht zeitgleich erfasst wurden oder nicht zugänglich sind (H1) {2.1.2, 5.2.4.1}. Relevante Daten aus Forschungsprojekten der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG), der EU und des Bundesamts für Bildung und Forschung sind ebenfalls nur über sehr verteilte Quellen in nicht harmonisierter Form verfügbar {2.1.2}. In den vergangenen Jahren sind jedoch wichtige Schritte unternommen worden, um einige dieser Defizite abzubauen. So wurde 2021 unter der Leitung des BfN das Nationale Monitoringzentrum zur Biodiversität gegründet, das die Zusammenführung und Harmonisierung von Monitoringdaten und auch den Aufbau neuer Monitoringprogramme koordinieren soll {2.1.2, 8.9.3}. Weiterhin gibt es neue Initiativen (primär geleitet vom BfN und UBA), um ein flächendeckendes, harmonisiertes Bodenmonitoring in Deutschland zu etablieren; ein Bodenmonitoringzentrum wurde kürzlich vom UBA eingerichtet {2.1.2}. Das Thünen-Institut für Waldökosysteme ist mit der Entwicklung eines »Nationalen Biodiversitätsmonitorings im Wald« (NabioWald) betraut {4.2.1}. Bislang werden schwer bestimmbare, schwer zugängliche oder für Amateur:innen wenig attraktive taxonomische Gruppen, die aber funktionell bedeutsam sind oder einen hohen Indikatorwert für einen guten Zustand des Ökosystems haben können, nicht oder selten berücksichtigt {2.1.2, 7.2.4}. So fehlen insbesondere Biodiversitätsuntersuchungen zu einem Großteil der Bodenorganismen (z.B. Nematoden, Rädertiere, Protozoen, Pilze, Bakterien, Archaeen – um nur einige zu nennen) {8.2.1}. Obwohl bisher kein standardisiertes und systematisches nationales Biodiversitätsmonitoring existiert, lassen sich die bislang vorliegenden heterogenen Daten in Teilen durchaus wissenschaftlich analysieren (Box A, A4). Die ableitbaren Aussagen sind aber durch die Heterogenität der Daten von Unsicherheit geprägt. Dennoch kommt diesen Daten eine besondere Bedeutung zu, weil damit historische Zeitreihen dokumentiert wurden, die auch für ein zukünftiges standardisiertes und integrier-

tes Monitoring eine wichtige Bezugsbasis darstellen. Dennoch wird ein zukünftiges integriertes, standardisiertes und systematisches nationales Biodiversitätsmonitoring benötigt, um eine räumliche Repräsentativität von Biodiversitätstrends zu gewährleisten und eine ausreichend breite Palette an Umwelt- und Treiberdaten zu den Ursachen dieser Trends zu erhalten {3.7, 4.7.3.1, 5.7, 7.7, 8.9.3}.

**A4. Der Faktencheck hat publizierte Biodiversitätstrends über die verschiedenen Lebensräume und Organismengruppen hinweg aus zahlreichen Studien zusammengetragen, mit Daten von direkten Beobachtungen zu 15.272 Zeitreihen verknüpft und einer gemeinsamen Analyse unterzogen. Das Ziel war es, ein räumlich explizites, möglichst umfassendes Bild der vorhandenen Datenlage zu gewinnen, das über eine reine Einschätzung von Expert:innen hinausgeht. Mit der gewichteten Stimmzählung (Weighted Vote Count) wurde eine Möglichkeit gefunden, die heterogene Datenlage von Biodiversitätstrends zu beschreiben ●. Die überwiegende Zahl der Zeitreihen war zu kurz, um statistisch signifikante Änderungen aufzuzeigen. Bei längeren Zeitreihen überwogen mehrheitlich die negativen Trends. Dieser Befund ist insofern besorgniserregend, als aus methodischen Gründen in Zeitreihen Neubesiedlungen eher detektierbar sind als Aussterbeereignisse und daher das Vorherrschen positiver Trends erwartbar wäre. Auch ist zu berücksichtigen, dass häufig auch direkte menschliche Treiber (Änderung der Habitatbedingungen, Störungen, Invasionen) zu einer zeitweisen Erhöhung der Artenzahl beitragen können.**

Anders als bei den Rote-Liste-Trends, die Populationsentwicklungen einzelner Arten in den Blick nehmen, fokussiert diese Analyse auf Facetten der biologischen Vielfalt von Lebensgemeinschaften (Artenzahl, Häufigkeiten und »Effektive Artenzahl«, die die Häufigkeitsverteilung von Arten einer Gemeinschaft berücksichtigt). Zur Auswertung der zeitlichen Biodiversitätstrends wurde die Methode des Weighted Vote Count genutzt, bei der der Trend jeder einzelnen Studie oder jedes Datensatzes nach der Anzahl der Beobachtungsjahre dieser Studie gewichtet wird. Aufgrund der heterogenen Datenlage konnten nicht alle Lebensräume und Artengruppen gleichmäßig abgedeckt werden (Abb. 25) {2.1.4}. Es ist ferner zu berücksichtigen, dass die Zeitreihen nur einen Ausschnitt der Biodiversitätsveränderung darstellen können, weil auf stark degradierten oder verschwundenen Habitatflächen ein Monitoring norma-

lerweise nicht weitergeführt wird. Extreme Verschlechterungen werden so nicht erfasst, obwohl sie vielerorts auftreten. Für ein vollständigeres Bild von Biodiversitätsveränderungen müsste die Umwandlung von Flä-

chen oder Flächenanteilen einzelner Habitattypen einbezogen werden, was aber außerhalb der Möglichkeiten des *Faktencheck Artenvielfalt* lag (siehe dazu aber Box A zu publizierten Biodiversitätstrends).

### Box A: Aktuelle Synthesestudien zu Biodiversitätstrends in Deutschland

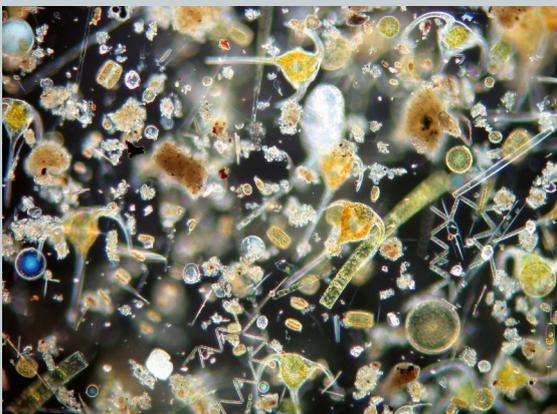
**In den letzten Jahren haben einige übergreifende Studien verschiedene Datenquellen für einzelne Artengruppen ausgewertet und daraus verlässliche Trends verschiedener Biodiversitätsmaße berechnet, die in internationalen Zeitschriften mit Begutachtungssystem (Peer-Review) veröffentlicht wurden (●); Publikationen werden in diesem Abschnitt genannt) und die auch in der Gesellschaft und Politik wahrgenommen wurden. Die räumliche Repräsentativität für Deutschland ist allerdings noch ungeklärt (je nach Artengruppe ● bis ○).**

Als Datengrundlagen wurden entweder Rohdaten (zum Beispiel aus Insektenfallen, Vegetationsaufnahmen oder Beobachtungszeitreihen in Gewässern, wie sie auch unter A4 verwendet wurden), aggregierte Daten aus Datenbanken von Fachgesellschaften oder geografische Kartierungsdaten von Fachbehörden verwendet. Als prominentes Beispiel sei auf die Auswertung von Rohdaten in der Studie des Krefelder Entomologischen Vereins zum Trend der Insektenbiomasse über 27 Jahre in Deutschland verwiesen (Hallmann et al. 2017). Mit Malaisefallen, die unsystematisch in 63 Naturschutzgebieten in Deutschland eingesetzt wurden, konnte ein Rückgang der Biomasse von Fluginsekten in Höhe von 76 % festgestellt werden, was auch in der Gesellschaft und in der Politik mit großer Besorgnis wahrgenommen wurde. Ein ähnlicher Trend konnte auch in den deutschen Biodiversitätsexploratorien der DFG bestätigt werden. In den von 2008 bis 2017 jährlich beprobten Grünlandflächen ging die Biomasse um 67 %, die Individuenzahl um 78 % und die Artenzahl um 34 % zurück (Seibold et al. 2019). Eine jüngere Studie legt nahe, dass diese Abundanz- und Biomassenentwicklungen auch auf Witterung und Witte-

rungsanomalien im Kontext des Klimawandels zurückzuführen sein können (Müller et al. 2023). Allerdings spielte in ihren Analysen auch der prozentuale Anteil an landwirtschaftlicher Fläche im Umfeld um die Probenstandorte eine große Rolle. Es sind nicht nur seltene, sondern auch häufigere Arten rückläufig, wie van Klink et al. (2023) in einer globalen Studie zu Insekten zeigen, die auch deutsche Zeitreihen einschließt.

Bisher gibt es nur wenige überzeugende Studien zu zeitlichen Veränderungen der Bodenfauna. Eine Ausnahme bilden die mit Bodenfallen erfassten Laufkäfer, für die Langzeitstudien aus wenigen Gebieten vorliegen. So zeigte eine Untersuchung aus der Lüneburger Heide zwischen 1994 und 2017 für Laufkäfer zwar keinen Rückgang in der Biomasse, aber in der Artenzahl (um 33 %) und in der phylogenetischen Diversität (um 23 %), einem Biodiversitätsmaß, das die taxonomischen Unterschiede zwischen Arten berücksichtigt (Homburg et al. 2019). Über 24 Jahre (1999–2022) dokumentierten Weiss et al. (2024) die Veränderungen bei Laufkäfern in einem naturnahen Waldgebiet nördlich von Berlin. Obwohl dieser Wald kaum genutzt wurde, fanden die Autoren der Studie eine signifikante Abnahme der Anzahl und Biomasse der Käfer sowie Veränderungen in der Artenzusammensetzung. Demgegenüber zeigen Zajicek et al. (2021) keine zeitlichen Veränderungen in Arten- und Individuenzahlen von Laufkäfern in fünf Gebieten (40 Standorte) in Deutschland zwischen 1999 und 2019.

In Zusammenarbeit mit der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen e. V. und Naturschutzbehörden aus mehreren Bundesländern analysierten Bowler et al. (2021a) Trends für 77 der 81 in Deutschland vorkommenden Libellenarten über die letzten 35 Jahre. Entgegen der Erwartung eines allgemei-



**Abbildung 28:** Monitoring ist essenziell, um Veränderungen der biologischen Vielfalt zu dokumentieren. Phytoplankton im Wattenmeer zeigt einen sehr hohen Austausch des Artinventars von 25 bis 50 % pro Jahr über die letzten beiden Jahrzehnte (Foto: Annegret Stuhr). Lang anhaltende Trockenheit führte zum Rückgang von Laufkäferpopulationen in einem naturnahen Waldgebiet nördlich von Berlin, hier etwa der Goldgruben-Laufkäfer (Foto: Adobe Stock).

nen Insektenrückgangs zeigten 45 % der Arten eine Zunahme des Vorkommens in Messtischblattquadranten, 29 % eine Abnahme und 26 % keine signifikante Änderung. Gewinner waren vor allem Arten mit hohen Temperatursprüchen und Fließgewässerarten, während kältetolerante Arten, die in stehenden Gewässern oder Mooren vorkommen, zu den Verlierern zählten. Ein Vergleich mit den Rohdaten aus Zeitreihen, die alle Invertebraten der Fließgewässer umfassten – d. h. neben Libellen auch zahlreiche weitere Insektengruppen sowie Würmer, Schnecken, Krebse usw. –, zeigte ebenfalls einen positiven Trend für Fließgewässer, der aber 2010 zum Erliegen kam (Haase et al. 2023). Die Erholung war auch nicht universell und blieb vor allem stromabwärts von Staudämmen, städtischen Gebieten und Ackerland aus. Bei all diesen Analysen ist zu berücksichtigen, dass die Datenlage es meist nicht erlaubt, als Basis für die Änderungen den Zeitraum vor 1950 zu wählen, und dass große Verluste gerade zu Beginn der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts zu verzeichnen waren. Dies konnte von Habel et al. (2022) für Schmetterlinge und Blutströpfchen im angrenzenden Salzburger Land in Nordösterreich gezeigt werden. Die Autoren konnten eine ausreichende Datenbasis von 1920 bis 2019 über eine Vielfalt an Lebensräumen und Höhenlagen zusammentragen und auswerten. Eine erste Welle des Rückgangs der Schmetterlingsarten zeichnete sich aber schon im späten 19. Jahrhundert ab, auch wenn hier die Datenlage unzureichend ist, gefolgt von einer deutlichen und gesicherten Verschlechterung in den 1960er-Jahren. Gerade Arten, die auf bestimmte Habitate spezialisiert sind, nahmen kontinuierlich über den gesamten Zeitraum ab. Auch für urban geprägte Lebensräume zeigte eine Analyse der historischen Entwicklung der Tagfalterfauna in der Stadt Wuppertal Verluste in Höhe von 30 % der Arten seit Mitte des 20. Jahrhunderts. Dabei waren vor allem Arten der lichten Wälder, Gebüsche und Heidelandschaften betroffen (Laussmann et al. 2021).

Die bisher umfassendste und detaillierteste Analyse der Bestandstrends von Vögeln in Europa analysierte 170 Vogelarten auf 20.000 Untersuchungsflächen in 28 Ländern inklusive eines breiten Spektrums an Ursachen für die Bestandstrends (Rigal et al. 2023). Sie zeigte einen Rückgang der Agrar- und Offenlandvögel von 57 % über einen Zeitraum von 37 Jahren (Rigal et al. 2023).

Für die deutschen Meeresgewässer existieren umfangreiche Datensätze zu Biodiversitätszeitreihen. Analysen von 66 Zeitreihen im Wattenmeer zu vier großen taxonomischen Gruppen (Vögel, Fische, Wirbellose, Plankton), die älteste beginnend in den 1970er-Jahren, zeigten keine Anzeichen für eine Rückkehr, sondern eine kontinuierliche Verschiebung (Drift) zu neuen Lebensgemeinschaften. Das Phytoplankton zeigte neben einer nur leicht abnehmenden Tendenz in der Artenzahl und »Effektiven Artenzahl« (ENS, Effective Number of Species, siehe A4) über die letzten beiden Jahrzehnte vor allem einen sehr hohen Austausch von 25 bis 50 % des Arteninventars pro Jahr (Rishworth et al. 2020).

Für Pflanzen liegt eine Vielzahl an Studien zu Dauerflächenuntersuchungen in Deutschland vor, die starke floristische Änderungen und Artenverluste in einer Vielzahl von Habitaten dokumentieren, so für Wälder (z. B. Bernhardt-Rö-

mermann et al. 2015, Reinecke et al. 2014), Hecken (z. B. Huwer & Wittig 2012), Feuchtwiesen (z. B. Immoor et al. 2017, Poptcheva et al. 2009), Flachland-Mähwiesen (z. B. Wittig et al. 2019), Trockenrasen (z. B. Diekmann et al. 2019, Matesanz et al. 2009), Borstgrasrasen und Heiden (z. B. Peppeler-Lisbach et al. 2020), alpinen Rasen und Felsfluren (z. B. Rumpf et al. 2018), Flüsse (Poschlod et al. 2010), Moore (z. B. Kreyling et al. 2021) und Äcker (z. B. Kutzelnigg 1984, Meyer et al. 2013). Über alle Vegetationstypen hinweg zeigten Jandt et al. (2022b) anhand von 7.738 Vegetationsdauerflächen, die zwischen 1927 und 2020 zwischen 2- und 54-mal erfasst wurden und mit insgesamt 1.794 Gefäßpflanzenarten einen Großteil der deutschen Flora umfassten, dass Zu- und Abnahmen in der Deckung von Arten unterschiedlichen Mustern folgen. Konkret gab es über alle Arten und Flächen hinweg mehr Ab- als Zunahmen, auch bei häufigeren Arten und bei Berücksichtigung der Deckung. Dieses Ungleichgewicht in Deckungsverlusten und -gewinnen auf kleinen Beobachtungsflächen ist ein frühes Anzeichen für spätere Veränderungen auf regionaler Ebene. Es führt letztlich zu Populationsrückgängen und zum Aussterben auf größeren räumlichen Skalen, wie es von Eichenberg et al. (2021) für die Ebene von Messtischblattquadranten (ca. 5 km x 5 km) beschrieben wurde. Durch die Auswertung der floristischen Kartierung, die auf den jahrelang erhobenen Daten ehrenamtlicher Kartierer:innen basiert und die vom BfN koordiniert wird, konnten Eichenberg et al. (2021) zeigen, dass seit 1960 ca. 70 % der deutschen Arten an Gefäßpflanzen einen rückläufigen Trend ihrer Vorkommen zeigen. Eine weitere Quelle langfristiger Veränderungen sind Biotopkartierungen, wie sie von allen Bundesländern im Rahmen der Landschaftsplanung erhoben werden. Da diese häufig auch mehrere Durchgänge umfassen, können hier zeitliche Vergleiche durchgeführt werden, wie Bruelheide et al. (2020) für Schleswig-Holstein und Lüttger et al. (2022) für Hamburg zeigten. Insbesondere wurden Rückgänge von naturnahen Grünland- und Heidegesellschaften und halbruderaler Vegetation festgestellt, während artenarme Grünländer, Pionierwälder und Siedlungsfläche zunahmen. Zwar zeigten mehr Arten positive Trends als negative, wobei aber vor allem Wald- und Buscharten sowie nicht heimische Arten zu den Gewinnern zählten, während die Verlierer vor allem gefährdete Arten und Ruderalarten waren.

Es ist zu betonen, dass es nicht »das eine« Maß für biologische Vielfalt gibt, sondern die biologische Vielfalt mit verschiedenen Maßzahlen (beispielsweise Artenzahl, Biomasse, Artenzusammensetzung) bestimmt werden sollte (Sinclair et al., 2024). So zeigen van Klink et al. (2023) für terrestrische Insekten und Haase et al. (2023) in Fließgewässern die Komplexität der zeitlichen Veränderungen von »biologischer Vielfalt« durch die Untersuchung mehrerer sich günstig ergänzender Metriken.

Aufgrund der hohen Variabilität zwischen Arten und Lebensräumen konnte bislang keine der genannten einzelnen Untersuchungen, auch wenn sie auf langen Zeitreihen, aggregierten Daten oder Kartierungen beruhen, ein Gesamtbild über Biodiversitätsänderungen in Deutschland liefern. Der Faktencheck geht einen wichtigen Schritt, diese Lücke zu schließen (A4).

Über alle Lebensraumtypen hinweg waren insgesamt 64 % der Trends für alle drei untersuchten Biodiversitätsmaße nicht signifikant. Die Auswertung zeigt, dass für 85 % der kurzen Zeitreihen (< 5 Jahre Länge) keine Änderungen gefunden werden konnten, während bei Zeitreihen von einer Länge von mindestens 15 Jahren 45 % einen signifikanten Trend aufwiesen. Über alle Lebensräume und Organismen hinweg überwogen bei den langen Zeitreihen die negativen Trends (24 %) die positiven Trends (19 %) {2.1.4}. Teils hielten sich die negativen und positiven Vorzeichen aber auch die Waage {3.2.2.6, 4.2.2.2, 5.2.2.1, 6.2.2.2, 7.2.2.1}.

Es muss darauf hingewiesen werden, dass mehrere Gründe dazu führen können, dass im Weighted Vote Count mehr positive Trends zu finden sind, als es die Roten Listen für die Organismengruppen widerspiegeln. Zum einen gibt es bei Monitoringdaten einen statistischen Bias hin zu positiven Trends der Artenzahl, weil die Detektionswahrscheinlichkeiten für lokale Aussterbe- und Einwanderungsereignisse nicht gleich sind. So wird ein lokales Einwandern von neuen Arten in der Regel eher festgestellt als ein Aussterben an vorhandenen Arten. Dadurch entsteht ein temporäres Ungleichgewicht zugunsten von neu hinzukommenden Arten, das erst nach Jahrzehnten abnimmt und daher einen positiven Trend vortäuscht. Zudem stammt eine Vielzahl der Studien, die in den Weighted Vote Count eingegangen sind, aus Habitattypen, die im Fokus des Naturschutzes stehen, in Naturschutzgebieten durchgeführt wurden oder Untersuchungen des Erfolgs einer bestimmten durchgeführten Maßnahme dokumentieren. Diese Information zu Schutzstatus bzw. durchgeführten Maßnahmen wurden gemeinsam mit den Trendangaben aus der Literatur extrahiert, werden aber in dieser Gesamtübersicht nicht differenziert, da diese Informationen nicht für alle Datensätze zugänglich waren. Das bedeutet, dass jegliche Analysen aus dem Weighted Vote Count stets mit einer möglichen positiven Überschätzung von Trends einhergehen. Ebenso ist zu beachten, dass die Datenlage stark zwischen den einzelnen Lebensraumtypen, Organismengruppen und Regionen variiert und somit nicht repräsentativ für die Gesamtzahl an Arten und Biotopen in Deutschland ist (Box A) {2.1.4}. Während im Agrar- und Offenland der Anteil positiver (15–20 %) und negativer (20–23 %) Entwicklungen bei den Pflanzengemeinschaften weitgehend ausgeglichen war, zeigten Ackerwildkrautgesellschaften stark abnehmende Trends. Mehr negative als positive Trends fanden sich bei den Gemeinschaften von Wirbeltieren, vor allem der Vögel (31 % negativ), und auch denen der Gliederfüßer (30 % negativ) {3.2.2.6}.

Im Wald zeigten die Artenzahlen und Abundanzen für Wirbellose (29 % bzw. 26 %) vorwiegend negative Trends. Insgesamt überwogen negative Tendenzen auch bei den Abundanzen der Gemeinschaften der Flechten und Pilze, die sich allerdings auch in den letzten Jahrzehnten ins Positive umkehrten. Höhere Pflanzen zeigten im Wald ausgeglichen viele positive wie negative Trends {4.2.2.2}. Bei den Gemeinschaften der Wirbellosen der Binnengewässer und Auen überwogen die negativen Abundanztrends (40 %), eine Entwicklung, die in den 1970/80er-Jahren ihren Tiefpunkt erreichte, sich seit den 1990er-Jahren aber verbessert {5.2.2.1}. Auch im Küsten- und Küstengewässerlebensraum waren Wirbellose (Zooplankton, Makrozoobenthos) besonders stark von negativen Abundanztrends betroffen (47 %). Trends für die Abundanz der Fische, Vögel und Pflanzen (inklusive Algen) waren in der Ostsee überwiegend negativ, in der Nordsee dagegen überwiegend positiv {6.2.2.2}. Aufgrund der sehr geringen Anzahl an Biodiversitätstrends aus Literatur und Rohdaten kann für die urbanen Räume keine Aussage für alle Hauptorganismengruppen gemacht werden. Bei den Wirbeltieren, für die ausreichend Daten vorhanden waren, fanden sich für alle untersuchten Biodiversitätsmaße mehr negative (27–34 %) als positive (18–24 %) Trends im urbanen Raum {7.2.2.1}. Die Regenwurmabundanz, hier repräsentativ für die Bodenbiodiversität, zeigte ausgeglichene Anteile positiver und negativer Entwicklungen an Offenland- und Waldstandorten {8.2.3}. Trotz der Komplexität der zugrunde liegenden Biodiversitätsdaten spiegeln die Ergebnisse des Weighted Vote Count die Einschätzungen von Expert:innen der jeweiligen Lebensräume wider, zeigen aber auch klare Datenlücken zu zahlreichen Gruppen auf, für die keine (ausreichenden) Daten vorliegen (Abb. 25).

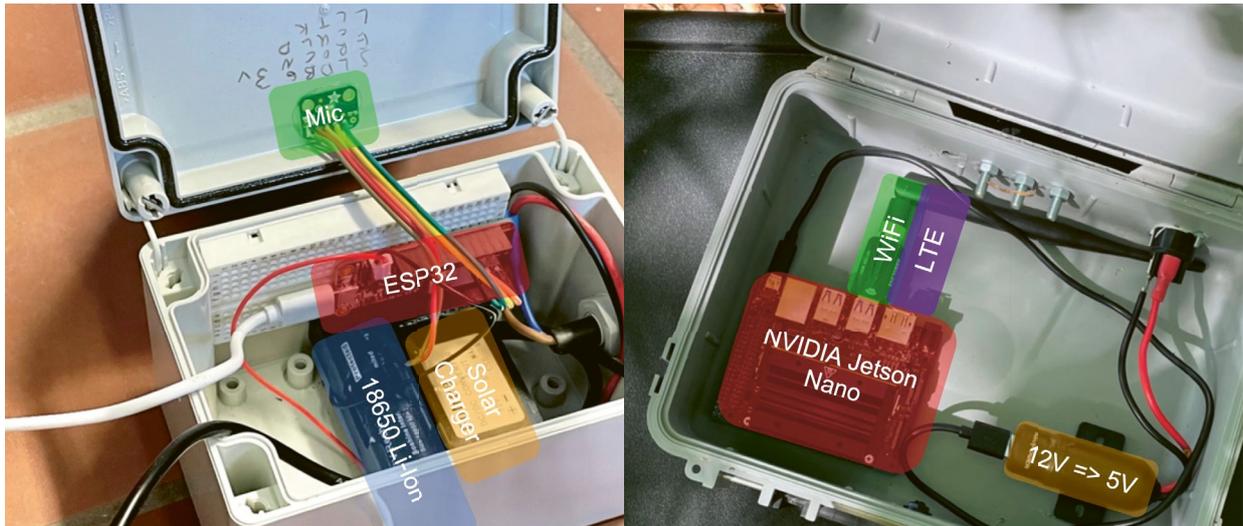
**A5. Neue Hochdurchsatzansätze des Monitorings werden in der Zukunft die klassische Erfassung von Arten und Lebensräumen, die den Ergebnissen in A1-A4 und Box A überwiegend zugrunde liegen, ergänzen ⊖. Diese Ansätze umfassen das genetische Metabarcoding, die Analyse von Umwelt-DNA (eDNA; kleine fortwährend an die Umwelt abgegebene Mengen an DNA), automatische Bilderkennung von Fotofallen und Smartphone-Bildern, akustisches Monitoring und Fernerkundung. Das Paradigma, dass Biodiversitätsmonitoring allein mithilfe des Zielartenkonzepts möglich ist, muss angesichts der immensen Fortschritte der genannten (halb-)automatisierten Detektionsmethoden überdacht werden. Die bisherigen Ergebnisse zeigen allerdings noch**

**erheblichen Entwicklungsbedarf auf. Viele Fragen sind bislang ungeklärt. Dazu gehören Themen wie die Menge und relative Häufigkeit von Individuen in Populationen, die Detektionsschwelle für Arten, die räumliche Zuordnung (z. B. bei verdrifteten Proben in Fließgewässern), der Ausschluss von Kontaminationsquellen sowie die Beibehaltung vergleichbarer Technologien und die Einhaltung derselben Analysestandards und Auswertungspipelines über lange Zeiträume (d. h. über mindestens Jahrzehnte). Dennoch gibt es erste vielversprechende Ergebnisse. Die Verbindung mit Citizen Science birgt ein besonders hohes Potenzial.** Methoden des eDNA-Metabarcoding wurden vor allem erfolgreich zur Bewertung des ökologischen Gewässerzustands eingesetzt {5.2.1.3}. Die eDNA-Methode ist besonders für die Erfassung des Artenbestands von Fischen und Wirbellosenarten geeignet und ersetzt teure und potenziell bestandsschädigende Fangmethoden {2.1.5, 5.2.1.3}. Für viele Wirbellosen- und Algenarten besteht zurzeit immer noch die größte Herausforderung darin, die Barcodebibliotheken zu vervollständigen, die als Referenz für die Identifizierung der Arten notwendig sind. Durch die Neuentwicklung von spezifischen Primern (DNA-Sequenzen, die für den Artnachweis dienen) ist es für Gewässer gelungen, mehr Wirbellosenarten nachzuweisen, als dies Expert:innen innerhalb von zwei Jahrzehnten mit konventionellen Methoden gelang {2.1.5}. Auch im terrestrischen Bereich gibt es ähnliche Erfolge bei der Analyse von eDNA, zum Beispiel in hochdiversen Systemen wie im Boden {8.3.1}. Hier besteht das Problem vor allem in der Standardisierung der Probenahme {2.1.5}. Mittels standardisierter Blattproben des Deutschen Umweltarchivs konnte die von Insekten abgelagerte eDNA, wie sie beispielsweise von Blattfressern hinterlassen wird, analysiert und Trends der Insektenvielfalt bestimmt werden. Es zeigte sich, dass seit den 1980er-Jahren seltene durch neu verbreitete Insektenarten ersetzt wurden, was zu einer fortschreitenden Homogenisierung des Artenbestands führte {4.2.2.2}. Seit 2019 werden im Rahmen des Deutschen Malaisefallenprojekts jährlich > 1.000 Insektenproben aus Malaisefallen mittels DNA-Metabarcoding untersucht. Allein für 2019 und 2020 konnten so über 31.000 Insektenarten nachgewiesen werden {2.1.1}. Alle genannten Untersuchungen zeigen, wie wichtig es ist, die Originalproben über Jahrzehnte aufzuheben, um sie dann gemeinsam und standardisiert zu untersuchen. Zusammenfassend ist festzuhalten, dass der Einsatz der DNA-basierten Identifizierung ein immenses Potenzial bietet, um Biodiversitätsmonitoring kostengünstiger, schneller und besser reproduzierbar zu machen. Diese

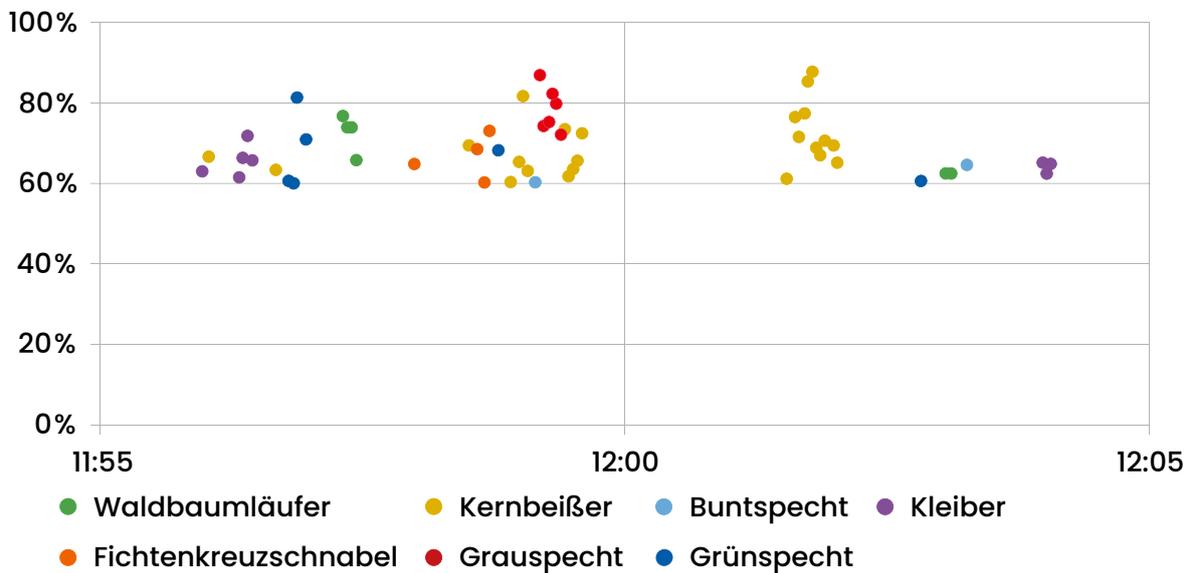


**Abbildung 29:** Bestände von aquatischen Kleinlebewesen sind mit klassischen Methoden schwer zu erfassen. Hier sind Untersuchungen von eDNA hilfreich, die z. B. zeigen, dass sich die Rheinmücke nach einem starken Rückgang aktuell wieder erholt (Foto: Jörg Freyhof). → A5

Methoden dienen nicht nur der Erhebung der Artenvielfalt {5.7.1}, sondern können auch zur Nachverfolgung von Interaktionen, z. B. zwischen Bestäubern und Pflanzen, eingesetzt werden {3.7.1}. Wichtig ist, die Metabarcodingergebnisse mit denen bestehender traditioneller Methoden zu vergleichen, einerseits, um DNA-Methoden zu kalibrieren und zu validieren, andererseits, um bestehende Zeitreihen ohne methodischen Bruch weiterzuführen. In den vergangenen Jahrzehnten hat sich der Einsatz von automatischen Wildkameras zu einem festen Bestandteil des Biodiversitätsmonitorings entwickelt. Fotofallen sind in zahlreichen Schutzgebieten im Einsatz, um seltene und schwer zu beobachtende Säugetiere nachzuweisen, wie Wolf, Wildkatze oder Luchs {4.6.3.3}. Große Fortschritte wurden auch bei der automatischen Bilderkennung von Insekten gemacht {4.2.1.4, 2.1.5}. Um große Mengen an Fotomaterial auswerten zu können, ist der Einsatz von künstlicher Intelligenz (KI) unerlässlich. Um bestimmte artspezifische Merkmale in den Kamerafallenbildern nutzen zu können und Arten zu identifizieren, sind derzeit zahlreiche KI-Plattformen in der Entwicklung {4.2.1.4, 6.2.1.4}. Auch wenn bei manchen Artengruppen die Bestimmungsgenauigkeit bislang nicht ausreicht, erlauben die KI-Plattformen in jedem Fall eine effiziente Vorauswahl der Bilder, die danach weiter visuell evaluiert werden müssen. Die automatisierte Analyse von Rekorderaufnahmen (akustisches Monitoring) ist anspruchsvoller als die Bildanalyse, hat aber in den letzten Jahren ebenfalls enorme Fortschritte gemacht {1.2.2, 4.2.1.4, 2.1.5}. Automatisierte Methoden müssen aber auch in Zukunft durch konventionelle Verfahren ergänzt und kontinuierlich validiert werden; so benötigt etwa die Fernerkundung



### Erkannte Arten



**Abbildung 30:** Automatisierte Erfassungen und Analysen von Bild- und Tonaufnahmen, wie hier von Vogelrufen, erleichtern die Arbeit mit umfangreichen Datensätzen (Fotos: Jonas Höchst). → A5

präzise Felddaten (Ground Truthing) zur Validierung. Taxonomische Kenntnisse sind für die Entwicklung von KI-gestützten Auswertungsmethoden unerlässlich. Die Zahl der Expert:innen mit taxonomischen Kenntnissen nimmt jedoch ab, und der Verlust von taxonomischer Expertise erschwert ein standardisiertes Biodiversitätsmonitoring, unabhängig von den eingesetzten Methoden {7.0, 2.5.1}. Wichtig ist ein solides statistisches Beprobungsdesign, um aus diesen genannten genetischen, visuellen oder akustischen Verfahren auch eine verlässliche Quantifizierung von Häufigkeiten und Individuenzahlen einzelner Arten zu erhalten (H1).

Trotz vieler methodischer Herausforderungen, die angegangen werden müssen, haben automatisierte Me-

thoden eine Reihe von entscheidenden Vorteilen {2.5.1}: (i) Sie erfassen taxonomisch schwierige Gruppen (z. B. Fliegen, parasitische Wespen), vor allem durch Barcoding, und nicht nur ausgewählte Zielarten wie bisher. (ii) Die kontinuierlichen und hochauflösenden Messungen, im Gegensatz zu langen, häufig unregelmäßigen Inventurintervallen, ermöglichen es, Veränderungen in der biologischen Vielfalt mit kurzfristigen Ereignissen wie der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln oder Wetterextremen in Verbindung zu bringen und die Einflüsse dieser Treiber von natürlichen Schwankungen und saisonalen Rhythmen zu differenzieren. (iii) Neben der Artenvielfalt können auch andere wichtige Facetten der biologischen Vielfalt erfasst werden, wie die struk-

turelle Vielfalt, Größenverteilungen, genetische Vielfalt oder vollständigere Inventuren. (iv) Neben dem reinen Vorkommen von Arten kann auch deren Aktivität erfasst werden. (v) Eine Erfassung von biologischer Vielfalt kann auf sehr großen Skalen erfolgen, v. a. mithilfe der Fernerkundung. (vi) Neue digitale Methoden erlauben es, die Expertise von Bürgerwissenschaftler:innen zu mobilisieren, die nicht nur die Wissenschaft unterstützen, sondern die gesellschaftliche Teilhabe erhöhen. Die Kombination dieser Methoden erlaubt viele Synergien.

## B Ökosystemleistungen

### **B1. Alle Lebensräume in Deutschland erbringen essenzielle Ökosystemleistungen und tragen in einem unterschiedlichen Maße zur Bereitstellung versorgender (Nahrungs-, Energie- und Rohstoffproduktion), regulierender (z. B. Klimastabilisierung und -pufferung, Erosionsschutz) und kultureller Ökosystemleistungen (z. B. Erholung, Heimatgefühl) bei**

Bezüglich der Versorgungsleistung ist die Nahrungsproduktion bedeutsam im Agrar- und Offenland (z. B. im Jahr 2022 ca. 43,5 Mio. t Getreide; 10,3 Mio. t Kartoffeln), in Küstengewässern (mittlere Fangmenge Nordsee 2006–2021: 72.843 t und Ostsee 42.377 t) und auch in Binnengewässern (Fangmenge 2021: 35.000 t) {3.3.2.1, 5.3.2.1, 6.3.1.1}. Im Wald und in Hochmooren werden die Versorgungsleistungen von der Rohstoff- und Energiegewinnung von Holz bzw. Torf dominiert {3.4.3.4, 4.3.2.1}. Regulierende Ökosystemleistungen werden in allen Lebensräumen erbracht, beziehen sich aber zum Teil auf sehr unterschiedliche Prozesse. So leisten Wälder, Hoch- und Niedermoore, Grünland und die Seegraswiesen der Küstengewässer einen besonders hohen Beitrag zur Bindung von Kohlenstoff und damit zur Reduktion des Treibhausgases CO<sub>2</sub> in der Atmosphäre {3.3.2.2, 4.3.2.2, 6.3.2.1, 6.3.2.2}. Allein die Wälder legen pro Jahr 3 % des jährlichen CO<sub>2</sub> fest (30,6 Mio. t im Jahr 2019) {4.3.2.2}. Eine ähnliche Senkenstärke könnten in Zukunft renaturierte Moore nach Wiedervernässung entfalten {Box 5.1, 5.3.2.2}. Wälder und Moore tragen zusätzlich durch eine direkte Pufferung von Temperaturschwankungen zur Abschwächung des Klimawandels bei. Die Kühlwirkung von Wäldern ist besonders in Städten wichtig {3.3.3, 4.3.2.2}. Muschelbänke, Seegras- und Salzwiesen dienen der Sediment- und Küstestabilisierung {6.3.1.2}. Auch Wälder und Wiesen leisten einen wichtigen Beitrag zum Erosionsschutz {Box 3.1, 4.3.2.2, 8.5.3.1}. Alle Lebensräume stellen kulturelle Ökosystemleistungen bereit {3.3.2.3, 4.3.2.3, 5.3.2.3, 6.3.2.3,



**Abbildung 31:** Seegraswiesen, hier in der südlichen Ostsee, leisten Ökosystemleistungen, indem sie Kohlenstoff binden, Laichplätze für viele Fischarten bereitstellen und Küsten stabilisieren (Foto: Uli Kunz). → B1

7.3.2.2, 8.4.3.3}. Wälder, Binnengewässer, Küstenlebensräume und Stadtökosysteme haben eine herausgehobene Bedeutung für die Erholung {4.3.2.3, 5.3.2.3, 6.3.2.3, 7.3.2.2}. In allen landgebundenen Lebensräumen kommt dem Boden und seiner biologischen Vielfalt die zentrale Bedeutung bei der Bereitstellung von regulierenden Ökosystemleistungen wie Nährstoffrecycling (Mineralisierung), Stickstofffixierung, Festlegung von Kohlenstoff, Aufnahme von Treibhausgasen wie Methan und Erosionsschutz zu {Boxen 3.1, 4.1, 5.1, 6.3, 7.1; 8.4.3}.

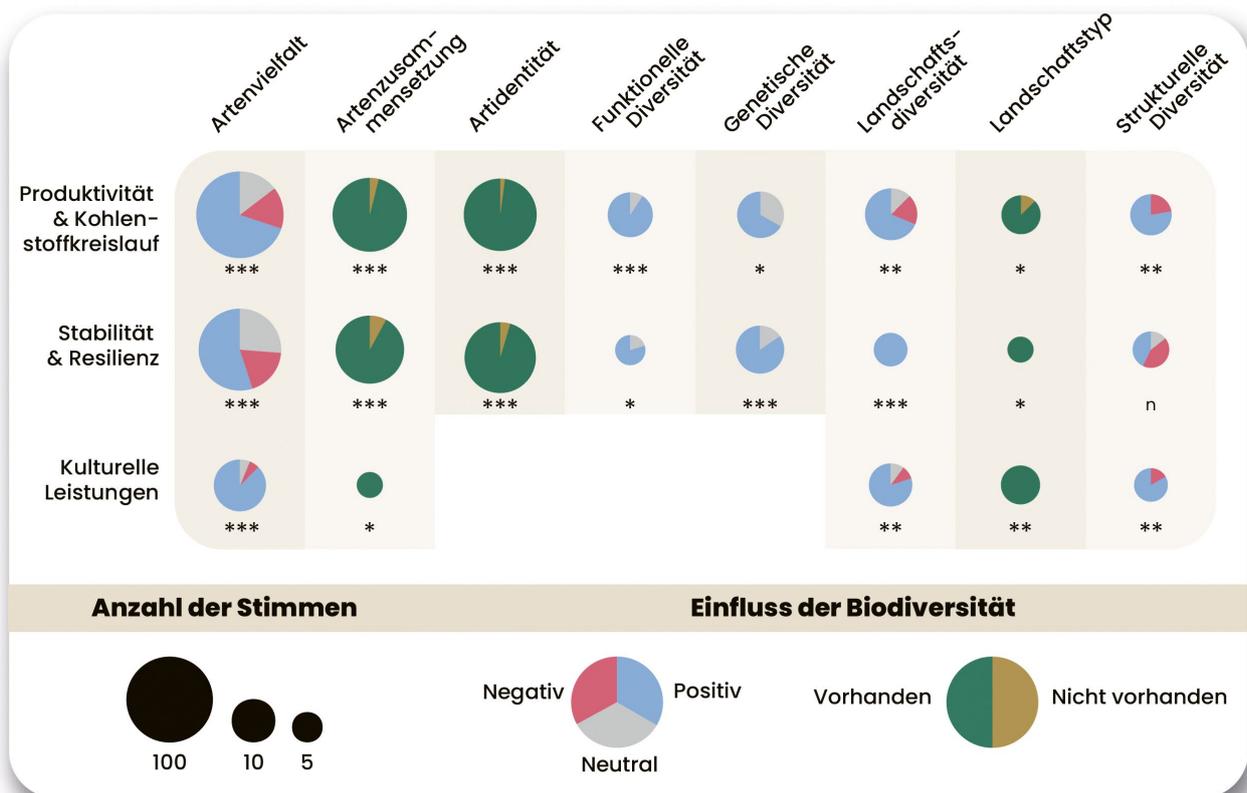
### **B2. Der Faktencheck Artenvielfalt trägt erstmals die Evidenz für den Einfluss von Biodiversitätsänderungen auf konkrete Ökosystemleistungen für alle Hauptlebensräume in Deutschland zusammen. Der Kenntnisstand ist im internationalen Vergleich überdurchschnittlich, weist aber kritische Lücken auf.**

Obwohl nach § 1 des BNatSchG die Natur bereits seit 1976 so zu schützen ist, dass die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts erhalten bleibt, haben sich wesentliche wissenschaftliche Ansätze hierzu erst ab 1990 etabliert {1.2}. Für die systematische Quantifizierung und Bewertung von Ökosystemleistungen wurde der konzeptionelle Rahmen erst im Millennium Ecosystem Assessment von 2005 vorgestellt {2.2.2}. Neben den jeweils wichtigsten Ökosystemleistungen für die einzelnen Lebensräume wurden im *Faktencheck Artenvielfalt* über alle Lebensräume hinweg drei wichtige Gruppen von Ökosystemleistungen konsistent analysiert: Ökosystemleistungen in Zusammenhang mit der Produktivität und dem Kohlenstoffkreislauf, mit der Stabilität und Resilienz gegenüber dem Klimawandel und mit der kulturellen Nutzung (siehe Methodenbox) {Anhang A2.3}. Nach

der umfassenden Synthese im *Faktencheck Artenvielfalt* ist der Wissensstand zum Einfluss pflanzlicher Biodiversität auf versorgende und regulierende Ökosystemleistungen in Wiesen- und Waldökosystemen Deutschlands überdurchschnittlich hoch {Anhang A2.3}. Für andere Lebensräume wie Ackerflächen, Binnengewässer, Auen und urbane Räume, für den Bereich der kulturellen Ökosystemleistungen und für die Rolle der genetischen Diversität sowie von Artengruppen, deren Diversität schwer zu erfassen ist (z.B. Bodenorganismen), bestehen erhebliche Wissenslücken (Abb. 32) {Anhang A2.3}.

**B3. Zahlreiche Experimente und Freilandbeobachtungen in Deutschland und naturräumlich vergleichbaren Regionen legen nahe, dass artenreiche und funktionell vielfältige Ökosysteme leistungsfähiger (siehe auch B4) und stabiler sind (siehe auch B6). Dadurch benötigen sie weniger menschliches Eingreifen (z.B. Düngung, Schädlingskontrolle) für ihre Funk-**

**tionsfähigkeit als Ökosysteme mit geringer biologischer Vielfalt ●. Eine Übertragung der experimentellen Ergebnisse auf reale Ökosysteme muss jedoch weitere Prozesse berücksichtigen, die die Zusammenhänge auf größerer Skala und unter natürlichen Bedingungen modifizieren können.** Ökosystemleistungen aus der Gruppe Stabilität und Resilienz zeigen einen überwiegend positiven Zusammenhang mit der Biodiversität über alle Lebensräume hinweg (Abb. 32). Die Gültigkeit folgender Vorhersagen konnte in Experimenten in Wiesen, Wäldern und Algenkulturen mit Relevanz für Deutschland eindrucksvoll belegt werden: Pflanzen mit unterschiedlichem Wuchsverhalten und morphologischen und physiologischen Eigenschaften können sich in der Aufnahme von Ressourcen wie Wasser oder Nährstoffe ergänzen (»Ressourcenkomplementarität«) und unterstützen (»Facilitation«) und diese so effizienter nutzen, um Ökosystemleistungen zu erbringen {3.3.2.1, 4.3.2.1, 4.3.2.2}. In artenreichen Lebensge-



**Abbildung 32:** Einfluss verschiedener Biodiversitätsfacetten auf ausgewählte Ökosystemleistungen, die konsistent über alle Lebensräume hinweg untersucht wurden. Die Ökosystemleistungen wurden hierbei in die Kategorien »Produktivität und Kohlenstoffkreislauf« (z. B. Biomasseproduktion oder Kohlenstoffspeicherung), »Stabilität und Resilienz« (z. B. Hochwasserschutz oder Temperaturregulierung) und »Kulturelle Leistungen« aufgeteilt. Für die Facetten »Artenzusammensetzung«, »Artidentität« und »Landschaftstyp« geht es hierbei darum, ob ein Zusammenhang zwischen den Facetten und der betrachteten Ökosystemleistung gefunden wurde (vorhanden/nicht vorhanden). Bei den anderen Facetten ist auch die Richtung dieses Einflusses angegeben (positiv, negativ, neutral). Die Größe der Kreisdiagramme zeigt an, wie viele Studienergebnisse (»Stimmen«) in das jeweilige Diagramm eingeflossen sind. Kleine (oder fehlende) Kreise weisen also auf eine geringe Abdeckung dieses Zusammenhangs zwischen biologischer Vielfalt und Ökosystemleistung in der Literatur hin. Die Sterne zeigen an, ob wir für die jeweilige Kombination aus Biodiversitätsfacette und Ökosystemleistungskomplex signifikant mehr positive (bzw. vorhanden) als negative oder neutrale (bzw. nicht vorhanden) Zusammenhänge gefunden haben (P-Werte: \*\*\*<0,001, \*\*<0,01, \*<0,05, n>0,05). → B3

meinschaften sind einzelne Arten häufig gesünder, weil ihre Krankheitserreger, Parasiten und Fressfeinde hier kleinere Populationen aufbauen («Verdünnungseffekt») und weil sie einander schützen {4.3.2.2, 8.3.2, 8.4.3.1}. Bodenorganismen ergänzen sich bei der Zersetzung von organischer Substanz {4.3.2.2, 5.3.2.2, 8.3.3, 8.4.3.1}. Die Bedeutung der biologischen Vielfalt ist für die Erbringung von versorgenden und regulierenden Ökosystemleistungen umso höher, je variabler diese in Raum und Zeit verteilt sind und je mehr Ökosystemleistungen gleichzeitig betrachtet werden {4.3.3, 8.3.3}. Werden einzelne Ökosystemleistungen betrachtet, erbringt eine höhere biologische Vielfalt ab einer gewissen Schwelle keine verbesserte Leistung. Wird hingegen eine Vielzahl von Leistungen oder ein langer Zeitraum betrachtet, bleibt dieser Zusammenhang positiv («Multifunktionalität») {2.2.2, 3.3.3, 4.3.3, 5.3.3, 6.3.1, 7.3.3, 8.3.3}. Zusätzlich besteht ein «Versicherungseffekt»: Bei variablen Umweltbedingungen und damit wiederholtem Auftreten von Stress und Störungen können sich Arten mit unterschiedlichen Anpassungen daran gegenseitig in der Erfüllung von Funktionen vertreten und diese so in Zeit und Raum stabilisieren {4.3.2.2, 5.3.1, 5.3.2.2}. Weiterhin erhöht ein hoher Artenreichtum die Wahrscheinlichkeit, dass besonders gut an den Standort angepasste oder resistente Arten Teil des Artenbestands sind und einen überproportional hohen Beitrag für Ökosystemleistungen erbringen können («Selektionseffekt»). Die Vorhersagen gelten mit Einschränkungen auch unter Freilandbedingungen. Sie werden dort aber zusätzlich überlagert von weiteren Wirkungsfaktoren wie den spezifischen Umweltbedingungen am Standort, der Landnutzungsgeschichte, natürlichen Störungen sowie den Eigenheiten spezifischer Artengemeinschaften, die sich am Standort als Ergebnis der Konkurrenz und der Verbreitungsfähigkeit von Arten entwickelt haben {2.2.2}. Insgesamt erklären diese Ergebnisse, warum Monokulturen, vor allem in der Landwirtschaft und Aquakultur – und in einem geringeren Maße in der Forstwirtschaft –, unter variablen Bedingungen ein Risiko darstellen und einen erheblichen Einsatz an Energie und Chemie (Bearbeitung, Düngung, Pflanzenschutzmittel, Antibiotika) benötigen. Dies erschwert die nachhaltige Nutzung von Monokulturen {3.3.2, 4.3.2.1, 6.3.2.1}. Insbesondere die Bedeutung der biologischen Vielfalt für die Multifunktionalität ist für die Praxis bedeutsam {2.2.2, 8.3.3}. Wenn im Zuge einer Extensivierung der Nutzung im Sinne der Nachhaltigkeit weniger der genannten Hilfsmittel zum Einsatz kommen, steigt die Notwendigkeit, dass sich Ökosysteme wieder selbst regulieren und ihre vielfältigen Leistungen optimieren {3.3.2.2}. Eine hohe

biologische Vielfalt, nicht zuletzt der Bodenbiodiversität, scheint hierfür eine wichtige Voraussetzung zu sein {8.7.2.3}.

**B4. Ökosysteme, deren Hauptfunktion versorgende Ökosystemleistungen sind, wie die Bereitstellung von Nahrung, Naturstoffen und Baumaterialien, sind bei höherer Artenvielfalt unter ansonsten vergleichbaren Bedingungen meistens produktiver und erbringen diese Leistungen zuverlässiger als artenarme Systeme**

● Die Vorzüge von Mischkulturen und artenreichen Pflanzenbeständen, wie sie in der ökologischen Praxis der Land- und Forstwissenschaft in Deutschland schon lange erprobt wurden, sind in Grünland- und Waldökosystemen durch neue repräsentative Experimente und Freilandbeobachtungen bestätigt worden. Für beide Systeme konnte gezeigt werden, dass die Diversität an krautigen Arten bzw. Baumarten die Biomasseproduktivität erhöht und diese unter dem Einfluss von Umweltvariabilität weniger stark schwankt {3.3.2.1, 4.3.2.1}. Letzteres ergibt sich vor allem, weil artspezifische Wachstumszyklen und Reaktionen auf äußere Umwelteinflüsse zeitlich versetzt verlaufen und sich dadurch Schwankungen auf der Ebene der Gemeinschaft ausgleichen. Der Einfluss des Baumartenreichtums auf die Holzqualität ist allerdings ungeklärt {4.3.2.1}. Während Fruchtfolgen, d. h. Pflanzenvielfalt in der Zeit, ein bewährtes Mittel im Ackerbau sind, um eine Akkumulation von bodenbürtigen Fraßfeinden und Krankheitserregern («Bodenmüdigkeit») zu verhindern {8.6.3}, sind Mischkulturen auf großer Fläche erst in der Erprobung {3.3.2}. Die kultivierten Pflanzen profitieren von der Interaktion mit einer Vielzahl von mit ihnen vergesellschafteten Mikroorganismen {8.3.1, 8.5.3}. Dieses Mikrobiom aus Bakterien, Archaeen, Protisten und Pilzen innerhalb und außerhalb der Pflanzen ist hochdivers und fördert eine stabile pflanzliche Produktion {8.3.1}. Zudem leistet das Mikrobiom u. a. die Stickstofffixierung (symbiotische Knöllchenbakterien, frei lebende Blaualgen), die Akquise von Nährstoffen und Wasser aus feinsten Bodenporen, die Bereitstellung von Nährstoffen an der Wurzeloberfläche und die Abwehr von Krankheitserregern {8.3.2, 8.4.3.1}. Die Diversität von Bestäubern erhöht Ernteerträge durch Komplementarität in zeitlichen Aktivitätsmustern und vermeidet Ernteauffälle durch Versicherungseffekte angesichts von Witterungsschwankungen und Krankheiten {3.3.2.2, 8.4.3.1}. Es gibt Hinweise darauf, dass artenreiche Fischbestände eine höhere Stabilität von Fangerträgen ermöglichen, aber die Evidenz ist nicht eindeutig {5.3.2.1, 6.3.2.1}. Angesichts der deutlich positiven Effekte der Vielfalt einzelliger Algen (Phyto-

plankton) auf die Stabilität der Biomasseproduktion ist es sehr wahrscheinlich, dass deren Vielfalt mittelbar über die Nahrungskette auch die Fischproduktion stabilisiert {6.3.1.1, 6.3.2.1}. Es gibt vereinzelte und indirekte Hinweise darauf, dass artenreiche Wälder eine diversere, aber nicht unbedingt höhere Nahrungsproduktion an Wild, Früchten und Pilzen ermöglichen {4.3.2.1}. Fast ein Drittel befragter Stadtbewohner:innen in Berlin gab an, Wildpflanzen außerhalb der eigenen Gärten zu sammeln {7.3.2.2}.

**B5. Eine hohe Vielfalt bestimmter Artengruppen erhöht die Gesamtbiodiversität in Ökosystemen (Habitatbereitstellung; »Diversität schafft Diversität«; ●).** Viele Pflanzenfresser (z. B. Blattwanzen, Schmetterlinge), Pflanzenbewohner (z. B. Mulmkäfer), Symbionten (z. B. Mykorrhizapilze), Parasiten (z. B. Gallwespen) und Krankheitserreger weisen eine spezifische Bindung zu Nahrungs-, Habitats- und Wirtspflanzen und den von ihnen gebildeten Strukturen (z. B. Totholz,

{4.2.2.2., 4.4.3.3}) auf. Dadurch steigt mit der Zahl der Pflanzenarten in einem Ökosystem auch die Diversität der von ihnen abhängigen Tier-, Pilz- und Mikroorganismenarten {3.3.2.2, 4.3.2.2, 5.3.2.1, 6.3.2.2, 8.4.3.1}. Untersuchungen in Wäldern und im Grünland zeigen, dass sich diese Vielfalt auch über das Nahrungsnetz auf räuberische Tierarten übertragen kann {3.3.2.2, 4.3.2.2}. Entsprechende Beispiele aus dem marinen Bereich sind Muschelbänke oder Seegraswiesen, die durch die Schaffung biogener Habitats einer Vielzahl von Arten mit unterschiedlichsten Funktionen einen Lebensraum bieten {6.3.2.1, 6.3.2.2}. Im Boden ist es vor allem die Diversität größerer Organismen der Makrofauna (Regenwürmer, Asseln, Doppelfüßer) und wurzelnder Pflanzen, die durch Durchlüftung, Bildung des Bodengefüges und Verbreitung die Lebensbedingungen für die Mikro- und Mesofauna verbessern und damit deren biologische Vielfalt erhöhen {8.3.2, 8.4.3.1}. Die sich daraus ergebende höhere Gesamtdiversität kann viele Ökosystemleistungen positiv beeinflussen {2.2.2}. So fand man



**Abbildung 33:** Viele Bestäuber sind auf einzelne Pflanzenarten oder -gattungen spezialisiert, hier zum Beispiel die Blaue Ehrenpreis-Sandbiene (links oben), Reseden-Maskenbiene (links unten), Zaunrüben-Sandbiene (rechts oben), Hahnenfuß-Scherenbiene (rechts mitte) und Knautien-Sandbiene (rechts unten). Auf diese Weise fördert eine artenreiche Vegetation eine diverse Insektenfauna – »Vielfalt gebiert Vielfalt« (Fotos: Maik Hausotte). → B5

beispielsweise, dass die Pflanzendiversität die Multifunktionalität des Bodens und den organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens entlang eines Urbanisierungsgradienten verbessert, indem sie zunächst die Vielfalt der unterirdischen Organismen erhöht {7.3.1, 8.3.3, 8.7.2.2}.

**B6. Artenreiche Ökosysteme haben das Potenzial, in stärkerem Ausmaß regulierende Ökosystemleistungen zu erbringen als artenarme Ökosysteme (Abb. 32). Ob dieses Potenzial zum Tragen kommt, hängt stark vom ökologischen Kontext und von der betrachteten regulierenden Ökosystemleistung ab (überwiegend ●, zum Teil = bzw. ○). Die biologische Vielfalt des Bodens spielt für regulierende Ökosystemleistungen an Land eine herausragende Rolle. In aquatischen Lebensräumen ist dies oft an die Diversität von Mikroorganismen und Wirbellosen in der Wassersäule sowie im Sediment gebunden.**

Mischwälder aus vielen Baumarten legen durch ihr erhöhtes Wachstum mehr Kohlenstoff in der Biomasse fest. Sie entziehen der Atmosphäre das Treibhausgas CO<sub>2</sub> und leisten damit einen Beitrag, den Klimawandel abzumildern {4.3.2.2}. Im Grünland wirkt die Pflanzenvielfalt vor allem auf die Speicherung von Kohlenstoff in der Wurzelbiomasse und nicht in der oberirdischen Biomasse, da diese durch Mahd und Beweidung regelmäßig entfernt wird {3.3.2.2}. Ein positiver Effekt der Pflanzenvielfalt auf die Festlegung von Kohlenstoff in der organischen Substanz des Bodens und auf die Widerstandsfähigkeit gegenüber Trockenstress konnte vor allem für Wiesen gezeigt werden {3.3.2.1, 3.3.2.2, 3.4.5,

8.4.3.1}. In Wäldern treten diese Effekte auch auf, können aber stärker vom Umweltkontext überprägt sein. Für beide Systeme gilt auch, dass artenreiche Gemeinschaften in der Regel weniger anfällig gegenüber Störungen (Sturmwurf, Feuer), Fraß und Krankheitserregern sind {3.3.2.2, 4.3.2.2}. Wälder mit hohem Baumartenreichtum haben eine höhere Pufferwirkung auf Temperaturschwankungen am Waldboden und damit tagsüber eine höhere Kühlwirkung im Bestandesinneren als Monokulturen {4.3.2.2}. Dies konnte auch für Wiesen gezeigt werden {3.3.2.2, 8.4.3.1}. Artenreiche Wälder und Wiesen, z. B. an Hanglagen oder Deichen, bieten einen besseren Erosionsschutz als artenarme {3.3.2.2, Box 3.1, 4.3.2.2, 6.3.1.2}. Funktionelle Vielfalt der Vegetation in Auenökosystemen wird mit einer erhöhten Resistenz gegenüber Störungen durch Hochwasser und mit einer verbesserten Reinigung des Wassers bei Überflutungen durch Filtrierung und damit Rückhalt von stickstoffhaltigen Partikeln in Verbindung gebracht. Die Diversität von Wasserpflanzen in Fließgewässern hat eine ähnliche Wirkung für diese regulierenden Ökosystemleistungen {5.3.2.2}. Eine hohe biologische Vielfalt an grabenden Wirbellosen in marinen Sedimenten erhöht die Eindringtiefe von Sauerstoff und damit die Mineralisierung von totem organischen Material {6.3.2.2}. In Wäldern konnten bislang nur schwache Effekte der Baumartenvielfalt auf die Geschwindigkeit des Abbaus von Blättern und Holz festgestellt werden {4.3.2.2}. Der Bodenbiodiversität kommt eine besondere Bedeutung bei der Bereitstellung von regulierenden ÖSL zu {8.4.3, vor allem 8.4.3.1}. Hier ist besonders die Vielfalt an Körpergrö-



**Abbildung 34:** Das Jena-Experiment untersucht Ökosystemfunktionen entlang von Gradienten des Artenreichtums von Wiesenpflanzen (1–60). Artenreiche Wiesen sind produktiver und binden mehr Kohlenstoff im Boden (Foto: Nico Eisenhauer). → B6

ßen und Lebensstrategien der Bodenorganismen – ihre funktionelle Vielfalt – essenziell für die Streuzersetzung und damit für die Mineralisierung, Bereitstellung und Mobilisierung von Nährstoffen {8.3.2, 8.3.3}. Kleine Bodenlebewesen (Bakterien, Archaeen, Pilzhyphen, Protisten) erschließen die komplette Oberfläche des komplexen dreidimensionalen Bodengefüges bis in die engsten Spalten, während größere Bodenlebewesen der Makrofauna (z. B. Regenwürmer, Asseln, Doppelfüßer) organisches Substrat zerkleinern und über Kotproduktion wasserlöslich machen. Kleinste Fadenwürmer und Bodentiere mittlerer Größe (Springschwänze, Milben) aktivieren als Weidegänger die Mikroorganismen und fördern damit indirekt die Mineralisierung. Trotz der hohen Mineralisierungsleistung des Bodenlebens weisen Böden mit hoher funktioneller Vielfalt einen höheren Gehalt an organischem Material auf und entziehen dadurch der Atmosphäre langfristig mehr Kohlenstoff. Böden mit intakten Gemeinschaften von Bodenlebewesen entziehen der Luft hochwirksame Treibhausgase wie Methan und Lachgas. Pflanzen profitieren von der Interaktion mit einer Vielzahl von bodenbürtigen Mikroorganismen {8.3.2}. Eine hohe funktionelle Vielfalt von Bodenlebewesen erhöht die Resistenz von Pflanzenbeständen gegenüber Schädlingen und Krankheitserregern {8.4.3.1}. Generell hängt der Zusammenhang von biologischer Vielfalt und regulierenden Ökosystemleistungen stark vom ökologischen Kontext und von der betrachteten Leistung ab. Das spiegelt sich auch in den unterschiedlichen Ergebnissen von Studien zu regulierenden Leistungen aus dem Bereich »Stabilität und Resilienz« wider (Anhang A2.3). Die Bereitstellung von Habitat für Lebewesen gehört auch zu den regulierenden Ökosystemleistungen (B5).

**B7. Es ist zu erwarten, dass genetische Vielfalt innerhalb von Arten eine ähnliche Funktion für Ökosystemleistungen haben kann wie die Artenvielfalt (Komplementarität, Selektionseffekte, Versicherungseffekte). Genetische Vielfalt kann vor allem die Stabilität von Populationen und damit regulierende Ökosystemleistungen wie die Resistenz gegenüber Krankheiten und Klimawandel erhöhen ⊖.** Die meisten Studien untersuchen den Einfluss der Artenvielfalt auf Ökosystemleistungen. Deutlich weniger Studien existieren zum Einfluss anderer Facetten der biologischen Vielfalt, wie der genetischen, funktionellen oder strukturellen Vielfalt (Abb. 32, Anhang A2.3) {auch 5.2.4.2, 8.4.3.2}. Vorhandene Studien weisen jedoch auf ihre Relevanz vor allem für die langfristige Sicherung von Ökosystemleistungen hin {4.3.2.2}. Eine hohe ge-

netische Diversität von Feldfrüchten erwies sich vor allem als wichtig als Versicherung gegen eingeschleppte Krankheiten {3.3.2.1}. Nach der jüngeren Sequenz von Trockenjahren (2018 und 2019) konnten Subpopulationen der Buche identifiziert werden, deren Trockenresistenz eine genetische Basis hat {4.3.2.2}. Dies lässt darauf schließen, dass genetische Vielfalt Voranpassungen (»Präadaptation«) gegenüber Stressoren umfassen und damit Baumpopulationen und die Ökosystemleistungen von Wäldern stabilisieren kann {4.2.4}. Auch Gene Editing kann dazu beitragen, die genetische Diversität von Kulturpflanzen zu erhöhen {3.3.2.1}. Im Gegensatz zum natürlichen Diversitätspool kann diese Methode aber nur zielgerichtet eingesetzt werden, wenn der Krankheitserreger oder der Umweltstressor vorher genau bekannt ist {3.3.2.1}. Genetische Vielfalt geht verloren, wenn genetisch isolierte Populationen von seltenen Lebensräumen aussterben (Box A, A4). Dies passiert beispielsweise, wenn im Zuge des Klimawandels Quellen versiegen oder Moorreste verschwinden {3.4.5, 5.2.2.2}. Auch wenn die Datenbasis gering ist, so scheint der Verlust an genetischen Linien das Aussterben von Arten deutlich zu übersteigen {5.2.4.2}.

**B8. Einzelne Schlüsselarten, funktionell ähnliche Artengruppen oder bestimmte Artengemeinschaften können für die Sicherung von Ökosystemleistungen einen besonders großen Beitrag leisten (sog. Identitätseffekte; ●).** Biodiversitätsexperimente untersuchen vor allem den Einfluss einer Reduktion der biologischen Vielfalt (oft als Artenreichtum) auf Ökosystemleistungen und finden überwiegend negative Auswirkungen eines Verlusts an biologischer Vielfalt (B3). Besonders schwer wiegt der Verlust von Schlüsselarten oder -gemeinschaften, die eine überproportional wichtige Rolle für Ökosystemleistungen spielen {1.2.4, 8.3.3}. Dabei handelt es sich um Arten, die durch ihre einzigartigen Anpassungen und Fähigkeiten als »Ökosystemingenieure« fungieren {4.2.2.2}. So führte die Wiederansiedlung des Bibers zu einer Verbesserung der Selbstreinigung von Fließgewässern; Biber teiche tragen zum Rückhalt und Abbau von Nährstoffen bei. Zudem fördert der Biber die Schwammwirkung der Landschaft und trägt damit zur Kühlung sowie zur Grundwasserversorgung während der Trockenzeiten bei {5.3.2.2}. Die Seegräser (*Zostera* sp.) der Küstengewässer und das Schilfrohr in Binnengewässern und Ästuaren bilden nicht nur wichtige Habitate für eine Vielzahl von Organismengruppen, sondern sie fixieren klimaschädliches Kohlendioxid (»Blue Carbon«), dienen der Sedimentstabilisierung und Wasserreinigung und liefern natürliche Rohstoffe {5.3.2.1,

6.3}. Der Verlust dieser Arten ginge mit einem signifikanten Verlust von Ökosystemleistungen einher. Derzeit ist es z. B. möglich, dass die Toleranzgrenze des Seegrases gegenüber einer Meereseerwärmung im Zuge des Klimawandels ohne eine rasche evolutionäre Anpassung bald überschritten sein könnte {6.4.5.2}. Schilfrohr leidet unter Eutrophierung, kann sich aber unter Prozessschutz ohne regelmäßige Ernte auch zu Monokulturen entwickeln {5.3.3.2}. Wälder haben oft ungeachtet ihrer Baumartenvielfalt ein intrinsisch hohes Potenzial der Kohlenstoffspeicherung und Kühlwirkung {4.3.2.2}. Eine wichtige Rolle der Artenvielfalt und der genetischen Diversität könnte sein, für alle Standorte und zukünftige Bedingungen heimische bestandsbildende Baumarten vorzuhalten {4.4.2.2, 4.4.5, 4.6.3.2}. Von den fünf typischen überflutungstoleranten Arten der Hartholzauwe (Stieleiche, Gemeine Esche, Feld-, Flatter- und Bergulme) sind vier (alle Ulmenarten, Esche) durch eingeschleppte Krankheiten stark reduziert {4.4.6.3, 5.2.2.2, 5.4.3.4}. Dies könnte die Regeneration und Funktionsfähigkeit der Auwälder in Deutschland deutlich schwächen {4.4.6.3, Box 5.1}. Die von Pilzen der Gattung *Phytophthora* bedrohte Schwarzerle ist die einzige einheimische Baumart, die auf überstauten, sauerstoffarmen Böden geschlossene Hochwälder bilden kann {4.4.6.3}. Sie spielt außerdem eine wichtige Rolle bei der in Zeiten des Klimawandels wichtigen Beschattung kleinerer Fließgewässer {4.4.6.3}. Im Boden sind vor allem Vertreter der Makrofauna wie Regenwürmer wichtige Schlüsselarten für die Verbesserung der Bodenstruktur, der Fähigkeit des Bodens, Wasser aufzunehmen, Erosion zu verhindern und durch Bioturbation von organischer Substanz die Festlegung von Kohlenstoff zu erhöhen {8.4.3.1}. Es sind auch häufig einzelne Schlüsselarten, die eine überproportional hohe Habitatfunktion für andere abhängige Arten ausüben (*»foundation species«*) {1.2.4, 4.2.2.2, 5.3.2.2, 6.3.1.2}. So sind die von Eichenarten (Stiel- und Traubeneiche) abhängigen Lebensgemeinschaften an Insekten und Pilzen deutlich artenreicher als die anderer mitteleuropäischer Baumarten {4.3.2.2}. Identitätseffekte der Habitatfunktion sind auch in aquatischen Systemen ausgeprägt, wo häufig einzelne Schlüsselarten (z. B. Miesmuschel, Seegras, manche Borstenwürmer, Schilfrohr) über die Bildung von Habitatstrukturen (Muschelbänken, Seegraswiesen, Schilfgürteln) einen starken Einfluss auf die biologische Vielfalt und Biomasse vor allem der Fauna haben {5.3.2.1, 6.3.1.2, 6.3.2.2}. Wenn einzelne Arten eine besonders hohe Habitatfunktion ausüben, können die Effekte solcher Schlüsselarten die in B4 genannten Diversitätseffekte überlagern. Die daraus resultierende hohe



**Abbildung 35:** Die Schwarzerle ist eine Schlüsselart für die biologische Vielfalt. Sie ist die einzige heimische Baumart, die auf dauerhaft überstauten Niedermoorböden Hochwälder bilden kann (Walzenseggen-Erlenbruchwälder). Diese haben einen sehr hohen Wert für den Artenschutz. Die Schwarzerle ist derzeit durch einen invasiven Pilz der Gattung *Phytophthora* bedroht. Dübener Heide (Foto: Christian Wirth). → B8

Gesamtartenvielfalt an abhängigen Arten kann prinzipiell wiederum Ökosystemleistungen und deren Stabilität erhöhen.

**B9. Kulturelle Ökosystemleistungen sind vielfältig, aber ihre Bezüge zur biologischen Vielfalt sind bislang wenig quantitativ untersucht (Abb. 32). Facetten der biologischen Vielfalt können in Städten die psychische Gesundheit fördern, sie vermitteln in ländlichen Gebieten ein Heimatgefühl und eine Verbundenheit mit der kulturgeschichtlichen Tradition (»Sense of Place«). Sie sind eine Attraktion für touristische Ziele, dienen als künstlerische und spirituelle Quelle und Untersuchungsgegenstand für Citizen Science. Hierbei sind strukturelle Diversität, die Vieltätigkeit von Habitaten und Landschaftselementen oder das Vorhandensein charismatischer Arten besonders wichtige Facetten der biologischen Vielfalt, weil sie von Menschen intuitiv wahrgenommen werden** ⊖. Studien, die einen direkten Zusammenhang zwischen biologischer Vielfalt und kulturellen Leistungen herstellen, sind noch selten (Abb. 32). Indirekt kann jedoch über Zahlen aus der Tourismusbranche und Befragungen von Besuchenden auf die Relevanz von biologischer Vielfalt für die Erholung geschlossen werden {2.2.2}. Naturerleben ist insbesondere im städtischen Kontext bedeutend, der den Alltag der meisten Menschen in Deutschland prägt {7.3.2.2}. Erste Studien zeigen, dass urbane Habitat- und Artendiversität das Wohlbefinden von Menschen signifikant verbessern kann



**Abbildung 36:** Parks ermöglichen Naturerleben in Städten und fördern Erholung und Wohlbefinden (Foto: Jörg Freyhof). → B9



**Abbildung 37:** Naturnahe Uferstrukturen werden als ästhetisch wahrgenommen und locken Besucher:innen zum Beispiel an die Ostseeküste auf Fischland (Foto: Jörg Freyhof). → B9

{7.3.2.2}. Für die ästhetische Wertschätzung ist besonders eine strukturelle Diversität wichtig, also Mischungen von unterschiedlich hoher Vegetation, Wasserläufen, blütenreichen Wiesen und Gehölzen {7.3.2.2}. In der ästhetischen Wertschätzung von Wäldern scheint es ein Optimum an struktureller Diversität zu geben (zwischen der Eintönigkeit von Monokulturen und der Unübersichtlichkeit mancher Wildnisgebiete) {4.3.2.3}. Im urbanen Kontext wird Reliktwäldern ein größerer Wert beigemessen als Waldsukzessionsflächen auf Brachen {7.3.2.2}. Pflanzliche Artenvielfalt wird in Wiesen eher positiv wahrgenommen als im Wald {7.3.2.2}. In traditionellen Agrarlandschaften trägt das Schönheitsempfinden noch Züge der romantischen Ästhetik (historische Kulturlandschaft in Abgrenzung zur industrialisierten Agrarlandschaft) {3.3.2.3}. Naturnahe geschwungene Wasserläufe mit strukturreichen Ufern und angrenzenden Überschwemmungsflächen haben eine beson-

ders hohe Attraktivität für viele Menschen, sowohl im Binnenland als auch an der Küste {5.3.2.4, 6.3.1.3}. Zwischen einheimischen und gebietsfremden Arten wird bei der ästhetischen Präferenz von biologischer Vielfalt nicht unterschieden {7.3.2.2}. Menschen mit Zugang zu Grünflächen und zu Schutzgebieten verfügen über ein besseres Wissen zu Tier- und Pflanzenarten, wodurch eine höhere Wertschätzung für biologische Vielfalt vorhanden ist {7.3.2.2}. Auch wenn biologische Vielfalt per se für die wenigsten Tourist:innen als Motivation angegeben wird, so wird bei Umfragen allgemein »Naturerleben« oder der Besuch eines für den Naturschutz ausgewiesenen Gebiets (z. B. Nationalpark) als wichtige Motivation genannt {3.3.2.3, 4.3.2.3, 5.3.2.4, 6.3.1.3, 6.3.2.3}. Böden erbringen wichtige kulturelle Leistungen (z. B. Quelle des Waldgeruchs, Archivfunktion, Farbgebung der Landschaft), aber die biologische Vielfalt spielt dabei nur eine untergeordnete Rolle {8.4.3.3}.

**B10. Es gibt Beispiele negativer Auswirkungen biologischer Organismen auf das Wohlbefinden von Menschen (Disservices), die in der Stadt- und Landschaftsplanung berücksichtigt werden müssen. Evidenz, dass die Förderung biologischer Vielfalt per se solche Schädwirkungen verstärkt, liegt jedoch nicht vor**

⊖. Disservices treten naturgemäß im direkten Kontakt zwischen Menschen und spezifischen Arten und daher besonders in Städten und an Urlaubsorten zutage {Box 3.3, 5.3.3.2, Box 6.3, 6.3.3, 7.3.1, 7.3.2, 8.4.3}. Städtische Brachen können allergene Pflanzen (z. B. *Ambrosia artemisiifolia*) beheimaten oder Samen von Wildkräutern produzieren, die in Gärten unerwünscht sind. Die spontane Ansiedlung von Bäumen (z. B. Birken, Götterbäumen) kann zu Schäden an Gebäuden und Rohrleitungen führen. Städtische Kleingewässer und Auen können als Brutgebiete von Mücken und anderen stechenden oder saugenden Insekten genutzt werden, die unter Umständen auch Krankheiten übertragen {7.3.2}. In Seen und Küstengewässern können Blaualgenblüten auftreten und Giftstoffe absondern, die die Wasserqualität beträchtlich reduzieren {5.3.3.2, 5.4.6.3, 6.4.4.1}. Die Giftstoffe können beim Baden versehentlich verschluckt werden und dann zu Gesundheitsschäden führen {5.3.3.2}. Die Massenentwicklung von Wasserpflanzen wie der Kanadischen Wasserpest kann sich hinderlich auf den Bootsverkehr und damit auf den Wassertourismus auswirken {5.3.3.2}. Diese Disservices stehen nicht selten in direkter Verbindung mit direkten Treibern (z. B. Eutrophierung von Gewässern) oder der Einfuhr und Ausbreitung invasiver Arten (siehe *Ambrosia* aus Nordamerika) oder der Kombination aus beidem {5.3.3.2, 6.4.4.1, 7.3.2}.

## C Direkte Treiber

**C1. In Deutschland wurden die Landschaft und ihre Ökosysteme im Zuge der Industrialisierung, der Landnutzung und des steigenden Flächenbedarfs für Siedlung und Verkehr in den letzten 150 Jahren stark überprägt, vereinfacht und vereinheitlicht ●. Der Verlust an Habitat- und Strukturvielfalt durch Flurbereinigung, Melioration, Entwässerung und Überbauung hat zu einer Verarmung aller Organismengruppen geführt, die den heutigen Zustand und die aktuellen Trends der biologischen Vielfalt stark prägt ●.**

Die Intensivierung der Landnutzung hat zu Verlust und Fragmentierung von Habitattypen in allen terrestrischen Lebensräumen geführt {2.3.2, 3.4.2, 4.4.2.2, 7.4.3}. Im Jahr 2021 erstreckten sich Städte, Siedlungen und Verkehrsflächen über 14,5 % der Landesfläche Deutschlands, mit einem Anteil an überbauter (versiegelter) Fläche von 45,1 %. Zudem hat die Intensivierung der Landnutzung auf der übrigen Fläche die Qualität vieler Lebensraumtypen verschlechtert (B2) und damit indirekt zu einem Lebensraumverlust geführt {2.3.3}. Monokulturen und strukturarme Agrarlandschaften dominieren vielerorts und bieten nur begrenzte Nahrungs- und Rückzugsräume für Tier- und Pflanzenarten {2.3.2}. In der Agrarlandschaft äußerte sich der Verlust der Habitatvielfalt im Zuge der Flurbereinigung im Laufe des 20. Jahrhunderts durch vergrößerte Schläge (mehr als verdoppelt), das Verfüllen von Kleingewässern, das Verschwinden von Hecken sowie Feldgehölzen mit überwiegend einheimischen Arten (mehr als halbiert) und die Verringerung von Randflächen an Wegen und Fließgewässern sowie durch den Verlust von Dauergrünland (Verlust von 12 % seit 1991) durch Umbruch von Weiden und Wiesen zu Ackerland {3.2.2.1, 3.4.2, 5.4.1.1}. Mit dem Verlust dieser Sonderhabitats und Randstrukturen von landwirtschaftlichen Flächen verschwanden und verschwinden immer noch wichtige Nahrungs-, Brut- bzw. Rückzugshabitats unter anderem für Tagfalter, Wildbienen, Singvögel und Spitzmäuse {3.2.2.4, 3.4.3.2, 4.4.2.2}. Durch eine großflächige Entwässerung sind über 80 % der Moore, Feucht- und Nasswiesen, wechselfeuchten Auenstandorte und feuchten Ausprägungen von Ackerstandorten verschwunden {3.2.2.5, 3.4.3.4, 5.2.2.1} und mit ihnen die damit verbundene Flora und Fauna (z. B. Pflanzen der Niedermoore, Watvögel, Amphibien). Obwohl die Relevanz dieses Wandels in der Landschaftsstruktur nachgewiesen wurde, erfährt sie in der Forschung deutlich weniger Aufmerksamkeit, als ihre tatsächliche Bedeutung erfordern würde (vgl. Abb. 40 und Abb. 42). Die Umwandlung von Flächen für die Nutzung erneuerbarer



**Abbildung 38:** Entwässerungsgraben im Niedermoorgrünland. Durch Entwässerungen ist ein Großteil der Feuchtwiesen verschwunden oder degradiert (Foto: Helge Bruelheide). → C1

Energien (z. B. Biogasanlagen oder Windenergieanlagen) hat unterschiedliche Auswirkungen auf die biologische Vielfalt, z. B. eine Zunahme der bestäubenden Insekten, aber einen Rückgang der Vögel und Fledermäuse {3.4.2, 4.4.2.3, 6.4.3.5, 9.2.1}.

Die heutige Waldlandschaft ist stark fragmentiert und trotz Waldumbau (C2) der vergangenen Jahrzehnte immer noch stark von einschichtigen Altersklassenwäldern geprägt (zu 32 %), die häufig von standortfremden Monokulturen bestockt werden {4.4.2.1, 4.4.2.2}. Lichte und gehölzartenreiche historische Waldnutzungsformen wie Mittel- und Niederwälder und Übergangsbereiche zwischen Wald und Offenland (breite Waldsäume, Streuobstwiesen, Alleen) sind großflächig verschwunden {3.2.2.3, 4.1.2, 4.2.2.1, 4.2.2.2, 4.4.2.2, 4.4.3.2, 4.4.7.1}. Der Anteil von Mittel- und Niederwäldern ist seit 1927 um etwa 99 % gefallen {4.2.2.1}. Dies hat negative Kon-

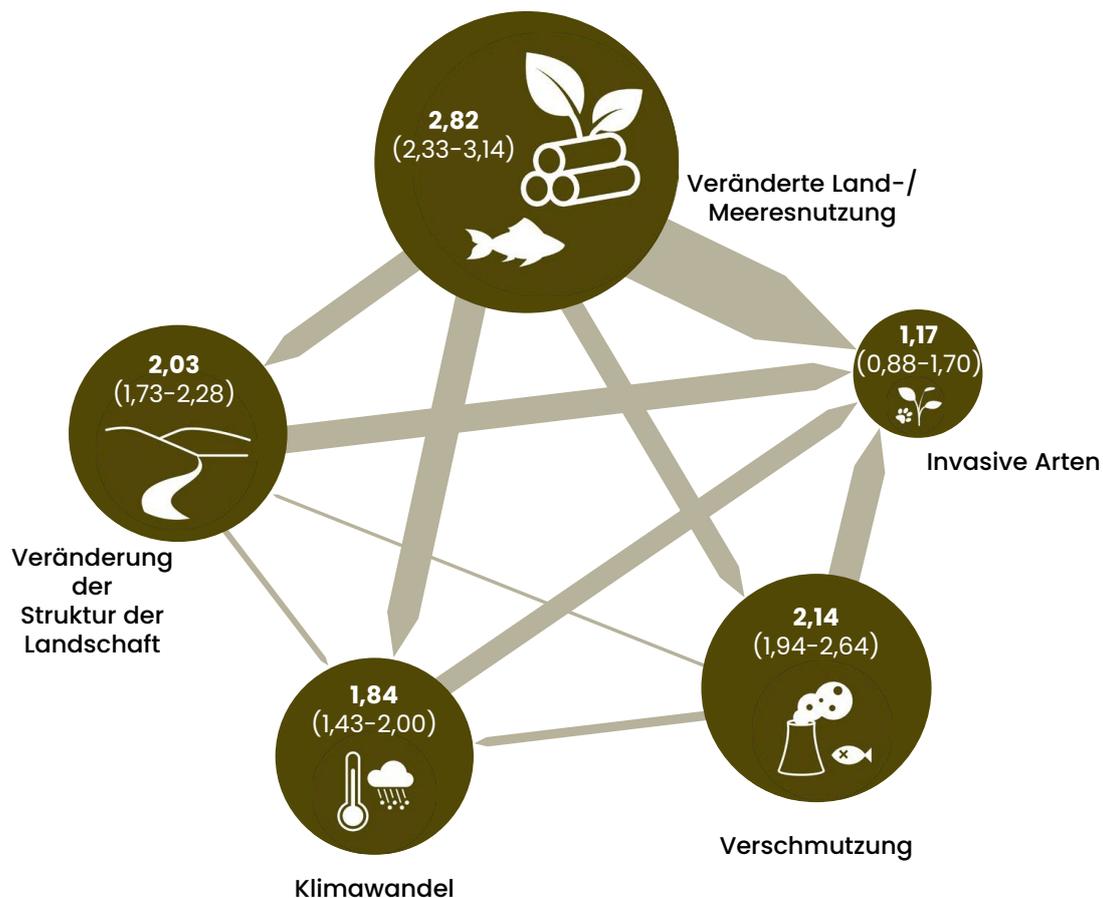


**Abbildung 39:** 80 % der Fließgewässer in Deutschland sind strukturell stark verändert, z. B. durch Begradigung, Uferbefestigung und Eindeichung (Foto: Adobe Stock). → C1

sequenzen für wärmebedürftige Lichtwaldarten (viele Tag- und Nachtfalter, Käfer und Hautflügler) und Spezialisten der Waldränder (viele Vögel, Fledermäuse, Nager) {4.1.2, 4.2.2.2, 4.4.3.2}. Eine Entwässerung von Waldstandorten erfolgte in vielen Auwald- und Bruchwaldstandorten, aber auch auf der gesamten Waldfläche als Begleiterscheinung eines dichten Netzes befestigter Waldwege (auf 3 % der Waldfläche), mit negativen Konsequenzen vor allem für Amphibien und deren Räuber (z.B. Greifvögel), aber auch für bedrohte und bisweilen endemische Tier- und Pflanzenarten der Waldquellen {2.3.2, 4.2.2.1, 4.2.2.2, 4.4.3.5, 4.6.3.2, 5.2.2.2, 5.4.3.2}. Temporäre Gewässer auf verdichteten Rückegassen haben hingegen eine förderliche Wirkung auf Amphibien, insbesondere die Gelbbauchunke {4.4.3.5}.

Binnengewässer und Auen sind in Deutschland besonders stark von hydrologischen und strukturellen Veränderungen betroffen. Weniger als 2 % der Fließgewässer sind in einem natürlichen Zustand; fast 80 % sind strukturell stark verändert durch Begradigung, Uferbefestigung, Entfernung von Ufergehölzen und Totholz sowie regelmäßige Entkrautung {5.4.1.2,

5.4.2.1, 8.7.2.3}. Solche Eingriffe beeinträchtigen vornehmlich die Lebensraumvielfalt im und am Gewässer in Bezug auf die Beschaffenheit des Gewässerbetts, das Vorhandensein von Grobstrukturen (Totholz, Kies- und Sandbänke), die Strömungsvielfalt und die Vielfalt der Uferstrukturen. Deutschlandweit beeinträchtigen über 200.000 Querbauwerke (Wehre, Staustufen) und 7.000 Kleinwasserkraftwerke die Durchgängigkeit der Fließgewässer. Flüsse werden von ihren Auen durch Eindeichung und deren Entwässerung entkoppelt {5.4.1.2, 5.4.2.1}. Diese gravierenden hydromorphologischen Lebensraumveränderungen beeinflussen den Landschaftswasserhaushalt und wirken sich negativ auf viele Organismengruppen aus (u. a. Fische, Insekten, Kleinkrebse und Wasserpflanzen) {5.4.1.2, 5.4.2.1, 5.6.3.2}. Sie können auch die Wirkung stofflicher Einträge (s. u.) verstärken {5.4.1.3}. An der Land-See-Grenze wurde durch die Eindeichung und Begradigung der Küstenlinie, einhergehend mit Landgewinnung, eine vom Menschen komplett überformte Landschaft geschaffen {6.4.2}. Die Verfestigung der Nordseeinseln, der Wasserwege- und Hafenausbau sowie die geänderte Hydrodynamik durch



**Abbildung 40:** Dominanzhierarchien der fünf betrachteten Kategorien direkter Treiber von Biodiversitätsveränderungen. Hierfür wurden Studien analysiert, die mindestens zwei Treiberkategorien untersucht und verglichen haben (N = 44). Die Fläche des Kreises für jeden Treiber zeigt, wie dominant der jeweilige Treiber insgesamt war (mit 95 % Konfidenzintervall; möglicher Bereich = 0 bis 4). Die Pfeile zeigen die Richtung und Stärke des Dominanzunterschieds des jeweiligen Treiberpaars (siehe Methodenbox). → C1–C6

die Deiche hat die natürliche Dynamik des Lebensraums erheblich eingeschränkt {5.2.2.2, 5.4.5.1, 6.4.2}. In den Küstengewässern führen der Sand- und Kiesabbau sowie die Ausbaggerung von Fahrrinnen für die Schifffahrt zur Beeinträchtigung von Wirbellosen des Gewässergrundes, und der Bau und der Betrieb von Offshore-Windanlagen beeinträchtigen marine Säuger und Seevögel {5.5.3.4, 6.4.3.3, 6.4.3.4, 6.4.3.5}. Durch die Aufgabe der Beweidung von Grau- und Braundünen kommt es hier zu einer zunehmenden Wiederbewaldung mit Verlusten wertvoller Arten der Dünenflora und -fauna {6.2.2.2, 6.4.2}.

In Städten bewirkt ein langfristiger Trend der (Nach-)Verdichtung und Intensivierung der Nutzung einen fortschreitenden Verlust an unversiegelten und durch Vegetation oder Wasser charakterisierten Flächen {7.4.1}. So hat in 90 % der Städte mit mehr als 50.000 Einwohner:innen die Siedlungsfläche zwischen 2012 und 2018 zugenommen {7.4.3}. Von 1992 bis 2021 wurden 4039 km<sup>2</sup> neu versiegelt, sodass heute 6,3 % der Gesamtfläche Deutschlands versiegelt sind {2.3.3}. Dies geht einher mit der zunehmenden Isolierung verbleibender Restflächen {7.4.1}. Betroffen sind vor allem wassergebundene Arten wie Amphibien und Libellen, aber auch Arten offener Brachen (Reptilien, Wildbienen, Heuschrecken) {7.2.2.1, 7.4.2}. Innerhalb von Siedlungsgebieten hat ein vielfältiges Mosaik aus Lebensräumen und einheimischen Pflanzen ebenfalls positive Auswirkungen auf die Bodenbiodiversität {Box 7.1, 8.7.2.2}. Veränderungen in der Landnutzung (z. B. die Umwandlung von Wald in Ackerfläche und die Entwässerung von Mooren und Sümpfen) führen auch zu Veränderungen in der Artenvielfalt und den Nahrungsnetzen im Boden, u. a. aufgrund der Auswirkungen auf das Nahrungsangebot für Bodenorganismen {2.3.3, 8.6.3}.

**C2. In Deutschland führte die Intensivierung der Landnutzung innerhalb der verschiedenen Habitate zu einer Verringerung der Habitatqualität und einer Verminderung der Artenvielfalt ●. Jüngere Anpassungen der Bewirtschaftungsformen in Deutschland wirken dem teilweise entgegen ⊖.** Die Relevanz der Intensivierung ist auch ein wesentlicher Grund für die höchste Einstufung der veränderten Land- und Meeresnutzung unter allen direkten Treibern, sowohl bezüglich deren Wirkung (Abb. 40) wie auch des damit zusammenhängenden Forschungsinteresses (Abb. 42). Insbesondere im Feldfruchtanbau haben die erhöhte Verwendung von Mineraldüngern und Pflanzenschutzmitteln, der Einsatz größerer Maschinen sowie das Ausbleiben oder die Vereinfachung von Fruchtfolgen und die Un-



**Abbildung 41:** Kühe in Stallhaltung. Durch die Abkehr von der Weidehaltung gehen typische Mikrohabitate (z.B. Trittstellen, Kuhdung) der Viehweiden verloren (Foto: Adobe Stock). → C2

terdrückung der einheimischen Ackerwildkrautvegetation, u. a. durch perfektionierte Saatgutreinigung, negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt {2.3.3, 3.4.3.1, 4.4.3.2, 5.4.2.2, 6.4.3.1, 7.4.3, 8.2.3}. Mit der Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung erfolgten häufig eine Einsaat von gezüchteten Kulturgräsern, intensive Düngung und eine frühere, häufigere und großflächigere Mahd mit negativen Konsequenzen für den Artenreichtum von Pflanzen und von ihnen abhängigen Insekten und Bodenorganismen. Einen ähnlichen Effekt haben die zunehmend ganzjährige Stallhaltung von Kühen und der Rückgang der Schafbeweidung, wodurch typische Mikrohabitate und Prozesse der Weidehaltung wegfallen (Dung, Trittstellen, Altgrasflächen, Lagerflächen, Samenverbreitung) {3.4.3}. Der Humusgehalt in Ackerböden nimmt unter Ackernutzung stark ab, was zu einem starken Verlust an Bodenbiodiversität führt {2.3.3, 8.5.3}.

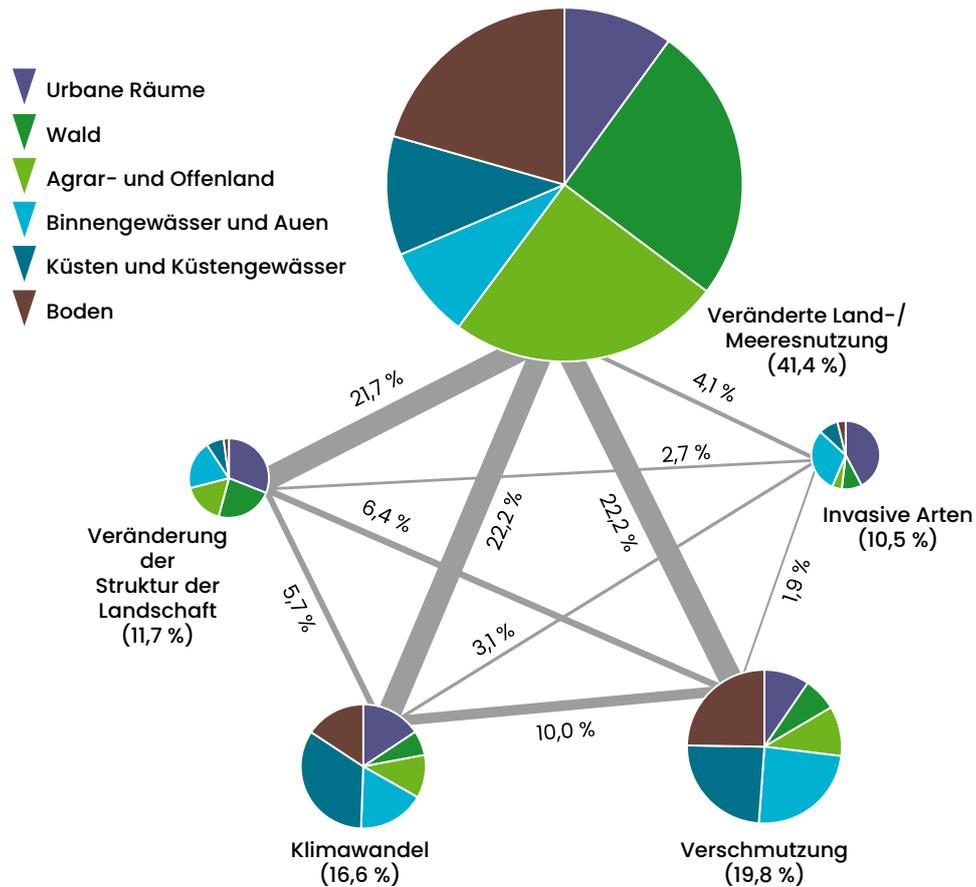
In Wäldern steigt der Anteil an Laubbäumen, und die Nutzungsintensität ist rückläufig. Der Anteil an Laub- und Mischwäldern mit überwiegend heimischen Baumarten stieg von 2002 bis 2012 um 4,2 % und derjenige von Wäldern mit naturnaher Bewirtschaftung um 1,7 % {4.4.3.1}. Die positive Reaktion der biologischen Vielfalt auf diesen langfristigen Trend (v. a. nachgewiesen für Vögel) ist ein indirekter Beleg für den negativen Einfluss der intensiven Forstwirtschaft mit Altersklassenwäldern und Monokulturen {4.2.2.2, 4.4.3.1}. Zusammen mit der Förderung der Naturverjüngung und Pflanzungen unter dem Schirm älterer Bäume, der erhöhten Produktivität durch Stickstoffimmissionen und dem Vorratsaufbau entstand ein deutlich höherer Anteil mehrschichtiger dichter Wälder. So sind nur noch 20 % der Buchen-

wälder in Deutschland einschichtig. Damit gehen eine Verdunkelung, eine strukturelle Homogenisierung und die Ausprägung eines Waldklimas einher, wovon typische Waldarten profitieren {4.2.2.2, 4.4.2.2}. Lichtwaldarten mit Anpassungen an offene Strukturen (Lichtungen, Waldränder) reagieren hingegen negativ {4.2.2.2, 4.4.2.2, 4.4.3.2}.

Totholz dient als Ressource und Lebensraum, wobei etwa ein Drittel der Waldarten zwingend davon abhängt {4.1.1.1, 4.4.3.3, 8.7.2.3}. Die Menge an Totholz (idealerweise 20–50 m<sup>3</sup> pro ha für die häufigsten mitteleuropäischen Waldgesellschaften {4.6.3.2}) und die Vielfalt des Totholzes in Bezug auf Größe, Position, Zersetzungsstadium und Baumart sind entscheidende Faktoren für die biologische Vielfalt {4.4.3.3, 8.7.2.3}. Das Entfernen von Totholz und der daraus entstandene Totholz-mangel insbesondere während der letzten zwei Jahrhunderte haben sich stark negativ auf die Diversität von Vögeln, Schnecken, Käfern, Hautflüglern und Pilzen ausgewirkt {4.1.2.2, 4.2.2.2, 4.3.1.2}. Der Totholzvorrat erhöhte

sich zwischen 2002 und 2012 durch aktive Anreicherung und Störungsereignisse leicht (um 2,1 m<sup>3</sup> pro ha auf 20,6 m<sup>3</sup> pro ha) {4.2.2.2, 4.4.3.3, 4.4.7.1}. Der aktuelle kontinuierliche Anstieg der Baum mortalität durch Klimaextreme in Europa lässt hier eine weitere Zunahme von Totholz erwarten {4.6.3.2}.

Ebenso steigen der Anteil von Biotopbäumen und das Alter von Bäumen leicht an (Anstieg des Anteils von Wäldern > 100 Jahre um 1 % von 2002 bis 2012), mit positiven Effekten auf Arten wie Hohлтаube oder Spechte {4.2.2.2, 4.4.3.3}. Die Erschließung und das Befahren von Wäldern für die Holzentnahme haben sowohl positive als auch negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt. Wege wirken durch ihre Seitengräben entwässernd, und sie führen zu vermehrten Störungen (v. a. von Großvögeln und Säugetieren). Sie formen aber auch neue Lebensräume und Saumstrukturen (positiv für manche Pflanzen und Insekten) {4.4.3.5}. Die hohe Population des Rehs aufgrund von Hege (Förderung durch Jäger:innen) und Klimaerwärmung hat einen indirekt



**Abbildung 42:** Forschungsinteresse: Die Größe der Tortenstücke berechnet sich aus der Summe des prozentualen Anteils von Veröffentlichungen, die sich in den verschiedenen Lebensräumen mit der jeweiligen Direkten-Treiber-Kategorie befassen. Die Fläche der Kreise ist proportional zu dem Gesamtanteil des jeweiligen Treibers. So beschäftigen sich z. B. 16,6 % der ausgewerteten Veröffentlichungen mit dem Thema Klimawandel, wobei sich etwa ein Drittel dieser Publikationen mit dem Klimawandel im Lebensraum Küste und Küstengewässer befasst. Die Strichdicke der Linien zwischen den Kreisen zeigt die Summe des prozentualen Anteils von Veröffentlichungen, die sich mit den beiden Direkten-Treiber-Kategorien befassen. Die Informationen dazu entstammen der systematischen Literatursuche der Lebensraumkapitel (inkl. des Kapitels Bodenbiodiversität, Kap. 3–8) sowie ausgewählter deutschsprachiger Literatur. – C1–C6

negativen Einfluss auf die biologische Vielfalt, indem sie die Naturverjüngung von artenreichen Mischwäldern erschwert {4.6.3.2}.

Fast alle Oberflächenwasserkörper (98 %) sind Stoffeinträgen aus flächigen Quellen ausgesetzt; davon kommen 60 % aus der Landwirtschaft {2.3.4, 5.4.1.2}. Trotz Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität wurden die Beurteilungswerte für Phosphat und Nitrat 2015 noch an 70 bzw. 81 % der Fließgewässermessstellen überschritten {5.4.2.3}. Die intensive Landnutzung im Einzugsgebiet vieler Binnengewässer korreliert negativ mit der Artenvielfalt und dem Anteil sensibler Arten, bedingt durch die hohen Einträge von Nährstoffen, aber auch von Pflanzenschutzmitteln und häufig Sedimenten {5.4.1.2, 5.4.2.2, 5.4.2.3}. Landwirtschaftliche und urbane Flächen wirken sich negativ auf die biologische Vielfalt von Fließgewässern aus, insbesondere wenn kein Schutz durch Ufergehölze oder ausreichend breite Gewässerrandstreifen vorhanden ist {5.4.2.1, 5.7.2}. Ebenso haben Maßnahmen der Gewässerunterhaltung wie regelmäßige Entkrautungen einen stark negativen Effekt {5.4.2.1}. Die Entnahme von Wasser für die Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen führt lokal zur Austrocknung von Binnengewässern und zur Absenkung des Grundwasserspiegels in Auen {5.4.1.2}. Dies gefährdet die biologische Vielfalt dieser Gebiete, inklusive der spezifischen Grundwasserfauna und deren Ökosystemleistungen, z.B. bei der Reinigung von Grundwasser {5.3.2.1, 5.3.2.2}. Intensiver Schiffsverkehr belastet die sensiblen Meeresökosysteme durch Lärm, visuelle Störung, Freisetzung von Schadstoffen und Einschleppen invasiver Arten {6.4.3.4}. Darüber hinaus sind die Küstenlebensräume durch eine intensive landwirtschaftliche Nutzung geprägt {6.4.2}. Landgewinnung hatte über lange Zeiträume durch den Verlust von weitläufigen Habitatflächen einen negativen Einfluss auf die marinen Biota und deren Diversität {6.7.1, 6.7.2.4}.

In urbanen Räumen kann die Nutzungsweise und -intensität insbesondere bei der Bewirtschaftung von Gärten, öffentlichen Grünflächen und Parks einen negativen Einfluss auf die biologische Vielfalt haben, z.B. durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, eine zu häufige Mahd, Mulchen, Anpflanzungen von gebietsfremden Stauden, Strauch- und Baumarten oder das Entfernen von Totholz in Stadtwäldern. Der Trend zur naturnahen Pflege und die Anlage von Naturgärten haben einen stark positiven Einfluss {7.6.3.2}. Veränderungen in der Landnutzung führen auch zu Veränderungen in der Artenvielfalt und den Nahrungsnetzen im Boden (z.B. die Umwandlung von Wald in Ackerfläche und die Entwässerung von Mooren und Sümpfen),



**Abbildung 43:** Star füttert Jungvogel in Baumhöhle. Viele Vögel und weitere Artengruppen profitieren von der Zunahme an Alt- und Totholz im Wald (Foto: Heike Müller). → C2

u. a. aufgrund der Auswirkungen auf das Nahrungsangebot für Bodenorganismen. Mechanische Belastungen durch das Befahren von Böden mit schwerem Gerät können zu Bodenverdichtungen führen, die wiederum den Rückgang von bestimmten Bodenorganismen wie Springschwänzen und Raubmilben verursachen können {8.5.3}. Angepasste Nutzung, z.B. mit Pferden für die Holzernte, kann diese Belastungen stark vermindern {Box 4.1, 8.5.3}.

### **C3. Der Klimawandel wird in der Zukunft ein noch wichtigerer Treiber für Veränderungen der biologischen Vielfalt sein und auch die Auswirkungen anderer Treiber beeinflussen** ●

Der Anstieg der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre (namentlich Kohlendioxid, Methan und Lachgas) ist nach gegenwärtigem Wissensstand die Hauptursache für die weltweit beobachteten Erwärmungstrends. Die Auswirkungen des Klimawandels zeigen sich auch hierzulande zunehmend und verstärken dabei oft die Effekte anderer Treiber von Biodiversitätsveränderungen {2.3.5}. Am deutlichsten zeigt sich dies in Verbindung mit einer intensivierten Landnutzung im Agrarland {2.3.7} und mit einer erhöhten Störungsdynamik in Wäldern {4.4.7.1}. Die Bedeutung des Klimawandels als unmittelbarer Treiber nimmt in Bezug auf seine Auswirkungen (Abb. 40) einen verhältnismäßig höheren Stellenwert im Vergleich zum Forschungsinteresse ein (Abb. 42), wobei sowohl bei den Auswirkungen als auch beim Forschungsinteresse die Verknüpfung mit der veränderten Land- und Meeresnutzung hervorzuheben ist, ebenso wie die Verbindung mit invasiven Arten (Abb. 40).



**Abbildung 44:** Abgestorbener Fichtenbestand im Harz. Viele Baumarten sind infolge des Klimawandels Trockenstress ausgesetzt (Foto: Adobe Stock). → C3

In Deutschland sind die Jahresdurchschnittstemperaturen in den letzten gut 50 Jahren um 1,8°C angestiegen, in den deutschen Meeresgewässern um etwa 1,5°C {2.3.5, 6.4.5.1}. Das Ausmaß der Auswirkungen dieser Temperaturerhöhung auf die biologische Vielfalt in Deutschland ist bislang nicht in vollem Umfang abzuschätzen. Da bei einer kontinuierlichen Änderung der Standortbedingungen die Besiedlung mit neuen Arten schneller erfolgt als das Aussterben der vorhandenen Arten, das nur mit Zeitverzug erfolgt (Extinction Debt), ist kurzfristig mit einem Anstieg der Artenvielfalt zu rechnen, wie für Libellen gezeigt wurde (Box A) {2.1.3.2, 2.1.4, 5.2.2.1}. Langfristig kann sich dieser Trend aber umkehren, wenn es zum Aussterben der nicht hitzeresistenten und trockenheitsangepassten Arten kommt {2.1.4}.



**Abbildung 45:** Während der Trockenjahre 2018–2020 ausgetrockneter Teich (ehemalige Lehmgrube) in den Papitzer Lachen bei Leipzig, der dadurch seine wichtige Funktion als Laichgewässer für viele Amphibienarten verlor (Foto: Christian Wirth). → C3

Für die Zukunft wird in Deutschland eine signifikante Zunahme von längeren Trockenphasen (Dürren) ähnlich denen im Jahr 2018, und lang anhaltenden Hitzeperioden, wie im Jahr 2019, erwartet, mit einer deutlich erhöhten Eintrittswahrscheinlichkeit im Vergleich zur vorindustriellen Zeit. Dies kann stark negative Folgen für eine ganze Reihe von Organismen und Ökosystemen haben, von einer veränderten Fitness- und Konkurrenzfähigkeit bis hin zu einer erhöhten Sterblichkeit von Individuen und dem Absterben ganzer Bestände {2.3.5}. Im Agrar- und Offenland wirkt sich der Klimawandel in vielfältiger Weise negativ auf die biologische Vielfalt aus {3.4.5}. Der Klimawandel kann die Folgen einer Nutzungsintensivierung auf den Rückgang der Insektenvielfalt verstärken {2.3.7, 3.4.7}. Milde Winter fördern Schädlingspopulationen, was in der Folge einen vermehrten Einsatz von Pflanzenschutzmitteln nach sich zieht – mit den bekannten negativen Auswirkungen auf die biologische Vielfalt von Insekten und Ackerwildkräutern {3.4.5}. Höhere Temperaturen und Trockenheit führen zudem zu einer Austrocknung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft und Mooren mit ihren hoch spezialisierten Lebensgemeinschaften {3.4.5, 5.4.7.4}. Der Klimawandel führt auch zur Phasenverschiebung von Aktivitätsmustern verschiedener Organismen, z. B. von insektenfressenden Vögeln (Langstreifenziehern) und deren Nahrung (Raupe) oder von Bestäubern und den Blühzeitpunkten der besuchten Pflanzen {2.3.5, 3.4.5, 5.4.6.4, 6.2.2.2, 6.4.5.1}. Dieser zeitliche Versatz kann Populationen der beteiligten Arten schwächen oder Massenvermehrungen auslösen, wenn Räuber fehlen {3.4.5, 5.4.6.4, 6.2.2.2, 6.4.5.1}. Phasenverschiebungen von Aktivitäten und Wechselwirkungen im Boden sind bisher nur sehr unzureichend erforscht und erst kürzlich in den wissenschaftlichen Fokus gerückt {8.5.5}.

Die Niederschlagsdefizite und hohen Temperaturen seit 2018 haben deutschlandweit zu stark erhöhten Mortalitätsraten in Wäldern geführt (fast 5% im Zeitraum 2018 bis April 2021) {4.2.2.1, 4.4.5.1}. Die damit einhergehende Auflichtung des Kronendachs, der Anstieg von Insektenpopulationen (z. B. Borkenkäfer) als Nahrungsquelle für Insektenfresser (z. B. Spechtarten) und die Erhöhung des Totholzvorrats haben zunächst eine fördernde Wirkung auf die biologische Vielfalt {4.4.5, 4.4.7.1}. Der Zusammenbruch von standortuntypischen Nadelforsten beschleunigt auch die Waldumwandlung zu Laub- und Mischwäldern, ebenfalls mit überwiegend positiven Effekten für die biologische Vielfalt {2.3.3, 4.4.3.1}. Dürreperioden können aber auf lange Sicht zahlreiche der einheimischen Baumarten

ten mit hohem Biotopwert direkt schädigen (z. B. Buchen auf Trockenstandorten mit Verlust wertvoller Orchideen-Buchenwälder) oder im Zusammenwirken mit eingeschleppten Krankheitserregern möglicherweise vollständig eliminieren (z. B. Gemeine Esche in Auen- und Hangschluchtwäldern) {4.4.5, 4.4.6}. Viele kälteangepasste Arten (z. B. Tagfalter-, Libellen- und Käferarten) verschieben ihr Verbreitungsgebiet nach Norden oder in höhere Lagen, um günstigere Lebensbedingungen zu finden, während sich Arten südlichen Ursprungs großflächig ausbreiten {4.4.5.1}. Besonders negativ betroffen sind häufig Arten der Höhenlagen oder Waldmoore (z. B. Weißbindiger Mohrenfalter, Schwarze Heidelibelle) und generell dunkle Arten, die sich schneller aufheizen {4.4.5}. Das Austrocknen von Waldbächen und -tümpeln wirkt sich negativ auf alle Amphibien aus, aber auch auf Reptilien wie Kreuzotter und Aspispiver, die längere Strecken für die Aufnahme von Flüssigkeit zurücklegen müssen. Es ist anzunehmen, dass der Klimawandel auch zu einem Versiegen von Waldquellen führt und damit lokale Populationen angepasster Quellbewohner gefährdet, von denen viele auf dauerhafte Wasserführung angewiesen sind {5.4.4.4}.

Steigende Lufttemperaturen sowie weniger oder sehr ungleich verteilte Niederschläge können auch eine Erwärmung und allmähliche Austrocknung größerer Gewässer (Fließgewässer und Seen) zur Folge haben, wobei die erhöhten Wassertemperaturen und die damit verbundene Abnahme der Sauerstofflöslichkeit zu einem Verlust von Fischen und Wirbellosen führen kann {5.4.2.4, 5.4.6.4}. Diese Effekte sind besonders ausgeprägt in aufgestauten Gewässerabschnitten, bei zusätzlicher Einleitung von Kühlwasser und bei fehlender Beschattung durch Ufergehölze {5.4.2.4}. Die Erholung aquatischer Lebensgemeinschaften durch die Verbesserung der Wasserqualität Ende des letzten Jahrhunderts stagnierte in jüngerer Zeit {1.2.4, 5.4.1.1}. Als möglicher Grund dafür wird die Erwärmung der Gewässer durch den Klimawandel diskutiert {5.4.2.4}. Eine weitere Absenkung des Grundwasserspiegels durch Trockenheit hat in Auen und Niedermooren besonders dramatische Konsequenzen und kann zum Verlust von Feuchtgebieten führen, wodurch Auwälder absterben oder charakteristische Baumarten mit hohem Biotopwert, wie die Stieleiche, verlieren {5.4.3.2, 5.4.3.4}. Andererseits können vermehrte Extremwetterereignisse mit starken Regenfällen wie im Winter 2023/24 vermutlich zu häufigeren und stärkeren Überflutungen führen, was die Notwendigkeit von Retentionsflächen in Auen erhöht und langfristig indirekt einen positiven Einfluss auf auentypische Lebensgemeinschaften hat {5.4.3.4,



**Abbildung 46:** Wärmeliebende Arten südlichen Ursprungs wie die Gottesanbeterin breiten sich mit fortschreitendem Klimawandel in Deutschland aus (Foto: Dorte v. Stünzner-Karbe). Das Verbreitungsgebiet von eher kälteliebenden Arten wie dem Kleinen Fuchs verschiebt sich nach Norden und in die höheren Lagen der Mittelgebirge. Sie werden in Zukunft seltener bei uns zu finden sein (Foto: Jörg Freyhof). → C3

5.6.3.2}. Ein prognostizierter Anstieg des Meeresspiegels als Folge des Klimawandels würde die Ökosysteme der Mündungsgebiete (Ästuar) gefährden {5.4.5.4}. Ein Meeresspiegelanstieg gefährdet auch die seeseitige Biodiversität der Salzwiesen (»coastal squeeze«) {6.4.5.3}. Als Folge der steigenden Wassertemperaturen ist zudem bereits ein zeitlicher Versatz der Entwicklung von Muschellarven und deren Nahrungsquelle, dem Phytoplankton, beschrieben worden. Eine weitere Folge der Temperaturerhöhung ist eine Reduktion der Zellgrößen des Phytoplanktons {6.4.5.1}.

Städte erhitzen sich besonders stark, was durch Dürrestress vor allem eine Belastung für die Stadtbäume darstellt und nach den Trockenjahren 2018/19 zu hoher Mortalität geführt hat {7.2.2.2, 7.4.5}. Neupflanzungen mit klimaresistenten, häufig gebietsfremden Baumarten berücksichtigen bereits den Klimawandel {4.6.3.2, 7.3.2.1, 7.4.5}. Es wird auch eine Ausbreitung von Tro-

cken- und Steppenrasenarten in städtischem Grünland beobachtet {7.4.5}. Die Einflüsse des Klimawandels sind allgegenwärtig, sodass etablierte Naturschutzmaßnahmen und Managementpläne angepasst werden müssen {1.2.4} (siehe E).

**C4. Direkte Effekte der Ressourcennutzung (inklusive direkter Ausbeutung von Organismen) auf die biologische Vielfalt dominieren vor allem in Süßwasserökosystemen und Küstengewässern ●.**

Die Wasserentnahme beläuft sich mit derzeit 20 Mrd. m<sup>3</sup> pro Jahr auf 11,4 % des Wasserdargebots. In Deutschland beeinflusst vor allem die intensive Nutzung von Wasser für die Energieversorgung (44 %), für Bergbau und Industrie (27 %), für die Trinkwassergewinnung (27 %) und die Landwirtschaft (2 % – Tendenz steigend) den ökologischen Zustand der Gewässer. Nachdem im 20. Jahrhundert vor allem durch Entwässerung in etwa die Hälfte der Quellen verloren gegangen ist, ist davon auszugehen, dass direkte Wasserentnahmen aus dem Grundwasser den Verlust von Quellen mit ihrer lebensraumtypischen biologischen Vielfalt weiter befördern werden {5.4.4.2}. Im Tiefland geht man von einem flächendeckenden Verlust von Quellen aus, in den Mittelgebirgen von einer deutlichen Reduktion {5.4.4.2}. Extreme Dürreperioden infolge des Klimawandels können die negativen Effekte von Wasserentnahmen verstärken {5.2.2.2, 5.4.1.2, 5.4.4.2}.

In Binnengewässern hat im historischen Vergleich die Fischerei stark an Bedeutung verloren; in Fließgewässern spielt sie aktuell kaum noch eine Rolle {5.3.2.3}. Generell ist der Einfluss der Binnenfischerei auf die Biodiversität gering {5.4.5.2}. Im Zusammenhang mit einer fischereilichen Nutzung, vor allem durch Angler:innen, werden gezielt Fische in Gewässer eingesetzt {5.5.4.1}. Infolge des Besatzes mit Fischen können ungewollt aber auch Parasiten, gebietsfremde Arten oder Krankheiten verbreitet werden, deren Auswirkungen bisher jedoch kaum untersucht sind {5.5.4.1}. In den Küstengewässern führt der Fang von Plattfischen (Schollen, Flundern) mit schweren Baumkurren zu erheblichen Schädigungen des Lebensraums am Gewässergrund {5.4.5.2, 6.4.3.1}. Die in der Krabbenfischerei eingesetzten leichteren Baumkurren mit Rollengeschirr beeinträchtigen die Meeresbodenfauna mechanisch weniger stark. Die Krabbenfischerei übt allerdings durch ungewollte Beifänge Einfluss auf die lokale Biodiversität aus {6.4.3.1}. Der Fischereidruck hat in deutschen Küstengewässern in den vergangenen 30 Jahren zwar abgenommen, aber die Fischerei hat weiterhin einen großen Einfluss auf die Größe und die Vielfalt der Fischpopulationen, auch wenn sich hier mehrere

Treiber überlagern. Etliche Fischbestände sind überfischt (z. B. Dorsch- und Heringbestände der westlichen Ostsee). Der Beifang (z. B. von Hai- und Rochenarten) wirkt sich negativ auf die gesamte Lebensgemeinschaft aus {6.4.3.1}. Außerdem beeinflussen die Entnahme von Sand und Kies und die Ausbaggerung von Fahrrinnen den Lebensraum am Gewässergrund von Küstengewässern und die biologische Vielfalt durch Veränderungen der Sedimenttopologie. Die Erholung der biologischen Vielfalt nach der Entnahme kann mehrere Jahrzehnte dauern, und einige Arten können sich möglicherweise nicht vollständig erholen {6.4.3.3}.

Durch die Jagd wurden historisch etliche Arten in Deutschland ausgerottet oder stark reduziert (Wildpferd, Auerochse, Steinbock, Wisent, Luchs, Wolf) {4.1.2, 4.4.7.4}. Die Entwicklung der Bestände von jagdbarem Wild (v. a. Huftiere) wird überwiegend aus Jagdstrecken rekonstruiert, die trotz Jagddruck fast alle zunehmen. Die Gründe dafür sind vielfältig (Hege, Schutz in Störflächen, Eutrophierung der Landschaft, Maisanbau, Fehlen von Prädatoren usw.) {4.2.2.2}. Geschützte Prädatoren konnten sich im Zuge von Jagdverboten wieder ansiedeln (Wolf) oder nach Auswilderung langsam ausbreiten (Luchs) {4.2.2.2, 4.4.7.4, 4.6.3.3}. Ein positiver Trend wird auch für die Elchpopulation geschätzt, stabile Populationsgrößen werden für Steinbock und Gämse genannt {4.2.2.2, 4.4.7.4}.

**C5. Industrie- und Verkehrsemissionen, landwirtschaftliche Aktivitäten sowie Abwasser- und Abfallentsorgung verschmutzen alle Ökosysteme mit erheblichen (negativen) Auswirkungen auf die biologische Vielfalt ●. Diese Belastungen tragen maßgeblich zum Rückgang und zur Gefährdung zahlreicher Tier- und Pflanzenarten sowie ihrer Lebensräume bei ●. Die Auswirkungen von Licht- und Lärmverschmutzung auf die biologische Vielfalt sind komplex ⊖.**

Unsere Umwelt wird noch immer mit einer Vielzahl von Fremdstoffen belastet {2.3.4}, weshalb Umweltverschmutzung nach wie vor eine maßgebliche Triebkraft für Veränderungen der biologischen Vielfalt in Deutschland darstellt (Abb. 40) und auch das Forschungsinteresse entsprechend besteht (Abb. 42). Bei der Wirkung ist auch ein deutlicher Link zu den invasiven Arten zu beobachten (Abb. 40). Jährlich werden ca. 30.000 t Pflanzenschutzmittel ausgebracht. Diese wurden entwickelt, um Nutzpflanzen, Nutztiere oder Materialien vor bestimmten Organismengruppen zu schützen. Die Wirkungsweisen von Pflanzenschutzmitteln sind äußerst vielfältig {2.3.4, 3.4.4.2}. Ihre Verweilzeiten in Ökosystemen, ihre Transportfähigkeit sowie ihre



**Abbildung 47:** Der Einsatz von Dünger und Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft belastet Böden und Gewässer (Foto: Adobe Stock). – C5

Wirkungen auf andere Lebewesen als die Zielorganismen sind nur ungenügend bekannt. Ähnliches gilt für Stoffe, die aus Industrie, Verkehr, Siedlungen und Landnutzung in Form von Emissionen, Abwässern oder Abfällen in Ökosysteme gelangen und dort auf vielfältige Weise Wirkungen entfalten {2.3.4}. Substanzen wie Polychlorierte Biphenyle oder Schwermetalle können schon in geringen Konzentrationen schädlich wirken {2.3.4}. Substanzen wie viele organische Verbindungen, Hormone oder Nährstoffe (z. B. Phosphate und Nitrate) sind zwar nicht giftig, führen aber u. a. bei zu hohen Einträgen zu Sauerstoffzehrung in Gewässern {2.3.4, 5.4.2.3, 5.4.4.3, 5.4.6.3, 6.4.4.1, 7.4.4}. Fremdstoffe können sich in ihrer Schadwirkung gegenseitig verstärken, und ihr Einfluss kann durch andere Stressoren wie z. B. Trockenheit, Hitze, einseitige Nahrungsressourcen oder Pathogene noch erhöht werden {2.3.7, 3.4.7}. Im Agrar- und Offenland sind direkte Einträge von Pflanzenschutzmitteln und Düngemitteln die wichtigsten Treiber von Biodiversitätsverlusten {2.3.4, 3.4.1}. Der Absatz von Pflanzenschutzmitteln in Deutschland ist zwischen 1977 und 2022 in etwa gleich geblieben. Derzeit werden ca. 90 % der Pflanzenschutzmittel in der Landwirtschaft eingesetzt. Die Gesamttoxizität dieser ausgebrachten Pflanzenschutzmittel wird durch verschiedene Indizes beschrieben, die alle gleichbleibend hohe oder steigende Trends zeigen. Letzteres gilt vor allem für solche, die die

spezifische Wirkung einzelner Stoffgruppen auf Fische, Bodenorganismen und Pflanzen beschreiben. Pflanzenschutzmittel gelangen leicht in benachbarte Ökosysteme, können dort in erheblichen Konzentrationen im Boden und in Pflanzen nachgewiesen werden und schädigen Bestäuber und andere Nützlinge. Insgesamt 80 % der Gewässer in Deutschland sind durch Pflanzenschutzmittel belastet, mit negativen Wirkungen auf eine Vielzahl von Wasserorganismen {3.4.4.2}. Der Einsatz von Dünger schädigt die Bodenbiodiversität und führt bei der Düngung von Grünland zu einem starken Rückgang der Pflanzenvielfalt {2.3.4, 3.4.3.2, 3.4.4.1}. Über die Wirkung von Pflanzenschutzmitteln und Düngerauswaschung auf die biologische Vielfalt der Grundwasserleiter ist wenig bekannt {5.4.9.3}.

Wälder waren in der Vergangenheit insbesondere durch Luftschadstoffe beeinträchtigt {2.3.4, 4.4.4.1, 4.4.4.2}. Die Belastung der Luft mit Schadstoffen ist in Deutschland in den letzten 25 Jahren deutlich zurückgegangen und hat in jüngerer Zeit zu einer leichten Erholung der biologischen Vielfalt von Flechten und Moosen am Waldboden und in den Baumkronen geführt {4.2.2.2, 4.4.4.1, 4.4.4.2}. Die Düngung im Wald erfolgt vor allem durch Kalkung {4.4.3.6}. Dies fördert die Bodenaktivität, verändert aber die Artenzusammensetzung, mit möglichen Verlusten bei säuretoleranteren Arten, während die Pflanzenvielfalt durch ein vermehr-



**Abbildung 48:** Nachtaktive Tiere wie das Abendpfauenauge (Foto: Jörg Freyhof) können durch künstliches Licht negativ beeinflusst werden (Foto: Pixabay-Sudeep James). → C5

tes Auftreten von Störungszeigerarten steigt {4.4.3.6}. In Wäldern werden Pflanzenschutzmittel nur in geringem Maße bei Auftreten von Massenvermehrung von Baumschädlingen verwendet. Die Schwächung der Wälder durch die Trockenjahre seit 2018/19 hat allerdings dazu geführt, dass der Insektizideinsatz zur Bekämpfung des Borkenkäfers und anderer Schädlinge in den letzten Jahren sprunghaft angestiegen ist, mit negativen Nebeneffekten bei anderen Insektengruppen. Die Langzeitwirkungen sind jedoch nicht bekannt {4.4.4.3}. Atmosphärische Stickstoffemissionen aus Industrie, Verkehr und Landwirtschaft bewirken auch im Wald eine Eutrophierung mit einer Zunahme stickstoffliebender Pflanzenarten und oft einem Rückgang seltener Arten {4.2.2.2, 4.4.2.2, 4.4.4.1}.

Stoffliche Belastungen sind die Hauptursache für Biodiversitätsverluste in Fließgewässern {5.4.1}. Im Laufe der 1970/80er-Jahre konnte in Westdeutschland und in Ostdeutschland in den 1990er-Jahren eine erhebliche Verbesserung der Wasserqualität erreicht werden, die in vielen Fließgewässern zunächst wieder eine Besied-

lung mit höheren Organismen ermöglichte und in der Folge zu einer partiellen Erholung der Lebensgemeinschaften führte (z.B. Libellen und andere Wirbellose) {5.4.1.1, 5.6.1}. Dennoch sind heute nur knapp 10 % der Flüsse, Seen und Küstengewässer in einem guten ökologischen Zustand {5.5.2.4}. Ursache für die verbleibenden stofflichen Belastungen sind in erster Linie die Auswaschung von Dünger und Pflanzenschutzmitteln aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, aber auch häusliche und industrielle Abwässer spielen nach wie vor eine große Rolle, z.B. über Mikroschadstoffe, die in Kläranlagen nicht eliminiert werden {5.4.1.2, Box 5.2}. Die Meeresverschmutzung beeinträchtigt marine Lebensräume und gefährdet zahlreiche Meerestiere {6.4.4.2}. Mit der Reduktion des Nährstoffeintrags durch die großen Flüsse seit Mitte der 1980er-Jahre hat eine Deeutrophierung eingesetzt, die sich bereits in abnehmenden Biomassen der Wirbellosen am Meeresboden der Nordsee widerspiegelt, während die Phytoplanktonbiomassen regional weiterhin hoch sind {1.2.4, 6.2.2.2}. Deren Auswirkungen wie Sauerstoffarmut sind weiterhin v.a. in der Ostsee verbreitet {1.2.4, 6.2.2.2}. Die Biodiversität hat sich dem Zustand vor der übermäßigen anthropogenen Einleitung von Nährstoffen bisher nicht wieder angenähert {6.4.4.1}. Ähnliches gilt für die großen Seen {5.4.6.3}.

Lichtverschmutzung ist besonders intensiv in dicht besiedelten Gebieten. Sie entsteht durch die künstliche Beleuchtung in der nächtlichen Umgebung und hebt die natürliche Dunkelheit teils oder gar vollständig auf {2.3.4}. Die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt sind komplex {2.3.4, 7.4.4}. So kommt es z.B. zu einer Störung des natürlichen Lebensrhythmus zahlreicher Lebewesen, insbesondere nachtaktiver und lichtempfindlicher Tiere, wie Nachtfalter oder Fledermäuse. Lichtverschmutzung kann zudem die Beziehungen zwischen Bestäubern und Pflanzen beeinflussen, was sich negativ auf die Fortpflanzung und die genetische Vielfalt der Pflanzen auswirkt. Auch aquatische Ökosysteme werden von der Lichtverschmutzung beeinflusst {2.3.4, 7.4.4}. Technische Möglichkeiten, Lichtverschmutzung durch geeignete Leuchtmittel zu minimieren, sind vorhanden, werden bisher aber selten eingesetzt {2.3.4, 7.6.3.2}.

Lärmverschmutzung betrifft nahezu alle Ökosysteme in Deutschland {2.3.4}. Zahlreiche Tierarten, darunter Vögel und Säugetiere, sind auf akustische Signale zur Kommunikation angewiesen. Der Lärm, der von Verkehrswegen, Baustellen oder Industrieanlagen ausgeht, kann diese natürlichen Kommunikationswege stören und somit die Paarung, Nahrungssuche und das

Revierverhalten beeinträchtigen {2.3.4, 7.4.4}. Ähnliche Störungen treten in Gewässern und Feuchtgebieten auf {2.3.4}. Die Auswirkungen von Lärmverschmutzung sind in terrestrischen Ökosystemen und Binnengewässern schlecht untersucht und treten wahrscheinlich hinter anderen Ursachen der Biodiversitätsveränderungen zurück. Auch die deutschen Küsten und Küstengewässer sind von Lärmverschmutzung betroffen {2.3.4, 6.4.4.5}. Der Lärm, der von Schiffen, Offshore-Anlagen oder Unterwasserbauarbeiten erzeugt wird, kann die Kommunikation beeinträchtigen und somit Auswirkungen auf die Nahrungssuche und Fortpflanzungsraten haben {2.3.4, 6.4.3.5, 6.4.4.5}.

**C6. Gebietsfremde Arten (Neobiota) haben in Deutschland das Potenzial, heimische Arten negativ zu beeinträchtigen und Lebensgemeinschaften zu verändern ●. Wird dieses Potenzial realisiert, sprechen wir von invasiven Arten. Am stärksten betroffen sind Flüsse und Ströme sowie ihre Mündungsbereiche ins Meer. Dort können gebietsfremde Tiere (Neozoen) vor allem infolge des internationalen Schiffsverkehrs sehr schnell einwandern und bei Massenentwicklung zur Gefahr für einheimische Arten werden ⊖. In Wäldern sind es vor allem eingeschleppte Pilzkrankheiten, die Amphibien wie Feuersalamander und Baumarten (z. B. Esche) sowie die mit ihnen vergesellschafteten Organismengruppen gefährden ●. Allerdings können Neobiota auch die Funktionen biologischer Vielfalt fördern, wie es beispielsweise für viele Pflanzen in urbanen Räumen der Fall ist ●.** Gebietsfremde Pflanzen (Neophyten) werden selten invasiv und stellen aus naturschutzfachlicher Sicht keine generelle Bedrohung für die biologische Vielfalt in Deutschland dar {2.3.6}. Beispiele aus naturschutzfachlicher Sicht problematischer invasiver Arten sind verwilderte Gartenpflanzen, wie Armenische Brombeere, Japanischer Staudenknöterich, Kanadische Goldrute oder die aus dem Kaukasus stammende Herkulesstaude {3.4.6, 4.4.6.1}. Neozoen werden im Vergleich zu Neophyten häufiger invasiv. Die invasive Asiatische Hornisse stellt eine Bedrohung für die domestizierte Honigbiene und heimische Wildbienen dar. Der Asiatische Marienkäfer, welcher zur biologischen Schädlingsbekämpfung eingesetzt wird, trägt zum Rückgang heimischer Marienkäferarten bei {3.4.6}. Agrarflächen fördern die Ausbreitung des Waschbären, der in angrenzenden Wäldern und Feuchtbiotopen die Populationen bedrohter Tierarten stark reduzieren kann (z. B. Brutvögel, Amphibien, Europäische Sumpfschildkröte) {3.4.6, 4.4.6.2}. Nutria und Bisam beeinträchti-



**Abbildung 49:** Die Amerikanische Schwertmuschel ist eine der häufigsten Neobiota in der Ostsee. Sie ist eine wichtige Nahrungsquelle für Wasservögel und Fischarten (Foto: Adobe Stock). → C6

gen Röhrichte, Ufer- und Wasserpflanzen {5.4.3.5}. Die Relevanz invasiver Arten wird unter den in Abb. 40 erfassten Treibern als die geringste eingestuft, stark beeinflusst von der Veränderung der Land-/Meeresnutzung, aber auch der Verschmutzung.

Vor allem auf nährstoffarmen Standorten in Wäldern breiten sich mehrere invasive Baumarten wie die Spätblühende Traubenkirsche, die Roteiche und die Robinie aus. Sie behindern die Naturverjüngung oder tragen zur Eutrophierung bei. Allerdings sind die Unterschiede in der Artenzahl von Spinnen und Insekten zwischen gebietsfremden und heimischen Baumarten häufig nur gering, bzw. es liegen keine einheitlichen Befunde vor. Der Anteil an invasiven krautigen Arten ist in Wäldern derzeit noch unbedeutend {4.4.6.1}. Wälder sind dagegen stark beeinträchtigt durch eingeschleppte Pilzkrankheiten. Besonders betroffen sind Baumarten der Hartholzaenwälder (Ulmenarten, Gemeine Esche) oder der Weichholzaen- und Bruchwälder (Schwarzerle) sowie die mit ihnen vergesellschafteten Organismengruppen (v. a. Insekten oder heimische Pilzarten) {4.4.6.3} (Abb. 50). Der Asiatische Laubholzbockkäfer und verschiedene invasive Borkenkäfer verursachen erhebliche Schäden in heimischen Waldökosystemen {4.4.6.2}.

Große Fließgewässer sind besonders von der Einwanderung gebietsfremder Tierarten betroffen, weil sie häufig (unbewusst) mit Schiffen eingeschleppt werden und sich entlang der Schifffahrtsrouten schnell ausbreiten können {5.4.2.5}. In einigen Rheinabschnitten ist der Anteil gebietsfremder Fischarten seit 1993 von 5 % auf 30 % gestiegen. Die Ausbreitung der gebietsfremden Fische wurde v. a. durch den Bau des Rhein-Main-Donau-Kanals begünstigt, der die Einwanderung von Arten aus dem pontokaspischen Raum über die Donau

ermöglichte {5.2.3}. Ähnliche Verhältnisse sind für größere Seen dokumentiert, z. B. im Bodensee, wo die Wirbellosenlebensgemeinschaften des Seegrundes (Makrozoobenthos) von Neozoen dominiert werden {5.4.6.5}. Zur Auswirkung von gebietsfremden Arten in Quellen, im Grundwasser und in Niedermooren liegen kaum Erkenntnisse vor {5.4.4.5, 5.4.8.5, 5.4.9.5}.

In den deutschen Küstengewässern sind 2022 159 Neobiota festgestellt worden, von denen 122 als etabliert gelten. Der Anteil von Neobiota ist in der Nordsee zurzeit höher als in der Ostsee {6.2.3}. In der Ostsee haben die Neobiota allerdings in jüngerer Zeit stark zugenommen (v. a. Flohkrebse, Muscheln und Borstenwürmer) und stellen an manchen Orten über ein Drittel der Arten und Individuen {6.4.6}. Der Schiffsverkehr ist die Hauptursache für die Verbreitung von Neozoen, allerdings sind bei etwa einem Drittel die Wege der Einschleppung bisher unbekannt. Effekte auf Lebensgemeinschaften und Ökosystemprozesse sind nur von einem Drittel der Arten bekannt. Sie können lokal stark ausgeprägt sein {6.2.3}. Negative Wirkungen überwiegen, aber es gibt auch positive Effekte: Die Amerikanische Schwertmuschel ist heute eine der häufigsten Muschelarten in deutschen Meeresgewässern und eine wichtige Nahrungsquelle für tauchende und muschelfressende Vögel {6.4.6}.

Urbane Räume sind Hotspots des Vorkommens gebietsfremder Arten, von denen ein Teil als invasiv eingestuft wird {7.2.3, 7.4.6}. Es kann hier jedoch weder von generell negativen Effekten nicht einheimischer Arten auf die biologische Vielfalt gesprochen werden noch von der Abwesenheit negativer Effekte {7.4.6}. Dies hängt vor allem damit zusammen, dass in urbanen Räumen ganz neuartige Ökosysteme vorherrschen {7.4.7}. Insbesondere Neophyten können Ökosystemleistungen erbringen, die unter den extremen Stadtbedingungen nicht durch einheimische Arten erbracht werden {2.3.6, 7.4.6}.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass invasive Arten lokal einen dramatischen Einfluss in Ökosystemen haben können, vielfach aber kaum eine Rolle spielen, da andere Ökosystemveränderungen dominieren. Neobiota erbringen aber lokal auch wertvolle Ökosystemleistungen {2.3.6}. Die Beziehungen zwischen invasiven Arten und heimischen Lebensgemeinschaften sind vielfältig, und es sind großräumige neue Ökosysteme entstanden, in denen heimische und neobiotische Arten koexistieren. Invasive Arten aus Ökosystemen zu entfernen, ist häufig nicht möglich {3.4.6}. Die Einschleppung von Arten ist eine Folge der Globalisierung und kaum zu begrenzen {2.3.6, 5.2.3, 6.2.3}.

**C7. Die zuvor genannten Treiber von Biodiversitätsänderungen können einander verstärken, sodass nicht nur additive Effekte auftreten ⊖. Deren genaue Stärke kann die Forschung aufgrund der Komplexität der zu erwartenden Wechselwirkungen derzeit nicht vorhersagen.** Die Einflüsse verschiedener direkter Treiber stehen miteinander in Wechselwirkung. Häufig verstärken sich ihre Wirkungen {2.3.7}. So sind Baumpopulationen, die unter Trockenheit leiden, häufig anfälliger gegenüber Pilzkrankungen und Borkenkäferbefall {4.7.7.1}. Im Agrar- und Offenland zeigen die mit dem Klimawandel einhergehenden Temperatur- und Niederschlagsveränderungen vor allem im Zusammenspiel mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung negative Konsequenzen für die biologische Vielfalt {3.4.7}. Die Entwicklung hoher Schädlingspopulationen in zu warmen Wintern zieht eine verstärkte Anwendung von Pflanzenschutzmitteln nach sich {3.4.5}. Modellergebnisse und die Analyse der Herkunftsgebiete legen nahe, dass unter der Klimaerwärmung der Anteil an invasiven Neobiota



**Abbildung 50:** Der Klimawandel lässt im Leipziger Auwald beschleunigt Eschen absterben, die durch eine eingeschleppte Pilzart (*Hymenoscyphus fraxineus*; »Eschentriebsterben«) vorgeschädigt waren. Vom anschließenden Borkenkäferbefall profitieren vorübergehend viele Spechtarten, die die Borke entfernen, um an die Larven im darunterliegenden Bast zu kommen. Die auf Eschen spezialisierten Insekten- und Pilzarten verlieren langfristig ihre Nahrungsgrundlage (Foto: Christian Wirth). → C7

weiter ansteigen wird {1.2.4}. Im Lebensraum Binnengewässer und Auen fanden bisherige Untersuchungen zur Wirkung multipler Belastungen vor allem an Binnengewässern statt {5.4.1.3}. So führte etwa das gemeinsame Auftreten von Nährstoffanreicherung und Temperaturerhöhung in Seen zu einer verstärkten Primärproduktion und somit Eutrophierung, die mit einem Verlust gewässertypischer Biodiversität einherging {5.4.6}.

## D Indirekte Treiber

**D1. Politisch-rechtliche Treiber bilden zentrale Rahmenbedingungen für den Schutz der biologischen Vielfalt in allen Lebensräumen ●. Die Naturschutzpolitik setzt explizite Ziele zur Förderung der biologischen Vielfalt, welche oftmals mit anderen Politiken konkurrieren ●.** Die Naturschutzpolitik setzt in fast allen Lebensräumen Ziele fest und hat somit ein hohes Potenzial, mittels politisch-rechtlicher Instrumente als positiver Treiber fördernd auf die biologische Vielfalt zu wirken {2.4.2, 3.5.2, 4.5.2, 5.5.2, 6.5.2, 7.5.1, 8.6.2, 9.2.1}. Globale Konventionen (v. a. Convention on Biological Diversity – CBD), europäische Richtlinien (v. a. Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie – FFH-RL, siehe E2, und in Zukunft die EU Verordnung über die Wiederherstellung der Natur) und nationale Gesetze (v. a. Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG) geben hierfür den Rahmen vor (Abb. 54) {9.2.1}. Beispielsweise sieht die EU-Biodiversitätsstrategie 2030 die Entwicklung von biodiversitätsfördernden Landschaftselementen auf 10 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche {3.5.2} und die CBD eine natürliche Entwicklung auf 5 % aller Waldflächen vor {4.5.2.1}. Die WRRL hat das Erreichen eines guten ökologischen Zustands aller Fließgewässer und Seen bis 2027

zum Ziel {5.5.2.4} und die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) das Erreichen eines guten Zustands der Meeresumwelt über Maßnahmenprogramme, die alle sechs Jahre fortgeschrieben werden {6.2.1.1, 2.4.2, 9.2.1}. Die EU Verordnung zur Wiederherstellung der Natur (Nature Restoration Law) verlangt, bis 2030 20 % der Land- und Meeresgebiete wiederherzustellen.

Andere Politiken können mit den Interessen des Naturschutzes konkurrieren und dadurch hemmend auf die biologische Vielfalt innerhalb sowie außerhalb von Schutzgebieten wirken. Dies geschieht oft lebensraum-spezifisch über Vorgaben zur Bewirtschaftung. Auch wenn die Agrarpolitik (v. a. Gemeinsame Agrarpolitik – GAP) u. a. Umweltleistungen im Agrar- und Offenland (z. B. Öko-Regelungen, Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen – AUKM) finanziell entlohnt und darüber Anreize für eine nachhaltige Landbewirtschaftung setzt, erfolgt der Großteil der Direktzahlungen weiterhin über die Fläche {3.5.2, 9.2.1, 9.2.1.1}. Einige der vorgeschlagenen Maßnahmen bleiben für die biologische Vielfalt wirkungslos {3.5.2, 3.6.2, 3.6.4}. Nach Vorgaben für die aktuelle Förderperiode (2023–2027) sollen mindestens 25 % aus der 1. Säule und 35 % aus der 2. Säule für Umweltziele verausgabt werden {3.5.2.1, 9.3.1.2}. In Deutschland betragen die umweltrelevanten Ausgaben in beiden Säulen der GAP aktuell 1,8 Mrd. € pro Jahr, was einem Anteil von etwa 30 % der nationalen GAP-Ausgaben entspricht {9.3.1.2}. Die restlichen Ausgaben können jedoch auch Betriebe mit biodiversitätshemmenden Methoden fördern, wie den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Mineraldünger {3.5.2, 5.5.3.1}. Damit bietet die GAP-Reform über ihr ergebnisorientiertes Modell verschiedene Maßnahmen an, negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt der Agrarlandschaft,



**Abbildung 51:** Offshore-Windenergieanlagen haben negative Auswirkungen auf marine Säugetiere. In Küstengewässern konkurriert der Biodiversitätsschutz mit zahlreichen Nutzungsinteressen (Foto: Pixabay-Thomas G.). → D1

des Bodens und der angrenzenden Lebensräume zu verringern, welche jedoch noch deutlich geschärft werden sollten {9.3.1.2, 11.3}.

Die Energiepolitik (Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG) strebt eine Eindämmung der Erderwärmung an und ist damit im Sinne des Biodiversitätsschutzes. Aktuell kommt es jedoch durch den zunehmenden Ausbau von erneuerbaren Energien aus Wind, Wasser, Biomasse und Sonnenlicht zu zahlreichen Flächenkonkurrenzen und lokalen Zielkonflikten {9.2.1.3}. So verändert etwa der Betrieb von Wasserkraftanlagen die natürliche Gewässerstruktur und -dynamik und schränkt deren Durchgängigkeit für die lokale Biodiversität ein {5.5.3.2}. Die Förderung von Biogas und Biokraftstoffen führt zu einer Verarmung der Fruchtfolge und Landschaftsstruktur, da vermehrt Mais, Raps und Getreide als Energiepflanzen angebaut werden {3.5.2}. Der Anbau ist meist mit einer erhöhten Gabe von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln verbunden, welche sich negativ auf die Lebensraumqualität nahe gelegener Gewässer auswirken {5.5.4.2}. Flächen werden zusätzlich durch Solaranlagen verknappt, die heute allerdings erst 0,1% aller landwirtschaftlichen Flächen belegen. Zeitgleich werden weniger landwirtschaftliche Flächen zur Förderung der biologischen Vielfalt brachgelegt {3.5.2, 3.5.5}. Windenergieanlagen in Agrar- und Offenlandschaften, im Wald sowie in Küstengewässern führen dazu, dass Vögel und Säugetiere Gebiete großflächig meiden. Es wird versucht, Kollisionen von Vögeln und Fledermäusen mit Rotorblättern z. B. durch Abschaltzeiten zu minimieren {3.4.2, 4.4.2.3, 6.4.3.5}. Lärmemissionen bei Bau und Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen und dazugehörigen Pipelines wirken sich zudem negativ auf marine Säugetiere aus {6.4.3.5}. Um Flächenkonkurrenzen und Konflikte zwischen dem Schutz der biologischen Vielfalt und dem Ausbau erneuerbarer Energien zu minimieren, sollte vermehrt auf Mehrfachnutzungen gesetzt werden, z. B. durch Agri-Photovoltaik auf Äckern oder Solargründächer in urbanen Räumen {3.5.5, 7.5.1}.

Im marinen Lebensraum existieren verschiedenste politisch-rechtliche Treiber mit sich räumlich überlagernden Nutzungsinteressen, wie Tourismus, Fischerei, Aquakulturen und Schifffahrt, die häufig mit dem Naturschutz in Konflikt stehen {6.5.2}. In urbanen Räumen zielen v. a. kommunale Nachhaltigkeits- und Biodiversitätsstrategien auf eine Förderung der biologischen Vielfalt ab und konkurrieren dabei mit dem Immobilienmarkt und Mobilitätsansprüchen (v. a. des Individualverkehrs) um die begrenzt verfügbaren Flächen in Städten {7.5.1}. Obgleich Böden in mehreren Gesetzestexten genannt werden (z. B. Bundesbodenschutzge-

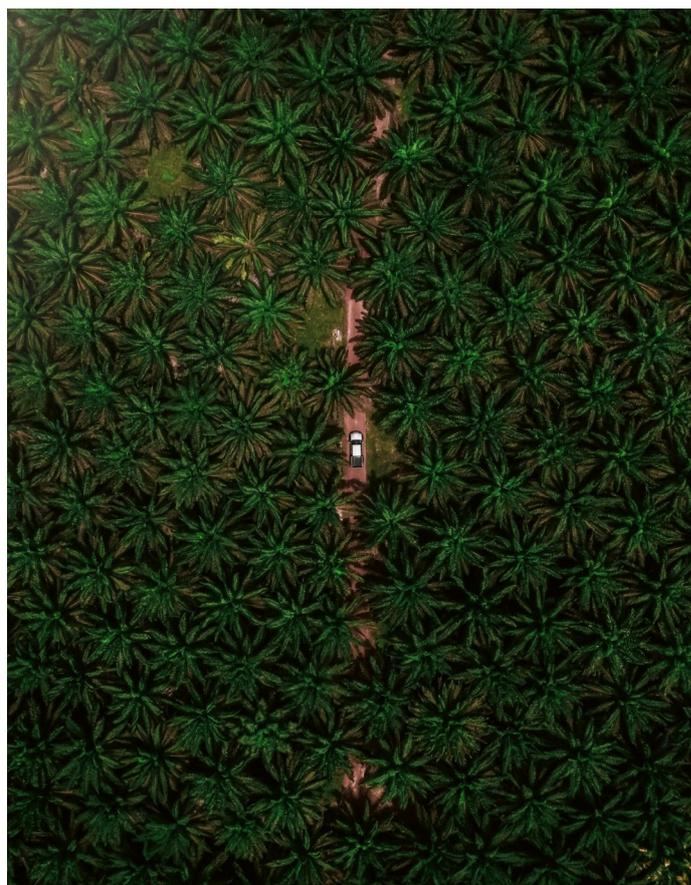
setz – BBodSchG), wird der Boden als Lebensraum und damit auch die Bodenbiodiversität in der Politik bislang kaum behandelt. Dies soll sich mit der Nationalen Biodiversitätsstrategie 2030 ändern, welche die Bedeutung von Bodenorganismen anerkennt und klare Ziele formuliert {8.7.2}.

Grundsätzlich wird eine Lösung biodiversitätshemmender Zielkonflikte oft dadurch erschwert, dass konkurrierende Politiken von unterschiedlichen Fachverwaltungen ausgehen {9.2.1.5}. Folglich muss eine Harmonisierung der Politiken auf höherer politisch-rechtlicher Ebene stattfinden und Maßnahmenprogramme zwischen Politiken und Lebensräumen abgestimmt werden {11.2}. Der *Faktencheck Artenvielfalt* hat dazu potenzielle Ansatzpunkte ausgearbeitet, welche die komplexen Verflechtungen zwischen indirekten und direkten Treibern berücksichtigen {11}.

**D2. Wirtschaftlich-technologische Treiber können sich hemmend auf die biologische Vielfalt auswirken, da sie eine Intensivierung von Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Fischerei begünstigen und somit häufig zu Konflikten mit dem Biodiversitätsschutz führen ●. Aktuell zeigt sich aber auch, dass technologische Innovationen negative Einflüsse auf die biologische Vielfalt verringern können ⊖. Erhöhte Nachfrage nach ökologischen Produkten kann positive Effekte auf die biologische Vielfalt haben ●.**

Technologische Entwicklungen haben sich in der Vergangenheit oftmals negativ auf die biologische Vielfalt verschiedener Lebensräume ausgewirkt, sowohl direkt über Ressourcen- und Flächennutzung als auch indirekt über belastende Einträge von Nähr- und Schadstoffen {9.2.2}. Insbesondere führte die Mechanisierung sowie die Entwicklung von Mineraldünger und Pflanzenschutzmitteln Mitte des 20. Jahrhunderts zu einer Produktivitätssteigerung in der Landwirtschaft um das 13-Fache, aber auch zu einem landschaftlichen Strukturwandel und Überdüngung {3.5.3}. Dies beeinträchtigte nicht nur die biologische Vielfalt in Agrar- und Offenland, sondern führte auch zu Eutrophierung in Auen, Binnen- und Küstengewässern {5.5.3.1, 6.5.2.5}. Zudem entkoppelten technische Fortschritte in der Landwirtschaft die Pflanzenernährung von Bodenprozessen, sodass der Erhalt mikrobieller und zoologischer Bodenbiodiversität als Voraussetzung für die Bodengesundheit an Relevanz für den landwirtschaftlichen Betrieb verlor {8.6.3}. In Küstengewässern soll der Fischfang nach dem Prinzip des maximal nachhaltigen Ertrags (Maximum Sustainable Yield – MSY) verhindern, dass gesteigerte Marktpreise einen höheren Fangaufwand bedingen

{6.5.3.1}. Die Fangquoten wurden in der Vergangenheit jedoch von politischer Seite oft zu großzügig festgelegt, sodass es zu Rückgängen von Fischpopulationen kam, wie z. B. bei der Dorschfischerei in der Ostsee {6.4.3.1, 6.5.3.1}. Erst in den letzten Jahren orientierten sich festgelegte Fangquoten teilweise stärker am MSY {6.4.3.1}. Im Wald führte die Errichtung eines engmaschigen Netzes aus Rückegassen zwecks des Abtransports von Holz zu Bodenverdichtungen mit Auswirkungen auf die Pflanzenzusammensetzung und Bodenfauna sowie zur Abnahme von Flächen, die als Rückzugsorte für störungssensible Tierarten fungieren können {4.4.3.4, 4.4.3.5}. Technische Innovationen haben aber auch das Potenzial, biologische Vielfalt über eine Verringerung von Schäden oder eine gesteigerte Effizienz zu fördern. Sie befinden sich jedoch häufig noch in der Erprobung und stehen daher nicht für einen großflächigen Einsatz bereit, auch weil es an finanziellen Anreizen fehlt {3.5.3, 3.6.4.1, 6.5.3.3, 8.6.3, 9.3.2.2}. Allerdings können innovative digitale Anwendungen bereits einen optimal berechneten Düngemiteleinsatz in der Landwirtschaft ermöglichen («Smart Farming») {8.7.3, 9.2.2.1}. Zudem können technische Innovationen helfen, die negativen Einflüsse der Befahrung im Wald zu verringern, die lukrative Nutzung von Nebenprodukten der nachhaltigen Landwirtschaft ermöglichen (z. B. die Produktion von Dämmstoffen aus Stroh) und könnten über die Entwicklung neuer Fangmethoden zu einer ökosystemverträglicheren Fischerei mit weniger Beifang und Verschmutzung in Küstengewässern führen {3.6.2.2, 6.5.3.3, 8.6.3 9.3.2.2}. Darüber hinaus kann ein erhöhter Konsum zertifiziert nachhaltiger Produkte über eine Veränderung der Bewirtschaftung einen positiven Einfluss auf die biologische Vielfalt ausüben {9.3.2.1}. Anzeichen für das wirtschaftliche Potenzial von geprüften Zertifizierungssystemen lassen sich z. B. dadurch erkennen, dass 2022 bereits ein Drittel der Bevölkerung in Deutschland regelmäßig Biolebensmittel bezog und 13 % aller Forstflächen als nachhaltige Waldwirtschaft (FSC) zertifiziert waren {3.5.4., 4.5.4.2}. Zunehmend werden neben den ökologischen auch die ökonomischen Vorteile einer Wirtschaftsweise erkannt, welche die biologische Vielfalt gezielt einsetzt, um Produktivität und Stabilität zu steigern {3.3.2.1}. Letzteres hat besonders für langlebige Kulturen wie Wälder eine hohe Bedeutung {4.3.2}. Zuweilen führen wirtschaftliche Entwicklungen in einer Region der Welt zu positiven Effekten auf die biologische Vielfalt vor Ort, während gleichzeitig negative Fernwirkungen (sog. Telecoupling) auf die biologische Vielfalt in anderen Regionen entstehen {9.2.2.7}. So hat in urbanen Räumen die vermehrte Nachfrage nach



**Abbildung 52:** Die Förderung von Biokraftstoffen in Deutschland führt zur Ausweitung von Monokulturen in anderen Ländern. Solche sogenannte Telecoupling-Effekte müssen vermieden werden (Foto: Unsplash-Nazarizal Mohammad). – D2

Produkten, die entfernt produziert werden, negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt tropischer Wälder {7.5.2}. Gleichmaßen kann etwa ein Zusammenhang zwischen der Nachfrage nach Biokraftstoffen in Deutschland und der Umstellung der Landwirtschaft in Indonesien hin zu biodiversitätsverarmten Ölpalmenmonokulturen nachgewiesen werden, wo negative Effekte des Landnutzungswandels auf über 26.000 Arten gefunden wurden {9.2.2.7}. In ähnlicher Weise kann der verringerte Holzeinschlag in Deutschland zum Verlust von Waldhabitaten in Ländern mit niedrigerem Schutzstatus beitragen, da die Nachfrage durch Exporte aus Nicht-EU-Ländern kompensiert wird. Eine reduzierte Nutzung von Holz kann zudem die Nutzung alternativer Produkte wie Beton, Stahl oder Aluminium verstärken und dadurch negative Effekte für den Klimaschutz verursachen {4.5.5}. Solche Verlagerungseffekte mit Fernwirkungen müssen frühzeitig erkannt und idealerweise schon bei der Gestaltung von Förderinstrumenten berücksichtigt werden, sodass die biologische Vielfalt weltweit erhalten und gefördert wird (Policy Coherence for Development – PCD) {9.2.2.7, 11.2}.

**D3. Gesellschaftliche indirekte Treiber können sich hemmend auf die biologische Vielfalt auswirken, z.B. durch eine Entfremdung von der Natur ⊖. Der aktuelle Wandel gesellschaftlicher Werte ist aber auch ein zentraler biodiversitätsfördernder Treiber ⊕. Wissenstransfer, Partizipation, Umweltbildung und Angebote für Naturerleben sind bedeutsame Instrumente dieses gesellschaftlichen Wandels ⊕.** Gesellschaftliche Treiber können sich auf vielerlei Wegen fördernd oder hemmend auf die biologische Vielfalt auswirken {3.5.4, 4.5.4, 5.5.4, 6.5.4, 7.5.3, 8.6.4, 9.2.3}. Urbanisierung und Globalisierung haben dazu geführt, dass im Jahre 2018 in Deutschland schon mehr als 60 % der Bevölkerung in Mittel- und Großstädten lebten und sich von der biologischen Vielfalt und ihren Leistungen, z.B. der Lebensmittelproduktion, entfremdeten {3.5.4.1, 7.1.2, 9.2.3.1}. Gleichzeitig führten und führen Outdooraktivitäten bei fehlendem Problembewusstsein von Eingriffen in die Natur zu Beeinträchtigungen der biologischen Vielfalt, welche sich in menschlichen Ballungsräumen und an beliebten Reisezielen aufsummieren {4.3.2.3, 4.4.7.2, 5.5.4.1, 6.5.3.4}. Im Gegensatz dazu deutet sich aktuell ein gesellschaftlicher Wandel an, in dem das Bewusstsein für die ökologische und gesellschaftliche Relevanz von biologischer Vielfalt in der breiten Bevölkerung steigt {9.2.3.2}. Ein Beispiel dafür ist, dass der Pro-Kopf-Fleischkonsum, der seit den 1990er-Jahren lange Zeit stabil war, zwischen 2015 und 2022 von 61 auf 52 kg pro Kopf und Jahr gesunken ist. Außerdem steigt der Konsum zertifizierter Produkte an {3.5.4, 4.5.4.2, 6.5.4.2, 9.2.3.4}. Dabei muss beachtet werden, dass die Gründe für Änderungen in der Nachfrage vielfältig sind und – im Falle des Fleischkonsums – neben gesellschaftlicher Wertschätzung von biologischer Vielfalt auch von einer gesteigerten Präferenz für Fischereiprodukte und von steigenden Energie- und Fleischpreisen beeinflusst werden {9.2.3.4}. Ein Umdenken in der Gesellschaft spiegelt sich des Weiteren in einem zunehmenden Interesse an naturbasierten Lösungen im Gegensatz zu technischen Lösungen {9.2.3.2}. Hierzu gehören ein natürlicher Hochwasserschutz durch Auenschutz und Deichrückverlegungen an Fließgewässern, eine Verbesserung des Stadtklimas durch grüne Infrastruktur oder der Einsatz biologischer Schädlingsbekämpfung in städtischen Grünflächen {7.1, 5.5.3.3}. Um einen biodiversitätsfördernden gesellschaftlichen Wandel weiter zu unterstützen und zu lenken, spielen informationelle Instrumente, wie die Förderung von Wissenstransfer, Umweltbildung und Partizipationsmöglichkeiten, eine große Rolle {9.2.3.3, 9.3.3.1, 10.3.2, 10.3.4}. Besonders in den urbanen Räumen können in-

formationelle Instrumente der zunehmenden Naturentfremdung entgegenwirken, beispielsweise durch die Einrichtung von Naturerfahrungsräumen {7.6.3.2}. Den Medien kommt dabei eine zentrale Rolle zu, da sie einen erheblichen Einfluss auf gesellschaftliche Werte ausüben können {9.2.3.9}. Dies zeigte sich z. B. bereits in der medialen Aufbereitung des Rückgangs der Insekten, der das zivilgesellschaftliche Engagement (beispielsweise durch Bürger:inneninitiativen) und die Unterstützung von NGOs zu Fragen des Natur- und Artenschutzes beförderte {3.5.4}. Durch die zunehmende Mortalität von Bäumen steigt auch die Sorge der Bevölkerung um den Wald. Dies nutzen verschiedene Interessengruppen sowie Medien für teilweise sehr emotionale Diskurse über Ökologie und nachhaltiges Wirtschaften {4.5.4.4}. Hierdurch wird gesellschaftliches ökologisches Bewusstsein gefördert. Es muss jedoch Sorge getragen werden, dass die Argumentation auf Evidenz beruht {9.2.3.9}. Forschung zu gesellschaftlichen Treibern kann einen zentralen Beitrag leisten, vor allem wenn interdisziplinäre Ansätze genutzt und mittels Langzeitstudien der Wissensstand zu Zusammenhängen zwischen verschiedenen indirekten Treibern sowie indirekten und direkten Treibern ausgebaut wird {9.1.4.1}.

**D4. Bisher liegen nur wenige systematische Analysen über die Konsequenzen weiterer gesellschaftlicher Krisen, wie Kriege, Faschismus, Demokratieabbau oder Pandemien, auf die biologische Vielfalt und die Wahrnehmung der Biodiversitätskrise in der Öffentlichkeit vor ●. Gesellschaftliche Krisen sollten für eine optimale Kommunikation der Herausforderungen im Bereich biologische Vielfalt anerkannt und mitgedacht werden ⊖.** Wenn Krisen auftreten, welche Menschenleben, die Demokratie oder die Versorgungssicherheit bedrohen, kann dies das Augenmerk der Gesellschaft von der Biodiversitätskrise weglenken. Ein aktuelles Beispiel dafür ist der im Februar 2022 begonnene Angriffskrieg Russlands gegen die Ukraine, welcher Befürchtungen von reduzierten Getreideimporten aus den betroffenen Regionen nach Deutschland und in der Folge eine Diskussion über den Umgang mit heimischen Brachflächen auslöste {3.5.3.3, 9.4.2}. Krisen dieser Art können zudem ein politisches Umdenken auslösen und dadurch indirekt neue Zielkonflikte mit dem Biodiversitätsschutz hervorrufen {9.4}. So wurde z. B. die mit dem Krieg verbundene Versorgungsunsicherheit als Begründung für die EU-Notfallverordnung zum beschleunigten Ausbau erneuerbarer Energien herangezogen, welche u. a. verringerte Naturschutzauflagen beinhaltet {9.4.2}. Kurzfris-



**Abbildung 53:** Aufenthalte in der Natur fördern die Erholung. In Krisenzeiten werden diese Leistungen stärker wertgeschätzt (© Pixabay-Günther Dillingen). → D4

tige Krisen können in der Forstwirtschaft beispielsweise die Holzpreise beeinflussen, wirken sich jedoch normalerweise nicht auf die langfristige Bewirtschaftung der Wälder und damit selten direkt auf die Waldbiodiversität aus {4.5.3.1}. Während der Covid-19-Pandemie stieg die Nachfrage nach Erholungsleistungen in der Bevölkerung deutlich an, was zu einer erhöhten Wertschätzung naturnaher Räume beitrug {4.3.2.3, 7.3.2.2, 9.4.1}. Kommunikationsstrategien zur Biodiversitätskrise sollten angesichts weiterer akuter Gesellschaftskrisen angepasst werden und vor allem sachlich und ehrlich bleiben. Auch wenn Fake News mehr Aufmerksamkeit erreichen können, untergraben sie letztlich demokratische Prozesse und schwächen das Vertrauen in die Medien {9.2.3.9}. Für den Biodiversitätsschutz ist es in Zeiten von als belastend empfundenen Mehrfachkrisen essenziell, die positiven Aspekte und damit verbundene Chancen der Artenvielfalt und intakter Lebensräume in den Vordergrund zu stellen und so gesellschaftliche Aufmerksamkeit zu gewinnen. Dafür kann der Fokus auf Gesundheit, Erholung oder auch die wirtschaftlichen Vorteile naturbasierter Lösungen gelegt werden {4.3.1, 7.5.3, 8.4.2, Box in 9.4}.

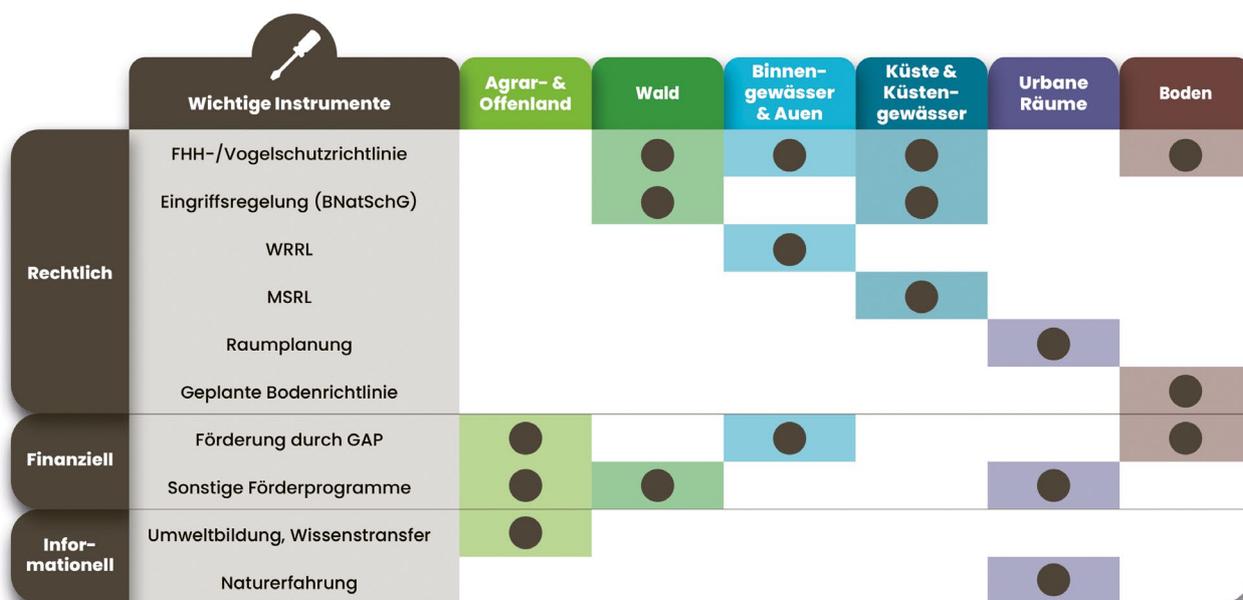
## E Instrumente und Maßnahmen

**E1. Es gibt in der Naturschutzpolitik eine Auswahl an rechtlichen und förderpolitischen Instrumenten zum Schutz der biologischen Vielfalt in allen Lebensräumen. Rechtliche Instrumente fördern die biologische Vielfalt über Vorgaben zur Entwicklung und Bewirtschaftungsregeln von Lebensräumen ●. Sie werden ergänzt durch förderpolitische Instrumente, welche zur Finanzierung von biodiversitätsfördernden Maßnahmen unerlässlich sind ●. Die Wirksamkeit von vielen Instrumenten wird durch Defizite in Vollzug und Umsetzung eingeschränkt.** Politisch-rechtliche Instrumente spannen den gesetzlichen Rahmen für Maßnahmen zum Schutz der biologischen Vielfalt. Dies umfasst eine Reihe ordnungsrechtlicher Instrumente, welche Ziele und Vorgaben zur Entwicklung der biologischen Vielfalt formulieren (Abb. 54) {2.5.1, 3.6.2.1, 4.6.2.1, 5.6.1, 6.6.1.3, 7.6.2.1, 8.7.1.1}. Auf nationaler Ebene ist das bedeutendste ordnungsrechtliche Instrument das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), ergänzt durch die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) und europäische Richtlinien (FFH, WRRL, MSRL). Ein

wichtiges Element der Ordnungspolitik ist das Ausweisen von Schutzgebieten in allen Lebensräumen, welches von segregativem Prozessschutz bis hin zu integrativem Kulturlandschutz reicht. Des Weiteren werden durch die Ordnungspolitik Mindestanforderungen an die Bewirtschaftung von Lebensräumen und Grundsätze einer guten fachlichen Praxis festgelegt {2.4.2, 2.5.1}. Beispielsweise ist im Agrar- und Offenland die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln gesetzlich geregelt (Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung PflSchAnwV) und für den Lebensraum Wald eine gute walddatenschutzfachliche Praxis über Bundes- sowie Landeswaldgesetze festgelegt {3.6.2.1, 4.5.2.2, 4.6.2.1}. Für aquatische Lebensräume im Binnenland und im Meer verlangen die WRRL bzw. MSRL die Erstellung von Maßnahmenprogrammen zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands bzw. eines guten Umweltzustands {5.6.2, 6.6.2}. Zudem regelt die Gemeinsame Fischereipolitik der EU (GFP) den gewerblichen Fischfang in Küstengewässern {6.6.2}.

Zusätzlich setzen förderpolitische Instrumente finanzielle Anreize für private und öffentliche Akteur:innen, um eine biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung zu erreichen (Abb. 54) {3.6.2.2, 4.6.2.2, 7.6.2.2, 8.7.1.2}. In Agrarlandschaften erfolgt die Förderung in erster Linie über die Agrarumweltmaßnahmen und Öko-Regelungen der GAP {3.6.2.2}. Öko-Regelungen der GAP wirken sich positiv auf die Bodenbiodiversität aus, eine direkte finanzielle Förderung der Bodengesundheit ist jedoch

noch nicht in förderpolitischen Instrumenten vorgesehen {8.7.1.2}. Eine naturnahe Entwicklung und Wiederaufforstung von Waldflächen in Privatbesitz kann beispielsweise über die »Gemeinschaftsaufgabe Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes« (GAK) finanziert werden {4.6.2.2}. In urbanen Gebieten können z. B. die Begrünung von Dächern und die Entwicklung naturnaher Grünflächen über verschiedene Programme gefördert werden {7.6.2.2}. Förderpolitische Instrumente haben ein großes Potenzial zur Förderung der biologischen Vielfalt, v. a. in der Agrarlandschaft und im Privatwald, wo Maßnahmen von privaten Eigentümer:innen umgesetzt werden müssen {11.4, 11.5}. Aktuell überwiegen maßnahmenorientierte Zahlungen, die das Ausführen festgelegter Management- oder Impulsaktionen belohnen. Der Erfolg der Maßnahme wird dabei in der Regel nicht evaluiert (E5) {3.6.2.2, 4.6.4, 6.6.4, 7.6.3.2}. Dies muss in Zukunft durch erfolgsorientierte Instrumente und Maßnahmen ergänzt oder ersetzt werden {3.6.2.2, 11.4}. Für Küsten und Küstengewässer, aber auch für viele Binnengewässer müssen die Finanzierung und Umsetzung biodiversitätsfördernder Maßnahmen über staatliche Stellen erfolgen, ggf. gemeinsam mit weiteren betroffenen Maßnahmenträger:innen {5.6.2, 6.7.1}. Obwohl ein umfangreicher Maßnahmenkatalog in den Richtlinien (WRRL, MSRL) vorhanden ist, mangelt es bislang vor allem an der Maßnahmenumsetzung, sodass beispielsweise 92 % der Fließgewässer den angestrebten



**Abbildung 54:** Übersicht über wichtige Instrumente zur Förderung der biologischen Vielfalt. Hervorgehoben sind die drei relevantesten Instrumente jedes Lebensraums nach einer Einschätzung der Expert:innen des *Faktencheck Artenvielfalt* aus dem Jahr 2023. In allen Lebensräumen stehen verschiedene Instrumente zum Schutz und zur Förderung der Biodiversität bereit, die sich in die Kategorien rechtlich, finanziell und informationell unterscheiden lassen. Obgleich Instrumente aus allen drei Kategorien von großer Bedeutung sind, sind in einigen Lebensräumen bestimmte Instrumentenkategorien relevanter als in anderen, beispielsweise rechtliche Instrumente in Küste und Küstengewässern, finanzielle Instrumente im Agrar- und Offenland oder informationelle Instrumente in urbanen Räumen. → E1

guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial verfehlen {5.5.2.4, 6.6.4, 6.7.2}. Schutzgebiete nach FFH-Richtlinie wurden nur verzögert ausgewiesen und die von der EU gesetzten Fristen nicht eingehalten. Aktuell mangelt es noch vielerorts an der Ausarbeitung und Umsetzung von Maßnahmenkonzepten, wie etwa Managementplänen für FFH-Gebiete {9.3.1.3}. Derartige Umsetzungs- und Vollzugslücken in den Instrumenten der Naturschutzpolitik sind für die biologische Vielfalt in allen Lebensräumen problematisch und müssen daher geschlossen und mit finanziellen Anreizen für eine systematische Erfolgskontrolle gekoppelt werden (E5) {9.3.1.3, 11.8}. Bei Erfolgskontrollen müssen die Wirksamkeit der entsprechenden Maßnahme (Flächenschutz, Management-, Impulsmaßnahme) für die lokale biologische Lebensgemeinschaft und ihre Funktionalität im Vordergrund stehen (siehe E5).

**E2. Flächenschutz ist eine zentrale Maßnahme zur Förderung der biologischen Vielfalt in allen Lebensräumen** ●. **FFH- und Vogelschutzrichtlinie sind die bedeutendsten Instrumente für die Ausweisung von Schutzgebieten** ●. **Das Management dieser und angrenzender Flächen ist jedoch nicht immer mit den Gebietsschutzziele harmonisiert, was sich in einer nur mittleren Bewertung des Erhaltungszustands von FFH-Gebieten aller Lebensräume zeigt** ●. **Direkte Nutzung hat häufig negative Folgen für den Erhaltungszustand innerhalb von Schutzgebieten, während die Flächengröße von FFH-Gebieten positiv mit dem Erhaltungszustand der biologischen Vielfalt assoziiert ist** ⊖. Es ist weithin anerkannt, dass Schutzgebiete einen wichtigen Beitrag zur Förderung der biologischen Vielfalt leisten (Abb. 58) {3.6.3.1, 4.6.3.1, 5.6.3.1, 6.6.3.1, 7.6.3.1, 8.7.2.1}. Entsprechend ist es in den letzten 20 Jahren durch Ausweisung von Nationalparks und Naturschutzgebieten gelungen, die streng geschützte Fläche mit gewissen Anteilen von segregativem Prozessschutz in Deutschland von 3,2 auf 4,6 % zu erhöhen {2.5.2.1}. Deutschlandweit sind mehr als 5.000 Schutzgebiete auf Grundlage der FFH- und Vogelschutzrichtlinie ausgewiesen und somit Teil von Europas größtem Schutzgebietsnetzwerk Natura 2000. Jedoch verfehlen FFH-Gebiete aktuell häufig ihr Ziel, den Zustand von gelisteten Lebensraumtypen und Arten zu erhalten oder zu verbessern, was darauf hindeutet, dass Bewirtschaftung innerhalb und außerhalb der Flächen sowohl den Prozess- als auch Kulturlandschutz beeinträchtigt {Anhang A2.3, 9.2.1.1}. Aquatische Schutzgebiete verfehlen häufig ihre positive Wirkung auf die biologische Vielfalt, wenn diffuse Einträge schädlicher Substanzen nicht un-



**Abbildung 55:** FFH-Bergwiese im Schwarzwald. FFH-Gebiete sind Teil eines europaweiten Schutzgebietsnetzwerks, das den Erhalt von Arten zum Ziel hat (Foto: Julia S. Ellerbrok). → E2

terbunden werden {5.6.3.1, 6.5.2.1}. Neben den diffusen Einträgen werden in Schutzgebieten der Küste und Küstengewässer zudem verschiedene Nutzungen zugelassen, welche den Schutzgebietszielen entgegenwirken können {6.6.3.1}. Darüber hinaus erschweren lange, teils internationale Abstimmungs- und Entscheidungsprozesse zwischen den verschiedenen im marinen Bereich beteiligten politischen Ebenen die konkrete Umsetzung von Maßnahmen in Küstengewässern {6.6.1.2}. Doch auch in terrestrischen Schutzgebieten bleibt die Förderung der biologischen Vielfalt aufgrund kleiner Flächengrößen und nicht an das Schutzziel angepasster wirtschaftlicher Nutzung im Schutzgebiet selbst oder in angrenzenden Gebieten oftmals hinter den Zielen zurück. Dies ergab eine Analyse des *Faktencheck Artenvielfalt*, die für eine Stichprobe von 20 % der deutschen FFH-Gebiete die Gesamtbewertungen des Erhaltungszustands von zu schützenden Arten und Lebensraumtypen betrachtete, welcher im Schnitt nur zwischen »ungünstig-unzureichend« (gelb und rot) bis »ungünstig-schlecht« (rot) bewertet wurde. Dies zeigt, dass in FFH-Gebieten mit dem Ziel, wertvolle Bestandteile der Kulturlandschaft zu schützen, die Integration von Flächenschutz mit angemessenen Managementmaßnahmen entscheidend ist. Die Tatsache, dass eine direkte Nutzung innerhalb von FFH-Gebieten mit einem schlechten Erhaltungszustand assoziiert war, zeigt jedoch, dass naturverträgliche Managementmaßnahmen nicht ausreichend detailliert formuliert bzw. umgesetzt wurden (A1) {3.6.3.1, 4.6.3.1, 6.6.4, 9.2.1.1, Anhang A2.3}. Wenn allerdings ein guter Erhaltungszustand durch entsprechende Habitatqualität gewährleistet werden kann, erscheint die Ausweisung kleinerer Schutzgebiete in der zergliederten Kulturland-



**Abbildung 56:** Speziell für den Boden ausgewiesene Schutzgebiete gibt es bislang nicht, dabei gibt es gerade dort eine enorme biologische Vielfalt, unter anderem Schleimpilze (links oben), Springspinnen (links Mitte), Milben (links unten), Springschwänze (rechts oben) und Hundertfüßer (rechts unten) (Fotos: Julian Taffner [Terra Aliens]). → E2

schaft einfacher umsetzbar und ermöglicht gleichzeitig die Abdeckung eines breiten Portfolios von schutzwürdigen Lebensraumtypen {4.4.2.1, Box 11.1}. Viele schutzwürdige Arten sind beweglich genug, um diese Gebiete zu besiedeln {4.4.2.1}. Bei der Ausweisung neuer Schutzgebiete darf es keine Flächenkonkurrenz zwischen Prozessschutz mit natürlicher Dynamik und dem Schutz wertvoller Bestandteile der Kulturlandschaft geben {Box 11.1}. Zudem werden bislang keine Schutzgebiete gezielt für Bodenbiodiversität ausgewiesen. Da aktuelle Studien zeigen, dass die Schutzgebiete Deutschlands die Verteilung der Bodenbiodiversität nicht widerspiegeln und kaum zu ihrer Förderung beitragen, muss diese besser in zukünftige Flächenschutzplanungen integriert werden {8.7.2.1}. Die globalen, EU-weiten und nationalen Zielsetzungen zur Erweiterung der Schutzgebietsfläche könnten zusammen mit den Zielen zur Wiederherstellung der Natur (EU-Nature Restoration Law) das Schutzgebietsnetzwerk aller Lebensräume inklusive der Böden stärken, sofern die Managementpläne eingehalten werden {9.2.1.5, 11.3, 11.4, 11.6}.

**E3. Gezieltes Flächenmanagement ist eine wesentliche Maßnahme für den Erhalt und die Förderung der biologischen Vielfalt in allen Lebensräumen ●. Flächenmanagement muss an die zu fördernden Lebensräume und Arten angepasst werden und kann sich von dem Erhalten historischer Nutzungsformen über Extensivierung bzw. Anpassungen der Landschaftsnutzung bis zur Nutzungsunterlassung erstrecken ●.** Ein großer Flächenanteil Deutschlands wird bewirtschaftet, nicht nur auf Flächen ohne Schutzstatus, sondern auch in vielen Schutzgebieten {2.3.3, 2.5.1}. Gezieltes Flächenmanagement ist daher eine zentrale Maßnahme zur Schaffung qualitativ hochwertiger Lebensräume für die biologische Vielfalt in allen Lebensräumen sowohl außerhalb als auch innerhalb von Schutzgebieten (Abb. 58) {2.5.2.2, 3.6.3.2, 4.6.3.2, 5.6.3.2, 6.6.3.2, 7.6.3.2, 7.6.4.2, 8.7.2.2}. Flächenmanagement als Maßnahme zur Biodiversitätsförderung muss in erster Linie negative Einflüsse reduzieren, indem Nutzungsformen angepasst bzw. unterlassen werden, um sowohl integrativ wertvolle Bestandteile der Kulturlandschaft als auch

segregativ natürliche Prozesse zu fördern {2.5.2.2, Anhang A2.3}. Im Agrar- und Offenland wirkt sich z. B. die Kultivierung von Wildblumenwiesen positiv auf Insektengemeinschaften aus {3.6.3.2}. Zudem kann mit einer konservierenden Bodenbearbeitung und der Aufrechterhaltung einer permanenten Bodenbedeckung ein wichtiger Beitrag für die Bodenbiodiversität in Agrarlandschaften geleistet werden {Box 3.1, 8.7.2.3}. Da viele Waldarten zumindest zeitweise an Totholz gebunden sind, ist das Belassen von Alt- und Biotopbäumen sowie Totholz eine wichtige Managementmaßnahme zur Biodiversitätsförderung in Waldlebensräumen {4.4.3.3, 4.6.3.2}. Im Hinblick auf die biologische Vielfalt in aquatischen Lebensräumen ist vor allem das Management angrenzender Landflächen entscheidend und sollte einen Eintrag von Schad- und Nährstoffen in die Gewässer sowie Lärm insbesondere in Küstengewässern minimieren {5.6.3.2, 6.6.3.2}. Für die biologische Vielfalt in Küstengewässern ist außerdem eine nachhaltige Gestaltung des Fischfangs bezüglich Fangmengen und -methoden entscheidend, wie etwa die Einschränkung der grundberührenden Fischerei {6.6.3.2}. In urbanen Räumen kann die biologische Vielfalt z. B. durch eine standortangepasste Mahdhäufigkeit auf Grünflächen gefördert werden {7.6.4.2}. Zur Förderung bestimmter Arten und Lebensräume kann die Einstellung jeglicher Nutzung erforderlich sein, z. B. um eine natürliche Waldentwicklung zu ermöglichen, wovon Arten profitieren, welche an alte Bäume und Totholz gebunden sind {4.6.3.1}. Im Gegensatz dazu sollten in Kulturlandschaften, in welchen Habitate durch historische Nutzungsformen geschaffen wurden, diese Nutzungsformen zum Erhalt der biologischen Vielfalt fortgeführt werden. Im Wald beispielsweise zeichnen sich durch historische Nutzungsformen geprägte Habitate wie Nieder-, Mittel- und Hutewälder durch ein Nebeneinander an lichten und dunklen Bestandsstrukturen aus, die den Sukzessionsphasen eines natürlichen Waldzyklus ähneln und somit Arten mit verschiedensten Eigenschaften Lebensräume bieten {4.6.3.2}. Ähnliches gilt für Industrie- und Gewerbebrachen in urbanen Räumen, wo sich nach Stilllegung eine sog. Industrienatur mit unterschiedlichsten Vegetationsphasen entwickeln konnte {7.6.4.2}. Grundsätzlich muss das Flächenmanagement zur Biodiversitätsförderung an das jeweilige Habitat angepasst stattfinden und ist sowohl außerhalb als auch innerhalb vieler Schutzgebiete notwendig {2.5.2.2, Anhang A2.3}. Für Flächen außerhalb von Schutzgebieten müssen zudem neue nachhaltige Landnutzungssysteme gefördert werden, die Nutzung und Biodiversitätsschutz vereinen {3.3.3, 4.3.3, 5.3.3, 5.6.2, 6.3.3, 7.6.1, 9.2.3.2, Box 11.1}.

**E4. Einmalige Maßnahmen können positive Impulse für biologische Vielfalt in allen Lebensräumen setzen ●. Das Einbringen von landschaftlichen Strukturelementen muss von einem Pflegekonzept begleitet werden, da Impuls- und Managementmaßnahmen häufig ineinandergreifen ●. Renaturierungsmaßnahmen und die Wiederansiedlung von Arten können die biologische Vielfalt maßgeblich fördern, sind jedoch auch mit Unsicherheiten verbunden ●.** Neben Managementmaßnahmen und Flächenschutz können auch Impulsmaßnahmen wertvolle Beiträge zur Biodiversitätsförderung leisten und eine naturnahe Entwicklung bzw. eine naturverträgliche Nutzung von Lebensräumen initiieren (Abb. 58) {2.5.2.2, 3.6.3.3, 4.6.3.3, 5.6.3.2, 6.6.3.3, 7.6.3.2, 7.6.4.2, 8.7.2.3}. Impulsmaßnahmen initiieren eine Verbesserung der Habitatqualität in degradierten Lebensräumen und ermöglichen in manchen Fällen eine Wiederansiedlung von Arten {2.5.2.2}. Dabei ist zwischen der kleinräumigen Schaffung von Strukturelementen, wie etwa der Anlage von künstlichen Nisthilfen oder Hecken, und groß angelegten Renaturierungs- sowie Wiederansiedlungsprojekten zu unterscheiden. In Agrar- und Offenlandschaften steigert das Einbringen von Strukturelementen wie Hecken und Gebüsch die Lebensraumvielfalt, wodurch z. B. die Insektenvielfalt gefördert wird. Zudem können solche Strukturelemente in ausgeräumten Landschaften als Trittsteinbiotope dienen und somit einen Biotopverbund herstellen, der die Migration landgebundener Arten unterstützt {3.6.3.3}. In urbanen Räumen kann die Anlage von Gründächern mit tiefreichenden Substraten und heterogenen Mikrostrukturen die lokale Vielfalt, beispielsweise von Arthropoden und Weichtieren, fördern, Trittsteine zwischen Biotopen schaffen und damit eine wichtige Ergänzung zu städtischen Lebensräumen am Boden darstellen {7.6.4.2, 8.7.2.3}. In den meisten Fällen muss das Einbringen von Strukturelementen von einem Pflegekonzept begleitet werden, um eine längerfristige Förderung der biologischen Vielfalt zu leisten {2.5.2.2, 5.6.3.2, 7.6.3.2}. Projekte zur Renaturierung von Ökosystemen und Wiederansiedlung von Arten sind teils umstritten, da sie mit einem erheblichen logistischen und finanziellen Aufwand verbunden sind. Zudem ziehen sie häufig ein kontinuierliches Management nach sich. Ihr Erfolg lässt sich nur schwer vorhersagen und kann manchmal erst nach Jahren bewertet werden {5.6.3.2, 6.6.4}. Ein Beispiel für Misserfolg und Erfolg bei einer Wiederansiedlung ist der Luchs im bayerisch-böhmischen Grenzgebiet: Aufgrund einer zu geringen Anzahl von freigesetzten Tieren konnte sich der Luchs zunächst nicht etablieren. Erst

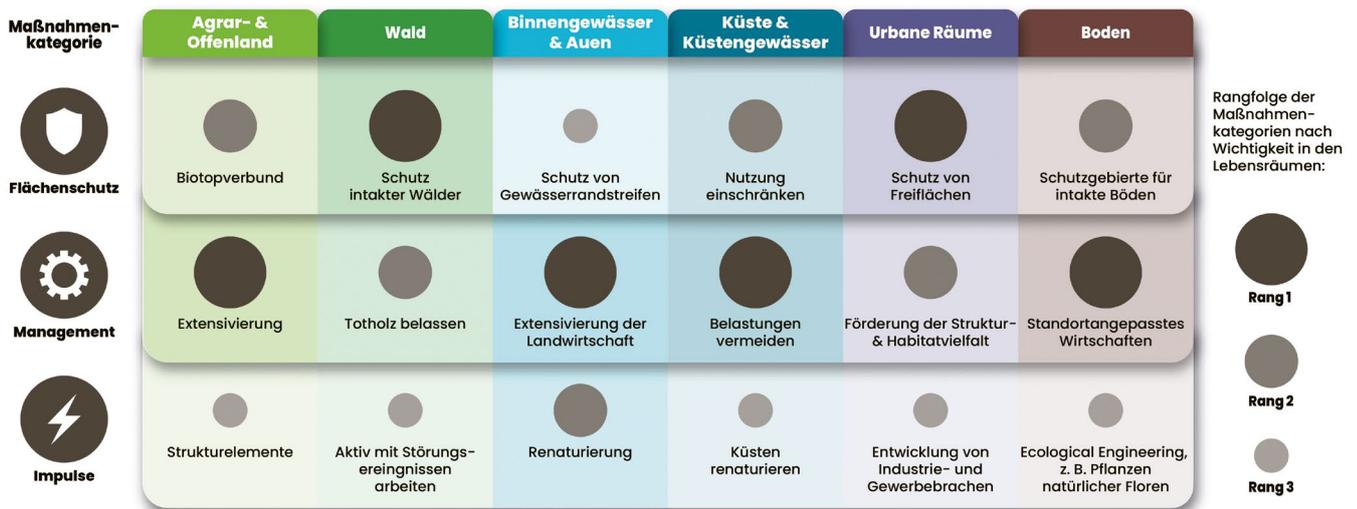
eine erneute Freisetzung auf tschechischer Seite setzte die Grundlage für die heutige Population von > 100 Tieren {4.6.3.3}. In Wäldern, die ausreichend Lebensraum und Nahrung bieten, sind Wiederansiedlungsimpulse ausgerotteter Tierarten relativ aussichtsreich, sofern die



**Abbildung 57:** Großflächige Renaturierung von Offenlandschaften. Nach der Stilllegung des Tagebaus Jänschwalde in Brandenburg (Foto: Adobe Stock) kommen dort infolge von standortvorbereitenden Maßnahmen und Wiederansiedlungen gebietsheimischer Pflanzen wieder seltene Arten wie die Pfingstnelke vor (Fotos: Christian Wirth). → E4

Akzeptanz in der Gesellschaft vorhanden und die Ursache des lokalen Aussterbens nicht mehr akut ist {4.6.3.3, 5.3.2.2}. Bei Renaturierungsmaßnahmen in Binnengewässern lag ein Hauptaugenmerk auf dem Bau bzw. der Verbesserung von Kläranlagen, wodurch sich die Wasserqualität im Lebensraum verbesserte {5.6.3.2}. Renaturierungsprojekte zur Herstellung einer natürlichen Gewässerentwicklung (z. B. Reaktivierung von Mäandern) sowie zur Verbesserung der Durchgängigkeit, sowohl im Längsverlauf als auch durch Wiederanbindung der Aue (wie von der WRRL vorgesehen), können nachgewiesenermaßen erheblich die biologische Vielfalt fördern {5.6.3.2}. In den letzten 20 Jahren ist es etwa gelungen, > 7000 ha Überflutungsfläche zurückzugewinnen {2.5.2.2}. Erste Forschungsprojekte zu Wiederansiedlungen in Küstengewässern stimmen positiv, dass z. B. die Wiederansiedlung der Europäischen Auster gelingen kann {6.6.3.3}. Die Renaturierung von Salzwiesen und Salzgrasländern schafft nicht nur Lebensräume für Spezialisten und Rückzugsorte für eine Reihe weiterer Tierarten, sondern trägt auch zum Küstenschutz und zu einer positiven Bodenentwicklung bei {6.6.3.3, 8.7.2.3}. Im Anschluss an die Umsetzung einer Impulsmaßnahme sollte der Erfolg kontinuierlich geprüft werden, was aktuell häufig nicht vorgesehen ist oder finanziert wird (E5).

**E5. Viele Maßnahmen und Instrumente zur Förderung der biologischen Vielfalt werden gar nicht evaluiert oder nicht umfassend und langfristig genug. Ihre Wirksamkeit ist deswegen nur für spezifische Arten oder Artengruppen, für vereinzelte Gebiete und für kurze Zeiträume belegt. Die Übertragung von Erkenntnissen auf andere Kontexte und längere Zeiträume ist somit nur begrenzt möglich ●. Um dies zu ändern, sind mehr anlassbezogene, langfristige Erfolgskontrollen von Maßnahmen notwendig. Nur so kann das Verständnis der zugrunde liegenden Mechanismen verbessert und können bessere, datenbasierte Entscheidungen getroffen werden ●.** Für eine gezielte Förderung der biologischen Vielfalt ist es notwendig, durchgeführte Maßnahmen auf ihren Erfolg zu prüfen und, basierend auf dieser Evidenz, über weitere Maßnahmen zu entscheiden {2.5.3, 3.6.4, 4.6.4, 5.6.3, 6.6.4, 7.6.4, 8.7.3}. Dabei müssen die Fragen adressiert werden, wie sich die Maßnahme auf verschiedene Artengruppen auswirkt, welche Rolle der landschaftliche Kontext spielt und über welchen Zeitraum Maßnahmen wirken {2.5.3}. Eine anlassbezogene Erfolgskontrolle erfolgt idealerweise als systematisches Monitoring, bei dem der Status von Zielarten und Lebensräumen vor und nach



**Abbildung 58:** In allen Lebensräumen stehen verschiedene Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der Biodiversität bereit, die sich in die Kategorien Flächenschutz, Managementmaßnahmen und Impulsmaßnahmen unterteilen. In einer Befragung im Jahr 2023 ordneten Expert:innen des *Faktencheck Artenvielfalt* die drei Maßnahmenkategorien nach Wichtigkeit der Wirkung für den von ihnen behandelten Lebensraum (je dunkler hinterlegt, desto wichtiger) und nannten besonders relevante Beispiele. Management- und Flächenschutzmaßnahmen gelten in der Regel als wichtiger als Impulsmaßnahmen, jedoch mit Unterschieden zwischen Lebensräumen. Während Flächenschutzmaßnahmen in Wäldern und urbanen Räumen als besonders relevant eingestuft werden, sind Impulsmaßnahmen in Binnengewässern und Auen ein zentrales Element. → E2 – E4

der Maßnahmendurchführung erfasst wird {2.5.3, 6.6.4, 8.8.3} und deren Daten öffentlich nach FAIR-Prinzipien zugänglich gemacht werden (siehe H). Je nach Maßnahme braucht es ein Langzeitmonitoring über mehrere Jahre hinweg, um den Erfolg der Impulsmaßnahme abschätzen zu können, da sich Veränderungen in der biologischen Vielfalt in der Regel über eine Reihe von Entwicklungsschritten vollziehen {4.6.3.3, 5.6.3.2, 6.6.4}. Für einige Schutzgebietskategorien ist eine regelmäßige Evaluation der Flächen vorgeschrieben: FFH-Gebiete werden alle sechs Jahre, deutsche Nationalparks alle zehn Jahre neu bewertet {2.1.1, 2.5.3, 6.6.4}. Bei Management- und Impulsmaßnahmen außerhalb von Schutzgebieten sind Erfolgskontrollen jedoch nicht standardisiert und unterscheiden sich teilweise stark voneinander, wodurch die Vergleichbarkeit eingeschränkt ist {2.5.3, 4.6.3.3, 4.6.4}. Zwar werden in einigen Lebensräumen standardisierte Zustandserfassungen durchgeführt (z. B. Binnengewässer nach WRRL und Küstengewässer nach OSPAR und HELCOM), jedoch lassen sich aus solchen Erfassungen grundsätzlich nur indirekte Rückschlüsse auf die Wirkung von spezifischen Maßnahmen ziehen {5.6.2, 6.6.4}. Anhand von systematischen, anlassbezogenen Erfolgskontrollen, welche auch den unmittelbaren sozioökonomischen und ökologischen Kontext berücksichtigen, könnten Erfolge und Misserfolge von Maßnahmen zur Biodiversitätsförderung besser eingeschätzt, Maßnahmen zielgerichtet verbessert und ergebnisorientiert finanziell entlohnt werden {11.9}.

## F Transformationspotenziale

**F1. Eine fundamentale, systemweite Neuorganisation, ein transformativer Wandel, zählt zu den notwendigen Voraussetzungen, um langfristig dem Biodiversitätsverlust entgegensteuern zu können.** Prozesse, um den transformativen Wandel zur Nachhaltigkeit zu fördern, benötigen einen umfassenden gesellschaftspolitischen Rahmen. Die zunehmenden menschlichen Eingriffe aufgrund von industriell-technischen und konsumbetonten Lebensweisen führen dazu, dass es zu einer potenziell unumkehrbaren Verschlechterung von Ökosystemen mit weitreichenden Folgen für gesellschaftliche Lebensbedingungen kommt. Zum transformativen Wandel gehört – selbstverständlich auf der Basis von allgemeinen Menschenrechten und Demokratie – das Hinterfragen und ggf. Ersetzen bestehender Systeme, Praktiken und Institutionen (z. B. Normen, Anreizstrukturen, Wirtschaftsweisen). Ungeklärt ist bislang, wie ein transformativer Wandel im Einzelnen aussehen und gelingen kann. In der Literatur besteht dahingehend Einigkeit, dass dieser nicht exakt vorhersehbar, im Detail planbar und auch nicht genau steuerbar ist. Zugleich besteht ein zunehmendes Verständnis über Anforderungen und unterstützende Faktoren, um notwendige Wandlungsprozesse anzustoßen und in die gewünschte Richtung auszurichten {10.1}.

Der gesellschaftspolitische Rahmen umfasst (a) die Orientierung an einer geteilten überzeugenden Zu-

kunftsvorstellung; (b) Wissen darüber, wie gesellschafts-politische (Teil-)Systeme verändert werden können, und Wissen über den Umgang mit Unsicherheiten; (c) den Umgang mit Dynamiken, die den sich verändernden Entwicklungspfad innewohnen; (d) das Ermöglichen selbstbestimmten Handelns und das Schaffen von Räumen für die kreative Beteiligung unterschiedlicher gesellschaftlicher Gruppen. Wichtig ist weiterhin eine Vielfalt an und das komplexe Zusammenwirken von staatlichen und nichtstaatlichen Steuerungsstrukturen, die sogenannte Governance {10.1}. Die für den Wandel notwendige transformative Governance muss dabei gleichzeitig inklusiv, informiert, anpassungsfähig, integriert und rechenschaftspflichtig sein {10.2.2}.

**F2. Visionen des gesellschaftlichen Wandels beinhalten unterschiedliche Begründungen für den Schutz von biologischer Vielfalt ●. Dabei muss der Biodiversitätsschutz kein ausschließliches und alleiniges Ziel sein – eine sozialökologische Perspektive ist aber stets wichtig ⊖. Es ist hilfreich, eine frühzeitige und gemeinsame Entwicklung von Zukunftsvorstellungen des gesellschaftlichen Wandels räumlich groß und integrativ (sozialökologisch) zu denken ●. In Szenarien und Modellen zur Biodiversitätsentwicklung in verschiedenen Lebensräumen wird deutlich, dass intrinsische (Selbstwert), instrumentelle (Nutzwert) und relationale (Natur-Mensch-Beziehung) Werte und entsprechende Begründungen für Biodiversitätsschutz gemeinsam eine Rolle spielen ●. Drei darauf basierende Begründungen für Biodiversitätsschutz (»Natur für Natur«, »Natur für Gesellschaft« und »Natur als Kultur«) sind bedingt**

**miteinander vereinbar ⊖.** Biologische Vielfalt kann in gesellschaftlichen Wandlungsprozessen in unterschiedlichen Rollen auftreten: bei politischen Umbruchsituationen (z.B. Regierungswechseln) als Argument für eine Neuausrichtung oder im Zuge eines ökonomischen Wandels als ein Aspekt einer anderen Wirtschaftsform oder Lebensweise. Beim Biodiversitätsschutz können unterschiedliche Teilziele verfolgt werden, wie die Erhaltung oder Verbesserung eines Ökosystemzustands, die Wiederansiedlung einer Art nach Rückgang oder lokaler Ausrottung, die Absicherung natürlicher Regenerationsprozesse oder der Stopp eines Negativtrends. Eine Entwicklung von Visionen des gesellschaftlichen Wandels sollte räumlich groß (Landschaftsebene) und integrativ (sozialökologisch) gedacht werden {10.3.1}.

Die drei Beweggründe für Biodiversitätsschutz »Natur für Natur«, »Natur für Gesellschaft« und »Natur als Kultur« werden im Nature Futures Framework (NFF) des Weltbiodiversitätsrats IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) dargestellt. In der Begründung »**Natur für Natur**« spielt der intrinsische Wert der Natur die zentrale Rolle. Es wird also der Selbstwert der Vielfalt der Arten, der Lebensräume und der Ökosysteme betont, die die natürliche Welt bilden, sowie die Fähigkeit der Natur, eigenständig zu funktionieren. Die Natur besitzt dabei starke Rechte, die gesellschaftlich anerkannt und vertreten werden. Die Begründung »**Natur für Gesellschaft**« hebt den umfassenden Nutzen hervor, den die Natur für den Menschen und die Gesellschaft hat. Zentral sind Begriffe wie Ökosystemleistungen, Naturkapital, grüne Infrastruktur und naturbasierte Lösungen. Die Begründung »**Natur als Kultur**« betont, dass Natur und Menschen in starkem Bezug zueinander leben, wobei Gesellschaften, Kulturen und Traditionen durch die Gestaltung von Kulturlandschaften eng mit der Natur verflochten sind. Diese drei grundsätzlichen Sichtweisen schließen sich nicht gegenseitig aus, sondern sind eng miteinander verzahnt. Sie sind die drei Beweggründe für alle Instrumente, mit denen biologische Vielfalt geschützt und gefördert werden kann (G1) {Box 10.1}.



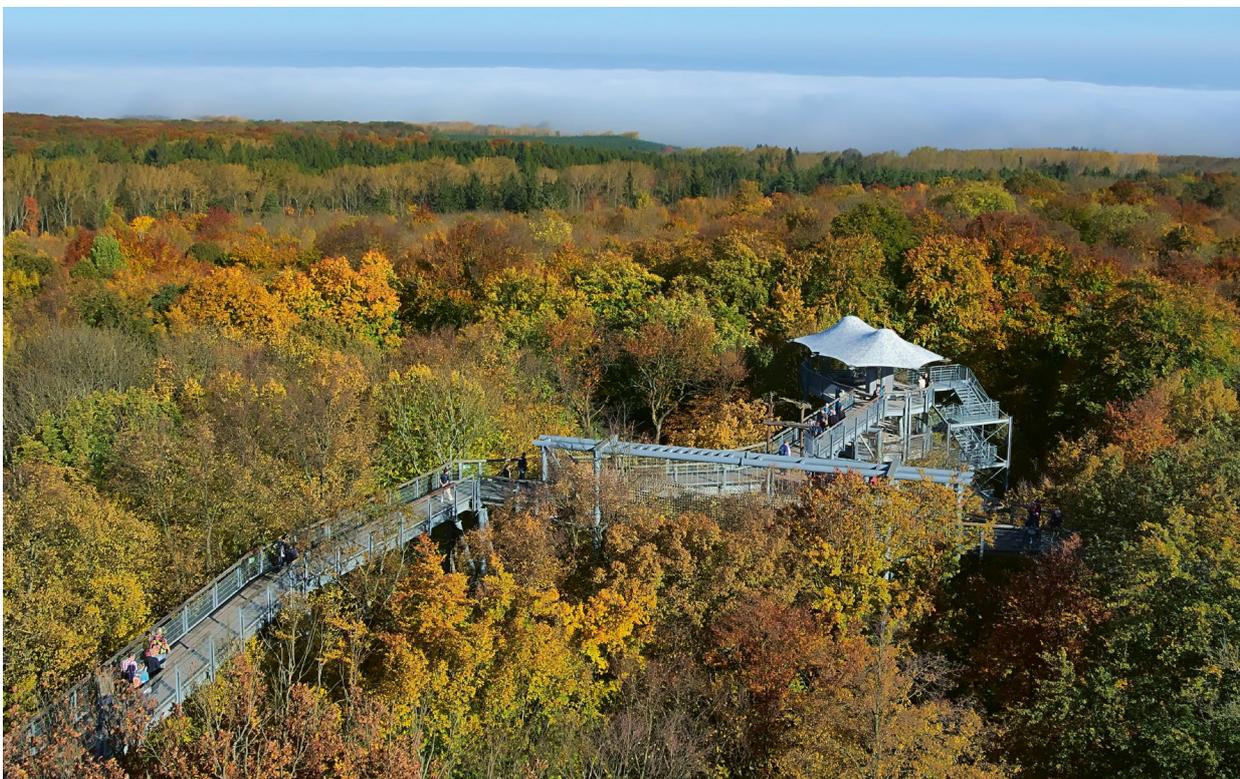
**Abbildung 59:** Gemeinschaftsgärten in den Städten sind Orte der Erholung, sozialen Interaktion und Umweltbildung und zeigen, wie wichtig die Natur für die Gesellschaft ist (Foto: Jori Maylin Marx). → F2

**F3. Positive Veränderungen im Sinne der biologischen Vielfalt sind allerdings oft auch durch die effektive Nutzung von Gelegenheitsfenstern (Windows of Opportunity) geprägt ●. Wenn Biodiversitätsschutz ein zentrales Ziel ist, werden indirekte Treiber häufig benannt und teilweise angegangen ⊖. Um Differenzen zwischen Akteuren zu überwinden, ist eine Auseinandersetzung v.a. mit Nichtwissen und Kontroversen förderlich ●.** In vielen Fallstudien, in

denen Biodiversitätsschutz als Ziel formuliert war, wurden indirekte Treiber benannt und zumindest teilweise und auf einer kleinen Skala adressiert. Insgesamt sind positive Veränderungen im Sinne der biologischen Vielfalt meist nicht durch Innovation und Einführung von neuen Nachhaltigkeitslösungen entstanden. Auch das aktive Verlassen (Exnovation) alter, nicht nachhaltiger Pfade ist selten zu beobachten. Veränderungen sind in vielen Fallstudien vielmehr ein Ergebnis der effektiven Nutzung von Gelegenheitsfenstern. Typischerweise werden Biodiversitätsgewinne hier als Nebenprodukt (Co-Benefit) erreicht {10.3.3}. Biodiversitätsziele werden dann seltener erreicht, wenn sie mit anderen Nutzungsinteressen konkurrieren {10.6}.

Die Verbreitung von mehr Wissen über die Bedeutung von biologischer Vielfalt führt nicht notwendigerweise zu mehr Akzeptanz und Handlungsbereitschaft, sondern kann auch Widerstände und Handlungsblockaden hervorrufen. Wissenschaftliche Erkenntnisse sind zentraler Bezugspunkt in der Begründung der Notwendigkeit und der Art und Weise des Wandels oder auch im Wandlungsprozess selbst. Weniger formalisierte Wissensformen wie Praxiswissen sind v.a. dann relevant, wenn Handlungs- und Entscheidungsprobleme benannt oder konkrete praxistaugliche Verfahren entwickelt werden {10.3.3}.

**F4. Gesellschaftliche Wandlungsprozesse erfahren häufig gesellschaftliche Widerstände, auch im Rahmen planungsrechtlicher Verfahren, denen aber mit Beteiligungsmöglichkeiten oder/und finanziellen Anreizen entgegengewirkt werden kann ●. Netzwerkbildung und Zusammenschlüsse helfen ebenfalls, Widerständen zu begegnen ⊖. Wichtige Ansätze zur Stärkung der Governance von Wandlungsprozessen sind Öffentlichkeitsarbeit, Bildung für nachhaltige Entwicklung, integrierte Nutzungskonzepte mit alternativen Einkommensquellen und sektorübergreifender Zusammenarbeit, Aufbau neuer institutioneller Strukturen sowie gesetzliche Rahmenbedingungen ●.** Das Aufzeigen des gesellschaftlichen und ökonomischen Mehrwerts ist hilfreich, um Widerstände zu verringern oder zu vermeiden {10.3.1, 10.3.5}. Eine finanzielle Unterstützung wie Kompensationszahlungen und Förderprogramme für Landwirt:innen und andere Landeigentümer:innen als Ausgleich und zur Abmilderung bei unvermeidlichen Nachteilen verbessern auch die Akzeptanz ursprünglicher Gegner:innen der gesellschaftlichen Wandlungsprozesse für die biologische Vielfalt. Auch das Entstehen neuer Einkommensquellen in der Verbindung von Naturschutz und Tourismus ist hilfreich. Die Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen fördert die biologische Vielfalt und schafft häufig einen



**Abbildung 60:** Der Baumkronenpfad im Nationalpark Hainich (Thiemburg) ist ein Publikumsmagnet mit positiver Wirkung auf den regionalen Tourismus. Hier wird aktuell, wissenschaftsnah und interaktiv über biologische Vielfalt, Klimawandel sowie Lösungsmöglichkeiten für diese Herausforderungen informiert. Foto: Pixabay-Hans Linde). → F4

Zugewinn für den Tourismus durch ein attraktiveres Umfeld {10.3.5}. Ein Zusammenschluss als Bündelung von gleichen Interessen zu Dachmarken, Dachverbänden, Netzwerken, Gesellschaften und Genossenschaften erweist sich als sinnvoll, um den Einfluss auf die Politik und die politische Handlungsfähigkeit von gesellschaftlichen Gruppen zu erhöhen {10.3.4, 10.3.5}.

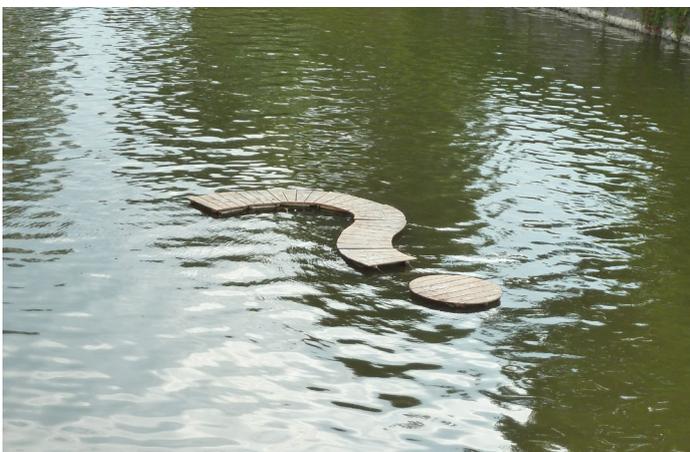
Starke Öffentlichkeitsarbeit, gekoppelt mit Ansätzen der Bildung für nachhaltige Entwicklung, wird in den meisten Fallstudien als maßgeblich für den Erfolg beschrieben. Bildung im Bereich biologische Vielfalt schafft das Verständnis für die zugrunde liegenden Zusammenhänge, Bildung für nachhaltige Entwicklung vermittelt alternative Verhaltens- und Handlungsweisen für alle Altersschichten vom Kindergarten bis zur Erwachsenenbildung. Neben Veränderungen im eigenen Handeln werden Akteure in die Lage versetzt, Sichtweisen zu vertreten, an andere Personen weiterzugeben und so möglicherweise zu einem Wechsel von Denkmustern beizutragen. Der Aufbau neuer Verwaltungskapazitäten, aber auch nicht staatliche Strukturen wie Vereine und Initiativen finden sich in allen untersuchten Fallstudien als Motor der Wandlungsprozesse. Neben aller Freiwilligkeit und Beteiligung sind gesetzliche und ordnungsrechtliche Instrumente in den meisten Fallstudien wichtige Hebel {10.3.5}.

**F5. Die Einbeziehung von Ökosystemen und ihren Leistungen, aber auch von Biodiversitätskennziffern, insbesondere in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) für Deutschland, wäre ein Meilenstein bei der ökonomisch-ökologischen Berichterstattung und darauf begründeten politischen Entscheidungen** ⊖. Klassische Wirtschaftsberichter-

stattung berücksichtigt soziale und ökologische Folgekosten nur unzureichend {10.4.1.2}. Naturkapital und intakte Ökosysteme als notwendiger Teil des materiellen Wohlstands und der gesellschaftlichen Deckung menschlicher Grundbedürfnisse müssen neben Produktivkapital und Sozialkapital sowie einer guten Regierungsführung (nachhaltige Governance) in der Berichterstattung mitbetrachtet werden {10.4.1.1}. Zudem wurden 2023 mit der CSRD (Corporate Sustainability Reporting Directive der EU) erweiterte Berichtspflichten für Unternehmen und Finanzinstitute bezüglich ihrer Auswirkungen auf und Abhängigkeiten von Ökosystemen und deren Leistungen einschließlich Arten eingeführt {10.4.1.2}.

**F6. Rechtsbasierte Ansätze können Biodiversitätsschutz verbindlicher machen** ●. Umweltschutz einschließlich Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt kann verbindlicher gemacht werden, indem er an hochrangige Rechte, zum Teil auf Verfassungsebene, geknüpft wird {10.4.1.3, 10.4.1.4}. Artikel 20a des Grundgesetzes definiert den Schutz der Lebensgrundlagen als ein Staatsziel. Daher ist Deutschland verpflichtet, biologische Vielfalt und Klima in Abwägung mit anderen Staatszielen und den Grundrechten zu schützen {10.4.1.3}. Innovative rechtliche Regelungen wie ein Menschenrecht auf gesunde Umwelt bzw. Eigenrechte der Natur würden weitere Klagemöglichkeiten gegen den Biodiversitätsverlust schaffen, spielen aber bislang eine untergeordnete Rolle {10.4.1.4}.

**F7. Eine nachhaltige und damit sozial und ökologisch ausgerichtete Raumentwicklung erfordert einen Wechsel von Perspektiven und Denkmustern der derzeitigen Planung hin zu einer integrierten, am Gemeinwohl orientierten und sozial gerechten Vorgehensweise** ●. Eine wesentliche Grundlage hierfür ist die direkte Teilhabe aller gesellschaftlichen Akteure an raumwirksamen Entscheidungen. Es kann mit sektorübergreifenden Ansätzen gearbeitet werden, die Ökosystemleistungen erfassen und die aus der Flächeninanspruchnahme resultierenden Auswirkungen auf die Bevölkerung (z. B. Gesundheit, klimatische Auswirkungen, Erholung) aufzeigen. Hiermit unabdingbar verknüpft sind die Offenlegung und Kommunikation von Informationen sowie Beteiligungsverfahren, um gesellschaftlichen Konsens für den Schutz der biologischen Vielfalt sowie die Notwendigkeit und Sinnhaftigkeit neuer Verfahren zu erreichen. Über die Landschaftsplanung hinaus ist eine unmittelbare Einbindung in die querschnittsorientierte Raumordnung und Raum-



**Abbildung 61:** Biodiversität und Ökosysteme haben einen Wert für die Wirtschaft. Diesen Wert zu beziffern, ist jedoch komplex, weswegen er in der Berichterstattung vieler Unternehmen noch nicht auftaucht (Foto: Jori Maylin Marx). → F5

entwicklung nötig {10.4.2}. So ist beispielsweise das Instrument der naturschutzfachlichen Eingriffsregelung im Sinne der Durchsetzung des Verschlechterungsverbots zu stärken und hinsichtlich eines Verbesserungsgebots auszubauen {10.5}.

**F8. Alle gesellschaftlichen Akteure können einen transformativen Wandel unterstützen: zivilgesellschaftliche Organisationen, Bildungseinrichtungen, Wissenschaft, Unternehmen, Akteure in Politik und Verwaltung, aber auch jede:r Einzelne ●. Akteuren in Politik und Verwaltung kommt eine bedeutende Rolle bei der Unterstützung des transformativen Wandels zu ●.** Zivilgesellschaftliche Organisationen, wie NGOs, Verbände oder Stiftungen, können, vor allem in größeren Zusammenschlüssen zu Netzwerken oder Initiativen, durch Öffentlichkeitsarbeit informieren, unterschiedliche Beteiligungsformate einbringen und eine starke gestaltende Rolle als Ideengeber und als »Überwachungsinstanz« spielen. Bildungseinrichtungen sind grundlegend, um alternative, nachhaltige Verhaltensweisen und Fähigkeiten zu vermitteln und diese durch Aus- und Weiterbildung von Berater:innen für Umweltthemen in die breite Gesellschaft zu tragen. Sozialwissenschaftliche Begleitforschung und ein systematisches, ökologisches Monitoring sind notwendig, um transformative Prozesse erfassen und bewerten zu können. Deutlich mehr Beachtung muss der systematischen Be-



**Abbildung 62:** Alle Bevölkerungsgruppen können in den transformativen Wandel einbezogen werden, auch wenn die Pfade dorthin nicht geradlinig sind (Foto: Jori Maylin Marx). → F7



**Abbildung 63:** Grünbrücke über eine Autobahn. Biodiversitätsschutz ist eine interdisziplinäre Aufgabe und muss z. B. auch in die Verkehrspolitik integriert werden (Foto: Sascha Roesner). → F8

trachtung der Auswirkungen unserer Lebensweise und von nationalem Biodiversitätsschutz auf andere Regionen der Welt zukommen {10.5}. Neben der erweiterten Berichterstattung können Unternehmen und Unternehmensverbände eigene Ideen und neue Geschäftsfelder zum Schutz von biologischer Vielfalt erschließen und dazu beitragen, Konflikte zu vermeiden {10.5, 10.4.1.2}. Gemeinwohlorientiertes Wirtschaften kann gefördert und nachhaltige Wertschöpfungsketten können gestärkt werden. Jede:r Einzelne ist aufgerufen, Eigeninitiative zu ergreifen, Bildungsangebote zu nutzen, zu experimentieren und sich ehrenamtlich für Biodiversitätsschutz zu engagieren {10.5}.

Akteuren in Politik und Verwaltung kommt eine bedeutende Rolle bei der Unterstützung des transformativen Wandels zu. Eine wichtige Rolle ist die Finanzierung von transformativen Möglichkeitsräumen wie Reallaboren sowie die Finanzierung von Bildung und wissenschaftlicher Begleitforschung. Politik und Verwaltung können aber auch selbst Gelegenheitsfenster suchen (z. B. im Rahmen von Klimaschutz- und Anpassungsstrategien). Dort können sie als Organisatoren und Moderatoren von gemeinschaftlichen Aushand-

lungsprozessen, beispielsweise von neuen Zukunftsvorstellungen oder integrierten Nutzungskonzepten, auftreten. Sie müssen als Vermittler Biodiversitätsziele auch in fachfremden Politikbereichen, wie Finanz- oder Verkehrspolitik, verankern. Um die Einbindung von Biodiversitätsbelangen in diesen Politikbereichen zu fördern, wären eine Stärkung des Biodiversitätsschutzes in der deutschen Gesetzgebung, eine Harmonisierung bestehender Gesetze im Sinne der Biodiversität und eine Identifikation und Änderung umweltschädlicher Gesetze und Subventionen entscheidend. Eine zentrale Aufgabe besteht dabei darin, einmal eingegangene Vereinbarungen tatsächlich umzusetzen und Möglichkeiten zu schaffen, die Um- und Durchsetzung zu überprüfen sowie ggf. zu sanktionieren {10.5}.

## G Synthese: Positive Wirkungsketten für die biologische Vielfalt

**G1. Eine Trendumkehr für die biologische Vielfalt in Deutschland kann am ehesten gelingen, wenn sie auf einer Kombination der drei zentralen Beweggründe basiert, sich für den Schutz der biologischen Vielfalt**



**Abbildung 64:** Der Einsatz von Weidetieren, z. B. Pferden, für die Pflege von Offenlandschaften ist eine kulturell verankerte Maßnahme zum Erhalt von Lebensräumen für eine Vielzahl von Arten (Foto: Jörg Freyhof). → G1

**einzusetzen. Die drei Hauptbegründungen des Nature Futures Framework (NFF) sind »Natur für Natur« (NfN), »Natur als Kultur« (NaK) und »Natur für Gesellschaft« (NfG, siehe F2). Aus diesen Beweggründen werden neue Instrumente für Biodiversitätsschutz aufgelegt und bestehende Instrumente neu ausgerichtet, die dann konkrete Maßnahmen in der Fläche nach sich ziehen. Indem die Maßnahmen biologische Vielfalt fördern, begünstigen sie darüber in den meisten Fällen auch indirekt wichtige Ökosystemleistungen.** Die meisten Instrumente basieren auf einer Mischung aus allen drei Beweggründen, auch wenn meist eine Komponente überwiegt (für die verschiedenen Arten von Instrumenten siehe 25 und Abb. 54). Eine geschickte Ausgestaltung und Kommunikation des Instrumentenmix ermöglicht es, alle drei Beweggründe zu bedienen und die Kosten, die aus Maßnahmen resultieren, auszugleichen sowie Nachteile einzelner gesellschaftlicher Gruppen zu minimieren. Finanzielle, anreizbasierte Instrumente können dazu eingesetzt werden, um sowohl die biodiversitätsfördernden Maßnahmen selbst als auch die positiven Resultate dieser Maßnahmen zu entlohnen, wobei erfolgsorientierte Förderungen generell zu bevorzugen sind (s. E5). Sie können dazu beitragen, »Natur für Natur« (NfN) zu schützen, für den Menschen nutzbare Ökosystemleistungen bereitzustellen (NfG) sowie kulturell verankerte arten- oder landschaftsfördernde Praktiken und Produktionsformen zu fördern (NaK), die am Markt nicht konkurrenzfähig sind. Informationelle Instrumente fördern Bildungs- und Beratungsangebote, die einerseits den Nutzen von biologischer Vielfalt für den Menschen herausstellen und ein Wirtschaften mit biologischer Vielfalt fördern (NfG), andererseits unterstützen sie aber auch eine naturverbundene, ressourcenschonende Lebensweise und den Erhalt des Naturerbes (NaK). Schließlich fördern sie ein besseres Wissen über die biologische Vielfalt und ökologische Zusammenhänge sowie die Anerkennung des Selbstwerts der Natur (NfN). Ordnungsrechtliche Instrumente, wie Gesetze, politische Abkommen, Richtlinien, Verbote und Gebote, können ebenfalls durch alle drei Beweggründe eingesetzt werden. Sie stellen zugleich den Rahmen und sind Ergebnis gesellschaftlicher Wandelprozesse. Durch geschickte Kombination von Maßnahmen, etwa naturbasierte Lösungen unter Förderung heimischer Arten, Integration von Schutz und Nutzung (siehe Trittsteinkonzept {4.4.2.1}), idealerweise unter Beteiligung der Betroffenen entwickelt, können Instrumente so ausgestaltet werden, dass alle drei Beweggründe erfüllt und Konflikte befriedet oder sogar vermieden werden {11.2, 11.8}.

**G2. Die Wirkungsketten mit positiven Effekten auf die biologische Vielfalt werden durch wichtige Rahmenbedingungen ermöglicht und befördert. Für diese ist ein transformativer Wandel notwendig, den alle gesellschaftlichen Akteure unterstützen: zivilgesellschaftliche Organisationen, Bildungseinrichtungen, Wissenschaft, Unternehmen, Akteure in Politik und Verwaltung, aber auch jeder Einzelne (siehe F1-F8).** Besonders wichtig für die Stärkung der Beweggründe ist Bildung für nachhaltige Entwicklung, die den Menschen die Bedeutung von Biodiversität vermittelt und Handlungsalternativen aufzeigt. Mitbestimmung an den Entscheidungen, die zur Förderung und zum Schutz der biologischen Vielfalt getroffen werden, führen zu einer Identifikation mit den Maßnahmen. Schließlich wird ein verbindlicher rechtlicher Rahmen benötigt, innerhalb dessen die Umsetzung der für die Lebensräume skizzierten Wirkungsketten auch eingefordert werden kann {11.3}.

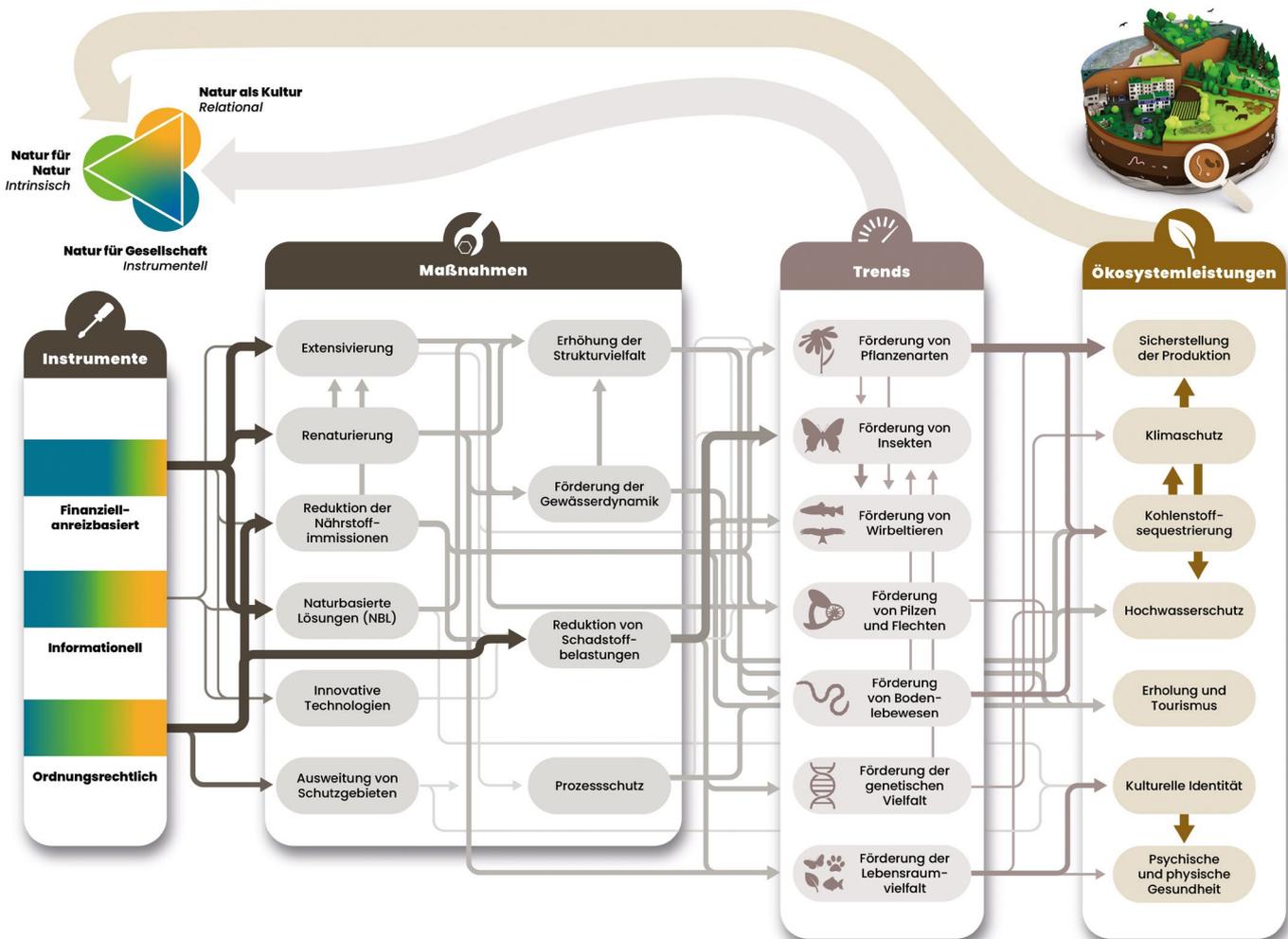
**G3. Bereits heute gibt es für die verschiedenen Lebensräume wichtige Instrumente, die bislang nur teilweise erfolgreich sind und deren potenzielle Wirkungsketten in der Synthese beschrieben sind. Zudem gibt es Gemeinsamkeiten in der positiven Wirkung von Maßnahmen für die biologische Vielfalt über alle Lebensräume hinweg.** So spielt die Extensivierung der Land-, Gewässer- und Meeresnutzung sowie von Parkanlagen in den Städten eine zentrale Rolle, weil durch die Schaffung von nährstoffarmen Bedingungen und das Anlegen vielfältiger Strukturen für zahlreiche Arten geeignete Lebensbedingungen geschaffen werden {11.4, 11.5, 11.6, 11.7, 11.8}. Dies betrifft zum einen konkurrenzschwache Arten, zum anderen auf bestimmte Substrate und Strukturen spezialisierte Arten sowie solche, die mit diesen Arten z. B. durch Nahrungsnetze in Verbindung stehen. Strukturelle Vielfalt kann auch in allen Lebensräumen durch direkte Maßnahmen gefördert werden, was von der Anlage von Hecken in der Agrarlandschaft, Belassen von Totholz im Wald, der Schaffung unterschiedlicher Strömungsverhältnisse in Gewässern bis hin zu strukturreichen Gärten und Parkanlagen in Städten reicht. Auch Renaturierungsmaßnahmen spielen in allen Lebensräumen eine wichtige Rolle. Einerseits zielen sie auf die Wiederherstellung bestimmter, mittlerweile verloren gegangener Lebensraumtypen ab, die zum Erhalt bestimmter Tier- und Pflanzenarten notwendig sind. Andererseits befördern sie ebenso die Extensivierung der Landschaft und die Schaffung eines höheren Struktureichtums. In vielen Fällen zielt Renaturierung auf die Etablierung einer Eigendynamik ab,

wie es bei Rewilding mit großen Weidetieren oder bei der Wiederherstellung der Mäandrierung von Fließgewässern der Fall ist. Auch diese führt zu einer höheren Strukturvielfalt {11.9}.

**G4. Eine ebenfalls zentrale Maßnahme, die die biologische Vielfalt aller Lebensräume fördert, ist die Reduktion der Nährstoffeinträge, vor allem von Stickstoffverbindungen und Phosphat, sowie von Säureeinträgen und anderen Schadstoffen auf der Landschaftsebene.** Hiervon profitiert die biologische Vielfalt aller Lebensräume: in direkter Weise werden Arten im Offenland und Wald gefördert, welche auf nährstoffarme Böden angewiesen sind (siehe G3) {11.4, 11.5}. Indirekt profitiert auch die biologische Vielfalt von Gewässern und Meeren, weil ein geringerer Nährstoffeintrag zu vielfältigeren Nahrungsnetzen führt {11.6, 11.7}.

In dem Zusammenhang sind auch Maßnahmen zur Reduzierung von Pflanzenschutzmitteln zu sehen, welche in der Land- und Forstwirtschaft verwendet werden, aber auch von Einträgen aus Kläranlagen {11.9}. Die Wirkungen dieser Pflanzenschutzmittel sind zwar artspezifisch, reduzieren aber die Fruchtbarkeit vieler Tierarten von bodenlebenden Mikroorganismen bis hin zu Wirbeltieren und können das Verhalten verändern {3.4.4, 11.9}. Es sind vor allem ordnungsrechtliche Instrumente, die für die Reduktion von Nährstoff- und Schadstoffeinträgen effektiv eingesetzt werden können. Gleichzeitig gilt es, bestehende Vollzugsdefizite zu beseitigen, die bislang verhindern, dass bestehende Gesetze auch eingehalten werden {11.9}.

**G5. Etliche Maßnahmen, die sich bewährt haben, können weiterentwickelt und noch gezielter einge-**



**Abbildung 65:** Wirkungsketten zur Verbesserung der biologischen Vielfalt über alle Lebensräume hinweg, ausgehend von den Beweggründen (NfG = »Natur für Gesellschaft«, NaK = »Natur als Kultur«, NfN = »Natur für Natur«) über die dadurch etablierten Instrumente, die über eher generelle Maßnahmen (linke Spalte) und eher spezifische Maßnahmen (rechte Spalte) ihren positiven Einfluss auf die biologische Vielfalt ausüben und somit auch die Bereitstellung von Ökosystemleistungen erhöhen. Es kommt zu positiven Rückkopplungen, wenn vom Menschen wahrnehmbare Verbesserungen des Zustandes der biologischen Vielfalt und der Ökosystemleistungen die Beweggründe verstärken. → G1–G5

**setzt werden, um dem Biodiversitätsverlust entgegenzuwirken. Naturbasierte Maßnahmen mit direkten positiven Wirkungen auf Ökosystemleistungen fördern auch die biologische Vielfalt.** Maßnahmen aus dem Bereich der naturbasierten Lösungen zielen auf Versorgungs- und Regulierungsleistungen ab, die von der Natur strukturell und/oder funktional inspiriert und unterstützt werden. Da diese unmittelbar einen direkten Nutzen für den Menschen haben, können naturbasierte Lösungen, wenn sie entsprechend vermittelt werden, die Motivation, Natur für den Menschen zu erhalten, verstärken (NfG) {11.9}. Sie spielen in allen Lebensräumen eine Rolle, z. B. in den Binnen- und Küstengewässern beim Hochwasser- und Erosionsschutz der Ufer und Küsten und in den Städten bei der Kühlungswirkung von Straßenbäumen und Gründächern {11.8, 11.9}.

Innovative Technologien können in allen Lebensräumen biodiversitätsfördernd eingesetzt werden {11.9}. In der Landwirtschaft können sie dazu dienen, den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln zu vermindern, in den Binnengewässern dazu, die Nährstoff- und Schadstoffeinträge in Kläranlagen zu reduzieren, und in den Küstengewässern dazu, Fischfang biodiversitätsschonender zu gestalten {11.4, 11.7}. Es sind vor allem finanzielle, anreizbasierte Instrumente, aber auch solche informationeller Art, die neue Technologien mit positiven Biodiversitätseffekten fördern, denen allen als vorrangig Motivation der Nutzen für den Menschen zugrunde liegt (NfG) {11.9}.

Schließlich ist ordnungsrechtlich die Ausweisung von Schutzgebieten noch nicht ausgeschöpft. Es gibt in allen Lebensräumen noch zahlreiche Lebensraumtypen, die nicht explizit geschützt sind. Hier kann es zu einer weiteren Ausweitung des Schutzgebietssystems kommen, womit das Ziel der EU-Biodiversitätsstrategie erfüllt werden könnte, 10 % der Fläche unter strengen Schutz zu stellen. Einerseits gilt es, Puffer um die bestehenden, häufig sehr kleinen Schutzgebiete zu schaffen, um deren Habitatqualität zu verbessern. Andererseits kann die Qualität bestehender Schutzgebiete verbessert werden. Vorrangiges Ziel in Schutzgebieten kann einerseits Prozessschutz sein, wie in den Nationalparks oder den Naturwaldgebieten (NfN), aber auch der Erhalt von Lebensraumtypen, die auf menschliche Nutzung angewiesen sind (NaK) {11.9}. Die Ausweisung von Schutzgebieten stößt jedoch zunehmend auf gesellschaftliche Widerstände, die durch Bereitstellung von Informationen, Ermöglichung von unschädlichen Nutzungsformen durch Privatpersonen und geeignete Beteiligungsmöglichkeiten an der Ausgestaltung verringert werden können.



**Abbildung 66:** Großflächiger Anbau von Wildblumen für die Produktion von Regiosaatgut in der Nähe von Lommatzsch, Mittelsachsen, als Beispiel für einen Produktionszweig, der mit biologischer Vielfalt wirtschaftet (Foto: Christian Wirth).→ G6

**G6. Während Maßnahmen mit direkter Wirkung auf Ökosystemleistungen und positiven Nebeneffekten auf die biologische Vielfalt gut vermittelbar sind, wird das Potenzial, direkt mit Biodiversität zu wirtschaften und dadurch Ökosystemleistungen zu erhöhen, noch längst nicht ausgeschöpft.** So kann die Produktivität von Grünland durch artenreiche Kraut- und Grasmischungen {3.3.2.1} und von Wäldern durch Baumartenmischungen {4.3.2.1} erhöht werden. Bei Ackerkulturen führt eine Mischung von Kultursorten zu einer erhöhten Resistenz gegen Pathogene, während aber ein positiver Effekt auf den Ertrag noch nicht zweifelsfrei nachgewiesen werden konnte {3.3.3}. Durch die Erhöhung der Vielfalt von Pflanzenarten und auch der genetischen Diversität kann die Produktion von Agrarflächen ebenso wie die der Wälder unter wechselnden Umweltbedingungen aufrechterhalten werden {2.2.1, B3, B7}. Damit könnte auch das Ziel der EU-Biodiversitätsstrategie erreicht werden, auf 30 % der Landesfläche vorrangig die biologische Vielfalt zu sichern, was sich ausschließlich durch eine Erhöhung des Netzes streng geschützter Gebiete vermutlich nicht erreichen lassen wird. Die Diversität an Bodenorganismen fördert die Kohlenstoffspeicherung und trägt damit zum Klimaschutz bei. Ebenso tragen artenreiche Wälder und Grünlandgesellschaften direkt zur Pufferung von klimatischen Extremen bei. Schließlich fördern die verschiedenen Lebensräume in Deutschland die kulturelle Identität der hier lebenden Menschen, und ebenso profitiert die physische und psychische Gesundheit der Menschen von der Vielfalt der Pflanzen- und Tierarten dieser Lebensräume {11.9}. Letztlich sind diese

positiven Effekte wichtige Rückkopplungsmechanismen, die die Motivation der Menschen stärkt, sich für die biologische Vielfalt einzusetzen.

## H Wissenslücken und Forschungsbedarfe

Die umfassende Sichtung des Wissensstands im *Faktencheck Artenvielfalt* erlaubt es uns, Wissenslücken zu erkennen und daraus Forschungsbedarfe abzuleiten. Im Folgenden heben wir besonders diejenigen Wissenslücken (WI) hervor, die in mehreren Kapiteln identifiziert wurden {u. a. 3.2.4, 3.7.1, 4.2.4, 4.7.1, 5.2.4, 6.2.4, 7.2.4, Box 8.3, Kap. 9, 10.6}, und leiten daraus Forschungsbedarfe (Fb) ab. Diese sind auch inspiriert von einem kürzlich erschienenen Politikpapier des WBGU »Biodiversität – Jetzt dringend handeln für Natur und Mensch« aus dem Jahr 2024.

### H1.1. Wissenslücken zur Erfassung und Erklärung von Trends der biologischen Vielfalt

Bedeutende Wissenslücken sehen alle Lebensraumkapitel inkl. dem Kapitel Bodenbiodiversität bei der Erfassung des Zustands der biologischen Vielfalt sowie ihrer Trends über die Zeit. Zudem bestehen große Defizite bei der Erfassung und Verfügbarkeit direkter Einflussgrößen (direkte anthropogene Treiber und Umweltvariablen), die den Zustand und die Änderung der biologischen Vielfalt erklären können:

**WI-1:** Bestehende Monitoringprogramme sind in Bezug auf die Erfassungsmethoden sowie ihre räumliche und zeitliche Ausgestaltung nicht oder ungenügend standardisiert.

**WI-2:** Vorhandene Daten sind nicht verfügbar, oder sie sind nur mit großem Aufwand zu akquirieren (z. B. jeweils einzeln aus den zuständigen Behörden der 16 Bundesländer).

**WI-3:** Kleinstlebewesen (z. B. Algen, Pilze, Bakterien, Archaeen, Einzeller) werden mit bestehenden Monitoringprogrammen nicht erfasst, obwohl sie an wichtigen Ökosystemleistungen (z. B. Selbstreinigung von Gewässern) maßgeblich beteiligt sind. Auch die Erfassung der Ökosystemleistungen ist nicht Gegenstand des Monitorings.

**WI-4:** Wichtige Lebensräume oder Teilsysteme, wie der Boden oder das Grundwasser, werden im Biodiversitätsmonitoring kaum berücksichtigt. Seltene Lebensräume (z. B. Binnensalzstellen, Felsfluren, Quellen, Brachflächen im urbanen Raum) sowie kleinere Ausprägungen von Lebensräumen (z. B. kleine Bäche, kleine Stillgewässer, Dörfer) sind in bestehenden Monitoringprogrammen unterrepräsentiert.

**WI-5:** Der Fokus bei den meisten Erfassungen liegt auf dem Artenreichtum. Wichtige weitere Facetten der biologischen Vielfalt wie Artenzusammensetzung, Häufigkeitsverteilungen, funktionelle sowie genetische Vielfalt werden im Monitoring nicht berücksichtigt.

**WI-6:** Langzeitdaten (> 20 Jahre an identischen Standorten) mit einer ausreichenden zeitlichen Auflösung, um Trends robust quantifizieren zu können, liegen selten vor.

**WI-7:** Biologische Vielfalt ist stark flächenabhängig. Bestehende Designs beschränken sich auf die Erfassung der lokalen biologischen Vielfalt auf der kleinsten räum-



**Abbildung 67:** Mit Langzeitmessungen kann die Veränderung der Vegetation bestimmt werden, wie hier über 60 Jahre hinweg bei der Ratsburg nahe Göttingen (Fotos: Wulfard Winterhoff, Hartmut Dierschke, Marcus Schmidt, Wolfgang Schmidt). → H 1.1

lichen Skala (sog. Alpha-Diversität). Sie erlauben es nicht, die Flächenabhängigkeit der Muster der biologischen Vielfalt auf größeren Skalen zu bestimmen, deren Trend sich deutlich von demjenigen der Alpha-Diversität unterscheiden kann.

**WI-8:** Die zeitlichen Abstände zwischen Erfassungen der biologischen Vielfalt sind im Verhältnis zu den schnellen Dynamiken vieler Lebensgemeinschaften zu lang.

**WI-9:** Zur sicheren Bestimmung von Arten anhand morphologischer Merkmale sowie zur ökologischen Einordnung von Arten werden taxonomische Experten benötigt. Ohne einen ausreichenden Nachwuchs besteht die Gefahr, dass taxonomische Expertise verloren geht und die Weiterführung bestehender Erfassungsprogramme dadurch beeinträchtigt wird.

**WI-10:** Daten wichtiger direkter anthropogener Treiber (Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, Antibiotika und Düngemitteln, Kontamination mit Mikroplastik, Nut-

zung gentechnisch veränderter Organismen, Waldmanagement, Nachverdichtung im urbanen Raum usw.) werden nicht, unvollständig oder räumlich getrennt von der Erfassung der biologischen Vielfalt erhoben.

**WI-11:** Biologische Vielfalt wird durch eine Vielzahl von Umweltvariablen beeinflusst, die nicht unmittelbar auf menschlichen Einfluss zurückgehen (z. B. Witterungsschwankungen, natürliche Störungen). Um nun den Beitrag direkter anthropogener Treiber (WI-10) statistisch nachzuweisen und als Ursache zu benennen (»Attributierung«), müssen die Umweltvariablen bekannt sein und »herausgerechnet« werden. Die Erfassung dieser Umweltvariablen geschieht nur unvollständig oder nicht in derselben lokalen räumlichen Auflösung wie die Erfassung der biologischen Vielfalt.

## H1.2 Forschungsbedarf zur Erfassung und Erklärung von Trends der biologischen Vielfalt

**Fb-1:** Es müssen im Zuge einer groß angelegten Datenoffensive Workflows zur Bereitstellung, Integration und



**Abbildung 68:** Wildbienen aus Sachsen-Anhalt aus dem Zentralschrank der naturwissenschaftlichen Sammlung der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Zu Präsentationszwecken ist pro Art nur ein Exemplar gezeigt. Foto: Markus Scholz. → H1.1

Auswertung bereits existierender (aber meist äußerst heterogener) Monitoringdaten weiterentwickelt werden. Um die Ausgangsdaten und Produkte nach FAIR-Prinzipien verfügbar zu machen, bedarf es verschiedener Anreize für Datenerfasser:innen (u. a. Einbindung, fachliche Unterstützung, Finanzierung).

**Fb-2:** Automatisierte Monitoringmethoden sollten zügig bis zur Einsatzreife entwickelt und standardisiert werden. Sie werden konventionelle Methoden nicht ersetzen, aber in entscheidenden Aspekten ergänzen. So werden sie die zeitliche Auflösung deutlich erhöhen (W1-8), schwer bestimmbare oder kleine Arten erfassen (»Hidden Taxa«, W1-3, W1-4), ein weiteres Spektrum von Facetten der biologischen Vielfalt erheben (v. a. funktionelle und genetische Vielfalt; W1-5) und zeitgleich wichtige Treiber und Umweltvariablen messen (W1-10, W1-11) (siehe auch FedA-Programm »BiodivKI« und Initiativen wie AMMOD und Nature 4.0 {2.1.5}).

**Fb-3:** Für das Verständnis von Änderungen der biologischen Vielfalt werden lange Zeitreihen benötigt. Hierfür ist eine historische Rekonstruktion von biologischer Vielfalt sinnvoll (W1-6), u. a. mithilfe naturkundlicher Sammlungen, Sedimentanalysen und durch die systematische (automatisierte) Auswertung historischer Publikationen und Kulturprodukte (Fotografien, Literatur, Gemälde). Die wenigen bestehenden historischen Zeitreihen sollten prioritär fortgeführt und in zukünftige Monitoringprogramme integriert werden.

**Fb-4:** Ein theoriebasiertes, generisches und praktikables Monitoringdesign muss entwickelt werden, das artengruppen-, ökosystem- und skalenübergreifend Aussagen zu Status und Trends zulässt (W1-7). Wesentliche Elemente eines solchen Designs werden in Gonzales et al. (2023) vorgestellt. Die statistische Aussagekraft (Power) eines solchen Designs sollte sowohl an vorhandenen (Fb-1) als auch an simulierten Daten getestet werden (siehe auch Leung & Gonzalez 2024). Es muss die Detektierbarkeit und das Verhalten unterschiedlicher Artengruppen berücksichtigen (z. B. Phänologie, Mobilität), und es bezieht auch die zukünftige Verfügbarkeit automatisierter Monitoringmethoden (Fb-2) und technologischer Weiterentwicklung ein.

**Fb-5:** Um die komplexen Zusammenhänge zu verstehen, die den Zustand und die Trends von biologischer Vielfalt auf verschiedenen Skalen (siehe W1-7) beeinflussen, muss ein umfassender Satz an Treiber- und Umweltdaten in derselben räumlichen und zeitlichen

Auflösung wie die Erhebung der biologischen Vielfalt entstehen. Dieser sollte alle relevanten Wirkfaktoren repräsentieren und das komplexe Zusammenwirken von Treibern abbilden (W1-10, W1-11). Dies ermöglicht dann die Anwendung innovativer statistischer Auswertung, die in der Biodiversitätsforschung noch kaum zum Einsatz kommen, z. B. kausale Zeitreihenanalysen (Yuan & Shou 2022). Ferner müssen neue Co-Design-Ansätze verwirklicht werden, damit die relevanten Treiberdaten von Landnutzer:innen (siehe W1-10 für Beispiele) in einer Zusammenarbeit auf Augenhöhe zur Verfügung gestellt werden. Nur so sind eine Attributierung von Ursachen zu Trends, das Entflechten multipler Treiber sowie die Entwicklung effektiver und effizienter Maßnahmen möglich.

**Fb-6:** Da ein Monitoring (Fb-3, Fb-4, Fb-5) niemals alle Ursache-Wirkungs-Beziehungen aufdecken kann, braucht es ergänzende experimentelle Untersuchungen, bei denen mögliche trendbestimmende Faktoren gezielt manipuliert werden. Korrelationen von Trends der biologischen Vielfalt, Treibern und Umweltvariablen können dadurch bestätigt werden. Zudem dienen Experimente auch dazu, die mechanistischen Zusammenhänge zu verstehen und Managementpraktiken für die Wiederherstellung von Lebensräumen zu optimieren. Beobachtungen und Experimente lassen sich in sogenannten Exploratorien kombinieren.

**Fb-7:** Die genannten Daten, Workflows und Zusammenhänge (Fb1–6) können die Basis für die Entwicklung eines Datenassimilationssystems bilden, das statistische und mechanistische Modelle sowie maschinelles Lernen verwendet, um aus den kontinuierlichen Datenströmen Kurz- und Langzeitprognosen zu erstellen. Dies kann z. B. für die Entwicklung von Frühwarnsystemen und Szenarien verwendet werden, welche die politische Entscheidungsfindung unterstützen.

## H2.1 Wissenslücken zur Wirkung der biologischen Vielfalt auf Ökosystemleistungen

Ökosystemleistungen (ÖSL) sind in vielen Fällen naturbasierte Lösungen (NbL), die auf Wirkung der biologischen Vielfalt zurückgehen. Obwohl von unschätzbarem Wert für den Menschen und das menschliche Wohlergehen, sind ÖSL nicht Gegenstand eines bestehenden regelmäßigen Monitorings. Die Erforschung des Einflusses von biologischer Vielfalt auf ÖSL ist derzeit überwiegend ein Thema der Grundlagenforschung (»funktionelle Biodiversitätsforschung«). Der *Faktencheck Artenvielfalt* belegt, dass hier in den vergangenen

Jahrzehnten große Fortschritte gemacht worden sind. Allerdings sind Defizite benannt worden:

**WI-11:** An den Orten, an denen der Zustand und die Veränderungen der biologischen Vielfalt erfasst werden, werden selten Daten zu ÖSL erhoben.

**WI-12:** Daten zu kulturellen ÖSL liegen in geringerem Umfang vor, und es fehlt noch an getesteten Methoden zur standardisierten Erfassung von kulturellen ÖSL.

**WI-13:** Es liegen erst wenige Studien zur (meist positiven) Wirkung der biologischen Vielfalt auf die menschliche Gesundheit vor. Eine Generalisierung ist aber derzeit noch nicht möglich, und Anwendungen, z. B. in Form von Gesundheitsprogrammen und Gesetzen, stehen aus.

**WI-14:** Die Erkenntnisse der funktionellen Biodiversitätsforschung sind noch nicht in die Praxis übersetzt worden. Dies gilt insbesondere für den Ackerbau, die Forstwirtschaft und für urbane Biotopkomplexe. Insbesondere für Ackermischkulturen (z. B. Intercropping) fehlen verlässliche Studien zum Einfluss der biologischen Vielfalt auf den Ertrag und die Stabilität der Produktion. Es fehlen erprobte Rezepte zum gezielten Einsatz von biologischer Vielfalt zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit einer nachhaltig genutzten Landschaft.

## H2.2 Forschungsbedarf zur Wirkung biologischer Vielfalt auf Ökosystemleistungen

**Fb-8:** Bestehende und neue Monitoringprogramme (Fb-1, Fb-4, Fb-5) sollten durch gezielte Methoden ergänzt werden, die wesentliche Kategorien von Ökosystemleistungen (nach CICES) repräsentieren (WI-11, WI-12). Dies ist potenziell sehr aufwendig. Feldmethoden müssen daher einfach, robust und kostengünstig sein (Proxy-Methoden für ÖSL). Fernerkundungsmethoden bieten ein großes Potenzial bei der Erfassung von ÖSL; Synergien mit etablierten Intensivmessflächen (z. B. eLTER) sind zu prüfen.

**Fb-9:** Für die Erfassung kultureller Ökosystemleistungen muss die interdisziplinäre Grundlagenforschung verstärkt werden (WI-12). Neben den klassischen sozialwissenschaftlichen Ansätzen (Befragungen, Fallstudien) können quantitative Textanalysen zur gesellschaftlichen Wahrnehmung und Nutzung von biologischer Vielfalt mit Methoden der Computerlinguistik erfolgen. Hierzu bieten sich vor allem Texte in sozialen Netzwerken an. Solche Ergebnisse können in ein Datenassimilationssystem einfließen (Fb7).



**Abbildung 69:** Mischkultur mit Winterweizen und Ackerbohne bringt praktische Vorteile in der Landnutzung, wie etwa im Ackerbau (Foto: aus Bonke & Musshoff 2020). – H2.1

**Fb-10:** Die Erforschung des Einflusses der biologischen Vielfalt auf die menschliche Gesundheit muss intensiviert werden (WI-13, WBGU 2024 »Mensch und Gesundheit zusammendenken«). Vielversprechende Ansätze sind die statistische Kopplung von Gesundheitsdaten großer Kohortenstudien mit Daten zur biologischen Vielfalt des Lebensumfeldes oder zur Einstellung der Proband:innen zur biologischen Vielfalt (Fb-9). Unmittelbare Reaktionen auf biologische Vielfalt können z. B. über direkte physiologische Messungen erfasst werden (z. B. Eye-Tracking, Herzschlag, Cortisolmessung). Ansätze hierzu sind in Erprobung (siehe auch FEDA-Programm »BiodivGesundheit«).

**Fb-11:** Die funktionelle Biodiversitätsforschung hat gezeigt, dass artenreiche Ökosysteme häufig leistungsfähiger und stabiler sind als artenarme Systeme. Eine auf Monokulturen basierende Wirtschaftsweise gleicht ökologische Defizite durch den intensiven Einsatz von Energie und Fremdstoffen (Dünger, Pflanzenschutzmitteln, Antibiotika) aus. Eine nachhaltige Landnutzung, die biologische Vielfalt als Produktionsfaktor einsetzt, muss neu entwickelt werden. Dies könnte nach dem Leitbild des »multifunktionalen Flächenmosaiks« einen Nettogewinn an biologischer Vielfalt auf der Gesamtfläche erzeugen (WBGU, 2024). Dafür braucht es ein groß angelegtes Versuchswesen, Reallabore (Fb-21) und technische Innovationen, z. B. in der Holzverarbeitung, Erntetechnik, der automatisierten Beikrautentfernung, Inokulierung mit Bodenbiodiversität sowie RNA-Interferenzmethoden zur Entwicklung artspezifischer Insektizide.

### H3.1 Die Wirkung von Maßnahmen auf biologische Vielfalt und ÖSL

Verschiedene Programme zielen auf die Förderung biologischer Vielfalt ab (z. B. AUKM, chance.natur, Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz). Je nach Programm werden in geringem Umfang Mittel für eine Begleitforschung zur Verfügung gestellt. Defizite und Wissenslücken bestehen in folgender Hinsicht:

**WI-15:** Der größte Teil der Maßnahmen erfolgt ohne wissenschaftliche Evaluierung. So unterbleiben häufig eine Erfolgsvalidierung, die ergebnisbasierte Optimierung der Maßnahmen und damit der gesellschaftliche Lernprozess.

**WI-16:** Falls Begleitforschung durchgeführt wird, erfolgt diese typischerweise zeitgleich mit der Umsetzung der Maßnahme, also zu einer Zeit, in der nur der Ausgangszustand bewertet werden kann. Langzeituntersuchungen unterbleiben meistens. Mechanismen und Zeiträume, die notwendig sind, damit renaturierte Flächen von anspruchsvollen Arten besiedelt werden, sind daher oft unbekannt. Häufig fehlt es an Daten zum ökologischen und sozioökonomischen Kontext (siehe auch WI-10, WI-11), um zu analysieren, warum eine Maßnahme funktioniert oder nicht.

**WI-17:** Behördlich geförderte Dienstleistungen (z. B. kostengünstige Angebote für Metabarcoding von Bo-

den- oder Wasserproben), Beratungsangebote und Methoden zur einfachen Selbstevaluierung von kleineren Maßnahmen fehlen. Dadurch liegen kaum Informationen zu Maßnahmen in der privatwirtschaftlichen Sphäre vor (z. B. Landwirtschaft, Fischerei, Privatwald, Gebäudebegrünung, Privatgärten).

**WI-18:** Maßnahmenprogramme fokussieren häufig nur auf einzelne Arten/Gruppen/Lebensraumtypen. Umfassendere Aspekte der biologischen Vielfalt und ÖSL werden selten berücksichtigt.

**WI-19:** Die Ergebnisse von Maßnahmenevaluierungen werden nicht systematisch erfasst und nach FAIR-Prinzipien zur Verfügung gestellt. Faktoren, die zum Erfolg, zu Teilerfolgen und zum Scheitern von Maßnahmen führen, können so nicht ganzheitlich analysiert werden.

### H3.2 Forschungsbedarf zur Wirkung von Maßnahmen für biologische Vielfalt

**Fb-12:** Maßnahmen früherer Jahre (z. B. Wiedervernäsung von Mooren, Unterschutzstellungen, Auenrevitalisierungen, Anpassung von Mahdregimen in Parks) mit guter Datenbasis für den Anfangszustand sollten mit einem gezielten Programm für eine wiederholte und umfassende Evaluierung nach einem repräsentativen Design ausgewählt und untersucht werden (WI-16), parallel zu Kontrollflächen ohne Maßnahmen.

**Fb-13:** Für die systematische Vorhaltung aller in der Vergangenheit durchgeführten und in der Zukunft geplanten Maßnahmen sowie ihrer Evaluationsergebnisse sollte eine Datenbank erstellt und öffentlich zugänglich gemacht werden (vorbildhaft: [www.conservationevidence.com](http://www.conservationevidence.com)). Dies würde sicherstellen, dass Planungen im Naturschutz evidenzbasiert erfolgen können, und wäre eine immense Erleichterung für alle mit der Naturschutzplanung befassten Akteur:innen (WI-15, WI-19).

**Fb-14:** In Anlehnung an die Methoden in Fb-2, Fb-4, Fb-5 und Fb-8 und basierend auf FB-12, sollten für Landnutzer:innen, Behörden und Verbände Methoden und Toolkits zur Evaluierung von selbst durchgeführten Kleinmaßnahmen zur Verfügung gestellt werden (WI-17). Diese sollten kombiniert werden mit Serviceangeboten von regionalen Beratungsstellen und Labors, z. B. für Biodiversitätserhebungen in Bodenproben mit Metabarcoding (vergleichbar mit heutigen Angeboten für Nährstoffanalysen von Bodenproben durch Labors der Landwirtschaftskammer). Erhebungen der biologischen Vielfalt mit Citizen-Science-Projekten könnten einen



**Abbildung 70:** Bienenweide in Frankfurt am Main. Auf immer mehr städtischen Grünflächen wird das Mahdregime zugunsten der biologischen Vielfalt angepasst (Foto: Adobe Stock). → H3.1

Fokus auf Maßnahmenstandorte erhalten und somit die Evaluierung unterstützen. Dies sollte eingebunden werden in Pilotprojekte für eine ergebnisorientierte Gewährung von Fördergeldern (Fb-25).

#### H4.1 Wissenslücken zu indirekten Treibern und transformativem Wandel zur Förderung von biologischer Vielfalt

Ein transformativer gesellschaftlicher Wandel, der in der Gesamtwirkung die biologische Vielfalt fördert, integriert viele Facetten indirekter Treiber, u. a. ökonomische, juristische, technologische, politische und wertebasierte. Zu verstehen, wie deren Zusammenwirken effizient und dauerhaft biologische Vielfalt erhöhen kann, und die entsprechenden Prozesse zu gestalten, ist eine große Herausforderung. Folgende Wissenslücken bestehen:

**WI-20:** Transformativer Wandel benötigt eine positive Vision, die von möglichst vielen Menschen geteilt wird (»Orientierungswerte«), und Wissen, auf welchen unterschiedlichen Wegen diese Vision erreicht werden kann (»Orientierungswissen«). Es bleibt eine offene Frage, wie Orientierungswerte und -wissen für das Thema biologische Vielfalt in der Breite der Gesellschaft geschaffen und dauerhaft verankert werden können.

**WI-21:** Es fehlt eine systematische Erfassung von Auswirkungen neuer Governance-Ansätze und Instrumente (rechtlich, finanziell, informationell) auf biologische Vielfalt, aber auch auf sozialer und ökonomischer Ebene. Es ist unklar, wie finanzielle Instrumente an den Nachweis einer Verbesserung der biologischen Vielfalt gekoppelt werden können.

**WI-22:** Instrumente zur Förderung der biologischen Vielfalt leiden unter ausgeprägten Umsetzungsdefiziten (»Implementation Gap«). Auf welche Weise rechtliche, finanzielle und informationelle Instrumente und Planungsprozesse so ausbalanciert werden, dass die Anliegen des Schutzes der biologischen Vielfalt in der Konkurrenz mit anderen gesellschaftlichen Belangen nicht ausgehebelt werden, bleibt noch zu erforschen.

**WI-23:** Gesellschaftlicher Wandel verändert komplexe Wirkungsgefüge. Dies kann zu unerwarteten und unerwünschten Effekten führen (z. B. politische Umorientierung, gesellschaftliche Destabilisierung, Wirtschaftskrisen). Auf welche Weise ein partieller Ausstieg (Exnovation) aus nicht nachhaltigen Pfaden einer Transformation erfolgen kann ohne weitreichende negative Konsequenzen für Umwelt und Gesellschaft, ist unge-



**Abbildung 71:** 7. Plenarsitzung des IPBES, Paris 2019. Forschung zum transformativen Wandel benötigt einen Austausch von verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen mit der Politik. (Foto: IPBES). – H4.1

klärt. Eine Kausalanalyse (quantitative Aufklärung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen) bietet sich auch für sozioökonomische und Verhaltensdaten an (vgl. Fb-5).

#### H4.2 Forschungsbedarf zum Wirkungsgefüge indirekte Treiber, transformativer Wandel und biologische Vielfalt

**Fb-21:** Es braucht eine neue Form der Forschung auf Plattformen, in denen sowohl die biologische Vielfalt als auch die gesellschaftlichen Rahmenbedingungen und Rückkopplungen beobachtet werden können. Reallabore, in denen Natur- und Gesellschaftswissenschaftler:innen, Praktiker:innen und verschiedene gesellschaftliche Akteure einen transformativen Wandel erproben können (»Co-Design«, »Co-Produktion«), sind eines der wichtigsten Werkzeuge der transformativen Forschung. Damit das möglich ist, müssen in den Experimentierräumen temporäre Ausnahmeregelungen für Interventionen eröffnet werden, die andernfalls aus rechtlichen Gründen nicht möglich wären (»Sandboxing«, »Experimentierklausel«, siehe Reallabore-Gesetz). Erfolgreiche Programme hierzu gibt es derzeit noch nicht (WI-20, WI-21).

**FB-22:** Wichtig ist eine Begleitforschung zu Wandlungsprozessen. Sie identifiziert Synergien und Konflikte über Projekte/Prozesse hinweg und analysiert die Dynamik und Wirkung aktueller und neuer Programme (z. B. Gesetz zur Wiederherstellung der Natur, ANK), neuer Instrumente (z. B. Umweltökonomische Gesamtrechnung UGR in Unternehmen) und innovativer Finanzierungsmechanismen (neue Finanzprodukte z. B. Green Bonds, Dept-for-Biodiversity Swaps für verschuldete Länder,

biodiversitätsfreundliche Umwidmung umweltschädlicher Subventionen – siehe auch WBGU 2024, Böhring-Gaese & Bauer 2023). Sie versucht, allgemeine Gesetzmäßigkeiten abzuleiten, und hat auch negative Fernwirkungen (sog. Telecoupling) auf die biologische Vielfalt in anderen Regionen der Erde im Blick (W1-22, W1-23).

**Fb-23:** Insbesondere im Bereich der transformativen Forschung braucht es den Aufbau von Forschungskapazitäten und methodische Innovation, der auch die Möglichkeiten der Digitalisierung nutzt (Fb-9).

**Fb-24:** Es fehlt an juristischer Forschung zum Potenzial neuer rechtlicher Regelungen, wie ein Menschenrecht auf gesunde Umwelt bzw. Eigenrechte der Natur.

Neben den juristischen Konsequenzen für Verfassungsrecht, Ordnungsrecht und Planungsrecht sind hier auch die wirtschaftlichen und sozialen Folgen einzubeziehen.

**Fb-25:** Forschung zu Möglichkeiten einer ergebnisorientierten Entlohnung von Biodiversitätsmaßnahmen ist notwendig. In Zukunft sollten zusätzliche Fördermittel an Landnutzer:innen ausgegeben werden, wenn sie nachweisen können, dass sich der Zustand der biologischen Vielfalt messbar verbessert hat. Dafür braucht es ein interdisziplinäres Forschungsprogramm, das praktikable Messmethoden und -technik, juristische Grundlagen und Faktoren für eine Akzeptanz untersucht (erste Ansätze siehe BiodiWert-Programm der FEdA-Initiative: CAP4GI, ECO<sub>2</sub>SCAPE).

## Anhang

### Abkürzungsverzeichnis

ANK	Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz
AUKM	Agrarumwelt- und -klimamaßnahmen
BBodSchG	Bundesbodenschutzgesetz
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BWI	Bundeswaldinventur
CBD	Convention on Biological Diversity
CICES	Common International Classification of Ecosystem Services
CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
eDNA	environmental DNA/Umwelt-DNA
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
ENS	Effective Number of Species/Effektive Artenzahl
EU	Europäische Union
FedA	Forschungsinitiative zum Erhalt der Artenvielfalt
FAIR	Findable, Accessible, Interoperable, Reusable/Auffindbar, Zugänglich, Interoperabel, Wiederverwendbar
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
FSC	Forest Stewardship Council
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
HELCOM	Helsinki-Übereinkommen
HNV-Farmland	High Nature Value Farmland
IPBES	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
KI	Künstliche Intelligenz
MhB	Monitoring häufiger Brutvögel
MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie
MSY	Maximum Sustainable Yield/Maximal nachhaltiger Ertrag
NaBioWald	Nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald
NaK	Natur als Kultur
NBS	Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt
NbL	Naturbasierte Lösungen
NFF	Nature Futures Framework
NfG	Natur für Gesellschaft
NfN	Natur für Natur
NGO	Non-Governmental Organization/Nichtregierungsorganisation
ÖSL	Ökosystemleistungen
OSPAR	Oslo-Paris-Übereinkommen
PCD	Policy Coherence for Development
UBA	Umweltbundesamt
UGR	Umweltökonomische Gesamtrechnung
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WVC	Weighted Vote Count/Gewichtete Stimmzählung

## Definitionen

**Biodiversität/ Artenvielfalt:** Das Assessment heißt *Faktencheck Artenvielfalt*, deckt aber alle Facetten der biologischen Vielfalt ab (inklusive Artenvielfalt, funktionelle Vielfalt, genetische Vielfalt und Ökosystemvielfalt). Wir verwenden die Begriffe »Biologische Vielfalt« und »Biodiversität« synonym, Letzteren aufgrund seiner Kürze in zusammengesetzten Wörtern (z. B. »Biodiversitätsmonitoring«).

**Direkte Treiber:** Einflüsse, die von Menschen verursacht werden und direkte Auswirkungen auf die biologische Vielfalt haben, wie beispielsweise Umweltverschmutzung. Im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* wurden sie in die Kategorien Veränderung der Struktur der Landschaft, veränderte Land-/Meeresnutzung und direkte Ressourcenentnahme, Verschmutzung, Klimawandel und invasive Arten eingeteilt. → Kapitel 2.3

**Disservices:** Als Disservice werden Ökosystemleistungen oder -funktionen verstanden, die einen negativen Einfluss auf das Wohlbefinden der Menschen ausüben, wie beispielsweise durch Gräserpollen ausgelöste Allergien. Negative Auswirkungen entstehen häufig, wenn die Häufigkeit des Vorkommens einer Art einen bestimmten Schwellenwert übersteigt (z. B. eine Algenblüte oder Schäden an Dämmen durch Grabaktivitäten von Bisamen) und dies zu unerwünschten Nebeneffekten führt. → Kapitel 2.4.1

**Indirekte Treiber:** Indirekte Treiber beeinflussen menschliche Entscheidungen, die sich mittelbar auf die Biodiversität (d. h. biologische Vielfalt) auswirken. Zu den indirekten Treibern zählen politisch-rechtliche (z. B. Naturschutzpolitik), wirtschaftlich-technologische (z. B. neue Technologien) sowie gesellschaftliche Rahmenbedingungen und Entwicklungen (z. B. Werte). Häufig können die Verbindungen zwischen indirekten Treibern und ihren Auswirkungen auf die biologische Vielfalt nicht unmittelbar beobachtet werden. → Kapitel 2.4, 9

**Instrumente:** Instrumente stellen durch politische Rahmenbedingungen geschaffene Möglichkeiten zur Förderung und zum Schutz der biologischen Vielfalt dar. Eine Unterteilung der Instrumente erfolgt in die Kategorien ordnungsrechtliche Instrumente (z. B. Bundesnaturschutzgesetz), finanziell anreizbasierte Instrumente (z. B. Entlohnung für Anlage eines Blühstreifens) und informationelle Instrumente (z. B. Bildungsangebote). Rechtliche Instrumente umfassen neben Gesetzen auch

Richtlinien, politische Abkommen, Verbote und Gebote. Bei den finanziell-anreizbasierten Instrumenten wird zwischen ergebnisorientiert oder maßnahmenorientiert unterschieden. Vor allem ordnungsrechtliche Instrumente können auch als indirekte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt wirken. → Kapitel 2.5

**Invasive Arten:** In Anlehnung an IPBES (2023) sind invasive Arten Tiere, Pflanzen und andere Organismen, von denen bekannt ist, dass sie sich i. d. R. durch menschliche Aktivitäten – absichtlich oder unabsichtlich – in neuen Regionen etabliert haben (und somit auch gebietsfremd sind). Sie zeigen eine expansive Ausbreitung und haben deswegen Auswirkungen auf die biologische Vielfalt, lokale Ökosysteme und Arten sowie Ökosystemleistungen. In der Definition von IPBES (2023; [https://www.de-ipbes.de/files/IPBES\\_IAS\\_SPM\\_Uebersetzung\\_Kernaussagen.pdf](https://www.de-ipbes.de/files/IPBES_IAS_SPM_Uebersetzung_Kernaussagen.pdf)) sind diese Auswirkungen negativ. Im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* betrachten wir invasive Arten hingegen als Treiber, unabhängig von der Art der Auswirkungen, so wie das auch bei anderen Treibern der Fall ist (z. B. kann eine Landnutzungsänderung auch negative wie positive Auswirkungen haben). Im Globalen Assessment des IPBES (IPBES 2019) wurden invasive Arten als einer der fünf wichtigsten direkten Treiber des Wandels der Natur weltweit neben Land- und Meeresnutzungsänderungen, der direkten Ausbeutung von Organismen, dem Klimawandel und der Umweltverschmutzung betrachtet. Einige bekannte invasiven Arten sind der Waschbär, der Kalikokrebs und die Herkulesstaude. → Kapitel 2.3.6, 4.4.6

**Lebensräume im *Faktencheck Artenvielfalt*:** Als Lebensräume im *Faktencheck Artenvielfalt* werden die vorrangig im Rahmen der Analysen und Recherchen ausgewerteten Hauptlebensräume Deutschlands angesehen: a) Agrar- und Offenland inkl. Hochmoore, b) Binnengewässer und Auen inkl. Niedermoore, c) Wald mit subalpinen Wäldern, d) Küste und Küstengewässer, e) urbane Räume und f) Bodenbiodiversität. Die Lebensräume des *Faktencheck Artenvielfalt* sind angelehnt an die Lebensraumtypen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und entsprechen in etwa den Ökosystemklassifikationen nach DESTATIS (2021) sowie Grunewald et al. (2020) bzw. sind leicht in diese überführbar. → Kapitel 3–8

**Maßnahme:** Als Maßnahmen definieren wir im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* physische Eingriffe mit unmittelbarer Wirkung in der Fläche, mit dem Ziel die biologische Vielfalt zu fördern. Die Unterteilung erfolgt in die Kategorien Impulsmaßnahmen, Flächen-

schutzmaßnahmen und Managementmaßnahmen. Impulsmaßnahmen beschreiben einmalige Eingriffe oder Installationen, wie beispielsweise den Bau einer Fischtreppe. Flächenschutzmaßnahmen stellen bestimmte Landschaftsgebiete dauerhaft unter Schutz. Managementmaßnahmen zielen auf die Änderung der Nutzung und der Bewirtschaftungsweise (z. B. regelmäßige Beweidung mit Schafen) innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten ab. → Kapitel 2.5

**Nature Futures Framework (NFF):** Das Nature Futures Framework wird im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* verwendet, um die Grundmotivationen für den Schutz der Biodiversität darzulegen. Es unterscheidet die drei Hauptbegründungen »Natur für Natur« (NfN), »Natur als Kultur« (NaK) und »Natur für Gesellschaft« (NfG). NfN bedeutet einen Schutz der Natur um ihrer selbst willen. NaK beschreibt den Willen, die Natur und die biologische Vielfalt in ihr zu schützen, um diese als Ort für kulturelle Identität, Ort der Erholung und der Bildung zu erhalten. NfG stellt den Nutzen der Natur für die Menschen in den Vordergrund und spielt beispielsweise bei der effizienten und nachhaltigen Nutzung von Ökosystemleistungen eine große Rolle. → Kapitel 10 & 11

**Ökosystemleistungen (ÖSL):** Als Ökosystemleistungen werden für den Menschen nutzbare Leistungen der Natur bezeichnet, wie die Bereitstellung von Meerestieren als Nahrungsmittel oder die Kühlungseffekte durch den Schattenwurf und die Verdunstung von Bäumen. Nicht alle diese Leistungen sind von der biologischen Vielfalt abhängig, jedoch werden im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* nur ÖSL mit einem Bezug zur biologischen Vielfalt betrachtet. Die Einteilung erfolgt nach der CICES-Klassifikation in die Kategorien versorgende Leistungen (z. B. Produktion von Nahrungsmitteln), Regulierung und Erhaltung (z. B. Schutz vor Erosion, Lärm) und kulturelle Leistungen (z. B. Erholung, Bildung). → Kapitel 2.2

**Status & Trends:** Status & Trends zeigen den aktuellen Zustand und die Entwicklung der Lebensräume des *Faktencheck Artenvielfalt* und der dort vorkommenden Organismengruppen auf und analysieren Wissenslücken und Defizite in Bezug auf diese Organismengruppen und/oder Biodiversitätsfacetten. Dafür wird als räumlicher und zeitlicher Rahmen überwiegend Deutschland in den letzten 30 Jahren genutzt. → Kapitel 2.1

**Transformationspotenziale:** Transformationspotenziale sind Handlungsoptionen unterschiedlicher Akteursgruppen (zivilgesellschaftliche Organisationen,

Bildungseinrichtungen, Wissenschaft, Unternehmen, Akteure in Politik und Verwaltung, aber auch jede:r Einzelne), die den transformativen Wandel für den Schutz und die Wiederherstellung der biologischen Vielfalt unterstützen. Dieser Wandel umfasst eine fundamentale, systemweite Reorganisation, welche bestehende Systeme, Praktiken und Institutionen infrage stellt, verändert und/oder ersetzt. Der Wandel ist weder planbar noch vorhersehbar und kann zumeist nur *ex post* festgestellt werden. → Kapitel 2.7 & 10

## Methoden

Im Folgenden werden die Methode der Literaturrecherche beschrieben sowie unterschiedliche Analyseansätze präsentiert, die genutzt wurden, um Organismengruppen übergreifende Trends in der Biodiversität zu identifizieren sowie lebensraumübergreifend die Ökosystemleistungen und direkten Treiber eingehend zu untersuchen.

### Literaturrecherche

Für den *Faktencheck Artenvielfalt* wurde über die verschiedenen Lebensräume eine vergleichende Literaturanalyse durchgeführt. Es wurde dabei englischsprachige und deutschsprachige Literatur berücksichtigt. Englischsprachige Literatur wurde gemäß den Empfehlungen für systematische wissenschaftliche Untersuchungen in der Ökologie (Foo et al. 2021; Gusenbauer & Haddaway 2020) im Web of Science und in Scopus gesucht. Um gezielt auf die Biodiversität abzielen, wurden passende Schlagwörter im Bereich der Biodiversität, des Lebensraumtyps und der Region definiert. Diese Wörter wurden mit den jeweiligen Themen (Trends, Treiber, Maßnahmen und Konsequenzen) in der Suche ergänzt (Details finden sich im Anhang A1.1). Nach jeder Suche wurde zunächst ein Screening durchgeführt, bei dem auf der Grundlage von Titel, Zusammenfassung und Schlüsselwörtern irrelevante Dokumente reduziert und von der weiteren Recherche ausgeschlossen wurden. Zusätzlich wurden die vollständigen Jahresindizes einer Liste von relevanten deutschsprachigen Zeitschriften anhand der Überschriften nach potenziell relevanten Artikeln durchsucht (siehe Anhang A1.1). Forschungsberichte wurden u. a. über die Webseiten von UBA, BfN, des Thünen-Instituts sowie über die Webseiten der Landesumweltämter und weiterer länderspezifischer Behörden identifiziert. Zudem wurden Recherchen über Google und Google Scholar durchgeführt, um relevante Publikationen aus dem deutschsprachigen Raum zu identifizieren. Die Bibliografien von relevanten Einträgen wurden exportiert und in die Literatur-

software Zotero importiert. Relevante Einträge wurden der Autorenschaft zur Verfügung gestellt, vollständig gelesen und die Informationen extrahiert (siehe Anhang A1.1 und Literaturdatenbank). Weitere Quellen bestanden z. B. in ausgewählten akademischen Abschlussarbeiten (Bachelor-/Masterarbeiten und Dissertationen). Weitere relevante Artikel wurden während des Schreibprozesses durch die Autorenschaft ergänzt.

### Literatur- und Datenanalysen von Biodiversitätstrends (Weighted-Vote-Count-Analyse)

Biologische Vielfalt umfasst verschiedene Ebenen von den Beständen (Populationsgrößen) und genetischer Vielfalt einzelner Arten über die Vielfalt der Arten und ihrer Wechselwirkungen in Lebensgemeinschaften bis hin zur Vielfalt und Ausdehnung von Lebensräumen. Daher kann es keine einzelne Herangehensweise an die Analyse des Status und der Trends der biologischen Vielfalt in Deutschland geben. Der *Faktencheck Artenvielfalt* stellt sich dieser Herausforderung, indem er sowohl den Verlust von allen Facetten biologischer Vielfalt als auch die Entwicklung innerhalb von Lebensräumen analysiert. Der Verlust von Natur (und dessen Umkehrung durch Restaurierung) wird vor allem die Ausdehnung von Lebensräumen und Populationsbeständen verändern. Informationen zu Populationsbeständen stehen durch die entsprechenden Roten Listen zur Verfügung. Innerhalb von Habitaten erlaubt die wiederholte Beobachtung (Monitoring) eine Beschreibung der biologischen Vielfalt der Lebensgemeinschaft, wofür der *Faktencheck Artenvielfalt* die zeitliche Analyse von Trends in einem Weighted Vote Count zusammenfasst. Die verschiedenen Herangehensweisen können unterschiedliche Ergebnisse zeigen, da Monitoring oft abbricht, wenn ein Lebensraum stark verändert wird und daher den Verlust von Natur nicht einbezieht.

Zur Auswertung der zeitlichen Biodiversitätstrends wurde die Methode des Weighted Vote Count (gewichtete Stimmenzählung) genutzt, bei der der Trend (Vote) jeder einzelnen Studie oder jedes Datensatzes nach der Anzahl der Beobachtungsjahre dieser Studie gewichtet wird. Dadurch erhalten Studien mit einer größeren Anzahl an Beobachtungsjahren ein stärkeres Gewicht. Die zeitlichen Trends werden dann den Kategorien positiv, negativ, neutral, negativ zu positiv (Zunahme nach vorheriger Abnahme) und positiv zu negativ (Abnahme nach vorheriger Zunahme) zugeordnet. Wir kategorisieren Biodiversitätsmaße in drei Gruppen: Die Artenzahl repräsentiert die Anzahl verschiedener Taxa, unabhängig von Dominanz oder Seltenheit. Trenddaten aus Literaturanalysen werden übernommen, während für

rohdatenbasierte Analysen der zeitliche Trend der log-transformierten Artenzahl berechnet wird. Diversitätsmaße berücksichtigen die relative Artenabundanz in Lebensgemeinschaften, wobei für die vorliegenden Daten die Effektive Artenzahl (ENS) als Maß verwendet wird. ENS ist weniger als die absolute Abundanz von Unterschieden in Probenahme, Artenpoolgröße und räumlicher Aggregation beeinflusst. Dominanzbezogene Diversitätsmaße werden unter ENS zusammengefasst. Unabhängig von Artenzahl und Diversität können sich auch Individuenzahl und Biomasse verändern. Gesamtbiomasse und Abundanz (pro Flächenmaß oder Volumen) werden hier gemeinsam als Abundanz präsentiert. Trotz unterschiedlicher Maße zwischen Zeitreihen sind sie innerhalb derselben konsistent. In Abb. 25 sind neben den Trends der Roten Liste für die verschiedenen Organismengruppen die Ergebnisse des Weighted-Vote-Count-Analysen zu Biodiversitätstrends der Abundanz dargestellt. Die Ergebnisse zu Artenzahl und Effektiver Artenzahl finden sich in den jeweiligen Lebensraumkapiteln. Bei der Bewertung der Ergebnisse des WVC ist zu beachten, dass die Grunderwartung bei einer neutralen Entwicklung der Biodiversität nicht ein neutraler Trend, sondern ein transients Anstieg der Biodiversität ist. Die Hintergründe und Simulationen finden sich publiziert in Kuczynski, Ontiveros & Hillebrand (2023). Zusammengefasst erfasst das Monitoring die Einwanderung und das lokale Aussterben von Arten, wobei in einer neutralen Situation die gesamte Zahl an Einwanderungen und Aussterbeereignissen gleich ist. Allerdings finden die beiden Prozesse nicht zeitgleich statt, da Aussterben ein langwieriger Prozess ist, der zudem oft erst durch die Einwanderung neuer Arten ausgelöst wird. Diese zeitliche Verzögerung des Artverlustes ist als »Extinction Debt« bekannt (Tilman et al. 1994). Im Kontext von Zeitreihenanalysen bedeutet es jedoch, dass Einwanderungen oft vor den Aussterbeereignissen auftreten und die Biodiversität in einer, wie oben erklärten, transienten Phase zunächst ansteigt, da die relative Zahl an Einwanderungen die der Aussterbeereignisse so lange übersteigt, wie veränderte Umweltbedingungen weitere Einwanderungen erlauben. Kuczynski et al. (2023) zeigten durch Simulationen, dass diese transiente Phase mehrere Jahrzehnte andauern kann und damit länger als die mediane Dauer der im WVC analysierten Zeitreihen. Für die Bewertung der Ergebnisse des WVC ist es daher von zentraler Bedeutung, diese leichte Verzerrung hin zu positiven Trends zu berücksichtigen: Eine ausgeglichene Balance zwischen ansteigenden und abnehmenden Trends der Biodiversität ist kein Grund zur Entwarnung, da neutrale und negative Trends eine

negative Abweichung von der Erwartung eines positiven Trends sind.

### Biodiversität und Ökosystemleistungen

Die in Abb. 32 dargestellten Ergebnisse basieren auf einer Literaturanalyse zu drei Gruppen von Ökosystemleistungen: (1) Kohlenstoffkreislauf und Biomasseproduktion, (2) Stabilität und Resilienz im Klimawandel, (3) kulturelle Leistungen. Hierzu wurde über alle Lebensräume hinweg mit relevanten Suchbegriffen eine Suche in Web of Science durchgeführt. Die Suchergebnisse wurden über mehrere Stufen auf Relevanz überprüft und aus relevanten Artikeln der Einfluss der untersuchten Biodiversitätsfacetten auf die untersuchten Ökosystemleistungen extrahiert. Hierbei wurde der Einfluss der Biodiversität, je nach Facette, als positiv, negativ, neutral oder nicht linear bzw. vorhanden oder nicht vorhanden eingestuft. Jeder dieser Zusammenhänge zählt als eine Stimme (Vote). Die Ergebnisse wurden durch relevante Studien aus der Literaturanalyse der Lebensraumkapitel ergänzt. Review-Studien sowie reine Modell- oder Simulationsstudien und Studien mit nicht linearen Ergebnissen wurden aus der Analyse ausgeschlossen. Insgesamt basiert Abb. 32 auf 501 Votes aus 367 Studien. Dabei kommen die meisten Votes aus Studien zum Wald (43 %) und Agrar- und Offenland (31 %). Aus den anderen Lebensräumen kommen kleinere Anteile (8 % Binnengewässer und Auen, 8 % Küste und Küstengewässer und 7 % urbane Räume). Um zu testen, ob signifikant mehr positive bzw. vorhandene Zusammenhänge zwischen Biodiversitätsfacetten und Ökosystemleistungen in den Studien berichtet wurden als neutrale und negative bzw. nicht vorhandene, wurde ein Chi-Quadrat-Test durchgeführt. Die vollständige Methode sowie alle Ergebnisse der Analyse sind in Anhang 2.3 nachzulesen.

### Dominanzhierarchie der direkten Treiber

Die Analyse der Dominanzhierarchien der fünf Kategorien direkter Treiber des *Faktencheck Artenvielfalt* basiert auf der 2022 veröffentlichten Studie von Jauregui et al., die diese Analyse auf globaler Skala durchgeführt haben. Die Literatur, die Grundlage unserer Analyse war, entstammt jenen Studien des Weighted Vote Counts zu Trends die auch Treiber untersuchten, der systematischen Literatursuche der Lebensraumkapitel (inklusive des Kapitels Bodenbiodiversität) sowie ausgewählter deutschsprachiger Literatur. Studien wurden verwendet, wenn sie folgende Kriterien erfüllten: Sie verglichen die Auswirkungen (a) von mindestens zwei der direkten Treiberkategorien (b) auf ein Biodiversitätsmaß (c) auf

mindestens ordinaler Skala (qualitativer Vergleich, d. h. Treiber nach ihrem Einfluss gerankt) und (d) wurden nach 2000 veröffentlicht. Nach diesem Verfahren wurden 44 Studien als geeignet eingestuft.

Der Einfluss jedes Treibers wurde auf einer ordinalen Skala durch die Vergabe von Rängen bewertet (ganze Zahlen, beginnend mit 1 für den Treiber mit dem höchsten Einfluss). Da die Vergleiche überwiegend qualitativ und nicht quantitativ waren, haben wir die daraus resultierenden Rangfolgen in Dominanzhierarchien zusammengefasst. Dafür haben wir die Rangfolgen der Treiber aus jeder Bewertung in Scores umgewandelt, die zusammengefasst werden konnten, um eine Gesamtrangfolge zu erstellen, die nicht von Unterschieden im Forschungsinteresse des jeweiligen Treibers beeinflusst wurde. Dabei wurden paarweise Vergleiche durchgeführt, wobei jeweils der wichtigere Treiber mit 1 und der weniger wichtige Treiber mit 0 bewertet wurde; gleich gerankte Treiber erhielten jeweils 0,5 Punkte. Diese Bewertung ist lediglich eine andere Darstellung der ursprünglichen Rangfolge und enthält genau die gleichen Informationen.

Um die Hierarchie der Treiber abzuleiten, haben wir zunächst die Scores der paarweisen Vergleiche summiert. Aus den resultierenden Matrizen haben wir die Dominanz jedes Treibers als seinen »normalisierten David's Score« berechnet (de Vries, Stevens & Vervaecke 2006). Ein in diesem Kontext vorteilhaftes Merkmal dieser Methode ist, dass ein Treiber trotz tendenzieller »Verluste« in einzelnen direkten Vergleichen trotzdem eine höhere Dominanz haben kann, wenn er gegenüber den anderen Treibern dominanter ist (de Vries 1998). Die minimal mögliche Dominanzpunktzahl beträgt 0 (für einen Treiber, der in jeder Studie weniger Auswirkungen hat als jeder andere Treiber), und die maximale Punktzahl bei N Treibern beträgt  $N - 1$  (für einen Treiber, der in jeder Studie an erster Stelle steht). Konfidenzintervalle für Dominanzpunktzahlen wurden durch Bootstrapping bestimmt (10.000 Replikate). Diese Bootstraps wurden auch verwendet, um die Signifikanz von Dominanzunterschieden zwischen den Treibern zu testen. Außerdem wurde die Steilheit der Treiberhierarchien durch Regression der normalisierten David's Scores der Treiber gegen ihre Ränge berechnet. Diese kann zwischen 0 und 1 liegen (de Vries, Stevens & Vervaecke 2006). Über einen einseitigen Omnibus-test wurde getestet, ob alle Treiber gleich starken Einfluss haben, und dafür die berechnete Steilheit mit der Verteilung der Steilheitswerte aus 10.000 Permutationen verglichen. Jede Permutation hat die Struktur der Originaldaten beibehalten, und nur die Rangfolgen der untersuchten Treiber wurden variiert.

## Literaturverzeichnis

- Bernhardt-Römermann M., Baeten L., Craven D., Frenne P. De, Hédl R., Lenoir J., Bert D., Brunet J., Chudomelová M., Decocq G., Dierschke H., Dirnböck T., Dörfler I., Heinken T., Hermy M., Hommel P., Jaroszewicz B., Keczyński A., Kelly D. L., Kirby K. J., Kopecký M., Macek M., Máliš F., Mirtl M., Mitchell F. J. G., Naaf T., Newman M., Peterken G., Petřík P., Schmidt W., Standovár T., Tóth Z., Calster H. V., Verstraeten G., Vladovič J., Vild O., Wulf M. & Verheyen K. (2015). Drivers of temporal changes in temperate forest plant diversity vary across spatial scales. *Global Change Biology* 21: 3726–3737
- Boehning-Gaese K., Bauer F. (2023) Vom Verschwinden der Arten. Der Kampf um die Zukunft der Menschheit. Klett-Cotta, Stuttgart. 256 S.
- Bowler D. E., Eichenberg D., Conze K., Suhling F., Baumann K., Benken T., Bönsel A., Bittner T., Drews A., Günther A., Isaac N. J. B., Petzold F., Seyring M., Spengler T., Trockur B., Willigalla C., Bruelheide H., Jansen F. & Bonn A. (2021). Winners and losers over 35 years of dragonfly and damselfly distributional change in Germany. *Diversity and Distributions* 27: 1353–1366
- Bruelheide H., Jansen F., Jandt U., Bernhardt-Römermann M., Bonn A., Bowler D., Dengler J., Eichenberg D., Grescho V., Harter D., Jugelt M., Kellner S., Ludwig M., Wesche K. & Lütt S. (2020). Using incomplete floristic monitoring data from habitat mapping programmes to detect species trends. *Diversity and Distributions*, 26(7), 782–794
- Destatis – Statistisches Bundesamt. Ökosystematlas. Statistisches Bundesamt. [https://www.destatis.de/DE/Service/Statistik-Visualisiert/Oekosystematlas/\\_inhalt.html](https://www.destatis.de/DE/Service/Statistik-Visualisiert/Oekosystematlas/_inhalt.html) (aufgerufen am 29.08.2023)
- de Vries H. (1998): Finding a dominance order most consistent with a linear hierarchy: a new procedure and review. *Animal Behaviour* 55 (4): 827–843. DOI: 10.1006/anbe.1997.0708
- de Vries H., Stevens J. M. G. & Vervaecke H. (2006): Measuring and testing the steepness of dominance hierarchies. *Animal Behaviour* 71 (3): 585–592. DOI: 10.1016/j.anbehav.2005.05.015
- Diekmann M., Andres C., Becker T., Bennie J., Blüml V., Bullock J. M., Culmsee H., Fanigliulo M., Hahn A., Heinken T., Leuschner C., Luka S., Meißner J., Müller J., Newton A., Pepler-Lisbach C., Rosenthal G., van den Berg L. J. L., Vergeer P. & Wesche K. (2019). Patterns of long-term vegetation change vary between different types of semi-natural grasslands in Western and Central Europe. *Journal of Vegetation Science* 30: 187–202
- Eichenberg D., Bowler D. E., Bonn A., Bruelheide H., Grescho V., Harter D., Jandt U., May R., Winter M. & Jansen F. (2021). Widespread decline in Central European plant diversity across six decades. *Global Change Biology* 27: 1097–1110
- Foo Y. Z., O’Dea R. E., Koricheva J., Nakagawa S. & Lagisz M. (2021): A practical guide to question formation, systematic searching and study screening for literature reviews in ecology and evolution. *Methods in Ecology and Evolution* 12 (9): 1705–1720. DOI: 10.1111/2041-210X.13654
- Gonzalez A, Chase J. M. & O’Connor M. I. (2023): A Framework for the Detection and Attribution of Biodiversity Change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 378 (1881): 20220182. DOI: 10.1098/rstb.2022.0182
- Grunewald K., Schweppe-Kraft B., Syrbe R.-U., Meier S., Krüger T., Schorcht M. & Walz U. (2020): Hierarchical classification system of Germany’s ecosystems as basis for an ecosystem accounting – methods and first results. *One Ecosystem* 5: e50648. DOI: 10.3897/oneeco.5.e50648
- Gusenbauer M. & Haddaway N. R. (2020): Which academic search systems are suitable for systematic reviews or meta-analyses? Evaluating retrieval qualities of Google Scholar, PubMed, and 26 other resources. *Research Synthesis Methods* 11 (2): 181–217. DOI: 10.1002/jrsm.1378
- Haase P., Bowler D. E., Baker N. J., Bonada N., Domisch S., Garcia Marquez J. R., Heino J., Hering D., Jähnig S. C., Schmidt-Kloiber A., Stubbington R., Altermatt F., Álvarez-Cabria M., Amatulli G., Angeler D. G., Archambaud-Suard G., Jorrín I. A., Aspin T., Azpiroz I., Bañares I., Ortiz J. B., Bodin C. L., Bonacina L., Bottarin R., Cañedo-Argüelles M., Csabai Z., Datry T., De Eyto E., Dohet A., Dörflinger G., Drohan E., Eikland K. A., England J., Eriksen T. E., Evtimova V., Feio M. J., Ferréol M., Floury M., Forcellini M., Forio M. A. E., Fornaroli R., Friberg N., Frugot J.-F., Georgieva G., Goethals P., Graça M. A. S., Graf W., House A., Huttunen K.-L., Jensen T. C., Johnson R. K., Jones J. I., Kiesel J., Kuglerová L., Larrañaga A., Leitner P., L’Hoste L., Lizée M.-H., Lorenz A. W., Maire A., Arnaiz J. A. M., McKie B. G., Millán A., Monteith D., Muotka T., Murphy J. F., Ozolins D., Paavola R., Paril P., Peñas F. J., Pilotto F., Polášek M., Rasmussen J. J., Rubio M., Sánchez-Fernández D., Sandin L., Schäfer R. B., Scotti A., Shen L. Q., Skuja A., Stoll S., Straka M., Timm H., Tyufekchieva V. G., Tziortzis I., Uzunov Y., Van Der Lee G. H., Vannevel R., Varadinova E., Várбірó G., Velle G., Verdonschot P. F. M., Verdonschot R. C. M., Vidinova Y., Wiberg-Larsen P., & Welti E. A. R. (2023). The recovery of European freshwater biodiversity has come to a halt. *Nature* 620: 582–588
- Habel J. C., Schmitt T., Gros P., & Ulrich W. (2022). Break-points in butterfly decline in Central Europe over the last century. *Science of The Total Environment*, 851, 158315
- Hallmann C. A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Stenmans W., Müller A., Sumser H., Hörren T., Goulson D. & De Kroon H. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12: e0185809
- Huwer A. & Wittig R. (2012). Changes in the species composition of hedgerows in the Westphalian Basin over a thirty-five-year period. *Tuexenia* 32: 31–53
- Immoor A., Zacharias D., Müller J., & Diekmann M. (2017). A re-visitation study (1948–2015) of wet grassland vegetation

- in the Stedinger Land near Bremen, North-western Germany. *Tuexenia* 37: 271–288
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform On Biodiversity And Ecosystem Services (2019): Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Zenodo. Bonn, Germany
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform On Biodiversity And Ecosystem Services (2023): IPBES Invasive Alien Species Assessment: Summary for Policymakers. IPBES secretariat. Bonn, Germany
- Jandt U., Bruelheide H., Jansen F., Bonn A., Grescho V., Klenke R. A., Sabatini F. M., Bernhardt-Römermann M., Blüml V., Dengler J., Diekmann M., Doerfler I., Döring U., Dullinger S., Haider S., Heinken T., Horchler P., Kuhn G., Lindner M., Metzke K., Müller N., Naaf T., Pepler-Lisbach C., Poschlo P., Roscher C., Rosenthal G., Rumpf S. B., Schmidt W., Schrautzer J., Schwabe A., Schwartz P., Sperle T., Stanik N., Storm C., Voigt W., Wegener U., Wesche K., Wittig B. & M. Wulf M. (2022b). More losses than gains during one century of plant biodiversity change in Germany. *Nature*: 1–7
- Jaureguiberry P., Titeux N., Wiemers M., Bowler D. E., Coscieme L., Golden A. S., Guerra C. A., Jacob U., Takahashi Y., Settele J., Díaz S., Molnár Z. & Purvis A. (2022): The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances* 8 (45): eabm9982. DOI: 10.1126/sciadv.abm9982
- Kreyling J., Tanneberger F., Jansen F., van der Linden S., Aggenbach C., Blüml V., Couwenberg J., Emsens W.-J., Joosten H., Klimkowska A., Kotowski W., Kozub L., Lennartz B., Liczner Y., Liu H., Michaelis D., Oehmke C., Parakevins K., Pleyl E., Poyda A., Raabe S., Röhl M., Rücker K., Schneider A., Schrautzer J., Schröder C., Schug F., Seeber E., Thiel F., Thiele S., Tiemeyer B., Timmermann T., Ulrich T., van Diggelen R., Vegelin K., Verbruggen E., Wilmking M., Wrage-Mönnig N., Wolejko, L., Zak D. & Jurasinski G. (2021): Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. *Nature communications*, 12(1): 5693. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-25619-y>
- Kuczynski L., Ontiveros V. J. & Hillebrand H. (2023): Biodiversity time series are biased towards increasing species richness in changing environments. *Nature Ecology & Evolution* 7 (7): 994–1001. DOI: 10.1038/s41559-023-02078-w
- Kutzelnigg, H. (1984). Veränderungen der Ackerwildkrautflora im Gebiet um Moers/Niederrhein seit 1950 und ihre Ursachen. *Tuexenia. Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft*, 4, 81–102
- Laussmann T., Dahl A., and Radtke A. (2021). Lost and found: 160 years of Lepidoptera observations in Wuppertal (Germany). *Journal of Insect Conservation* 25: 273–285
- Leung B. & Gonzalez A. (2024): Global monitoring for biodiversity: Uncertainty, risk, and power analyses to support trend change detection. *Science Advances* 10 (7): ead1448. DOI: 10.1126/sciadv.ad1448
- Lüttgert L., Heisterkamp S., Jansen F., Klenke R., Kreft K.-A., Seidler G. & Bruelheide H. (2022). Repeated habitat mapping data reveal gains and losses of plant species. *Ecosphere* 13: e4244
- Matesanz S., Brooker R. W., Valladares F., & Klotz S. (2009). Temporal dynamics of marginal steppic vegetation over a 26-year period of substantial environmental change. *Journal of Vegetation Science* 20: 299–310
- Meyer S., Wesche K., Krause B., & Leuschner C. (2013c). Veränderungen in der Segetalflora in den letzten Jahrzehnten und mögliche Konsequenzen für Agrarvögel. *Julius-Kühn-Archiv*: 64–64
- Mitesser O., Rothacher J., Freund C., Wild C., Wolz M. & Menzel A. (2023). Weather explains the decline and rise of insect biomass over 34 years. *Nature*: 1–6
- Neumann C., Duboscq J., Dubuc C., Ginting A., Irwan A. M., Agil M., Widdig A. & Engelhardt A. (2011): Assessing dominance hierarchies: validation and advantages of progressive evaluation with Elo-rating. *Animal Behaviour* 82 (4): 911–921. DOI: 10.1016/j.anbehav.2011.07.016
- Pepler-Lisbach C., Stanik N., Könitz N., & Rosenthal G. (2020). Long-term vegetation changes in *Nardus* grasslands indicate eutrophication, recovery from acidification, and management change as the main drivers. *Applied Vegetation Science* 23: 508–521
- Poptcheva K., Schwartz P., Vogel A., Kleinebecker T., & Hölzel N. (2009). Changes in wet meadow vegetation after 20 years of different management in a field experiment (North-West Germany). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 134: 108–114
- Poschlo P., Kos M., Roauer S., Seemann A., Wiesmann O., Zeltner G. H. & Kohler A. (2010). Long-term monitoring in rivers of South Germany since the 1970s—macrophytes as indicators for the assessment of water quality and its implications for the conservation of rivers. *Long-Term Ecological Research: Between Theory and Application*, 189–199
- Reinecke J., Klemm G. & Heinken T. (2014). Vegetation change and homogenization of species composition in temperate nutrient deficient Scots pine forests after 45 yr. *J Vegetation Science* 25, 113–121. <https://doi.org/10.1111/jvs.12069>
- Rigal S., Dakos V., Alonso H., Auniş A., Benkő Z., Brotons L., Chodkiewicz T., Chylarecki P., De Carli E., Del Moral J. C., Domşa C., Escandell V., Fontaine B., Foppen R., Gregory R., Harris S., Herrando S., Husby M., Ieronymidou C., Jiguet F., Kennedy, J. Klvaňová A., Kmecl P., Kuczyński L., Kurlavičius P., Kálás J. A., Lehtikainen A., Lindström Å., Lorrillière R., Moshøj C., Nellis R., Noble D., Eskildsen D. P., Paquet J.-Y., Péliissié M., Pladevall C., Portolou D., Reif J., Schmid H., Seaman B., Szabo Z. D., Szép T., Florenzano G. T., Teufelbauer N., Trautmann S., Van Turnhout C., Vermouzek Z., Vikstrøm T., Voříšek P., Weiserbs A. & Devictor V. (2023). Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 120: e2216573120
- Rishworth, G. M. et al. (2020). Cross-continental analysis of coastal biodiversity change. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 375, 20190452
- Rumpf S. B., Hülber K., Klöner G., Moser D., Schütz M., Wessely J., Willner W., Zimmermann N. E. & Dullinger S. (2018). Range dynamics of mountain plants decrease

- with elevation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*: 201713936
- Seibold S., Gossner M. M., Simons N. K., Blüthgen N., Müller J., Ambarlı D., Ammer C., Bauhus J., Fischer M., Habel J. C., Linsenmair K. E., Nauss T., Penone C., Prati D., Schall P., Schulze E.-D., Vogt J., Wöllauer S., & Weisser W. W. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574: 671–674
- Sinclair J. S., Welti E. A. R., Altermatt F., Aroviita J., Alvarez-Cabria M., Baker N. J., Barešová L., Barquín J., Bonacina L., Bonada N., Cañedo-Argüelles M., Csabai Z., de Eyto E., Dohet A., Dörflinger G., England J., Eriksen T. E., Evtimova V., Feio M. J., Ferréol M., Flourey M., Eurie Forio M. A., Fornaroli R., Goethals P. L. M., Heino J., Hering D., Huttunen K.-L., Jähnig S. C., Johnson R. K., Kuglerová L., Kupilas B., L'Hoste L., Larrañaga A., Lorenz A. W., McKie B. G., Mutočka T., Osadčaja D., Paavola R., Palinauskas V., Pařil P., Pilotto F., Polášek M., Rasmussen J. J., Schäfer R. B., Schmidt-Kloiber A., Scotti A., Skuja A., Straka M., Stubbington R., Timm H., Tyufekchieva V., Tziortzis I., Vannevel R., Várбірó G., Velle G., Verdonschot R. C. M., Vray S. & Haase P. (2024) Multi-decadal improvements in the assessed quality of European stream invertebrate communities are inconsistently reflected in biodiversity metrics. *Nat. Ecol. Evol.* <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02305-4>
- Tilman D., May R. M., Lehman C. L. & Nowak M. A. (1994): Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371 (6492): 65–66. DOI: 10.1038/371065a0
- van Klink R., Bowler D. E., Gongalsky K. B. et al. (2023). Disproportionate declines of formerly abundant species underlie insect loss. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06861-4>
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2024): Biodiversität: Jetzt dringend handeln für Natur und Mensch. Politikpapier 13. Berlin: WBGU.
- Weiss F., von Wehrden H., & Linde A. (2024). Long-term drought triggers severe declines in carabid beetles in a temperate forest. *Ecography*, e07020
- Wittig B., Müller J. & Mahnke-Ritoff A. (2019). Talauen-Glattaferwiesen im Verdener Wesertal (Niedersachsen). *Tuexenia* 39: 249–265
- Yuan A. E. & Shou W. (2022): Data-driven causal analysis of observational biological time series. *eLife* 11: e72518. DOI: 10.7554/eLife.72518
- Zajicek P., Welti E. A. R., Baker N. J., Januschke K., Brauner O. & Haase P. (2021): No changes in ground beetle taxonomic and functional diversity, but in activity density in response to global change drivers across 40 sites in Germany over the last two decades. *Scientific Reports* 11: 17468

# 1

# EINLEITUNG

## **Autor:innen**

Christian Wirth, Nina Farwig, Helge Bruelheide, Josef Settele, Julia S. Ellerbrok,  
Jori Maylin Marx, Anja Schmidt, Lea von Sivers, Theresa Spatz, Maria Sporbart

## 1.1 Veranlassung und Motivation

Biologische Vielfalt oder Biodiversität umfasst den Reichtum an biologischen Arten, ihre genetische, stammesgeschichtliche und funktionelle Vielfalt sowie die Vielfalt von Ökosystemen an Land und im Wasser (CBD 1992). Wir Menschen sind dabei, diese biologische Vielfalt auf unserem Planeten Erde im Anthropozän zu verringern und in ihrer globalen Verteilung grundlegend zu verändern. Die Anzahl und Häufigkeiten vieler Arten von Lebewesen sind rückläufig (Dirzo, Ceballos & Ehrlich 2022), es entstehen neuartige, oft verarmte Artengemeinschaften (Blowes et al. 2019; Newbold et al. 2018), und es sterben Arten mit ungekannt hoher Geschwindigkeit aus (Ceballos et al. 2015). Der globale Bericht des Weltbiodiversitätsrats fasst dies eindrücklich zusammen (IPBES 2019): Die Ausdehnung natürlicher Ökosysteme hat sich im Vergleich zum bekannten Ursprungszustand um 47 % verringert. Die Bestandsgrößen von Arten in ihrem natürlichen Vorkommen sind im Mittel um 23 % zurückgegangen. Weltweit sind 25 % aller untersuchten Arten akut bedroht, insbesondere Pflanzen, Amphibien und wild lebende Säugetiere. Die Biomasse Letzterer ist um 82 % zurückgegangen. Diese Veränderungen beeinträchtigen die Funktionsweise der Ökosysteme und schmälern ihre Fähigkeit, Leistungen zu erbringen, von denen wir als Menschen abhängen. Angesichts solcher Zahlen haben die Medien den Begriff »Biodiversitätskrise« geprägt. Krisen sind allerdings zeitlich begrenzt. Tatsächlich sind das Aussterben von Arten und das Verschwinden von Genen nicht umkehrbar.

Diese Entwicklung macht auch vor Deutschland nicht halt (Leopoldina 2020). Ein prägnantes Beispiel aus der jüngeren Zeit ist der starke Rückgang der Brutvogelvorkommen Europas und Deutschlands in den letzten Jahrzehnten (Burns et al. 2021; Kamp et al. 2021). Besonders die Vögel in der Agrarlandschaft sind von dieser Entwicklung betroffen, die mit der landwirtschaftlichen Intensivierung in Verbindung gebracht wird (DDA 2019). Seit 1960 zeigen 70 % der deutschen Pflanzenarten einen rückläufigen Trend ihrer Vorkommen (Eichenberg et al. 2021). Nicht nur seltene Pflanzenarten, sondern auch Arten mittlerer Häufigkeit verzeichnen deutliche Rückgänge (Jansen et al. 2020). Langzeitrends von Schmetterlingen im grenznahen Salzburger Land zeigen einen Rückgang der Vielfalt über die letzten 150–200 Jahre um 30–40 %, der nach einer ersten Welle der Flurbereinigung bereits ab 1920 einsetzte (Habel et al. 2016). Der alarmierende Insektenrückgang in Deutschland mit aktuell bis zu 75 % Verlust an Biomasse in ausgewählten Gebieten seit 1970 (Hallmann et al. 2017; Seibold et al.

2019) geht vermutlich schon von einer zuvor verarmten Fauna aus (Fartmann et al. 2021). Positive Trends wie die Erholung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern stagnieren seit 2010 (Haase et al. 2023). Dass wir solche Trends überhaupt wahrnehmen, ist überwiegend dem Engagement von ehrenamtlichen Expert:innen von naturwissenschaftlichen Gesellschaften und Verbänden zu verdanken und deren Bereitschaft, die Daten gemeinsam mit der Wissenschaft und mit Behörden auszuwerten. Das Ausmaß der Änderungen, ihre Verzahnung mit dem Klimawandel und ihr möglicher Einfluss auf die Funktionsfähigkeit unserer Ökosysteme hat die biologische Vielfalt in den politischen Fokus gerückt (Bundesregierung 2018; Bundesregierung 2021; Settele 2020; WBGU 2020). Es waren vor allem die Ergebnisse jahrzehntelanger Forschung eines regionalen Verbands (Entomologischer Verein Krefeld 2022; Hallmann et al. 2017), die die Politik erreichten, und weniger diejenigen des behördlichen Monitorings oder der akademischen Forschung.

## 1.2 Warum braucht es einen Faktencheck Artenvielfalt für Deutschland?

Die aktuellen Biodiversitätsverluste und -änderungen treffen ein Land, das auf eine lange Naturschutztradition zurückblicken kann (Haber 2014). Moderne Naturschutzgesetze traten in der DDR 1970 und in der BRD 1976 in Kraft. Seitdem hat Deutschland eine ausdifferenzierte und in der Anlage fortschrittliche Naturschutzgesetzgebung, berücksichtigt Belange des Biodiversitätsschutzes im Planungsrecht, wendet mit Natura 2000 eines der weitreichendsten Naturschutzinstrumentarien weltweit an, verpflichtet sich in internationalen Abkommen zum Biodiversitätsschutz (u. a. in der Weltnaturkonferenz COP 15 der Convention on Biological Diversity CBD) und besitzt seit 2007 eine Nationale Biodiversitätsstrategie (NBS) sowie ein entsprechendes Bundesprogramm für die Biologische Vielfalt (BMUB 2007).

Die Diskrepanz zwischen politischem Anspruch und Instrumentarium einerseits und ökologischer und gesellschaftlicher Realität andererseits ist offensichtlich. Sie hat in den letzten Jahren zu verstärkten Anstrengungen geführt. Noch bevor die Vertragsstaatenkonferenz der CBD im Dezember 2022 auf den Bericht des Weltbiodiversitätsrats reagieren konnte, fanden dessen Ergebnisse Niederschlag in der Biodiversitätsstrategie 2030 des European Green Deal, der den Ländern Europas ambitionierte Ziele setzt. So sollen bis zum Jahr 2030 unter anderem 30 % der Land- und Meeresfläche unter Schutz gestellt, Europas Flüsse über eine Strecke von 25.000 km

renaturiert und von Querbauwerken befreit sowie der Pestizidverbrauch um die Hälfte reduziert werden. Dafür sollen pro Jahr 20 Mrd. € aufgewendet werden. Eine neue Fassung der Nationalen Biodiversitätsstrategie, die derzeit in Abstimmung ist und auch die Ergebnisse der CBD COP 15 in Montreal aufnimmt, wird diese Ziele nun auf Deutschland herunterbrechen (Anhang A1.3). Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) hat als erste Umsetzung das »Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz« mit einem Finanzvolumen von ursprünglich 4 Mrd. € (aktuell 3,5 Mrd. €) aufgesetzt. Mit der Novelle des Naturschutzgesetzes im Jahr 2022 (BNatSchG § 45d) werden erstmals nationale Artenhilfsprogramme aufgesetzt, und 2021 wurde ein Nationales Monitoringzentrum zur Biodiversität (NMBZ) gegründet.

Die Kaskade politischer Strategien (CBD → EU-Strategie → Nationale Strategie), die in den letzten Jahren stark vom IPBES-Bericht (IPBES 2019) inspiriert war, entfaltet nun verstärkt ihre Wirkung. Im Juli 2024 wurde die »Verordnung zur Wiederherstellung der Natur« (EU Nature Restoration Law, NRL) als Gesetz verabschiedet (Box 11.1) In der Dekade der Renaturierung (UN Decade of Restoration, 2021–2030) beginnt damit nun die Regionalisierung der Strategien auf Ebene der Bundesländer und Gemeinden und schließlich – in stärkerem Maß als bisher – die konkrete Umsetzung in der Fläche. Auch wurde die Einbindung nicht staatlicher Akteure dabei verstärkt. So besteht Hoffnung, dass sich die Lücke zwischen Anspruch und Realität schließen lässt. Für die nächsten Schritte brauchen die Akteure aus der Lokalpolitik, den Verbänden, der Landnutzung, der Planung und dem Landschaftsbau das beste Grundlagen- und Handlungswissen – wissenschaftlich geprüft und aktuell, in möglichst hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung und fußend auf den für Deutschland relevanten Erfahrungen. Solches Wissen ist vorhanden, aber es ist in verschiedenen Teildisziplinen, Akteursgruppen, Behörden und Bundesländern versprengt. Daher ist es ein zentrales Anliegen des *Faktencheck Artenvielfalt*, dieses verteilte Wissen zum aktuellen Status und die Trends der biologischen Vielfalt (Kap. 2.1) sowie die Auswirkung dieser Trends auf die Bereitstellung von Ökosystemleistungen (Kap. 2.2) zu bündeln. Wir werden die Ursachen dieser Trends (direkte Treiber) analysieren (Kap. 2.3) sowie die zugrunde liegenden indirekten Treiber gesellschaftlicher Prozesse (Kap. 2.4) herausarbeiten. Wir werden im nächsten Schritt die Erfolge und Misserfolge von Instrumenten und Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt beleuchten (Kap. 2.5). Ein besonderes Kapitel widmet sich den Ver-

hältnissen bei der bisher stark vernachlässigten biologischen Vielfalt im Boden (Kap. 2.6). Schließlich werden die Bedingungen herausgearbeitet, unter denen die Bereitschaft für eine gesellschaftliche Transformation zum nachhaltigen Umgang mit der biologischen Vielfalt gegeben ist (Kap. 2.7).

Wir möchten bereits an dieser Stelle betonen, dass wir schon seit geraumer Zeit genug wissen, um im Sinne des Biodiversitätsschutzes zu handeln. Die Gründe für die Umsetzungs- und Vollzugsdefizite werden im Kapitel zu den indirekten Treibern (Kap. 9) und im Kapitel zu den Transformationspotenzialen (Kap. 10) beleuchtet. Mehr und präziseres Wissen ist aber ebenso Teil der Lösung wie die politikgerechte Vermittlung dieses Wissens. Beides erhöht die Erfolgsaussichten, die Geschwindigkeit und die Akzeptanz unseres Handelns. Im Folgenden möchten wir die Notwendigkeit für einen Faktencheck zum jetzigen Zeitpunkt anhand von sechs Schlaglichtern ausführen.

### 1.2.1 Wissen für Handelnde

Das Wissen, das der IPBES-Bericht und vergleichbare überregionale Assessments (IPBES Regional Assessment Europe & Central Asia, CBO-5) in eindrücklicher Weise zusammenfassen, lässt sich nicht ohne Weiteres auf die Skala herunterbrechen, auf der Instrumente und Maßnahmen zum Schutz der biologischen Vielfalt entschieden, geplant und umgesetzt werden. Nationale und regionale Programme und Gesetzgebungsverfahren, die künftig aus der neuen Nationalen Biodiversitätsstrategie abgeleitet werden, brauchen Information mit größtmöglicher Auflösung. Das möchten wir an drei Beispielen illustrieren.

(1) Biodiversitätsänderungen sind stark kontextabhängig, und sie variieren räumlich und zeitlich (Hallmann et al. 2021). Es gibt derzeit deutliche Unterschiede zwischen taxonomischen Gruppen (Engelhardt et al. 2022; Outhwaite et al. 2020), Habitatspezialisierungen (Kamp et al. 2021), Lebensraumtypen (van Klink et al. 2020; van Strien et al. 2016), Entwicklungsstadien von Ökosystemen (Kamp et al. 2020), bioklimatischen Regionen (Bowler et al. 2021) und häufigen versus seltenen Arten (Hallmann et al. 2021). Das Wissen über Richtung und Stärke solcher Trends erlaubt einen Abgleich mit regionalen Leitbildern (Lennartz 2003; Toschki et al. 2021) und eine Priorisierung von Programmen angesichts begrenzter Zeit und Ressourcen.

(2) Eine wichtige Frage bei der Entwicklung von Förderinstrumenten und der Planung von Maßnahmen ist

die nach den Ursache-Wirkungs-Beziehungen. Nach dem IPBES-Bericht sind laut Expert:innenschätzung weltweit Habitatzerstörung und direkte Ausbeutung für etwas mehr als die Hälfte der Biodiversitätsverluste verantwortlich, gefolgt von Klimawandel und Umweltverschmutzung mit je ca. 15 % (IPBES 2019). Auch wenn die grundlegenden Zusammenhänge in Deutschland gut untersucht wurden, sind wir noch weit von einer quantitativen und flächenscharfen Kausalanalyse von Biodiversitätstrends (Attributierung) entfernt. Diese wird dadurch erschwert, dass Daten für die antreibenden Prozesse (Treiber), z. B. Pestizideinsatz, Düngung oder Landnutzungsänderungen, nicht in der benötigten räumlichen und zeitlichen Auflösung existieren oder bereitgestellt werden. Vorhandene Studien sind häufig korrelativ (z. B. Hallmann et al. 2014; Rigal et al. 2023; Sperle & Bruelheide 2021), oder sie schließen aus bekannten Eigenschaften und ökologischen Präferenzen von Arten indirekt auf die Ursachen hinter den Trends (Bowler et al. 2021; Haase et al. 2019). Eine regionale Differenzierung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen wird auch der *Faktencheck Artenvielfalt* nicht leisten können, aber er wird ein möglichst präzises Bild der Einzelstudien zeichnen und vor allem die Wissenslücken aufzeigen. Auch wenn unser Wissen um die Zusammenhänge auch mit dem *Faktencheck Artenvielfalt* lückig bleibt, reicht es bereits aus, um ein sofortiges Handeln zu motivieren und die Effizienz von Instrumenten und Maßnahmen zu erhöhen.

(3) Biodiversitätsschutz wird – auch in Zeiten beschleunigter Transformation – immer Abwägungen mit anderen gesellschaftlichen Zielen unterworfen sein (Riedel et al. 2016). Deshalb müssen angesichts lokaler Besonderheiten (Naturraum, Nutzungsgeschichte, rechtliche Zuständigkeiten, kulturelle Bindungen, regional bedeutsame Arten, Leitbilder) die wesentlichen Aktionsfelder und Stellschrauben zielgenau benannt werden. Nur so können trotz unvermeidlicher Interessenkonflikte und Randbedingungen positive Effekte erzielt werden.

Ziel des vorliegenden *Faktencheck Artenvielfalt* muss es also sein, das vorhandene Wissen zu Biodiversitätstrends und ihren Ursachen in der größtmöglichen räumlichen, zeitlichen und auch taxonomischen Auflösung bereitzustellen – oder in anderen Worten: den IPBES-Ansatz auf Deutschland und seine Regionen so weit wie möglich herunterzubrechen. Für diese Bewegung vom Allgemeinen zum Speziellen ist es unabdingbar, zusätzlich zu Artikeln in internationalen Peer-Review-Zeitschriften, die den IPBES-Berichten überwiegend zugrunde liegen, als

Quellen verstärkt deutsche Publikationen in regionalen Zeitschriften von Fachgesellschaften, Berichte von Behörden und Verbänden, Planungsgutachten und universitäre Qualifizierungsarbeiten einzubeziehen. Es sei allerdings eingeräumt, dass trotz der über 6.000 berücksichtigten Publikationen eine vollständige systematische Erfassung dieser Quellentypen im Rahmen des Projektes nicht möglich war. Der *Faktencheck Artenvielfalt* akquiriert und analysiert darüber hinaus auch Rohdaten, von denen der überwiegende Teil der langjährigen Arbeit von naturwissenschaftlichen Gesellschaften und Verbänden zu verdanken ist (Dröschmeister et al. 2006; Frohn & Rosebrock 2012; Sommerwerk, Geschke & Schliep 2021).

### 1.2.2 Wissen aus technischer Innovation nutzbar machen

Naturschutzbiologie hat auch in Deutschland eine lange Wissenschaftstradition (Haber 2014; Trepl 1994). Seit vielen Jahrzehnten sorgt eine engagierte Gemeinschaft von ehrenamtlichen Expert:innen dafür, dass wir wertvolle Basisdaten zu Verbreitungen und Trends für viele wichtige Organismengruppen zur Verfügung haben (Kap. 2.1.1). Das Rote-Liste-Zentrum des Bundesamts für Naturschutz koordiniert seit 2018 die Erstellung von Roten Listen für Deutschland (Binot-Hafke et al. 2000). Für viele Probleme des Biodiversitätsschutzes gibt es bewährte Handlungsrezepte und Gesetzesgrundlagen (aber siehe nächster Abschnitt). Gleichzeitig verdoppelt sich die Menge publizierten Wissens im Zuge der Digitalisierung in immer kürzeren Zeiträumen. Wir gewinnen nicht nur mehr Wissen pro Zeit, sondern durch technische Innovationen auch neuartiges Wissen. Die Rate, mit der sich dieser Wissenszuwachs in Leitfäden und Gesetzen niederschlägt, ist naturgemäß begrenzt, und der Brückenschlag zwischen Grundlagenforschung und Praxis bleibt eine Herausforderung (Riecken et al. 2020).

Von welchen Innovationen reden wir? Es gibt eine massive Verbesserung der Verfügbarkeit von ökologischen Daten zur biologischen Vielfalt durch eine Vielzahl von Datenbankprojekten. Wir verfügen nun über weitgehend frei zugängliche Datenbanken zur Verbreitung von Pflanzen (FlorKart, BfN 2016), Vögeln (Monitoring häufiger Brutvögel, ADEBAR, Gedeon et al. 2014), Säugetieren (Fauna Europaea 2016) und anderen Artengruppen (GBIF o. J.). Es existieren Datenbanken zu Pflanzengesellschaften (sPlot, Bruelheide et al. 2019), Waldökosystemen (FunDivEUROPE, Ratcliffe et al. 2016), zum ökologischen Langzeitmonitoring (eLTER-Datenbank DEIMS o. J.), zur Ausbreitung von invasiven Arten (GloNAF Hancock et al. 2022) und funk-

tionellen Merkmalen von Pflanzen (TRY, Kattge et al. 2020), Bodenorganismen (Edaphobase; Burkhardt et al. 2014), Süßwasserorganismen (freshwaterecology.info, Schmidt-Kloiber und Hering 2015) und Insekten (ITT, Hörren et al. 2022). Dies sind nur wenige Beispiele von vielen.

Die digitale und molekulare Revolution hat der Wissenschaft vielfältige Möglichkeiten für eine automatisierte Erfassung von biologischer Vielfalt eröffnet (van Klink et al. 2022; Wägele et al. 2022; Zeuss et al. 2023). Das Methodenspektrum umfasst DNA-Barcoding (Geiger et al. 2016; Rduch & Peters 2020) sowie Hochdurchsatzverfahren wie Metabarcoding, die die Basis von Umwelt-DNA-Methoden bilden (Pawlowski et al. 2018) und die es erlauben, ein holistisches Bild ganzer Artengemeinschaften aus Umweltproben (Boden, Wasser, Luft, Pflanzenmaterial, Darminhalte usw.) zu erhalten (Beng & Corlett 2020; Doi et al. 2017). Ein weiteres Feld der Entwicklung ist die automatische Bilderkennung. In Fotografien von Organismen und Gemeinschaften können mithilfe künstlicher Intelligenz einzelne Arten bestimmt werden (Bjerge, Mann & Høye 2022). Diese Methoden finden z. B. Anwendung bei der Auswertung der Proben von automatisierten Lichtfängen von Insekten (Schneider et al. 2022) oder bei der Smartphone-basierten Erhebungen von Pflanzen im Rahmen von Bürgerwissenschaften (Citizen Science; Wäldchen & Mäder 2018). Die Verwendung von optischen Sensoren der Fernerkundung zur Arterkennung ist mittlerweile ein etabliertes Forschungsfeld (Alleaume et al. 2018; Bae et al. 2019; Cavender-Bares, Gamon & Townsend 2020). Neben visuellen werden auch akustische Signale zur Artbestimmung verwendet, zum Beispiel zur Erfassung von Vögeln (Müller et al. 2023; Pérez-Granados & Traba 2021), Fischen (Linke et al. 2018) und Insekten (Hill et al. 2018). Die Technik des Regenradars lässt sich auf die Erfassung von Insektenhäufigkeiten anpassen (Brydegaard & Jansson 2019). Mit »Imaging Flow Cytometry« lassen sich Pollen und Sporen in Luftproben und Algen in Wasserproben mithilfe von künstlicher Intelligenz auf Art- oder Gattungsniveau bestimmen (Dunker et al. 2018; Dunker et al. 2021).

Viele dieser Methoden sind noch in der Entwicklung begriffen, und ihr robuster Routineeinsatz ist erst in mehreren Jahren denkbar. Kapitel 2.1.5 gibt einen Überblick über die faszinierenden Entwicklungen der letzten Jahre, aber auch die Herausforderungen, die noch gemeistert werden müssen, um die Methoden zur Einsatzreife zu bringen (siehe auch Programm BiodivKI der FEaA-Initiative des BMBF). Der *Faktencheck Artenvielfalt* legt daher ein besonderes Augenmerk auf erste Ergebnisse.

Zeitgleich vollzog sich eine Revolution bei Methoden für die Analyse komplexer ökologischer Daten (z. B. maschinelles Lernen, Strukturgleichungsmodellierung, Nullmodellansätze, hierarchische Bayesische Modellierung, Hybridmodellierung), die es ermöglicht, mit komplexen, heterogenen Daten umzugehen, wie sie typisch für die Ökologie und ehrenamtliches Monitoring sind und wie sie auch durch neue Detektionsmethoden entstehen. Es ist damit in den letzten Jahren eine neue Qualität von Resultaten erzielt worden, die eine größere Menge an Daten einbeziehen und komplexere Beziehungen abbilden. Als Beispiele seien Arbeiten der Integration von heterogenen Monitoringdaten genannt (Bowler et al. 2021; Eichenberg et al. 2021; Haase et al. 2023; Jandt et al. 2022; Jansen et al. 2020), die gemeinsam mit Fachgesellschaften, Verbänden und Behörden zusammengestellt wurden. Es besteht die Sorge, dass die Technologisierung zu einer Monopolisierung des Monitorings und der ökologischen Forschung in wenigen Einrichtungen führt und damit ein Auseinanderdriften von Forschung und Anwendung vor Ort bewirkt. Das Gegenteil scheint der Fall zu sein: Ehrenamt, Behörden und Wissenschaft proben den Schulterschluss, wie erfolgreiche Kooperationen belegen (z. B. Hallmann et al. 2017; 2021, sMon-Projekt [[www.idiv.de/smon](http://www.idiv.de/smon), Eichenberg et al. 2020] u. v. a.).

In einem Biodiversitätsassessment für Deutschland sollte die beeindruckende Entwicklung der deutschen Forschungslandschaft in dem Feld der Biodiversitätsforschung nicht unerwähnt bleiben. Mit einer Vielzahl von Verbundprojekten, institutionellen Neugründungen und jüngeren Initiativen der Ressortforschung nimmt Deutschland sowohl in der Grundlagen- als auch Anwendungsforschung im internationalen Vergleich mittlerweile eine Vorreiterrolle ein. Prominent sei das DFG-Schwerpunktprogramm »Biodiversitätsexploratorien« genannt, das mit Arbeiten zur Wechselwirkung von Landnutzung, biologischer Vielfalt und Ökosystemfunktionen international Maßstäbe gesetzt hat (Fischer et al. 2010). Ähnlich einflussreich ist die Forschungsgruppe »Jena Experiment«, die seit 2002 den Einfluss der Vielfalt von Pflanzenarten in Wiesen auf Ökosystemfunktionen untersucht (Weisser et al. 2017). Die DFG hat eine ständige Senatskommission für biologische Vielfalt eingerichtet und finanziert das Deutsche Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig, das u. a. das internationale Synthese-Zentrum (sDiv) beherbergt. Die Leibniz-Gemeinschaft hat mit dem Senckenberg BiK-F ein Forschungszentrum für Biodiversität und Klima gegründet und etliche ihrer Forschungsmuseen im Rahmen des For-

schungsnetzwerks Biodiversität thematisch und strukturell stark erweitert. Eine Fusion der Forschungsmuseen in Bonn und Hamburg (LIB) widmet sich der Erforschung des Biodiversitätswandels. Das Helmholtz-Programm »Changing Earth – Sustaining Our Future« hat einen starken Bezug zur biologischen Vielfalt auf nationaler Ebene. Die Helmholtz-Gemeinschaft hat mit dem Helmholtz-Institut für Funktionelle Marine Biodiversität (HIFMB) in Oldenburg ein Zentrum für marine Biodiversitätsforschung gegründet und leitet u. a. mit dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) viele wichtige Programme, wie die europäische Infrastruktur zur sozio-ökologischen Langzeitforschung (eLTER) und das Tagfalter-Monitoring Deutschland (TMD), Letzteres gemeinsam mit der Nichtregierungsorganisation GfS (Gesellschaft für Schmetterlingsschutz). Wichtige Impulse gehen auch von der Ressortforschung aus. Beispielfähig genannt seien hier Initiativen der Thünen- und Julius-Kühn-Institute zum Biodiversitätsmonitoring in Agrarlandschaften (MonVIA; Verbundprojekt MonViA 2021) und im Wald (NatBioWald; Bolte et al. 2022) sowie das oben genannte Nationale Monitoring Zentrum zur Biodiversität des Bundesamts für Naturschutz. Wichtige Netzwerke, die für Deutschland relevant sind, wurden im Rahmen von EU-Projekten etabliert, z. B. Europa-BON für EU-weites Biodiversitätsmonitoring, FunDiv-Europe für Wald, MERLIN für Fließgewässer und LUCAS für Böden. Unzureichend ist bislang die Integration sozial- und geisteswissenschaftlicher Forschung sowie der Transformationsforschung (Kap. 1.2.6), erhält aber derzeit durch die BioDiWert-Projekte der FEaA-Initiative des BMBF unter Leitung von Senckenberg wichtige Impulse. Dieser Forschungslücke widmen wir in unserem Bereich daher besondere Aufmerksamkeit.

Ziel des *Faktencheck Artenvielfalt* muss es somit sein, die enormen Fortschritte in der Biodiversitätsforschung und der ökologischen Grundlagenforschung aufzuzeigen und so für den Erhalt der Artenvielfalt nutzbar zu machen. Die Erschließung dieses Wissens fließt in die Formulierung von Handlungsoptionen ein.

### 1.2.3 Naturschutztheorien und aktuelle Debatten – wo stehen wir?

Für den Erhalt der Artenvielfalt brauchen wir nicht nur das Detailwissen um Biodiversitätstrends und ihre Treiber, sondern auch Theorien und Wissen um grundlegende Zusammenhänge. Obwohl seit über 100 Jahren Bemühungen existieren, Lebensräume unter Schutz zu stellen, wurden erst seit den 1970er-Jahren Naturschutzmaßnahmen von Erkenntnissen der ökologischen Grundlagenforschung und hier besonders dem Zweig

der Naturschutzbiologie (engl. Conservation Biology) abgeleitet (Soulé & Wilcox 1980). So hat z. B. die Idee des Biotopverbunds ihren Ursprung in der Metapopulationstheorie (Chase et al. 2020), und die des Prozessschutzes basiert auf der Sukzessionstheorie (Kollmann et al. 2019). Es gibt immer noch etliche konzeptionelle Debatten, deren Klärung einen großen Einfluss auf die Art und Weise hätte, wie Landschaften geplant und Maßnahmen gestaltet werden. Im Folgenden werden einige Beispiele genannt.

**Integration versus Segregation:** Im segregativen Ansatz werden Schutz und Förderung von biologischer Vielfalt (in Schutzgebieten, Nationalparks usw.) von der Nutzung (Landwirtschaft, Industrie, Siedlung) getrennt (Plachter 1991). Schutzgebiete sind meist klein und sie liegen isoliert. Sie sind daher stark von umgebender Nutzung beeinflusst, sodass Arten mit komplexen Ansprüchen an Umwelt und Raum durch Flächenmangel geeigneter Habitate und limitierte Verbreitung und Genaustausch Probleme haben. Der Rückgang von biologischer Vielfalt auch in Schutzgebieten (Hallmann et al. 2017) deutet darauf hin, dass die Segregation alleine den Verlust der biologischen Vielfalt nicht stoppen kann. Daher sollten segregative Ansätze in Schutzgebieten auf kleiner Fläche den Erhalt wertvoller, intakter Ökosysteme sicherstellen (Maxwell et al. 2020), was aktuell mit < 5 % der Landesfläche unter strengem Schutz noch deutlich unter den 10 % anvisierter Gesamtfläche der CBD-Zielvorgabe liegt. Um 30 % geschützte Fläche zu erreichen, müssen integrative Ansätze mit einer naturverträglichen Nutzung (multifunktionales Flächenmosaik) im Fokus der verbleibenden Fläche stehen (Grass et al. 2019; Kremen 2015; WBGU 2020). Nur die Kombination beider Ansätze kann sowohl den Anteil von hochwertigen Habitaten und Wildnis erhöhen als auch die biologische Vielfalt der Kulturlandschaft Europas erhalten. Intelligente Konzepte liegen vor (z. B. WBGU 2024), aber für eine Umsetzung in der Fläche bräuchte es einen Paradigmenwechsel in der Landschaftsplanung.

**Prozessschutz versus Kulturlandschutz:** Prozessschutz ist eine Form des Flächenschutzes, der darauf setzt, dass eine vom Menschen großteils unbeeinflusste Entwicklung mit natürlichen Sukzessions- und Störungsprozessen langfristig ein hohes Maß an biologischer Vielfalt sowie leistungsfähige und stabile Ökosysteme hervorbringt (Perino et al. 2019; Plachter 1991). Prozessschutz wird z. B. in Kernzonen von Nationalparks und Naturwaldreservaten praktiziert und soll gemäß der Nationalen Biodiversitätsstrategie zukünftig auf 5 % der Wald-

fläche in Deutschland gelten. Kulturlandschutz ist eine Form des konservierenden Naturschutzes und beinhaltet häufig die Pflege wertvoller Bestandteile der Kulturlandschaften. Er fokussiert darauf, die Lebensbedingungen von Arten und Artengemeinschaften bedrohter Ökosysteme verschiedener Nutzungsformen (Streuweisen, Kalkmagerrasen, Mittelwälder, Heidelandschaften usw.) zu optimieren, wofür vielfach Eingriffe und Pflegemaßnahmen notwendig sind. Dieser Ansatz wird in Biosphärenreservaten und in vielen Naturschutzgebieten verfolgt. Er ergibt sich auch vielfach aus der Befolgung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Natura 2000) mit ihrem Fokus auf den Erhalt spezifischer Lebensraumtypen von gemeinschaftlicher Bedeutung und Verantwortungsarten. Beide Ansätze sind für den Erhalt der Artenvielfalt unverzichtbar und müssen jeweils abhängig vom Ökosystem und von den damit verbundenen Schutzziele zum Einsatz gebracht werden. Allerdings entstehen häufig Zielkonflikte zwischen Prozessschutz und Bestandsschutz (Erhalt von Arten und Lebensräumen), welche nicht nur Themen akademischer, sondern auch emotionaler Debatten sind.

**Single Large Or Several Small (»SLOSS«):** Bei begrenzter Fläche für die Ausweisung von Schutzgebieten besteht die Frage, ob es für den Erhalt der Artenvielfalt besser ist, wenige große oder viele kleine Schutzgebiete auszuweisen (Diamond 1975). Eine aktuelle Synthese dieser langjährigen Debatte kommt zu dem Schluss, dass die Antwort von drei Faktoren abhängt: der Beweglichkeit von Arten zwischen Gebieten, der Unterschiedlichkeit der Gebiete in der naturräumlichen Ausstattung und der Notwendigkeit zur Risikostreuung angesichts von Gefährdungen (Fahrig et al. 2022). Bei der Analyse dieser Faktoren ergibt sich überwiegend, dass viele kleine Schutzgebiete – solange die Gesamtfläche oder Habitatmenge identisch ist – für den Erhalt der Artenvielfalt weniger großen meist überlegen sind (Fahrig 2020; Fahrig et al. 2022; Riva & Fahrig 2023). Entsprechend sollte es in Diskussionen um Gebietsausweisungen im Zuge politischer Strategien (CBD → EU-Strategie → Nationale Strategie) zunächst um die Steigerung der hochwertigen Fläche oder Habitatmenge gehen und erst im zweiten Schritt um die Vernetzung von Schutzgebieten. Diese Ergebnisse sind bislang nur ungenügend in die Landschaftsplanung eingeflossen, was vor allem an der Verfügbarkeit und langfristigen Sicherung geeigneter Flächen liegt.

**Management- und Impulsmaßnahmen:** Um dem Schutz von Prozessen in Wildnisgebieten gerecht zu

werden und Konflikte auf angrenzenden Flächen zu minimieren, wird z. T. sowohl in Wildnisgebieten, aber insbesondere in deren Pufferzonen Management von Wildtieren oder gebietsfremden Arten betrieben (Scherfose 2014). In Gebieten, die dem Schutz wertvoller Bestandteile der Kulturlandschaft dienen, wird dieses Ziel mittels extensiver Nutzung, aktiver Pflegemaßnahmen oder der gezielten (Wieder-)Ansiedlung bestimmter Arten, etwa von Großsäugern, in Offenland-Lebensräumen erreicht (Allen et al. 2015). Zudem finden verschiedenste Management- und Impulsmaßnahmen außerhalb von Schutzgebieten statt, für die es anreizbasierte Instrumente gibt wie Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen oder Vertragsnaturschutz. Gegenstand der aktuellen Debatte ist, wie die begrenzten finanziellen und personellen Ressourcen erfolgsorientierter eingesetzt werden sollten, um mit evidenzbasierten Maßnahmen den Rückgang der Artenvielfalt aufzuhalten.

Ziel des *Faktencheck Artenvielfalt* ist es, den aktuellen Fortschritt bei der Entwicklung ökologischer Theorien zu beleuchten und vor allem auch die bisherigen Erfolge und Misserfolge von Naturschutzmaßnahmen zusammenzutragen, die sich aus den daraus resultierenden Naturschutzparadigmen ergeben (Box 11.1).

#### 1.2.4 Schutz der biologischen Vielfalt im globalen Wandel

Dem Wissensgewinn, der im vorherigen Abschnitt skizziert wurde, steht eine wachsende Unsicherheit gegenüber. Dieser resultiert aus der Tatsache, dass unsere Umwelt in raschem Wandel begriffen ist. Neuartige Phänomene wie der sich beschleunigende Klimawandel, biologische Invasionen, eingeschleppte Pathogene, die Energiewende und die ungebremste Intensivierung der Landwirtschaft sind nicht nur selbst Treiber von Biodiversitätsänderungen, sondern sie verschieben das abiotische und biotische Koordinatensystem, in dem ökologische Prozesse heute ablaufen. Manches Erfahrungswissen, das im letzten Jahrhundert gewonnen wurde, ist nicht mehr gültig. Maßnahmen, die früher gegriffen haben, sind heute mitunter nicht mehr wirksam.

In Deutschland sind die Jahresdurchschnittstemperaturen seit Anfang der 1950er-Jahre um 1,8 °C angestiegen. Klimaextreme wie Starkregenereignisse oder kombinierte Hitze- und Trockenjahre (»hotter droughts«), häufen sich statistisch (UBA 2022). Viele einheimische Arten zeigen Stresssymptome und Bestandsrückgänge. Allein in den Jahren 2018/19 hat Deutschland 4,5 % seines Waldbestandes durch Trocken- und Hitzeschäden

verloren (Thonfeld et al. 2022). Dass dies auch Buchen-, Kiefern- und Mischwälder einschloss, die der potenziell natürlichen Waldvegetation nahekommen, zeigt das Ausmaß des ökologischen Umbruchs (Schuldt et al. 2020). Trendanalysen von Biodiversitätsänderungen weisen vermehrt Klimasignale auf, also einen Rückgang von kältetoleranten Arten («Klimaverlierer») und eine Zunahme von Arten mit hohen Temperaturansprüchen («Klimagewinner»), z. B. bei Libellen (Bowler et al. 2021; Ott 1996), Heuschrecken in Bayern (Engelhardt et al. 2022), aquatischen Wirbellosen (Haase et al. 2019), marinen Wirbellosen (Lackschewitz et al. 2014), Blaualgen (Adrian et al. 2016), Pflanzen (Sperle & Bruelheide 2021) und Vögeln (Kamp et al. 2021). Es gibt in der Folge nicht nur Verschiebungen im Gefüge einheimischer Arten. Gleichzeitig fassen besser angepasste Neobiota Fuß, werden potenziell invasiv und überprägen autochtone Artengemeinschaften (BfN o.J.; Kowarik & Rabitsch 2010). Gleiches gilt für Pathogene, die – durch Erwärmung gefördert – zum Verschwinden von ökologischen Schlüsselarten, wie z. B. der Gemeinen Esche, führen können (Linnakoski et al. 2019; Wirth et al. 2021). Es entstehen neuartige Biozönosen, sogenannte Novel Ecosystems (Teixeira & Fernandes 2020). Diese Änderungen haben tiefgreifende Konsequenzen für den Naturschutz. So ist die Erholung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern durch die Verbesserung der Wasserqualität ab 2010 zum Erliegen gekommen – eventuell durch höhere Wassertemperaturen (Haase et al. 2023). Die Erwärmung der Seen führt durch zunehmende Schichtung indirekt zu einer Eutrophierung (Adrian et al. 2016).

Der Klimawandel kann sich auch indirekt negativ auf die biologische Vielfalt auswirken, wenn Klimaschutzmaßnahmen, wie Hochwasserschutz, Anbau von Pflanzen für die Bioenergiegewinnung, Windenergie- oder Wasserkraftanlagen, Habitate zerstören oder unattraktiver machen (Ellerbrok et al. 2022; Tudge, Purvis & De Palma 2021). Darüber hinaus kann es dazu kommen, dass Vögel und Säugetiere Gebiete großflächig meiden (Tolvanen et al. 2023). Die enge Verzahnung der Biodiversitätskrise mit der Klimakrise ist aber auch eine große Chance. Biodiversitätsschutz wird zu Klimaschutz, wenn totholzreiche Altwälder geschützt, Überflutungsflächen zurückgewonnen und Moore wiedervernässt werden (IPCC 2022; Pörtner et al. 2021; TU Berlin & BfN 2023). Das neue Aktionsprogramm »Natürlicher Klimaschutz« des BMUV nimmt diesen Gedanken auf. Das bedeutet, dass traditionelle Naturschutzinstrumente um die Klimadimension erweitert werden müssen. Man kann die Biodiversitäts- und Klimakrise nicht mehr getrennt verstehen und bekämpfen.

Nicht nur das Klima wandelt sich rapide, sondern auch die Nutzung und die Struktur unserer Landschaft. Intensive Landnutzungsformen dominieren zusehends (Grünlandeinsaat, Energiemais, Kurzumtriebsplantagen, Folienkulturen) und extensive verschwinden (Mittelwälder, Streuwiesennutzung). Windkraft- und Photovoltaikanlagen – wichtige neue Einnahmequellen für Landwirte – sind als Strukturelemente innerhalb weniger Jahre vielerorts Bestandteile des Landschaftsbilds geworden (Gasparatos et al. 2017). Der vermeintliche Konflikt mit der Nahrungsmittelproduktion ist derzeit in Mitteleuropa wohl die größte Bedrohung der biologischen Vielfalt. Mit der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) ist die Landwirtschaft politisch überprägt. Die GAP hat die Industrialisierung der Landwirtschaft stark vorangetrieben, mit negativen Konsequenzen für viele Arten des Offenlandes (Leopoldina 2020). Mit der Intensivierung der Landwirtschaft sind auch die Entwicklung und der Einsatz von immer neuen Pflanzenschutzmitteln (z. B. Neonicotinoide) verbunden. Neben ihrer sofortigen lokalen Wirkung entfalten diese ihre ökologische Breitenwirkung erst Jahre später (Woodcock et al. 2017). Das Greening-Programm der GAP hat sich bisher als weitgehend wirkungslos erwiesen (Pe'er et al. 2019), und ob die GAP-Reform von 2020 mit ihren neuen Mechanismen (z. B. Ökoregelungen, Konditionalität) und ihrer teilweisen Revision mit Beginn des Krieges in der Ukraine Verbesserungen bringt, ist ungewiss. Auch die Ziele des Green Deals sind größtenteils nicht flächenscharf, sondern eher generisch formuliert wie: Halbierung chemisch-synthetischer Pestizide, Reduktion von Düngemitteln um 20 % oder Erreichen von 25 % „ökologischen Landbaus. Somit besteht weiterhin viel Selbstverpflichtung an der wichtigsten Schraube für Biodiversitätsschutz auf über 50 % der Landfläche (Grunewald & Bastian 2023a). Ein weiteres Phänomen sich ändernder Rahmenbedingungen ist die Deeutrophierung der Küstengewässer. Durch einen geringeren Nährstoffeintrag der großen Flüsse seit den 1990er-Jahren sinken die Biomasse und Diversität des Zooplanktons (Dippner & Kröncke 2015), mit weitreichenden Konsequenzen für die Nahrungsketten.

In der Gesamtschau gilt: Der rasche Wandel unserer Landschaft erfordert eine stete Überprüfung unseres Wissens und unserer Rezepte für den Biodiversitätsschutz. Den Klimawandel zu stoppen, ist eine Generationenaufgabe. Ziel des *Faktencheck Artenvielfalt* muss daher sein, ein besonderes Augenmerk auf die Möglichkeiten für Biodiversitätsschutz unter veränderten Vorzeichen zu legen. Die zugrunde liegenden Artikel und Berichte hierzu sind naturgemäß wenige Jahre alt. Die Forschung, insbesondere zu den Interaktionen

anderer Treiber von Biodiversitätsveränderungen mit dem Klimawandel, beginnt gerade erst.

### 1.2.5 Bislang wenig berücksichtigte Aspekte der biologischen Vielfalt

Der Rückgang der biologischen Vielfalt wird vor allem als Problem erkannt, wenn die Vielfalt bekannt ist und geschätzt wird (Bermudez & Lindemann-Matthies 2020). Tatsächlich gibt es aber viele Facetten der biologischen Vielfalt, die bislang kaum untersucht wurden und für die daher weder der aktuelle Zustand noch die Änderungsraten bekannt sind. Dies gilt z. B. für Arten, die in schwer zugänglichen Lebensräumen vorkommen (»hidden biodiversity«, »dark taxa«). Eine durch die Biodiversitätsforschung und den Naturschutz besonders vernachlässigte Sphäre ist der Boden, dem wir im *Faktencheck Artenvielfalt* ein eigenes Kapitel widmen und den wir auch durch Bodenboxen in jedem Lebensraumkapitel in den Fokus rücken. »Hidden biodiversity« findet sich aber auch außerhalb des Bodens, z. B. in Seesedimenten oder in den oberen Baumkronen unserer Wälder. »Versteckt« sind auch Arten, die schwer bestimmbar sind wie Fliegen, Erzwespen, Kleinschmetterlinge, Pilze, Algen oder Prokaryoten wie Bakterien und Archaeen. Das ist relevant, weil sowohl das Monitoring als auch die Schutzmaßnahmen von gut bekannten Organismengruppen dominiert werden: Wildblumenwiesen werden für Bestäuber wie Wildbienen angelegt. Auch innerhalb häufig untersuchter Artengruppen gibt es einzelne Familien und Gattungen, die nur von wenigen Expert:innen bestimmt werden können (z. B. Brombeeren und Habichtskräuter innerhalb der höheren Pflanzen). Wir kennen naturgemäß auch keine Trends von Arten, die noch gar nicht beschrieben wurden. Von den vermuteten 8 Mio. biologischen Arten auf der Erde sind erst 1,6 Mio. beschrieben (IPBES 2019). Berücksichtigt man Mikroorganismen, sind die Schätzungen um Größenordnungen höher. Man geht davon aus, dass weniger als 1% der Bakterien und Archaeen bekannt sind (Overmann et al. 2019). Auch in Deutschland werden noch neue Arten entdeckt (z. B. Disney 2020). Allein 2020 wurden in Deutschland 134 neue mikrobielle Arten neu beschrieben ([bacdive.dsmz.de](http://bacdive.dsmz.de)). Die Facette der genetischen Diversität innerhalb von Populationen ist bislang überwiegend in Fallstudien untersucht worden. Systematische Erfassungen der genetischen Vielfalt wild lebender Arten gibt es in Deutschland für einige ökonomisch bedeutsame Baumarten (GenMon-Projekt) und wenige prominente Tierarten wie den Wolf. Dies ist eine entscheidende Wissenslücke, da eine hohe genetische Vielfalt die Überlebenschance von Populationen

angesichts schneller Umweltänderungen typischerweise erhöht und andererseits eine Verminderung der genetischen Vielfalt ein Frühwarnzeichen für den Zusammenbruch von Populationen sein kann (Exposito-Alonso et al. 2022; Hoban et al. 2022).

Biologische Vielfalt und ihre Antwort auf Umweltveränderungen sind stark skalenabhängig (Spake et al. 2022). Die Artenvielfalt kann auf kleinen Probesträngen konstant bleiben, während die Diversität in der gesamten Landschaft (Beta- bzw. Gamma-Diversität) sinkt. Dies ist etwa der Fall, wenn Melioration oder Stoffeinträge dazu führen, dass kleinräumige Umweltvariabilität nivelliert wird und sich dadurch Floren und Faunen über Landschaften hinweg angleichen (Homogenisierung). Dieser Prozess kann durch Invasionen verstärkt werden (Nehring 2003; Winter et al. 2009; aber siehe Kühn et al. 2003). In Gewässern konnte gezeigt werden, dass Invasionen von Genotypen die genetische Diversität von Populationen durch Homogenisierung verringern (Baur et al. 2022; Gergs et al. 2015). In terrestrischen Studien gibt es dagegen wenig Belege für genetische Homogenisierung (Kottler et al. 2021). Bei starker Fragmentierung kann dagegen der Fall eintreten, dass die biologische Vielfalt auf lokaler Ebene abnimmt, aber auf der Landschaftsskala zunimmt (Riva & Fahrig 2023). Es gibt in Deutschland bislang kein Monitoring von biologischer Vielfalt, das solche Skaleneffekte systematisch im Design berücksichtigt, obwohl dies durchaus möglich wäre. Eine weitere Facette, für die repräsentative Trends unbekannt sind, ist die funktionelle Diversität der Organismen in ihrer Wirkung in Ökosystemen. Diese Facette ist wichtig, um den Einfluss von Biodiversitätsänderungen auf Ökosystemfunktionen und die Erbringung von Ökosystemleistungen zu ermessen (Grunewald & Bastian 2023b). Einer großen Anzahl von Experimenten, die diese Frage adressieren (Cardinale et al. 2012; Hong et al. 2022; Xu et al. 2020), stehen vergleichsweise wenige Freilandstudien gegenüber (van der Plas 2019), und eine Übertragung experimenteller Ergebnisse auf das Freiland ist problematisch (Hagan, Vanschoenwinkel & Gamfeldt 2021). Systematische nationale Erhebungen von Diversitäts-Funktions-Beziehungen beschränken sich üblicherweise auf opportunistische Analysen von Waldinventuren (Ratcliffe et al. 2016). Neuere Monitoringansätze der biologischen Vielfalt im Wald planen, ausgewählte Ökosystemfunktionen zu erfassen (Initiative NatBioWald, Bolte et al. 2022).

Die genannten Beispiele sollen verdeutlichen, wie weit wir noch davon entfernt sind, die relevanten Facetten der biologischen Vielfalt zu quantifizieren und ihre Entwicklung zu verfolgen. Dass dies aber notwendig ist, be-

tont die UN-Arbeitsgruppe GEO BON (Group on Earth Observation – Biodiversity Observation Networks) mit ihrem Konzept der »Essential Biodiversity Variables« (EBV; Pereira et al. 2013). Dieses Konzept adressiert neben der Artenvielfalt auch die Abundanzen von Organismen, deren genetische und funktionelle Variabilität sowie die Ökosystemstrukturen und -funktionen.

In diesem Sinne ist es das Ziel des *Faktencheck Artenvielfalt*, den Stand des fragmentierten Wissens zu diesen essenziellen Parametern in Deutschland zusammenzutragen. Die Erweiterung unseres Blicks auf eine breitere Palette von EBVs hilft, ein ganzheitliches Verständnis komplexer Biodiversitätsveränderungen zu erlangen und somit evidenzbasierte, wirksamere Handlungsstrategien zur Steigerung der biologischen Vielfalt und ihrer potenziell positiven Wirkung auf Ökosystemleistungen zu entwickeln.

### 1.2.6 Umsetzungsdefizite verstehen und Transformation beschleunigen

In den vorangegangenen Abschnitten wurde die Bedeutung unserer Wissensgrundlage betont – Handlungswissen auf der Skala der Umsetzung, neue Erkenntnisse durch wissenschaftliche Innovation und aktualisiertes Wissen angesichts des raschen Wandels der Rahmenbedingungen.

Zu Beginn der Dekade der Biodiversität (2010–2019) belegten zahlreiche Beispiele, dass es möglich ist, biologische Vielfalt durch nachhaltige Nutzung langfristig zu erhalten (Perrings et al. 2010). Dass die Dekade der Biodiversität nun hinter uns liegt, ohne dass ein einziges der 20 Aichi-Ziele der Vertragsstaatenkonferenz 2010 der CBD in Nagoya erreicht wurde, lässt sich nicht durch einen Mangel an Wissen zu Biodiversitätstrends und deren Ursachen erklären.

Die Gründe liegen tiefer, und sie sind seit längerer Zeit bekannt (z. B. Club of Rome 1972; Meadows et al. 1982). Die Biodiversitätskrise – in Deutschland und weltweit – ist gemeinsam mit dem menschengemachten Klimawandel und der aktuellen Pandemie ein Symptom einer Systemkrise (Settele 2020): Unsere Lebensweise zeichnet sich durch die Verdrängung natürlicher Lebensräume und die Übernutzung von Ressourcen aus. Wir haben es bislang nicht geschafft, eine Wirtschaftsweise zu etablieren, die sowohl das Wohlergehen der gesamten Weltbevölkerung sicherstellt als auch die ökologischen Grenzen des Planeten berücksichtigt. In der Folge schreitet der globale Biodiversitätsverlust trotz vielfältiger internationaler, europäischer und nationaler Bemühungen voran und bleibt eine zentrale globale und nationale Herausforderung (Díaz et al. 2019).

Es bedarf einer Transformation unserer Gesellschaft hin zu einem nachhaltigen Lebensstil (Leclère et al. 2020). Der *Faktencheck Artenvielfalt* möchte einen Beitrag dazu leisten, dies für den Umgang mit der biologischen Vielfalt in Deutschland herauszuarbeiten. Im Kontext des *Faktencheck Artenvielfalt* wird Transformation verstanden als ein dynamischer, strukturell tiefgreifender/substanzieller gesellschaftlicher Wandel, der das Erreichen der international vereinbarten Biodiversitätsziele ermöglicht. Dies erfordert einen systemischen Ansatz, der bei den indirekten Treibern ansetzt. Wir müssen über den Tellerrand der Biodiversitätsdomäne blicken. Neben naheliegenden Forderungen wie der Förderung einer biodiversitätsfreundlichen Landwirtschaft oder der Reduktion der Bodenversiegelung müssen wir breiter gefasste Themenbereiche adressieren, z. B. den Umbau von schädigenden finanziellen Anreizen (biodiversitätsschädigende Direktzahlungen im Agrarbereich, finanzielle Förderung fossiler Energien und Verkehr, (Teil-)Befreiung von Firmen vom Europäischen Emissionshandelssystem), einen naturverträglichen Ausbau erneuerbarer Energien, eine rohstoffeffiziente und regionale Kreislaufwirtschaft, Einführung neuer Finanzprodukte (Green Bonds), eine veränderte Ernährungsweise usw. (Leclère et al. 2020; WBGU 2020; Böhning-Gaese & Bauer [2023]). Wir müssen analysieren, inwieweit multiple Werte und Verantwortungen für biologische Vielfalt in Politiken/Programmen berücksichtigt werden, etwa durch Umweltbilanzierung von Individuen über Firmen hin zu Staaten (Karlsson-Vinkhuyzen et al. 2017; Whitehorn et al. 2019). Dies schließt auch Transparenz in Lieferketten ein (Garrett et al. 2021; Grabs & Carodenuto 2021), denn nur so können wir Verantwortung übernehmen für Biodiversitätsverluste in Gebieten, die für uns produzieren (Marques et al. 2019; Carrasco et al. 2017). Eine solche Transformation gelingt nur, wenn aus dem Nischenthema Biodiversitätsschutz mit Verortung in spezialisierten Ressorts ein gesellschaftliches Querschnittsthema wird, das auch in Wirtschaft und Gesellschaft ausstrahlt. Es braucht ein »Mainstreaming« der Problematik des Biodiversitätsverlustes in der Gesellschaft und der Biodiversitätspolitik quer durch die Sektoren, ähnlich wie es sich derzeit bei der Klimapolitik abzeichnet (Cardona Santos et al. 2023; Perino et al. 2021).

Wenn sich die gesellschaftlichen Akteur:innen einigt und sowohl einen rechtlichen Rahmen als auch Geld bereitgestellt haben bzw. finanzielle Fehlanreize umgebaut haben – EU Green Deal, EU Nature Restoration Law, Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz belegen, dass erste Schritte getan werden (du Toit &

Pettorelli 2019) –, folgt die Umsetzung von Maßnahmen. Auch hier besteht ein Bedarf für Transformation. Mit dem »Mainstreaming« wird der Bedarf an Beteiligung und Teilhabe der Akteur:innen weiter ansteigen. Wird dies erfolgreich organisiert und kompetent von der Wissenschaft begleitet, so kann die Motivation der Menschen vor Ort nicht nur für die Umsetzung, sondern auch für die Erfolgskontrolle steigen (Admiraal et al. 2017; Salvatori et al. 2020). Der *Faktencheck Artenvielfalt* wird dies anhand von Fallbeispielen für Deutschland nachvollziehen und analysieren. Wir verwenden dafür ein abgewandeltes DPSIR-Schema (Drivers, Pressures, States, Impacts, Responses), in dem die Systemzusammenhänge von Prozessen des Umweltwandels abgebildet werden (Abb. 1.1). Bei der Transformation liegt der Fokus auf den Drivers (hier: indirekte gesellschaftliche Treiber) und den Responses (gesellschaftliche Antworten in Form von Instrumenten und Maßnahmen). Ein öffentlicher Diskurs über Ursache-Wirkungs-Ketten kommt einem Mainstreaming der Umsetzung gleich. Dieser Diskurs ist wichtig, damit ein gemeinsames Verständnis, eine »Folklore« der biologischen Vielfalt wächst (siehe Mission B: Mission B – für mehr Biodiversität o. J.). So festigen sich kulturelle Rahmenbedingungen, die Eigenverantwortung ermöglichen.

Es reicht also nicht, die Trends und Mechanismen naturwissenschaftlich zu analysieren. Es gilt, die dahinterliegenden indirekten Treiber (Ökonomie, Rechtsrahmen, Religion, Traditionen) zu verstehen. Basierend auf dieser Kenntnis, gilt es, die Bedingungen für Deutschland herauszuarbeiten, unter denen die gesellschaftliche Bereitschaft wächst, den Schutz der biologischen Vielfalt als essenzielle Zukunftsaufgabe anzunehmen und zu realisieren. Ökonomische und ordnungsrechtliche Instrumente sowie kulturelle Rahmenbedingungen sind wichtig, und diese wiederum sind hochspezifisch für Regionen und Länder. Ein Ziel des *Faktencheck Artenvielfalt* ist es daher, beispielhaft zu ermitteln, wie Prozesse gesellschaftlichen Wandels ablaufen und wo für Deutschland mögliche Hebelpunkte (»leverage points«) für eine schnelle Transformation liegen können. Der *Faktencheck Artenvielfalt* möchte dem gesellschaftlichen Mainstreamingprozess für das Thema biologische Vielfalt eine kompetente Begleitung sein.

### 1.2.7 Zusammenfassung der Ziele des *Faktencheck Artenvielfalt*

Der *Faktencheck Artenvielfalt* möchte für Deutschland für die Themengebiete (i) Status & Trends der biologischen Vielfalt, (ii) Auswirkungen der Trends auf Ökosystemleistungen, (iii) direkte und (iv) indirekte Treiber

von Biodiversitätsveränderungen, (v) Evaluierung von Instrumenten und Maßnahmen, (vi) Bodenbiodiversität und (vii) gesellschaftliche Transformation zu einer biodiversitätsfördernden Lebensweise Folgendes leisten:

- Grundlagen- und Handlungswissen auf der für die regionale Planung und Umsetzung von Maßnahmen zum Erhalt der biologischen Vielfalt relevanten räumlichen und zeitlichen Skala für Deutschland bereitstellen
- neueste Erkenntnisse der Biodiversitätsforschung zu ökologischen Grundlagen und wissenschaftlichen Durchbrüchen in die Naturschutzpraxis transportieren, aber auch Wissenslücken herausarbeiten
- die Herausforderungen des Klimawandels und anderer Aspekte des schnellen globalen Wandels für Konzepte zur Förderung der biologischen Vielfalt analysieren
- eine umfassendere Strategie zum Schutz von biologischer Vielfalt befördern, in der ein breiteres Spektrum von Facetten der biologischen Vielfalt (Abundanzen, genetische Vielfalt, Ökosystemfunktionen) berücksichtigt wird, und den Boden als vernachlässigte Sphäre in den Fokus rücken
- Wissen synthetisieren, wie Prozesse gesellschaftlichen Wandels ablaufen und wo die Hebelpunkte (»leverage points«) für eine schnelle Transformation liegen, um die international vereinbarten Biodiversitätsziele in Deutschland in der vorgesehenen Frist zu erreichen
- dem gesellschaftlichen Mainstreamingprozess für das Thema biologische Vielfalt eine kompetente Begleitung sein.

## 1.3 Konzeptionelle Grundlagen

### 1.3.1 Themeneingrenzung und Definitionen

#### 1.3.1.1 Artenvielfalt – Biodiversität

Auch wenn der *Faktencheck Artenvielfalt* den Erhalt der Artenvielfalt in den Mittelpunkt stellt, berücksichtigt er sämtliche Facetten der biologischen Vielfalt gemäß der CBD-Definition. Dies umfasst zum einen die genetische und phänotypische Vielfalt innerhalb von Arten und von Individuen innerhalb von Populationen von Arten als wesentliche Triebkraft der Evolution. Zum anderen umfasst es die Vielfalt der Arten nicht nur in taxonomischer, sondern auch in funktioneller Hinsicht. Neben Maßzahlen für die Vielfalt werden auch solche für die Abundanz, Abundanzverteilungen und Vitalität berücksichtigt. Berücksichtigt wird auch die biologische Vielfalt auf höherer Aggregationsebene (Gemeinschaften, Interaktionsnetzwerke, Ökosysteme, Diversitäten

auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalen), d. h. auf den Skalen, auf denen normalerweise Landnutzungs- und Planungsentscheidungen getroffen werden. Der Bezug zwischen rein naturwissenschaftlichen Maßzahlen und pragmatisch bzw. normativ definierten Maßzahlen (Charakter-, Flaggschiff-, Indikator-, Leit-, Schlüssel-, Schirm-, Zielarten, Neobiota) wird diskutiert. Neben der Diversität wird auch ein starker Fokus auf die Änderungen in der taxonomischen oder funktionellen Zusammensetzung von Gemeinschaften gelegt und hier insbesondere Verschiebungen im Gefüge durch Land-/Meeresnutzung, Verschmutzung, Klimawandel und biologische Invasionen gelegt.

Die Facetten der Biodiversität wurden weiterentwickelt, die Facetten selbst sind Sache der Evolution und umfassen nicht nur den Schutz der biologischen Vielfalt, sondern auch deren nachhaltige Nutzung und eine gerechte Verteilung ihrer ökonomischen Nutzbarkeit (Convention on Biological Diversity – CBD 1992). Hier stehen primär die durch die biologische Vielfalt ermöglichten Leistungen von Ökosystemen im Fokus (Myers 1996), da diese für das menschliche Leben essenziell sind. Der *Faktencheck Artenvielfalt* orientiert sich an der CICES-Nomenklatur (<https://cices.eu/>). Zentrale Leistungen umfassen neben der Bereitstellung von Nahrung und Rohstoffen (Versorgung mit sauberem Wasser, Biomasseproduktion, Bestäubung) auch die Regulation des Gas- und Wasserhaushalts, Steuerung des Klimas, Bodenbildung, Erosionskontrolle, Nährstoffzyklen und kulturelle Leistungen wie Erholung, Heimatgefühl und Wissensgewinn. Funktionelle Gruppen bzw. funktionelle Diversität werden genutzt, um die Vielfalt an Funktionen, welche Arten in Ökosystemen ausüben, zu beschreiben. Diese sind relevant für Ökosystemprozesse und -leistungen sowie Dynamik und Stabilität von Ökosystemen.

### 1.3.1.2 Räumlicher und zeitlicher Bezug

**Raumbezug:** Das Zielgebiet des *Faktencheck Artenvielfalt* ist Deutschland. Informationen aus anderen Regionen werden verwendet, wenn die Ergebnisse, Phänomene, Prozesse unmittelbar für Deutschland relevant und für eine vergleichende Einordnung notwendig sind. Dies ist z. B. für die angrenzenden mitteleuropäischen Länder der Fall. Insbesondere für wichtige Themen, für die große Kenntnislücken bestehen, wird auch exemplarisch auf Studien temperater Biome außerhalb Europas oder auch angrenzender Biome (boreal, mediterran) zurückgegriffen. In jedem Fall wird der räumliche Bezug eindeutig ausgewiesen. Da Deutschland erhebliche Gradienten in der naturräumlichen Ausstattung und

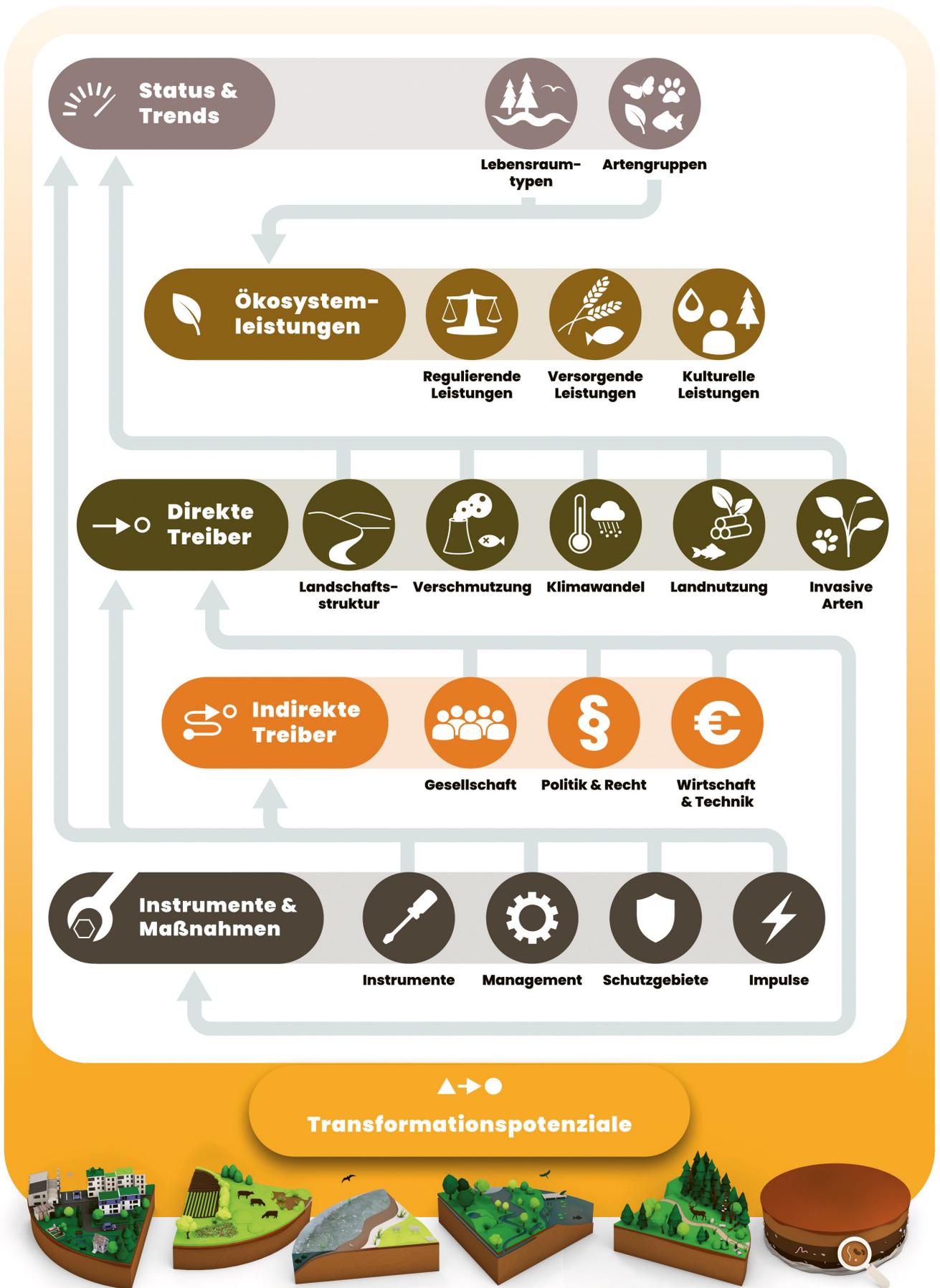
der Landnutzung aufweist, die einen großen Einfluss auf alle im *Faktencheck Artenvielfalt* erfassten Muster und Prozesse der biologischen Vielfalt haben können, wird angestrebt, Aussagen spezifisch für naturräumliche Großregionen zu differenzieren. Wir orientieren uns hierfür an der vom BfN vorgeschlagenen Gliederung (Ssymank 1994).

Die **zeitlichen Bezüge** sind stark von der Datenverfügbarkeit geprägt. Für die meisten Artengruppen oder Biodiversitätsmaßzahlen liegen keine systematisch erfassten langfristigen Beobachtungsdaten vor. Daher ist es im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* kaum möglich, die Zeitbezüge streng zu standardisieren. Als Anhaltspunkt bezeichnen wir Trends seit 1990 als »Kurzzeittrends« und seit 1950 als »Langzeittrends«. Abweichungen in den einzelnen Kapiteln sind möglich, wenn die Datenverfügbarkeit es ermöglicht oder Eigenheiten des Lebensraumtyps dies erfordern (z. B. längere Betrachtungszeiträume bei Wäldern). Bei Prognosen orientieren wir uns an Zeitschritten, die durch politische Ziele definiert werden, z. B. CBD-Post-2020-Ziele bis 2030 bzw. 2050 oder UN-SDG-Ziele bis 2030.

### 1.3.2 Struktur des Berichts

Der Bericht orientiert sich an der Grundstruktur, aber nicht an der exakten Nomenklatur des DPSIR-Schemas (Abb. 1.1; Glossar). Dieses ordnet die Wirkzusammenhänge von Umweltveränderungen fünf Komponenten zu. Die »Drivers« entsprechen den gesellschaftlichen Treibern (Ökonomie, Wertvorstellungen, Krisen usw.), die sich in der Natur in »Pressures« manifestieren, also zu direkten Treibern werden (Landnutzung, Jagd, N-Immissionen usw.), die wiederum einen Einfluss auf den Zustand (»State«) der biologischen Vielfalt und deren Änderung haben (Status & Trends). Status und Trends der biologischen Vielfalt haben Auswirkungen (»Impact«) auf uns Menschen über die Bereitstellung von Ökosystemleistungen. Sind diese Auswirkungen negativ, kann es eine korrigierende Antwort (»Responses«) der Gesellschaft geben, indem sie z. B. Politikinstrumente entwickelt und konkrete Maßnahmen veranlasst, um die Situation zu verbessern (Instrumente & Maßnahmen). Der *Faktencheck Artenvielfalt* sieht Transformation als eine zusätzliche Komponente, die all die Prozesse umfasst, die die Bereitschaft der Gesellschaft steuern, Antworten zu entwickeln. Diese sechs Komponenten finden sich in den Themenbereichen des *Faktencheck Artenvielfalt* wieder (s. u.).

Ein wesentliches Merkmal des *Faktencheck Artenvielfalt* ist seine Matrixstruktur. Wir adressieren Fragen zur biologischen Vielfalt in Deutschland für die Ökosys-



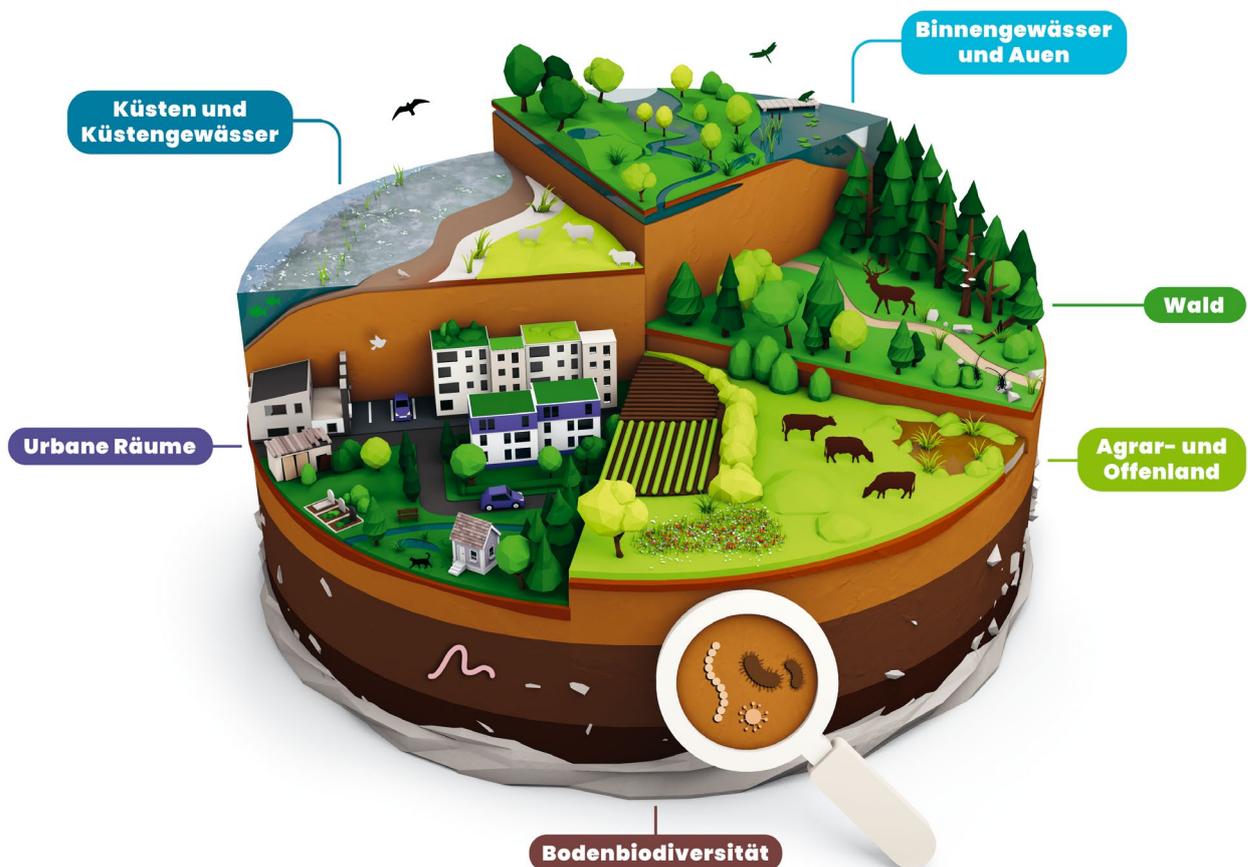
**Abbildung 1.1:** Die Themenbereiche des Faktencheck Artenvielfalt stellen die Wirkungszusammenhänge von gesellschaftlichen Prozessen (Transformationspotenziale, indirekte Treiber, Instrumente und Maßnahmen) und Umweltänderungen (direkte Treiber) auf die biologische Vielfalt (Status und Trends) und Ökosystemleistungen dar (angelehnt an DPSIR – Drivers, Pressures, States, Impacts, Responses).

teme von fünf wichtigen **Lebensräumen** (Abb.1.2): (1) **Agrar- und Offenlandschaften inklusive Hochmooren** (Kap. 3), **Wälder** (Kap. 4), **Binnengewässer und Auen inklusive Niedermooren** (Kap. 5), **Küsten und Küstengewässer** (Kap. 6) und **Urbane Räume** (Kap. 7) sowie weitere, etwa alpine Lebensräume, die im Kapitel 3 behandelt werden oder die subalpinen Wälder, die in Kapitel 4 zu finden sind. Die **Lebensräume des Faktencheck Artenvielfalt** sind angelehnt an die übergeordneten Einheiten der FFH-Lebensraumtypen und entsprechen in etwa den Ökosystemklassifikationen nach DESTATIS (o. J.) sowie Grunewald et al. (2020) bzw. sind leicht in diese überführbar. Bei einer Untergliederung der Lebensraumtypen innerhalb der entsprechenden Kapitel erfolgt diese entweder anhand der Unterkategorien der FFH-Lebensraumtypen oder gemäß der Klassifikation, der die Biotoptypenkartierung des BfN zugrunde liegt. Eine Zuordnung von Sonderstandorten findet innerhalb der Lebensraum-Kapitel statt.

Für jeden dieser Großlebensräume werden neben seiner generellen Charakterisierung und der Herausstellung der Bedeutung für die biologische Vielfalt sechs Fragestellungen bearbeitet, die auch schon oben unter den Zielen genannt wurden: (1) Wie ist der aktuelle Sta-

tus der biologischen Vielfalt, und welche Trends sehen wir? (2) Was ist über die Konsequenzen der Änderungen der biologischen Vielfalt für Ökosystemfunktionen und -leistungen bekannt? (3) Welche direkten Treiber verursachen Änderungen in der biologischen Vielfalt? (4) Auf welche indirekten Treiber können diese Zusammenhänge zurückgeführt werden? (5) Was sind Erfolgsfaktoren und Hindernisse von Instrumenten und Maßnahmen (in Bezug auf direkte oder indirekte Treiber) zu deren Förderung der biologischen Vielfalt? (6) Welche Kenntnisse lassen sich daraus ableiten für einen Umbau (Transformation) unserer Gesellschaft hin zu einer nachhaltigen und biodiversitätsfördernden Handlungsweise?

Die oben aufgeführten sechs Fragen repräsentieren die **Themenbereiche** (Abb.1.1), die für jeden der Lebensräume (Abb.1.2) in gleicher Weise, d. h. mit standardisierten Methoden und harmonisierter Begrifflichkeit, beantwortet werden. Dadurch lassen sich in einer Synthese (Kap. 11) Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen den Lebensräumen deutlich herausarbeiten und für differenzierte Empfehlungen für die Umsetzung und das Schließen von Wissenslücken nutzen. Das entstehende Gesamtbild der Problematik und der Lösungs-



**Abbildung 1.2:** Lebensräume des Faktencheck Artenvielfalt. Für jeden der Lebensräume werden die in Abbildung 1.1 dargestellten Themen bearbeitet.

möglichkeiten soll eine Basis für eine gesellschaftliche Transformation (Kap.10) liefern. Als weiteres Querschnittsthema wird eine detaillierte Betrachtung der bislang vernachlässigten Bodenbiodiversität (Kap. 8) erarbeitet.

Im Folgenden werden Ansätze und Festlegungen zu den einzelnen Fragen erläutert:

**Status und Trends:** Hier wird für die relevanten und typischerweise gut erfassten Artengruppen der Wirbeltiere (Säugetiere, Vögel, Amphibien und Reptilien, Fische), gut erfassten Insektengruppen, Phytoplankton, Makrozoobenthos, marinen Wirbellosen, Pflanzen (Gefäßpflanzen, Moosen und anderen), Pilzen und Flechten, Prokaryoten herausgestellt, für welche Arten und Gruppen dieser Lebensraum von besonderer Bedeutung ist. Für diese Gruppen werden auch der aktuelle Status und die bekannten Trends berichtet. Dasselbe gilt, soweit bekannt, für wichtige Biodiversitätsfacetten (inklusive struktureller, funktioneller und genetischer Diversität). Es wird auch explizit erwähnt, zu welchen Artengruppen oder Facetten keine oder qualitativ unzureichende Informationen vorliegen. Datengrundlagen sind typischerweise Statusänderungen in Roten Listen, Ergebnisse von Monitoringstudien und Ergebnisse von anderen wissenschaftlichen Forschungsarbeiten. Ein besonderes Augenmerk wird auf neuere Erkenntnisse von Datensynthesen und die Anwendung neuer Methoden zum Umgang mit heterogenen Datenquellen (Kap.1.2.2) gelegt. Die Ergebnisse dieses Abschnitts dienen als Grundlage für die Diskussion der Ökosystemkonsequenzen sowie der Kausalanalysen in Bezug auf direkte und indirekte Treiber.

**Auswirkungen von Biodiversitätsänderungen auf Ökosystemleistungen:** In diesem Abschnitt wird für jeden Lebensraum ein Überblick über die Kenntnisse über den Zusammenhang zwischen Biodiversitätsänderungen und Konsequenzen für Ökosystemfunktionen und Ökosystemleistungen für uns Menschen gegeben. Neben Änderungen der Artenvielfalt wird auch auf die Änderung in der Zusammensetzung insbesondere infolge von Landnutzung, Klimawandel und biologischen Invasionen eingegangen. Ein starker Fokus wird auf Studien gelegt, die auf großen räumlich-zeitlichen Skalen durchgeführt wurden und die damit eine hohe Relevanz für die Naturschutzplanung und Landnutzung haben. Im Rahmen dieses Kapitels wird auch untersucht, welchen Einfluss gezielte Maßnahmen zur Förderung von biologischer Vielfalt auf Ökosystemfunktionen und -leistungen haben und inwieweit Synergien

bzw. Trade-offs vorliegen. Der *Faktencheck Artenvielfalt* verwendet die Klassifizierung der Ökosystemleistungen (ÖSL) nach einer deutschen Übersetzung der internationalen Klassifizierung von Ökosystemleistungen CICES (CICES V5.1; Anhang A2.4). In dieser Klassifizierung werden ÖSL jeweils Regulationsleistungen, Versorgungsleistungen oder kulturelle Leistungen zugeordnet und zudem in biotisch und abiotisch aufgeteilt. Für den *Faktencheck Artenvielfalt* sind in erster Linie die biotischen ÖSL relevant, die abiotischen können jedoch eine Rolle in der Frage nach den Synergien und Trade-offs spielen. Wo nötig, wird Bezug genommen auf das erweiterte Konzept »Nature's Contribution to People – NCP« (»Beiträge der Natur zum menschlichen Wohlergehen«), das im internationalen Kontext häufiger im Gebrauch ist. Es werden auch Disservices, also negative Auswirkungen der biologischen Vielfalt auf uns Menschen, berücksichtigt, wenn sie für den jeweiligen Lebensraum relevant sind.

**Direkte Treiber von Änderungen der biologischen Vielfalt:** Bezüglich der Definition von direkten Treibern halten wir uns an die Klassifikation des IPBES Global Assessments, das folgende Großgruppen benennt/unterteilt: (i) Veränderung der Struktur der Landschaft, (ii) Veränderte Land-/Meeresnutzung und direkte Ressourcenentnahme, (iii) Verschmutzung, (iv) Klimawandel, (v) Invasive gebietsfremde Arten, (vi) Andere direkte Treiber und Treiberinteraktionen. Für alle diese Treiber werden Intensität und Trends beleuchtet. In jedem Lebensraumkapitel liegt der Schwerpunkt auf denjenigen direkten Treibern, die entweder einen nachweisbaren oder einen sehr wahrscheinlichen Effekt auf die Facetten der biologischen Vielfalt haben. Die Schilderung erfolgt anhand der genannten taxonomischen Gruppen und Biodiversitätsfacetten. Da es nur wenige repräsentative und valide Kausalanalysen gibt, werden hier auch Daten aus vergleichbaren Nachbarregionen verwendet.

**Indirekte Treiber von Änderungen der biologischen Vielfalt:** Auch bei den indirekten Treibern folgen wir IPBES und teilen diese in drei Großgruppen ein: (i) Politische und rechtliche Treiber, (ii) Wirtschaftliche und technologische Treiber, (iii) Gesellschaftliche Treiber, inklusive kultureller Prägungen und gesellschaftlicher Narrative. Für diese drei Großgruppen und deren Wechselwirkungen untereinander werden hierarchische Bezüge zu den direkten Treibern hergestellt, da indirekte Treiber alleine keine Wirkung auf die biologische Vielfalt entfalten können. Auch hier gilt es, Trends in der Wirkungsstärke indirekter Treiber einzuschätzen. In-

direkte Treiber können sowohl hemmende als auch begünstigende Wirkung auf die biologische Vielfalt haben. Letzteres ist der Fall, wenn ein Instrument angewendet wird, um biologische Vielfalt zu fördern. Im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* werden solche begünstigenden und hemmenden Faktoren für die biologische Vielfalt sowie die Relevanz der indirekten Treiber in den verschiedenen Lebensraumkapiteln erörtert. Zudem werden Ergebnisse einer Befragung aller Bearbeitenden des *Faktencheck Artenvielfalt* vorgestellt, welche zum Ziel hat, die drei Großgruppen von indirekten Treibern übergreifend einzuordnen, um Erkenntnisse über Zielkonflikte und Barrieren gewinnbringend für die Transformation zu nutzen.

**Evaluierung von Instrumenten und Maßnahmen:** Ziel dieses Abschnitts ist eine Evaluierung der Wirksamkeit von Instrumenten und Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt. Diese Analyse soll die wichtigsten Stellschrauben für positive Effekte auf die biologische Vielfalt herausarbeiten und damit die Schwerpunktsetzung bei zukünftigen Programmen erleichtern. Der *Faktencheck Artenvielfalt* unterscheidet bei den Instrumenten zwischen ordnungsrechtlichen (Gesetze, Richtlinien), finanziellen, anreizbasierten (Entlohnung von Maßnahmen oder Ergebnissen in der Fläche) und informationellen (Bildungs-, Beratungsangeboten). Unter Maßnahmen zum Erhalt und zur Förderung der biologischen Vielfalt verstehen wir die konkrete Umsetzung in der Fläche. Wir unterscheiden drei Typen von Maßnahmen: (i) Flächenhafte Schutzmaßnahmen, (ii) Managementmaßnahmen (Veränderung in der Flächennutzung oder Bewirtschaftungsweise), (iii) Impulsmaßnahmen (i. d. R. nur einmalige Eingriffe/Installationen von Strukturen). Um die Wirksamkeit von Schutzgebieten zu evaluieren, haben wir im *Faktencheck Artenvielfalt* exemplarisch 20 % aller FFH-Gebiete in Bezug auf die Bewertung der dort vorkommenden Lebensraumtypen und Artengruppen ausgewertet und dabei die Rolle der angegebenen direkten Treiber und ihre Wirkungsstärke miterfasst. Da für den Erfolg von Management- und Impulsmaßnahmen nur eine geringe Datengrundlage zur Verfügung stand, haben wir diese im Rahmen einer Umfrage innerhalb des *Faktencheck Artenvielfalt* evaluieren lassen. Dabei wurde lebensraumspezifisch bewertet, welche Bedeutung die verschiedenen Maßnahmen für den Schutz der biologischen Vielfalt haben und mit welcher Häufigkeit und Effektivität sie umgesetzt werden. Gleichzeitig wurde die Relevanz von v. a. ordnungsrechtlichen Instrumenten für den Schutz und die Förderung verschiedener Artengruppen erfragt.

**Handlungsbedarfe und Handlungsoptionen:** Dieser Abschnitt stellt für jeden Lebensraum das Fazit aus den vorangegangenen Abschnitten dar. Er fokussiert einerseits auf bestehende Wissenslücken zu allen Aspekten des Kapitels und andererseits auf die Möglichkeiten, die sich aus der Instrumenten- und Maßnahmenanalyse ergeben. Dieses Kapitel dient als Ansatzpunkt für das Transformationskapitel und die vergleichende Synthese.

**Thematische Kapitel:** Zusätzlich zu den Lebensraumkapiteln hebt der *Faktencheck Artenvielfalt* zuvor unterrepräsentierte Themenbereiche hervor. Daher gibt es ein separates Kapitel zum Thema **Bodenbiodiversität** (Kap. 8), das zusätzlich zu den Zuarbeiten zu den Lebensräumen die besondere Rolle der Bodenbiodiversität hervorhebt. Diese ist trotz ihrer immens wichtigen Rolle für die Funktion und Stabilität von Ökosystemen vergleichsweise wenig erforscht. Die politisch-rechtlichen, wirtschaftlich-technologischen und gesellschaftlichen Faktoren, welche die biologische Vielfalt beeinflussen, werden in einem eigenen Kapitel zum Thema **indirekte Treiber** (Kap. 9) betrachtet. Ein weiteres Querschnittsthema, das in Publikationen zum Thema der biologischen Vielfalt bislang kaum bearbeitet wurde, sind die gesellschaftliche Transformation und die Potenziale für »leveragepoints« (Hebelpunkte) zur biodiversitätsfördernden Bewirtschaftung unserer Landschaft. Da dies einen ganzheitlichen Blick auf Prozesse erfordert, die in aller Regel lebensraumübergreifend entstehen und wirken, gibt es ein separates Kapitel zum Thema **Transformationspotenziale** (Kap. 10). Hier geht es darum auszuloten, welche Möglichkeiten mithilfe eines Zusammenspiels von politischen, ökonomischen und gesellschaftlichen Instrumenten und Prozessen bestehen, dominante Strukturen, etablierte Praktiken zu hinterfragen, zu verändern, zu delegitimieren und/oder zu ersetzen (Wittmayer et al. 2015, Wunder et al. 2019) oder neu einzurichten mit dem Ziel, positive Wirkungen im Sinne international vereinbarter Biodiversitätsziele zu erreichen. Entsprechende Handlungsoptionen sollen aufzeigen, wie Transformationsprozesse angestoßen oder weiter gestaltet werden können.

### 1.3.3 Realisierung

Die Realisierung des *Faktencheck Artenvielfalt* erfolgte seit 2021 in einem Zusammenspiel aus acht Kapitelgruppen und der Projektleitung, die aus den vier Seniorherausgeber:innen, vier Projektwissenschaftlerinnen und einer Assistentin bestand. Das gesamte Team des *Faktencheck Artenvielfalt* (siehe auch [www.feda.bio/de/faktencheck-artenvielfalt/](http://www.feda.bio/de/faktencheck-artenvielfalt/)) war in die Forschungsiniti-



## Literaturverzeichnis

- Admiraal J. F., Van Den Born R. J. G., Beringer A., Bonaiuto F., Cicero L., Hiedanpää J., Knights P., Knippenberg L. W. J., Molinario E., Musters C. J. M., Naukkarinen O., Polajnar K., Popa F., Smrekar A., Soinen T. et al. (2017): Motivations for committed nature conservation action in Europe. *Environmental Conservation* 44 (2): 148–157. DOI: 10.1017/S037689291700008X
- Adrian R., Hessen D. O., Blenckner T., Hillebrand H., Hilt S., Jeppesen E., Livingstone D. M. & Trolle D. (2016): Environmental Impacts—Lake Ecosystems. In: M. Quante & F. Colijn (Hrsg.): *North Sea Region Climate Change Assessment. Regional Climate Studies*. Springer International Publishing, Cham: 315–340.
- Alleaume S., Dusseux P., Thierion V., Commagnac L., Laventure S., Lang M., Féret J.-B., Hubert-Moy L. & Luque S. (2018): A generic remote sensing approach to derive operational essential biodiversity variables (EBVs) for conservation planning. *Methods in Ecology and Evolution* 9 (8): 1822–1836. DOI: 10.1111/2041-210X.13033
- Bae S., Levick S. R., Heidrich L., Magdon P., Leutner B. F., Wöllauer S., Serebryanyk A., Nauss T., Krzystek P., Gossner M. M., Schall P., Heibl C., Bässler C., Doerfler I., Schulze E.-D. et al. (2019): Radar vision in the mapping of forest biodiversity from space. *Nature Communications* 10 (1): 4757. DOI: 10.1038/s41467-019-12737-x
- Baur B., Steinmann P., Landert P., Gilgado J. D. & Rusterholz H.-P. (2022): Invading non-native populations replace native ones of the endangered freshwater snail *Theodoxus fluviatilis* in the river Rhine. *European Journal of Environmental Sciences* 12 (1): 5–15. DOI: 10.14712/23361964.2022.1
- Beng K. C. & Corlett R. T. (2020): Applications of environmental DNA (eDNA) in ecology and conservation: opportunities, challenges and prospects. *Biodiversity and Conservation* 29 (7): 2089–2121. DOI: 10.1007/s10531-020-01980-0
- Bermudez G. M. A. & Lindemann-Matthies P. (2020): »What Matters Is Species Richness«—High School Students’ Understanding of the Components of Biodiversity. *Research in Science Education* 50 (6): 2159–2187. DOI: 10.1007/s11165-018-9767-y
- BfN – Bundesamt für Naturschutz & Netzwerk Phytodiversität Deutschland (2016): *FlorKart – FlorenKartierung Gefaesspflanzen*.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz & Nehring S. (o. J.): *Neobiota: Startseite*. <https://neobiota.bfn.de/> (aufgerufen am 31.03.2022)
- Binot-Hafke M., Gruttke H., Ludwig G. & Riecken U. (Hrsg.) (2000): *Bundesweite Rote Listen. Bilanzen, Konsequenzen, Perspektiven*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. 255 S.
- Bjerge K., Mann H. M. R. & Høye T. T. (2022): Real-time insect tracking and monitoring with computer vision and deep learning. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 8 (3): 315–327. DOI: 10.1002/rse2.245
- Blowes S. A., Supp S. R., Antão L. H., Bates A., Bruelheide H., Chase J. M., Moyes F., Magurran A., McGill B., Myers-Smith I. H., Winter M., Bjorkman A. D., Bowler D. E., Byrnes J. E. K., Gonzalez A. et al. (2019): The geography of biodiversity change in marine and terrestrial assemblages. *Science* 366 (6463): 339–345. DOI: 10.1126/science.aaw1620
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2007): *Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB). Berlin. 180 S.
- Böhning-Gaese, K. & Bauer, F. (2023) *Vom Verschwinden der Arten. Der Kampf um die Zukunft der Menschheit*. Klett-Cotta, Stuttgart. 253 S.
- Bolte A., Ammer C., Kleinschmit J., Kroihner F., Krüger I., Meyer P., Michler B., Müller-Kroehling S., Sanders T. & Sukopp U. (2022): Nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald. *Natur und Landschaft* 97 (08): 398–401. DOI: 10.19217/NuL2022-08-04
- Bowler D. E., Eichenberg D., Conze K., Suhling F., Baumann K., Benken T., Bönsel A., Bittner T., Drews A., Günther A., Isaac N. J. B., Petzold F., Seyring M., Spengler T., Trockur B. et al. (2021): Winners and losers over 35 years of dragonfly and damselfly distributional change in Germany M. Franzén (Hrsg.): *Diversity and Distributions* 27 (8): 1353–1366. DOI: 10.1111/ddi.13274
- Bruehlheide H., Dengler J., Jiménez-Alfaro B., Purschke O., Hennekens S. M., Chytrý M., Pillar V. D., Jansen F., Kattge J., Sandel B., Aubin I., Biurrun I., Field R., Haider S., Jandt U. et al. (2019): sPlot – A new tool for global vegetation analyses. *Journal of Vegetation Science* 30 (2): 161–186. DOI: 10.1111/jvs.12710
- Brydegaard M. & Jansson S. (2019): Advances in entomological laser radar. *The Journal of Engineering* 2019 (21): 7542–7545. DOI: 10.1049/joe.2019.0598
- Bundesregierung (2018): *Ein neuer Aufbruch für Europa. Eine neue Dynamik für Deutschland. Ein neuer Zusammenhalt für unser Land – Koalitionsvertrag zwischen CDU, CSU und SPD*. Berlin. 175 S.
- Bundesregierung (2021): *Mehr Fortschritt wagen. Bündnis für Freiheit, Gerechtigkeit und Nachhaltigkeit – Koalitionsvertrag zwischen SPD, BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN und FDP*. Berlin. 178 S.
- Burkhardt U., Russell D. J., Decker P., Döhler M., Höfer H., Lesch S., Rick S., Römbke J., Trog C., Vorwald J., Wurst E. & Xylander W. E. R. (2014): The Edaphobase project of GBIF-Germany—A new online soil-zoological data warehouse. *Applied Soil Ecology* 83: 3–12. DOI: 10.1016/j.apsoil.2014.03.021
- Burns F., Eaton M. A., Burfield I. J., Klvaňová A., Šilarová E., Staneva A. & Gregory R. D. (2021): Abundance decline in the avifauna of the European Union reveals cross-continental similarities in biodiversity change. *Ecology and Evolution* 11 (23): 16647–16660. DOI: 10.1002/ece3.8282
- Cardinale B. J., Duffy J. E., Gonzalez A., Hooper D. U., Perings C., Venail P., Narwani A., Mace G. M., Tilman D., Wardle D. A., Kinzig A. P., Daily G. C., Loreau M., Grace

- J. B., Larigauderie A. et al. (2012): Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486 (7401): 59–67. DOI: 10.1038/nature11148
- Cardona Santos E. M., Kinniburgh F., Schmid S., Büttner N., Pröbstl F., Liswanti N., Komarudin H., Borasino E., Ntawuhiganayo E. B. & Zinngrebe Y. (2023): Mainstreaming revisited: Experiences from eight countries on the role of National Biodiversity Strategies in practice. *Earth System Governance* 16: 100177. DOI: 10.1016/j.esg.2023.100177
- Carrasco L. R., Chan J., McGrath F. L. & Nghiem L. T. P. (2017): Biodiversity conservation in a telecoupled world. *Ecology and Society* 22 (3): art24. DOI: 10.5751/ES-09448-220324
- Cavender-Bares J., Gamon J. A. & Townsend P. A. (Hrsg.) (2020): Remote sensing of plant biodiversity. 1. Aufl. Springer. Cham. 581 S.
- CBD – Convention on Biological Diversity (1992): 1992 Convention on Biological Diversity.
- Ceballos G., Ehrlich P. R., Barnosky A. D., García A., Pringle R. M. & Palmer T. M. (2015): Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1 (5): e1400253. DOI: 10.1126/sciadv.1400253
- Chase J. M., Jeliakov A., Ladouceur E. & Viana D. S. (2020): Biodiversity conservation through the lens of metacommunity ecology. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1469 (1): 86–104. DOI: 10.1111/nyas.14378
- DDA – Dachverband Deutscher Avifaunisten (Hrsg.); Gedeon K., Grüneberg C., Mitschke A., Sudfeldt C., Eikhorst W., Fischer S., Flade M., Frick S., Geiersberger I., Koop B., Kramer M., Krüger T., Roth N., Ryslavý T., Stübing S. et al. (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten – Atlas of German Breeding Birds. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland (Hrsg.): Münster.
- DDA – Dachverband Deutscher Avifaunisten (Hrsg.); Gerlach B., Dröschmeister R., Langgemach T., Borkenhagen K., Busch M., Hauswirth M., Heinicke T., Kamp J., Karthäuser J., König C., Markones N., Prior N., Trautmann S., Wahl J. & Sudfeldt C. (2019): Vögel in Deutschland – Übersichten zur Bestandssituation. Dachverband Deutscher Avifaunisten e. V. Münster. 63 S.
- DEIMS-SDR – Dynamic Ecological Information Management System – Site and dataset registry: DEIMS-SDR. <https://deims.org/> (aufgerufen am 29.08.2023)
- Destatis – Statistisches Bundesamt: Ökosystematlas. Statistisches Bundesamt. [https://www.destatis.de/DE/Service/Statistik-Visualisiert/Oekosystematlas/\\_inhalt.html](https://www.destatis.de/DE/Service/Statistik-Visualisiert/Oekosystematlas/_inhalt.html) (aufgerufen am 29.08.2023)
- Diamond J. M. (1975): The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation* 7 (2): 129–146. DOI: 10.1016/0006-3207(75)90052-X
- Díaz S., Settele J., Brondízio E. S., Ngo H. T., Agard J., Arneth A., Balvanera P., Brauman K. A., Butchart S. H. M., Chan K. M. A., Garibaldi L. A., Ichii K., Liu J., Subramanian S. M., Midgley G. F. et al. (2019): Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366 (6471): eaax3100. DOI: 10.1126/science.aax3100
- Dippner J. W. & Kröncke I. (2015): Ecological forecasting in the presence of abrupt regime shifts. *Journal of Marine Systems* 150: 34–40. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2015.05.009
- Dirzo R., Ceballos G. & Ehrlich P. R. (2022): Circling the drain: the extinction crisis and the future of humanity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 377 (1857): 20210378. DOI: 10.1098/rstb.2021.0378
- Disney R. H. L. (2020): Two new species of Phora Latreille (Diptera: Phoridae) from Germany. *Entomologist's Gazette* 71 (2): 130–134. DOI: 10.31184/G00138894.712.1761
- Doi H., Katano I., Sakata Y., Souma R., Kosuge T., Nagano M., Ikeda K., Yano K. & Tojo K. (2017): Detection of an endangered aquatic heteropteran using environmental DNA in a wetland ecosystem. *Royal Society Open Science* 4 (7): 170568. DOI: 10.1098/rsos.170568
- Dröschmeister R., Benzler A., Berhorn F., Doerpinghaus A., Eichen C., Fritsche B., Graef F., Neukirchen M., Sukopp U., Weddeling K. & Züghart W. (2006): Naturschutzmonitoring: Potenziale und Perspektiven. *Natur und Landschaft* 81 (12): 578–584.
- Dunker S., Boho D., Wäldchen J. & Mäder P. (2018): Combining high-throughput imaging flow cytometry and deep learning for efficient species and life-cycle stage identification of phytoplankton. *BMC Ecology* 18 (1): 51. DOI: 10.1186/s12898-018-0209-5
- Dunker S., Motivans E., Rakosy D., Boho D., Mäder P., Hornick T. & Knight T. M. (2021): Pollen analysis using multi-spectral imaging flow cytometry and deep learning. *New Phytologist* 229 (1): 593–606. DOI: 10.1111/nph.16882
- Eichenberg D., Bernhardt-Römer M., Bowler D., Bruelheide H., Conze K.-J., Dauber J., Dengler J., Engels D., Fartmann T., Frank D., Geske C., Grescho V., Harter D., Henle K., Hofmann S. et al. (2020): Langfristige Biodiversitätsveränderungen in Deutschland erkennen – mit Hilfe der Vergangenheit in die Zukunft schauen. *Natur und Landschaft* 95 (11): 479–491. DOI: 10.17433/11.2020.50153851.479-491
- Eichenberg D., Bowler D. E., Bonn A., Bruelheide H., Grescho V., Harter D., Jandt U., May R., Winter M. & Jansen F. (2021): Widespread decline in Central European plant diversity across six decades. *Global Change Biology* 27 (5): 1097–1110. DOI: 10.1111/gcb.15447
- Ellerbrok J. S., Delius A., Peter F., Farwig N. & Voigt C. C. (2022): Activity of forest specialist bats decreases towards wind turbines at forest sites. *Journal of Applied Ecology* 59 (10): 2497–2506. DOI: 10.1111/1365-2664.14249
- Engelhardt E. K., Biber M. F., Dolek M., Fartmann T., Hochkirch A., Leidinger J., Löffler F., Pinkert S., Poniatowski D., Voith J., Winterholler M., Zeuss D., Bowler D. E. & Hof C. (2022): Consistent signals of a warming climate in occupancy changes of three insect taxa over 40 years in central Europe. *Global Change Biology* 28 (13): 3998–4012. DOI: 10.1111/gcb.16200
- Entomologischer Verein Krefeld (2022): Biodiversitätsverluste in FFH-Lebensraumtypen des Offenlandes. Dokumentation zu den Ergebnissen eines Forschungsprojektes. *Series Naturalis* 2: 1–335.
- Exposito-Alonso M., Booker T. R., Czech L., Gillespie L., Hateley S., Kyriazis C. C., Lang P. L. M., Leventhal L., Noguez-Bravo D., Pagowski V., Ruffley M., Spence J. P., Toro

- Arana S. E., Weiß C. L. & Zess E. (2022): Genetic diversity loss in the Anthropocene. *Science* 377 (6613): 1431–1435. DOI: 10.1126/science.abn5642
- Fahrig L. (2020): Why do several small patches hold more species than few large patches? D. Storch (Hrsg.): *Global Ecology and Biogeography* 29 (4): 615–628. DOI: 10.1111/geb.13059
- Fahrig L., Watling J. I., Arnillas C. A., Arroyo-Rodríguez V., Jörger-Hickfang T., Müller J., Pereira H. M., Riva F., Rösch V., Seibold S., Tscharrntke T. & May F. (2022): Resolving the SLOSS dilemma for biodiversity conservation: a research agenda. *Biological Reviews* 97 (1): 99–114. DOI: 10.1111/brv.12792
- Fartmann T., Stuhldreher G., Streitberger M. & Helbing F. (2021): Die Bedeutung der Habitatqualität für den Schutz der Insektendiversität. Mikroklima, Phytodiversität, Habitatheterogenität und Totholz sind Schlüsselfaktoren für artenreiche Insektengemeinschaften. *Naturschutz und Landschaftsplanung: Zeitschrift für angewandte Ökologie* 53 (7): 12–17.
- Fischer M., Bossdorf O., Gockel S., Hänsel F., Hemp A., Hesenmöller D., Korte G., Nieschulze J., Pfeiffer S., Prati D., Renner S., Schöning I., Schumacher U., Wells K., Buscot F. et al. (2010): Implementing large-scale and long-term functional biodiversity research: The Biodiversity Exploratories. *Basic and Applied Ecology* 11 (6): 473–485. DOI: 10.1016/j.baae.2010.07.009
- Frohn H.-W. & Rosebrock J. (2012): Ehrenamtliche Kartierungen für den Naturschutz. Historische Analysen, aktuelle Situation und Zukunftspotenziale. Ergebnisse des F+E-Vorhabens (FKZ 3511 80 1500) »Perspektive Ehrenamt: Zukunftspotenziale für den Naturschutz und den Umsetzungsprozess der NBS«. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg. 310 S.
- Garrett R. D., Levy S. A., Gollnow F., Hodel L. & Rueda X. (2021): Have food supply chain policies improved forest conservation and rural livelihoods? A systematic review. *Environmental Research Letters* 16 (3): 033002. DOI: 10.1088/1748-9326/abe0ed
- Gasparatos A., Doll C. N. H., Esteban M., Ahmed A. & Olang T. A. (2017): Renewable energy and biodiversity: Implications for transitioning to a Green Economy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 70 (NA): 161–184. DOI: 10.1016/j.rser.2016.08.030
- GBIF – Global Biodiversity Information Facility: GBIF. <https://www.gbif.org/> (aufgerufen am 29.08.2023)
- Geiger M. F., Astrin J. J., Borsch T., Burkhardt U., Grobe P., Hand R., Hausmann A., Hohberg K., Krogmann L., Lutz M., Monje C., Misof B., Morinière J., Müller K., Pietsch S. et al. (2016): How to tackle the molecular species inventory for an industrialized nation—lessons from the first phase of the German Barcode of Life initiative GBOL (2012–2015). *Genome* 59 (9): 661–670. DOI: 10.1139/gen-2015-0185
- Gergs R., Koester M., Grabow K., Schöll F., Thielsch A. & Martens A. (2015): *Theodoxus fluviatilis*' re-establishment in the River Rhine: a native relict or a cryptic invader? *Conservation Genetics* 16 (1): 247–251. DOI: 10.1007/s10592-014-0651-7
- Grabs J. & Carodenuto S. L. (2021): Traders as sustainability governance actors in global food supply chains: A research agenda. *Business Strategy and the Environment* 30 (2): 1314–1332. DOI: 10.1002/bse.2686
- Grass I., Loos J., Baensch S., Batáry P., Librán-Embid F., Ficiciyan A., Klaus F., Riechers M., Rosa J., Tiede J., Udy K., Westphal C., Wurz A. & Tscharrntke T. (2019): Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. *People and Nature* 1 (2): 262–272. DOI: 10.1002/pan3.21
- Grunewald K., Schweppe-Kraft B., Syrbe R.-U., Meier S., Krüger T., Schorcht M. & Walz U. (2020): Hierarchical classification system of Germany's ecosystems as basis for an ecosystem accounting – methods and first results. *One Ecosystem* 5: e50648. DOI: 10.3897/oneeco.5.e50648
- Grunewald K. & Bastian O. (2023a): Ökosystemleistungen – Blick auf den Nutzen der Natur. In: K. Grunewald & O. Bastian (Hrsg.): *Ökosystemleistungen*. Springer Berlin Heidelberg. Berlin, Heidelberg: 1–23.
- Grunewald K. & Bastian O. (Hrsg.) (2023b): *Ökosystemleistungen. Konzept, Methoden, Bewertungs- und Steuerungsansätze*. Springer Berlin Heidelberg. Berlin, Heidelberg.
- Haase P., Pilotto F., Li F., Sundermann A., Lorenz A. W., Tonkin J. D. & Stoll S. (2019): Moderate warming over the past 25 years has already reorganized stream invertebrate communities. *Science of The Total Environment* 658: 1531–1538. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.234
- Haase P., Bowler D. E., Baker N. J., Bonada N., Domisch S., Garcia Marquez J. R., Heino J., Hering D., Jähnig S. C., Schmidt-Kloiber A., Stubbington R., Altermatt F., Álvarez-Cabria M., Amatulli G., Angeler D. G. et al. (2023): The recovery of European freshwater biodiversity has come to a halt. *Nature* 620 (7974): 582–588. DOI: 10.1038/s41586-023-06400-1
- Habel J. C., Segerer A., Ulrich W., Torchyk O., Weisser W. W. & Schmitt T. (2016): Butterfly community shifts over two centuries. *Conservation Biology* 30 (4): 754–762. DOI: 10.1111/cobi.12656
- Haber W. (2014): *Landwirtschaft und Naturschutz*. Wiley-VCH Verlag. Weinheim, Germany. 298 S.
- Hagan J. G., Vanschoenwinkel B. & Gamfeldt L. (2021): We should not necessarily expect positive relationships between biodiversity and ecosystem functioning in observational field data F. Courchamp (Hrsg.): *Ecology Letters* 24 (12): 2537–2548. DOI: 10.1111/ele.13874
- Hallmann C. A., Foppen R. P. B., van Turnhout C. A. M., de Kroon H. & Jongejans E. (2014): Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511 (7509): 341–343. DOI: 10.1038/nature13531
- Hallmann C. A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Stenmans W., Müller A., Sumser H., Hörren T., Goulson D. & de Kroon H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas E. G. Lamb (Hrsg.): *PLOS ONE* 12 (10): e0185809. DOI: 10.1371/journal.pone.0185809
- Hallmann C. A., Ssymank A., Sorg M., de Kroon H. & Jongejans E. (2021): Insect biomass decline scaled to species diversity: General patterns derived from a hoverfly commu-

- nity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118 (2): e2002554117. DOI: 10.1073/pnas.2002554117
- Hancock S. C., Essl F., Kraak M.-J., Dawson W., Kreft H., Pyšek P., Pergl J., van Kleunen M., Weigelt P., Winter M., Gartner G. & Lenzner B. (2022): Introducing the combined atlas framework for large-scale web-based data visualization: The GloNAF atlas of plant invasion. *Methods in Ecology and Evolution* 13 (5): 1073–1081. DOI: 10.1111/2041-210X.13820
- Hill A. P., Prince P., Piña Covarrubias E., Doncaster C. P., Snaddon J. L. & Rogers A. (2018): AudioMoth: Evaluation of a smart open acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. *Methods in Ecology and Evolution* 9 (5): 1199–1211. DOI: 10.1111/2041-210X.12955
- Hoban S., Archer F. I., Bertola L. D., Bragg J. G., Breed M. F., Bruford M. W., Coleman M. A., Ekblom R., Funk W. C., Grueber C. E., Hand B. K., Jaffé R., Jensen E., Johnson J. S., Kershaw F. et al. (2022): Global genetic diversity status and trends: towards a suite of Essential Biodiversity Variables (EBVs) for genetic composition. *Biological Reviews* 97 (4): 1511–1538. DOI: 10.1111/brv.12852
- Hong P., Schmid B., De Laender F., Eisenhauer N., Zhang X., Chen H., Craven D., De Boeck H. J., Hautier Y., Petchey O. L., Reich P. B., Steudel B., Striebel M., Thakur M. P. & Wang S. (2022): Biodiversity promotes ecosystem functioning despite environmental change. *Ecology Letters* 25 (2): 555–569. DOI: 10.1111/ele.13936
- Hörren T., Sorg M., Hallmann C. A., Zizka V. M. A., Szymank A., Noll N. W., Schäffler L. & Scherber C. (2022): A universal insect trait tool (ITT, v1.0) for statistical analysis and evaluation of biodiversity research data. *bioRxiv*. 2022.01.25.477751. DOI: <https://doi.org/10.1101/2022.01.25.477751>
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform On Biodiversity And Ecosystem Services (2019): Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Zenodo. Bonn, Germany.
- IPCC–Intergovernmental panel on Climate Change (2022): Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 1. Aufl. H. O. Pörtner, D. C. Roberts, M. Tignor, E. S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Lösschke, V. Möller, A. Okem, & B. Rama (Hrsg.): Cambridge University Press. Cambridge UK and New York, NY, USA. 3056 S.
- Jandt U., Bruelheide H., Berg C., Bernhardt-Römermann M., Blüml V., Bode F., Dengler J., Diekmann M., Dierschke H., Doerfler I., Döring U., Dullinger S., Härdtle W., Haider S., Heinken T. et al. (2022): ReSurveyGermany: Vegetation-plot time-series over the past hundred years in Germany. *Scientific Data* 9 (1): 631. DOI: 10.1038/s41597-022-01688-6
- Jansen F., Bonn A., Bowler D. E., Bruelheide H. & Eichenberg D. (2020): Moderately common plants show highest relative losses. *Conservation Letters* 13 (1): e12674. DOI: 10.1111/conl.12674
- Jong Y. D. (2016): Fauna Europaea. DOI: 10.15468/YMK1BX
- Kamp J., Trappe J., Dübbers L. & Funke S. (2020): Impacts of windstorm-induced forest loss and variable reforestation on bird communities. *Forest Ecology and Management* 478 (NA): 118504. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118504
- Kamp J., Frank C., Trautmann S., Busch M., Dröschmeister R., Flade M., Gerlach B., Karthäuser J., Kunz F., Mitschke A., Schwarz J. & Sudfeldt C. (2021): Population trends of common breeding birds in Germany 1990–2018. *Journal of Ornithology* 162 (1): 1–15. DOI: 10.1007/s10336-020-01830-4
- Karlsson-Vinkhuyzen S., Kok M. T. J., Visseren-Hamakers I. J. & Termeer C. J. A. M. (2017): Mainstreaming biodiversity in economic sectors: An analytical framework. *Biological Conservation* 210 (Part A): 145–156. DOI: 10.1016/j.biocon.2017.03.029
- Kattge J., Bönisch G., Díaz S., Lavorel S., Prentice I. C., Leadley P., Tautenhahn S., Werner G. D. A., Aakala T., Abedi M., Acosta A. T. R., Adamidis G. C., Adamson K., Aiba M., Albert C. H. et al. (2020): TRY plant trait database – enhanced coverage and open access. *Global Change Biology* 26 (1): 119–188. DOI: 10.1111/gcb.14904
- van Klink R., Bowler D. E., Gongalsky K. B., Swengel A. B., Gentile A. & Chase J. M. (2020): Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science* 368 (6489): 417–420. DOI: 10.1126/science.aax9931
- van Klink R., August T., Bas Y., Bodesheim P., Bonn A., Fossøy F., Høye T. T., Jongejans E., Menz M. H. M., Miraldo A., Roslin T., Roy H. E., Ruczyński I., Schigel D., Schäffler L. et al. (2022): Emerging technologies revolutionise insect ecology and monitoring. *Trends in Ecology & Evolution* 37 (10): 872–885. DOI: 10.1016/j.tree.2022.06.001
- Kollmann J., Kirmer A., Tischew S., Hölzel N. & Kiehl K. (2019): Renaturierungsökologie. Springer Spektrum. Berlin. 489 S.
- Kottler E. J., Dickman E. E., Sexton J. P., Emery N. C. & Franks S. J. (2021): Draining the Swamping Hypothesis: Little Evidence that Gene Flow Reduces Fitness at Range Edges. *Trends in Ecology & Evolution* 36 (6): 533–544. DOI: 10.1016/j.tree.2021.02.004
- Kowarik I. & Rabitsch W. (2010): Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2., wesentlich erw. Aufl. Ulmer. Stuttgart (Hohenheim). 492 S.
- Kremen C. (2015): Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1355 (1): 52–76. DOI: 10.1111/nyas.12845
- Kühn I., Brandl R., May R. & Klotz St. (2003): Plant distribution patterns in Germany – Will aliens match natives? *Feddes Repertorium* 114 (7–8): 559–573. DOI: 10.1002/fedr.200311015
- Lackschewitz D., Reise K., Buschbaum C. & Karez R. (2014): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. Juli 2014. LLUR SH. Kiel. 216 S.
- Leclère D., Obersteiner M., Barrett M., Butchart S. H. M., Chaudhary A., De Palma A., DeClerck F. A. J., Di Marco M., Doelman J. C., Dürauer M., Freeman R., Harfoot M., Hasegawa T., Hellweg S., Hilbers J. P. et al. (2020): Bending

- the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. *Nature* 585 (7826): 551–556. DOI: 10.1038/s41586-020-2705-y
- Lennartz G. (2003): Der bioökologisch-soziologische Klassifikationsansatz und dessen Anwendung in der Naturschutzpraxis, dargestellt am Beispiel der Borstgrasrasen (Violion) der Eifel unter Berücksichtigung der Laufkäfer, Spinnen, Heuschrecken, Tagfalter und Schwebfliegen. Shaker. Aachen. 273 S.
- Leopoldina – Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina (2020): Biodiversität und Management von Agrarlandschaften. Umfassendes Handeln ist jetzt wichtig. Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina. Halle (Saale).
- Linke S., Gifford T., Desjonquères C., Tonolla D., Aubin T., Barclay L., Karaconstantis C., Kennard M. J., Rybak F. & Sueur J. (2018): Freshwater ecoacoustics as a tool for continuous ecosystem monitoring. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16 (4): 231–238. DOI: 10.1002/fee.1779
- Linnakoski R., Kasanen R., Dounavi A. & Forbes K. M. (2019): Editorial: Forest Health Under Climate Change: Effects on Tree Resilience, and Pest and Pathogen Dynamics. *Frontiers in Plant Science* 10 (1157): 3. DOI: 10.3389/fpls.2019.01157
- Marques A., Martins I. S., Kastner T., Plutzer C., Theurl M. C., Eisenmenger N., Huijbregts M. A. J., Wood R., Stadler K., Bruckner M., Canelas J., Hilbers J. P., Tukker A., Erb K. & Pereira H. M. (2019): Increasing impacts of land use on biodiversity and carbon sequestration driven by population and economic growth. *Nature Ecology & Evolution* 3 (4): 628–637. DOI: 10.1038/s41559-019-0824-3
- Maxwell S. L., Cazalis V., Dudley N., Hoffmann M., Rodrigues A. S. L., Stolton S., Visconti P., Woodley S., Kingston N., Lewis E., Maron M., Strassburg B. B. N., Wenger A., Jonas H. D., Venter O. et al. (2020): Area-based conservation in the twenty-first century. *Nature* 586 (7828): 217–227. DOI: 10.1038/s41586-020-2773-z
- Meadows D., Heck H. D. & Meadows D. L. (Hrsg.) (1982): Die Grenzen des Wachstums. Bericht d. Club of Rome zur Lage d. Menschheit. 364.-373. Tsd. Rowohlt. Reinbek bei Hamburg. 180 S.
- Meadows D. H. & Club of Rome (Hrsg.) (1972): The Limits to growth: a report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind. Universe Books. New York. 205 S.
- Mission B: Mission B – für mehr Biodiversität. <https://missionb.ch/de/missionb> (aufgerufen am 29.08.2023)
- MonViA – Verbundprojekt MonViA (2021): Bundesweites Monitoring der biologischen Vielfalt in Agrarlandschaften – Jahresbericht 2021. BLE. 60 S.
- Müller J., Mitesser O., Cadotte M. W., Van Der Plas F., Mori A. S., Ammer C., Chao A., Scherer-Lorenzen M., Baldrian P., Bässler C., Biedermann P., Cesarz S., Claßen A., Delory B. M., Feldhaar H. et al. (2023): Enhancing the structural diversity between forest patches—A concept and real-world experiment to study biodiversity, multifunctionality and forest resilience across spatial scales. *Global Change Biology* 29 (6): 1437–1450. DOI: 10.1111/gcb.16564
- Myers N. (1996): Environmental services of biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 93 (7): 2764–2769. DOI: 10.1073/pnas.93.7.2764
- Nehring S. (2003): Gebietsfremde Arten in den deutschen Gewässern—ein Risiko für die Biodiversität. 498: 40–52.
- Newbold T., Hudson L. N., Contu S., Hill S. L. L., Beck J., Liu Y., Meyer C., Phillips H. R. P., Scharlemann J. P. W. & Purvis A. (2018): Widespread winners and narrow-ranged losers: Land use homogenizes biodiversity in local assemblages worldwide. *PLOS Biology* 16 (12): e2006841. DOI: 10.1371/journal.pbio.2006841
- Ott J. (1996): Zeigt die Ausbreitung der Feuerlibelle in Deutschland eine Klimaveränderung an? 28: 53–61.
- Outhwaite C. L., Gregory R. D., Chandler R. E., Collen B. & Isaac N. J. B. (2020): Complex long-term biodiversity change among invertebrates, bryophytes and lichens. *Nature Ecology & Evolution* 4 (3): 384–392. DOI: 10.1038/s41559-020-1111-z
- Overmann J., Huang S., Nübel U., Hahnke R. L. & Tindall B. J. (2019): Relevance of phenotypic information for the taxonomy of not-yet-cultured microorganisms. *Systematic and Applied Microbiology* 42 (1): 22–29. DOI: 10.1016/j.syapm.2018.08.009
- Pawlowski J., Kelly-Quinn M., Altermatt F., Apothéloz-Perret-Gentil L., Beja P., Boggero A., Borja A., Bouchez A., Cordier T., Domaizon I., Feio M. J., Filipe A. F., Fornaroli R., Graf W., Herder J. et al. (2018): The future of biotic indices in the ecogenomic era: Integrating (e)DNA metabarcoding in biological assessment of aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment* 637–638 (NA): 1295–1310. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.002
- Péer G., Zinngrebe Y., Moreira F., Sirami C., Schindler S., Müller R., Bontzorlos V., Clough D., Bezák P., Bonn A., Hansjürgens B., Lomba A., Möckel S., Passoni G., Schleyer C. et al. (2019): A greener path for the EU Common Agricultural Policy. *Science* 365 (6452): 449–451. DOI: 10.1126/science.aax3146
- Pereira H. M., Ferrier S., Walters M., Geller G. N., Jongman R. H. G., Scholes R. J., Bruford M. W., Brummitt N., Butchart S. H. M., Cardoso A. C., Coops N. C., Dulloo E., Faith D. P., Freyhof J., Gregory R. D. et al. (2013): Essential Biodiversity Variables. *Science* 339 (6117): 277–278. DOI: 10.1126/science.1229931
- Pérez-Granados C. & Traba J. (2021): Estimating bird density using passive acoustic monitoring: a review of methods and suggestions for further research. *Ibis* 163 (3): 765–783. DOI: 10.1111/ibi.12944
- Perino A., Pereira H. M., Navarro L. M., Fernández N., Bullock J. M., Ceaușu S., Cortés-Avizanda A., van Klink R., Kuemmerle T., Lomba A., Péer G., Plieninger T., Rey Benayas J. M., Sandom C. J., Svenning J.-C. et al. (2019): Rewilding complex ecosystems. *Science* 364 (6438): eaav5570. DOI: 10.1126/science.aav5570
- Perino A., Pereira H. M., Felipe-Lucia M., Kim H., Kühl H. S., Marselle M. R., Meya J. N., Meyer C., Navarro L. M., van Klink R., Albert G., Barratt C. D., Bruelheide H., Cao Y., Chamoin A. et al. (2021): Biodiversity post-2020: Closing the gap between global targets and national-level im-

- plementation. *Conservation Letters* 15 (2): e12848. DOI: 10.1111/conl.12848
- Perrings C., Naeem S., Ahrestani F., Bunker D. E., Burkill P., Canziani G., Elmquist T., Ferrati R., Fuhrman J., Jaksic F., Kawabata Z., Kinzig A., Mace G. M., Milano F., Mooney H. et al. (2010): Ecosystem Services for 2020. *Science* 330 (6002): 323–324. DOI: 10.1126/science.1196431
- Plachter H. (1991): *Naturschutz*. G. Fischer. Stuttgart.
- van der Plas F. (2019): Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. *Biological Reviews*. brv.12499. DOI: 10.1111/brv.12499
- Pörtner H. O., Scholes R. J., Agard J., Archer E., Arneth A., Bai X., Barnes D., Burrows M., Chan L., Cheung W. L., Diamond S., Donatti C., Duarte C., Eisenhauer N., Foden W. et al. (2021): IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) and Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- Ratcliffe S., Liebergesell M., Ruiz-Benito P., Madrigal González J., Muñoz Castañeda J. M., Kändler G., Lehtonen A., Dahlgren J., Kattge J., Peñuelas J., Zavala M. A. & Wirth C. (2016): Modes of functional biodiversity control on tree productivity across the European continent. *Global Ecology and Biogeography* 25 (3): 251–262. DOI: 10.1111/geb.12406
- Rduch V. & Peters R. S. (2020): GBOL III: Dark Taxa – die dritte Phase der German Barcode of Life Initiative hat begonnen. *KOENIGIANA* 14 (2): 91–107. DOI: NA
- Rewilding Europe (Hrsg.); Allen D., Bosman I., Collier S., Ellederadzi M., Helmer W. & Schepers F. (2015): *Rewilding Europe – Annual Review 2015*. Amsterdam. 92 S.
- Riecken U., Ammer C., Baur B., Bonn A., Diekötter T., Hotes S., Krüß A., Klimek S., Leyer I., Werk K., Ziegenhagen B. & Farwig N. (2020): Notwendigkeit eines Brückenschlags zwischen Wissenschaft und Praxis im Naturschutz: Chancen und Herausforderungen. *Natur und Landschaft* 95 (8): 364–370. DOI: 10.17433/8.2020.50153829.364-37
- Riedel W., Lange H., Jedicke E. & Reinke M. (Hrsg.) (2016): *Landschaftsplanung*. 3. Aufl. Springer Spektrum. Berlin, Heidelberg. 535 S.
- Rigal S., Dakos V., Alonso H., Auniņš A., Benkó Z., Brotons L., Chodkiewicz T., Chylarecki P., De Carli E., Del Moral J. C., Domşa C., Escandell V., Fontaine B., Foppen R., Gregory R. et al. (2023): Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 120 (21): e2216573120. DOI: 10.1073/pnas.2216573120
- Riva F. & Fahrig L. (2023): Landscape-scale habitat fragmentation is positively related to biodiversity, despite patch-scale ecosystem decay. *Ecology Letters* 26 (2): 268–277. DOI: 10.1111/ele.14145
- Salvatori V., Balian E., Blanco J. C., Ciucci P., Demeter L., Hartel T., Marsden K., Redpath S. M., von Korff Y. & Young J. C. (2020): Applying Participatory Processes to Address Conflicts Over the Conservation of Large Carnivores: Understanding Conditions for Successful Management. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8 (NA): NA. DOI: 10.3389/fevo.2020.00182
- Scherfose V. (Hrsg.) (2014): *Nationalparkmanagement in Deutschland*. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg. 261 S.
- Schmidt-Kloiber A. & Hering D. (2015): www.freshwaterecology.info – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators* 53: 271–282. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.02.007
- Schneider S., Taylor G. W., Kremer S. C., Burgess P., McGroarty J., Mitsui K., Zhuang A., deWaard J. R. & Fryxell J. M. (2022): Bulk arthropod abundance, biomass and diversity estimation using deep learning for computer vision. *Methods in Ecology and Evolution* 13 (2): 346–357. DOI: 10.1111/2041-210X.13769
- Schuldt B., Buras A., Arend M., Vitasse Y., Beierkuhnlein C., Damm A., Gharun M., Grams T. E. E., Hauck M., Hajek P., Hartmann H., Hiltbrunner E., Hoch G., Holloway-Phillips M., Körner C. et al. (2020): A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic and Applied Ecology* 45 (NA): 86–103. DOI: 10.1016/j.baae.2020.04.003
- Seibold S., Gossner M. M., Simons N. K., Blüthgen N., Müller J., Ambarlı D., Ammer C., Bauhus J., Fischer M., Habel J. C., Linsenmair K. E., Nauss T., Penone C., Prati D., Schall P. et al. (2019): Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574 (7780): 671–674. DOI: 10.1038/s41586-019-1684-3
- Settele J. (2020): *Die Triple-Krise: Artensterben, Klimawandel, Pandemien. Warum wir dringend handeln müssen*. Edel Books. Hamburg. 319 S.
- Sommerwerk N., Geschke J. & Schliep R. (2021): *Vernetzung und Kooperation ehrenamtlicher und akademischer Forschung im Rahmen des nationalen Biodiversitätsmonitorings. Herausforderungen und Lösungsstrategien*. *Naturschutz und Landschaftsplanung (NuL)* 53 (8): 30–36. DOI: 10.1399/NuL.2021.08.03
- Soulé M. E. & Wilcox B. A. (Hrsg.) (1980): *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sinauer Associates. Sunderland, Mass. 395 S.
- Spake R., Barajas-Barbosa M. P., Blowes S. A., Bowler D. E., Callaghan C. T., Garbowski M., Jurburg S. D., van Klink R., Korell L., Ladouceur E., Rozzi R., Viana D. S., Xu W.-B. & Chase J. M. (2022): Detecting Thresholds of Ecological Change in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources* 47 (1): 797–821. DOI: 10.1146/annurev-environ-112420-015910
- Sperle T. & Bruehlheide H. (2021): Climate change aggravates bog species extinctions in the Black Forest (Germany). *Diversity and Distributions* 27 (2): 282–295. DOI: 10.1111/ddi.13184
- Ssymank A. (1994): *Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz. Das Schutzgebietssystem Natura 2000 und die FFH – Richtlinie der EU*. *Natur und Landschaft* 69 (9): 395–406.
- van Strien A. J., Meyling A. W. G., Herder J. E., Hollander H., Kalkman V. J., Poot M. J. M., Turnhout S., van der Hoorn B., van Strien-van Liempt W. T. F. H., van Swaay C. A. M., van Turnhout C. A. M., Verweij R. J. T. & Oerlemans N. J. (2016): Modest recovery of biodiversity in a western Eu-

- ropean country: The Living Planet Index for the Netherlands. *Biological Conservation* 200 (NA): 44–50. DOI: 10.1016/j.biocon.2016.05.031
- Teixeira C. P. & Fernandes C. O. (2020): Novel ecosystems: a review of the concept in non-urban and urban contexts. *Landscape Ecology* 35 (1): 23–39. DOI: 10.1007/s10980-019-00934-4
- Thonfeld F., Gessner U., Holzwarth S., Kriese J., Da Ponte E., Huth J. & Kuenzer C. (2022): A First Assessment of Canopy Cover Loss in Germany's Forests after the 2018–2020 Drought Years. *Remote Sensing* 14 (3): 562. DOI: 10.3390/rs14030562
- du Toit J. T. & Pettorelli N. (2019): The differences between rewilding and restoring an ecologically degraded landscape. *Journal of Applied Ecology* 56 (11): 2467–2471. DOI: 10.1111/1365-2664.13487
- Tolvanen A., Routavaara H., Jokikokko M. & Rana P. (2023): How far are birds, bats, and terrestrial mammals displaced from onshore wind power development? – A systematic review. *Biological Conservation* 288: 110382. DOI: 10.1016/j.biocon.2023.110382
- Toschki A., Burkhardt U., Haase H., Höfer H., Jänsch S., Oellers J., Römbke J., Roß-Nickoll M., Salamon J.-A., Schmelz R. M., Scholz-Starke B. & Russell D. (2021): Die Edaphobase-Länderstudien. Synökologische Untersuchungen von Bodenorganismen in einem Biotop- und Standortgradienten in Deutschland 2014–2018. DOI: 10.34750/PECK14-2021
- Trepl L. (1994): Geschichte der Ökologie vom 17. Jahrhundert bis zur Gegenwart. 2. Aufl. Beltz Athenäum Verlag. Weinheim, Deutschland. 280 S.
- TU Berlin – Technische Universität Berlin & BfN – Bundesamt für Naturschutz (2023): Indikator-Factsheet: Rückgewinnung natürlicher Überflutungsflächen.
- Tudge S. J., Purvis A. & De Palma A. (2021): The impacts of biofuel crops on local biodiversity: a global synthesis. *Biodiversity and Conservation* 30 (11): 2863–2883. DOI: 10.1007/s10531-021-02232-5
- UBA – Umweltbundesamt (2022): Die Risiken des Klimawandels für Deutschland. 20 S.
- Wägele J. W., Bodesheim P., Bourlat S. J., Denzler J., Diepenbroek M., Fonseca V., Frommolt K.-H., Geiger M. F., Gemeinholzer B., Glöckner F. O., Haucke T., Kirse A., Kölpin A., Kostadinov I., Kühl H. S. et al. (2022): Towards a multisensor station for automated biodiversity monitoring. *Basic and Applied Ecology* 59 (NA): 105–138. DOI: 10.1016/j.baae.2022.01.003
- Wäldchen J. & Mäder P. (2018): Machine learning for image based species identification. *Methods in Ecology and Evolution* 9 (11): 2216–2225. DOI: 10.1111/2041-210X.13075
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2020): Landwende im Anthropozän. Von der Konkurrenz zur Integration. Hauptgutachten. Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen. Berlin. 415 S.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung für Globale Umweltveränderungen (2024): Biodiversität. Jetzt dringend handeln für Natur und Mensch. Politikpapier 13. Berlin: WBGU.
- Weisser W. W., Roscher C., Meyer S. T., Ebeling A., Luo G., Allan E., Beßler H., Barnard R. L., Buchmann N., Buscot F., Engels C., Fischer C., Fischer M., Gessler A., Gleixner G. et al. (2017): Biodiversity effects on ecosystem functioning in a 15-year grassland experiment: Patterns, mechanisms, and open questions. *Basic and Applied Ecology* 23 (Supplement C): 1–73. DOI: 10.1016/j.baae.2017.06.002
- Whitehorn P. R., Navarro L. M., Schröter M., Fernandez M., Rotllan-Puig X. & Marques A. (2019): Mainstreaming biodiversity: A review of national strategies. *Biological Conservation* 235 (NA): 157–163. DOI: 10.1016/j.biocon.2019.04.016
- Winter M., Schweiger O., Klotz S., Nentwig W., Andriopoulos P., Arianoutsou M., Basnou C., Delipetrou P., Didžiulis V., Hejda M., Hulme P. E., Lambdon P. W., Pergl J., Pyšek P., Roy D. B. et al. (2009): Plant extinctions and introductions lead to phylogenetic and taxonomic homogenization of the European flora. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106 (51): 21721–21725. DOI: 10.1073/pnas.0907088106
- Wirth C., Engelmann R. A., Haack N., Hartmann H., Richter R., Schnabel F., Scholz M. & Seele-Dilbat C. (2021): Naturschutz und Klimawandel im Leipziger Auwald. Ein Biodiversitätshotspot an der Belastungsgrenze. *Biologie in unserer Zeit* 51 (1): 55–65. DOI: 10.11576/biuz-4107
- Woodcock B. A., Bullock J. M., Shore R. F., Heard M. S., Pereira M. G., Redhead J., Ridding L., Dean H., Sleep D., Henrys P., Peyton J., Hulmes S., Hulmes L., Sárosspataki M., Saure C. et al. (2017): Country-specific effects of neonicotinoid pesticides on honey bees and wild bees. *Science* 356 (6345): 1393–1395. DOI: 10.1126/science.aaa1190
- Xu S., Eisenhauer N., Ferlian O., Zhang J., Zhou G., Lu X., Liu C. & Zhang D. (2020): Species richness promotes ecosystem carbon storage: evidence from biodiversity-ecosystem functioning experiments. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 287 (1939): 20202063. DOI: 10.1098/rspb.2020.2063
- Zeuss D., Bald L., Gottwald J., Becker M., Bellafkir H., Bendix J., Bengel P., Beumer L. T., Brandl R., Brändle M., Dahlke S., Farwig N., Freisleben B., Friess N., Heidrich L. et al. (2023): Nature 4.0: A networked sensor system for integrated biodiversity monitoring. *Global Change Biology* 30 (1): e17056. DOI: 10.1111/gcb.17056

# 2

# THEMENBEREICHE IM *FAKTENCHECK* *ARTENVIELFALT*

## **Autor:innen**

Jori Maylin Marx, Julia S. Ellerbrok, Anja Schmidt, Theresa Spatz, Maria Sporbert,  
Lea von Sivers, Helge Bruelheide, Nina Farwig, Josef Settele, Christian Wirth

## **Beitragende Autor:innen**

Nico Eisenhauer, Jennifer Hauck, Sven Grüner, Sebastian Lakner, Vera Schreiner,  
Pia Sommer, Christian Ristok

## 2.1 Status und Trends

Das Kapitel »Status und Trends der Biodiversität« gibt einen Überblick über die wichtigsten Monitoringprogramme des jeweiligen Lebensraums und zeigt auf, zu welchen Biodiversitätsfacetten und/oder Organismengruppen es noch Wissenslücken und Defizite gibt, die es zu schließen gilt. Es werden jeweils der aktuelle Zustand und die Entwicklung (Trends) der Lebensräume und der darin vorkommenden Organismengruppen beschrieben, um zu zeigen, wie sich die Biodiversität insbesondere im Laufe der letzten 30 Jahre verändert hat. Es werden Artengruppen herausgestellt, für welche der jeweilige Lebensraum von besonderer Bedeutung ist. Die fundierten Aussagen sind das Ergebnis einer intensiven Literaturrecherche zu Statusänderungen in Roten Listen, Monitoringstudien und wissenschaftlichen Forschungsarbeiten. Betrachtet werden auch die Zahl und die Veränderung von nicht einheimischen Arten, auf deren Rolle aber genauer im Kapitel »Direkte Treiber – Invasive Arten« eingegangen wird.

Im Folgenden (Kap. 2.1.1) wird ein Überblick über wichtige lebensraumübergreifende Monitoringprogramme, Biodiversitätserfassungen und Forschungsinitiativen zu den verschiedenen Organismengruppen in Deutschland gegeben. Es folgt eine Einschätzung der Verfügbarkeit und Defizite der vorhandenen Biodiversitätsdaten (Kap. 2.1.2). Unter 2.1.3 werden lebensraumübergreifend der aktuelle Kenntnisstand und bekannte Wissenslücken zu den verschiedenen Facetten der Biodiversität zusammengefasst (Kap. 2.1.3.1). Ein Fokus liegt dabei auf den Einschätzungen der Roten Listen zur Gefährdungssituation und Bestandsentwicklung von Arten (Kap. 2.1.3.2). Des Weiteren werden Endemiten und Taxa mit nationaler Verantwortlichkeit vorgestellt (Kap. 2.1.3.3) sowie Hotspots der biologischen Vielfalt in Deutschland gezeigt, die auf Grundlage von Artenhäufigkeiten von verschiedenen Organismengruppen identifiziert wurden (Kap. 2.1.3.4). Im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* wurden auch eigene umfangreiche Analysen zu Biodiversitätstrends durchgeführt. Über die verschiedenen Lebensräume und Organismengruppen hinweg wurden publizierte Biodiversitätstrends aus zahlreichen Studien zusammengetragen, mit Rohdaten von direkten Beobachtungen zu 15.272 Zeitreihen verknüpft und einer gemeinsamen Analyse unterzogen. Das Ziel war es, ein räumlich explizites, möglichst umfassendes Bild der vorhandenen Datenlage zu gewinnen, das über eine reine Einschätzung von Expert:innen hinausgeht. Mit der gewichteten Stimmzählung (Weighted Vote Count – WVC) wurde eine Möglichkeit gefunden,

die heterogene Datenlage von Biodiversitätstrends zu beschreiben (Kap. 2.1.4).

### 2.1.1 Biodiversitätserfassung, Monitoringprogramme und Forschungsinitiativen

Eine wichtige Basis für die Entwicklung und Durchführung von Maßnahmen zum Erhalt und zur Förderung der biologischen Vielfalt sind einerseits Beobachtungen des Zustands und der Dynamik der Biodiversität in Raum und Zeit und andererseits Kenntnisse über ökologische Grundlagen und Zusammenhänge, die in der konkreten Ausgestaltung von Schutz- und Managementmaßnahmen Niederschlag finden. Das folgende Kapitel gibt einen Überblick über Ausgestaltung und Defizite bestehender Monitoringsysteme, die in den Kapiteln zu einzelnen Lebensräumen spezifisch bewertet werden.

Biodiversitätsmonitoring ist eine systematische, wiederholte und standardisierte Erfassung des Zustands der Bestandteile der Biodiversität. Ein Monitoring liefert kontinuierlich oder in definierten Zeiträumen regelmäßig Daten, die nach Methoden erhoben werden, die über Zeit und Raum hinweg vergleichbar sind (NMZB o. J.). Im Kontext der Umweltplanung ist Monitoring die »kontinuierliche oder regelmäßige Beobachtung von biotischen und/oder abiotischen Komponenten der Umwelt, um schädliche Stoffe oder Einflüsse zu erkennen und zu quantifizieren« (Schaefer 2012). Neben anlassunabhängigem Monitoring umfasst Monitoring auch die Erfolgskontrolle von Maßnahmen (anlassbezogene Erfolgskontrolle). Zu den in Deutschland gesetzlich vorgeschriebenen und institutionell durchgeführten Monitoringprogrammen gehört vor allem das vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) koordinierte und auf der Habitats Directive der Europäischen Kommission basierende Monitoring der **Fauna-Flora-Habitat-(FFH-)**Lebensraumtypen und der Arten der FFH-Anhänge (Rat der Europäischen Gemeinschaft 1992), das auf der Habitats Directive der Europäischen Kommission (FFH-Richtlinie) basiert. Das im Rahmen der FFH-Richtlinie eingerichtete Natura-2000-Schutzgebietssystem umfasst in Deutschland rund 4.500 gemeldete FFH-Gebiete, die 9,3 % der terrestrischen Fläche in Deutschland ausmachen, dazu über 2 Mio. ha Meeres-, See-, Bodden- und Wattflächen. Hinzu kommen 742 Vogelschutzgebiete (11,3 % der Landfläche). Hierbei ist zu beachten, dass sich Vogelschutz- und FFH-Gebiete vielfach überschneiden. Insgesamt bedecken diese Natura-2000-Gebiete 15,5 % der Landfläche sowie 45 % der marinen Fläche Deutschlands (BfN o. J.). Im verpflichtenden Monitoring der FFH-Lebensräume und -Arten müssen die Mitgliedstaaten den Erhaltungszustand der für ihr Gebiet in

den Anhängen 1 und 2 vorkommenden Lebensraumtypen und Arten monitoren und alle sechs Jahre den jeweiligen Zustand für alle Arten und Lebensraumtypen (LRT) an die EU melden. Für Deutschland wurden dazu vom BfN einheitliche Bewertungsschemata erstellt (BfN & BLAK 2017a; BfN & BLAK 2017b). Das FFH-Monitoring deckt weder alle LRT ab, noch basiert es auf freizugänglichen (Roh-)Daten, die die Auswertungen über die Kategorien des Erhaltungszustands (günstig, ungünstig-unzureichend, ungünstig-schlecht) hinweg erlauben würden. Des Weiteren wird vom BfN das **bundesweite Insektenmonitoring** koordiniert, das für häufige Insekten regelmäßig auf den bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen erfolgen soll und durch ein Monitoring für seltene Insektengruppen ergänzt wird. Die Durchführung obliegt den Bundesländern, die ein Minimalprogramm realisieren müssen und optional Erweiterungsbausteine wählen können. Ein entsprechender Methodenleitfaden wurde publiziert (BfN 2020b). Das **Monitoring auf Flächen des Nationalen Naturerbes** (NNE-Monitoring) läuft seit 2012 unter Federführung des BfN und der Naturstiftung David und ist ein Gemeinschaftsprojekt von Bund, Ländern, Stiftungen und Naturschutzorganisationen. Das Monitoring dokumentiert dabei die naturschutzfachlichen Maßnahmen und die Entwicklung der Naturerbeflächen. Das Ökosystemmonitoring des BfN befindet sich aktuell noch in Erprobung und soll zukünftig die Veränderungen der Biotope in der Gesamtlandschaft auf den bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen dokumentieren.

Im Agrar- und Offenland ist das vom BfN koordinierte **Monitoring der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert** (High Nature Value Farmland, HNV-Farmland-Monitoring), ein bundesweites Programm, das auf Stichprobenflächen den Zustand und die Entwicklung von Landwirtschaftsflächen erfasst. Das HNV-Monitoring umfasst allerdings nur wenige Arten ausgewählter Organismengruppen (sogenannte Kenntaxa), Indikatoren und Lebensraumtypen in der Agrarlandschaft (BfN 2017c). Im Wald wird deutschlandweit im zehnjährigen Turnus die **Bundeswaldinventur** (BWI) durchgeführt. Koordiniert vom Thünen-Institut für Waldökosysteme und finanziert vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, werden dabei auch besonders geschützte Biotope, FFH-Lebensraumtypen und biodiversitätsfördernde Strukturen erfasst. Das Monitoring von Flächen mit natürlicher Waldentwicklung (Naturwaldreservate, Kernzonen von Nationalparks und von Biosphärenreservaten) wird von verschiedenen forstlichen Forschungsanstalten sowie Nationalparkverwaltungen durchgeführt. Im Süßwasser ist das Monitoring zum

ökologischen Zustand der Fließgewässer und Seen nach der **Wasserrahmenrichtlinie** (WRRL) zu nennen, welche eine Berichterstattung aber nur für Fließgewässer mit Einzugsgebieten größer als 10 km<sup>2</sup> und für Seen mit einer Fläche größer als 0,5 km<sup>2</sup> vorsieht, sodass die zahlenmäßig weit bedeutenderen kleineren Oberflächengewässer (Quellen, Quellbäche, kleinere Seen, Sölle, Tümpel, Weiher) nicht berücksichtigt werden, obwohl sie für die Biodiversität eine große Rolle spielen. Im marinen Bereich gibt es mit dem Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets (**Helsinki-Übereinkommen**, HELCOM) und des Nordostatlantiks (**Oslo-Paris-Übereinkommen**, OSPAR) wichtige koordinierte Monitoringprogramme.

Zahlreiche Institutionen führen ein kontinuierliches Monitoring durch und betreuen unter anderem jahrzehntelange Zeitreihen, wodurch es beispielsweise eine umfassende Datenlage zu den Fischvorkommen der Nord- und Ostsee gibt. Daten zur Insektenvielfalt und Populationsentwicklung werden bundesweit und lebensraumübergreifend seit 2019 im **Malaisefallen-Projekt** gesammelt, das in das deutsche **Netzwerk für ökologisch-ökosystemare Langzeitforschung** (LTER-D) integriert ist. Allein für 2019 und 2020 konnten im Malaisefallen-Projekt aus über 1.000 Insektenproben mittels DNA-Metabarcoding über 31.000 Insektenarten nachgewiesen und somit Daten zur Insektenvielfalt und Populationsentwicklung in typischen Lebensräumen sammeln werden (Buchner et al. 2023). Das LTER-D wird seit 2006 von außeruniversitären Forschungseinrichtungen (u. a. Senckenberg, AWI, IOW), Hochschulen, Nationalparks und Biosphärenreservaten sowie Vereinen getragen. Für urbane Räume gibt es aktuell weder ein standardisiertes Biodiversitätsmonitoring noch eine systematische bundesländerübergreifende Datenhaltung, was deutschlandweite, vergleichende Auswertungen nahezu unmöglich macht. Die Datenlage in urbanen Räumen ist außerdem abhängig von der Stadtgröße und dem Vorkommen von Universitäten. Mit den **Bodendauerbeobachtungsflächen** werden seit Mitte der 1980er-Jahre bestimmte abiotische und biotische Bodenvariablen erfasst, wie z. B. die Populationen von Regenwürmern und die mikrobielle Biomasse. Die Flächen werden vom Umweltbundesamt (UBA) koordiniert, Einrichtung und Betrieb der Flächen wurden dabei zwischen den Ländern abgestimmt, die Erfassungsmethoden und die Datenverfügbarkeit sind jedoch heterogen und noch nicht zentral organisiert. Für die **Umweltprobenbank des Bundes** werden typische Ökosysteme Deutschlands und auch Organismen verschiedener Gruppen, einschließlich des Menschen, regelmäßig be-

probt, wobei auch Non-Target-Screening sowie genetische Methoden zum Einsatz kommen (UBA 2022a).

Neben den bundesweiten Aktivitäten gibt es eine Vielzahl weiterer Monitoringaktivitäten und Erhebungen von Daten zu Biodiversitätstrends auf Ebene der einzelnen Bundesländer, die von den jeweiligen Landesämtern koordiniert werden, z. B. die Ökologische Flächenstichprobe, die durch das Landesamt für Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz (LANUV) in Nordrhein-Westfalen umgesetzt wird. In Baden-Württemberg (LUBW) gibt es seit 2006, in Sachsen-Anhalt (LHW) seit 2008 außerdem ein grundwasserfaunistisches Dauermonitoring, um nur ein paar Beispiele zu nennen.

Ein großer Teil der Erfassung von Biodiversität in Deutschland in terrestrischen Lebensräumen erfolgt ehrenamtlich durch verschiedene Fachgesellschaften, z. B. die Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde (DGHT), das Netzwerk für botanische Vielfalt in Deutschland (NetPhyD e. V.), die Deutsche Gesellschaft für Mykologie e. V. (DGfM), die Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen e. V. (GdO), den Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA), die Gesellschaft der deutschen Koleopterologen (Verzeichnis der Käfer Deutschlands, ColKat), die Arachnologische Gesellschaft (AraGes), die Deutsche Gesellschaft für OrthopteroLOGIE e. V. (DGfO). Weitere Erfassungen erfolgen durch Vereine, wie z. B. den Entomologischen Verein Krefeld, Verbände (z. B. NABU, BUND), Museen, Universitäten (z. B. Vegetationszeitreihen) sowie durch einzelne Expert:innen und engagierte Bürger:innen

(Citizen Science). Das **Monitoring häufiger Brutvogelarten** (MhB) in Deutschland gehört zu den Programmen mit der größten Datentiefe, die auch weitergehende wissenschaftliche Auswertungen erlaubt. Das MhB sowie das Monitoring seltener (MsB) und rastender Wasservögel werden vom Dachverband Deutscher Avifaunisten koordiniert, von überwiegend Ehrenamtlichen durchgeführt und in Zusammenarbeit mit dem BfN sowie den Bundesländern und Wissenschaftler:innen ausgewertet. Um die Standardisierung des MsB weiter voranzutreiben und sukzessiv immer mehr Arten abdecken zu können, wurde 2017 damit begonnen, einfache, bundesweit einheitliche Erfassungsvorgaben für die MsB-Arten abzustimmen und zu etablieren. Dieser Prozess soll kontinuierlich fortgeführt werden. Ein weiteres systematisches und standardisiertes Monitoringprogramm mit starker Einbindung von Bürger:innen ist das **Tagfalter-Monitoring Deutschland**, das vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung und von der Gesellschaft für Schmetterlingsschutz gemeinsam koordiniert wird und einer europaweit standardisierten Vorgehensweise unter dem Dach von Butterfly Conservation Europe folgt.

Eine wichtige Informationsquelle und wissenschaftliche Dokumentationsgrundlage zu Bestandsgröße und Gefährdungsgrad von Tieren, Pflanzen und Pilzen sind die **Roten Listen**. Die rund 650 Autor:innen der verschiedenen Roten Listen sind überwiegend ehrenamtlich tätige Expert:innen, die für die jeweilige Artengruppe alle verfügbaren Bestandsdaten zusammentragen und diese durch Informationen der Naturschutzbehörden der

**Tab. 2.1:** Auswahl wertvoller Programme/Initiativen von Fachgesellschaften und Verbänden zum Monitoring biologischer Vielfalt, welche von der Beteiligung von engagierten Bürger:innen leben. Es existieren viele weitere Initiativen, die häufig auf Länderebene koordiniert werden.

Programm/Initiative	Fachgesellschaften/ Verbände	Beschreibung	Link
Tagfalter Monitoring Deutschland	GfS	Jährliche Erfassung aller tagaktiven Schmetterlinge entlang von Transekten	<a href="http://www.tagfalter-monitoring.de">www.tagfalter-monitoring.de</a>
Stunde der Gartenvögel/ Wintervögel	NABU	Erfassung aller Vögel am zweiten Maiwochenende bzw. im Januar	<a href="http://www.nabu.de/tiere-und-pflanzen/aktionen-und-projekte/stunde-der-gartenvoegel/">www.nabu.de/tiere-und-pflanzen/aktionen-und-projekte/stunde-der-gartenvoegel/</a>
Wildkatzenmonitoring	BUND	Monitoring von Wildkatzen mit Baldrian-Lockstockmethode	<a href="https://www.bund.net/themen/tiere-pflanzen/wildkatze/wildkatzenschutz/">https://www.bund.net/themen/tiere-pflanzen/wildkatze/wildkatzenschutz/</a>
Entwicklung einer teilautomatischen Pflanzenbestimmung	flora incognita	Pflanzenbestimmung mit künstlicher Intelligenz	<a href="https://floraincognita.de/">https://floraincognita.de/</a>
OrthopteraWeb	DGfO	OrthopteraWeb bündelt viele in Deutschland verfügbare Heuschreckenfund	<a href="http://dgfo-articulata.de/deutschlandportal">dgfo-articulata.de/deutschlandportal</a>
Insektenmonitoring	Entomologischer Verein Krefeld	Erfassung der Insektenvielfalt	<a href="http://www.entomologica.org">www.entomologica.org</a>
Die Citizen Science Plattform		Verschiedene Mitmachformate für interessierte Bürger:innen	<a href="http://www.buergerschaftenwissen.de">www.buergerschaftenwissen.de</a>
naturgucker.de	naturgucker.de gemeinnützige eG	Beobachtungen von Pflanzen-, Pilz- und Tierarten	<a href="https://nabu-naturgucker.de/">https://nabu-naturgucker.de/</a>

Länder, der jeweiligen Fachgesellschaften, Sammlungen der Naturkundemuseen und anderen Quellen ergänzen. Die daraus abgeleiteten Bestandsgrößen und -trends werden dann Schätzklassen zugeordnet. Das Rote-Liste-Zentrum koordiniert die Planung und Redaktion der bundesweiten Roten Listen zu mehr als 60 unterschiedlichen Artengruppen und ist zusammen mit dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) Herausgeber der Listen.

Die erhobenen Daten zu Biodiversitätstrends von Behörden, Forschungsinstituten, Vereinen, Fachgesellschaften oder Verbänden liefern wertvolle Dokumentationen zu Veränderungen der biologischen Vielfalt und ermöglichen eine Einordnung in Rote-Listen-Kategorien durch Expert:innenvotum. Die räumliche und zeitliche Abdeckung ist jedoch sehr heterogen und weist teils erhebliche Informationslücken in den verschiedenen Lebensräumen und Organismengruppen auf. Für eine statistische und räumlich explizite Auswertung sind sie allerdings in vielen Fällen kaum verwendbar. Letztere erfordert ein systematisches Monitoring der biologischen Vielfalt in Deutschland.

### 2.1.2 Biodiversitätsdaten – Verfügbarkeit und Defizite

Auch wenn es etliche Monitoringprogramme in Deutschland gibt und neue Initiativen angestoßen werden, so können auch klare Defizite benannt werden, die die Verknüpfung der Daten und eine umfassende wissenschaftliche Auswertung und Vorhersage der gesamten biologischen Vielfalt erschweren. Die wichtigsten Defizite, die auch die Möglichkeit des vorliegenden *Faktencheck Artenvielfalt* begrenzen, seien hier kurz genannt. Sie werden in den einzelnen Kapiteln und in der Synthese spezifischer erläutert und diskutiert.

- **Fehlen eines integrierten nationalen Monitoringprogramms:** Monitoringprogramme können immer nur Teile der Biodiversität abbilden. Idealerweise würden die (wenigen) ausgewählten Beobachtungen in einem gemeinsamen räumlichen und zeitlichen Kontext erfasst, sodass eine umfassende Auswertung mit gemeinsamen Treiberdaten und Stratifizierungsvariablen möglich wird, die in den Abwägungsprozessen der Landschaftsplanung genug Schlagkraft erzielt. Die oben genannten Monitoringprogramme sind hochgradig heterogen in Bezug auf das Untersuchungsdesign (Flächengrößen, Raster, Einmal- vs. Wiederholungsinventuren, Taktung von Inventurintervallen usw.), die Auswahl und Kategorisierung biologischer Taxa, die verwendeten Methoden und die Verfügbarkeit von Treiberdaten. Zusätzliche Heterogenität entsteht durch Verwaltungsstrukturen,

z. B. die föderale Struktur, die unterschiedliche Auslegungen von Inventurvorschriften ermöglicht (z. B. Verwendung unterschiedlicher Habitatdefinitionen im Kontext der FFH-Richtlinie). Synergien der Programme können so nicht entstehen, und gemeinsame Auswertungen sind kaum möglich oder mit hohen Unsicherheiten verbunden.

- **Geringe Datenmobilisierung:** Auch wenn bisher nur wenige Monitoringinitiativen koordiniert und methodisch vereinheitlicht sind, so besteht doch mit modernen statistischen Methoden die Möglichkeit einer quantitativen Post-hoc-Integration (Jansen et al. 2020; Eichenberg et al. 2021; Bowler et al. 2021; Jandt et al. 2022a). Solche Ansätze werden aber dadurch behindert, dass Monitoringdaten und Treiberdaten (s. u.) kaum frei verfügbar sind. Das FFH-Monitoring deckt weder alle Lebensraumtypen ab, noch basiert es auf frei zugänglichen (Roh-)Daten, die Auswertungen über die Kategorien des Erhaltungszustands (günstig, ungünstig-unzureichend, ungünstig-schlecht) hinweg erlauben würden. Die FFH-Daten können aber beim BfN angefragt werden und werden in Abstimmung mit den Ländern zur Verfügung gestellt. Gesellschaften, Verbände und Vereine können nicht verpflichtet werden, ihre Daten der Allgemeinheit zur Verfügung zu stellen. Relevante Daten aus Forschungsprojekten der DFG, der EU und des BMBF werden bislang noch kaum zentral zur Verfügung gestellt, auch wenn sich dies durch die BMBF-Initiative NFDI4Biodiversity und die Änderung in den Begutachtungsverfahren deutlich verbessern wird. Bei der Vielfalt der Akteur:innen ist der Aufwand der Zusammenführung von Daten sehr hoch und erfolgt derzeit eher exemplarisch durch wissenschaftliche Institutionen (z. B. am Deutschen Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) im Rahmen des sMon-Projekts, [www.idiv.de/smon](http://www.idiv.de/smon)).
- **Fehlen von Treiberdaten:** Fehlende Treiberdaten in der erforderlichen räumlichen und zeitlichen Auflösung erlaubt bislang kaum Ursachenforschung. Biodiversität kann nur gezielt erhalten und gefördert werden, wenn die Ursachen für die Biodiversitätsänderungen bekannt sind. Es fehlen aber oft harmonisierte und hochaufgelöste Daten zu den Treibern, die auf die Biodiversität wirken, oder sie werden zur Auswertung nicht zur Verfügung gestellt (Lichtverschmutzung, Änderungen im Lokalklima, Intensität touristischer Nutzung, Düngermengen, Pestizideinsatz, forstliche Eingriffe, Kalkung usw.).
- **Taxonomischer Fokus/Lebensraumfokus:** Neben Behörden und Forschungsinstituten wird die Biodi-

versitätserfassung in terrestrischen Lebensräumen derzeit in großen Teilen von den ehrenamtlichen Beiträgen von Gesellschaften, Vereinen und Verbänden getragen und ist von den taxonomischen Präferenzen dieser Akteursgruppen geprägt (z. B. Vögel, Säugetiere, Fische, Amphibien, Reptilien und Tagfalter). Die Zahl der Expert:innen mit taxonomischen Kenntnissen nimmt jedoch ab, und der Verlust von taxonomischer Expertise erschwert ein standardisiertes Biodiversitätsmonitoring, unabhängig von den eingesetzten Methoden. Das hat auch zur Folge, dass schwer bestimmbare, schwer zugängliche oder wenig attraktive taxonomische Gruppen, die aber funktionell bedeutsam sind oder hohen Indikatorwert haben, nicht oder wenig berücksichtigt werden. So fehlen insbesondere Biodiversitätserfassungen zu einem Großteil der Bodenorganismen (z. B. Nematoden, Rädertiere, Protozoen, Pilze, Bakterien, Archaeen – um nur einige zu nennen) sowie zu Larvenstadien von Insekten. Trends der für Bestäubungsleistungen essenziellen Insektengruppen wie Nachtfalter, Hymenopteren und Dipteren (Haut- und Zweiflügler) werden nicht oder nur grob über Rote Listen erfasst. So fokussiert das BfN, basierend auf Änderungen im Gefährdungsstatus (vor und nach 1990) und deren Ursachen, auf planungsrelevante Tiergruppen (Günther et al. 2005). Es gibt neben dem Boden noch weitere Lebensräume, die kaum untersucht werden. Hierzu zählen z. B. das Grundwasser und die schwer zugänglichen Baumkronen.

- **Geringe zeitliche Abdeckung:** Bis auf wenige Ausnahmen wie das Vogelmonitoring oder die seit Jahrzehnten durchgeführte Kartierung der Gefäßpflanzen (Florenkartierung) wurden bundesweite Erfassungsprogramme erst in den letzten 10 bis 15 Jahren etabliert, konnten also Veränderungen der Biodiversität, die schon in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts auftraten, nicht erfassen. Die Rekonstruktion und Harmonisierung älterer Datensätze ist sehr aufwendig und bleibt bislang auf einzelne wissenschaftliche Projekte beschränkt (Habel et al. 2014; van Klink et al. 2020; Baranov et al. 2020; Jandt et al. 2022b).

Als Fazit kann festgehalten werden, dass für den Zeitraum, den der *Faktencheck Artenvielfalt* in den Blick nimmt (Kap. 1.3.1), bisher keine über Artengruppen und Lebensräume hinweg standardisierte regelmäßige Erfassung der biologischen Vielfalt existiert, die repräsentative Trend- und Ursachenanalysen ermöglicht. Auch gibt es für den Zeitraum nur wenige Ansätze einer bundesweiten flächendeckenden Mobilisierung, Sichtbar-

machung, Verschneidung und Auswertung der bereits vorhandenen Daten zu Trends und deren Ursachen. Das erschwert die Argumentation in gesellschaftlichen Abwägungsprozessen und die Integration deutscher Monitoringdaten in aktuell in Planung befindliche EU-weite oder globale Monitoringsysteme (z. B. GEO-BON, eLTER). Die Möglichkeiten und Herausforderungen einer europaweiten Integration stellt das laufende EU-Projekt EUROPABON (EuropaBON & iDiv 2022) in den Fokus. Trotz der vielen Herausforderungen zeigen die vorhandenen Daten zahlreiche negative, aber auch einige positive Trends für Deutschland, die dringend einer Absicherung und Kausalanalyse bedürfen. Die ableitbaren Aussagen sind aber durch die Heterogenität der Daten von hoher Unsicherheit geprägt. Nichtsdestotrotz kommt diesen Daten eine besondere Bedeutung zu, weil damit historische Zeitreihen dokumentiert wurden, die auch für ein zukünftiges standardisiertes und integriertes Monitoring eine wichtige Bezugsbasis darstellen.

In den vergangenen Jahren wurden – auch durch richtungsweisende Vorhaben im Koalitionsvertrag der Bundesregierung der 19. Legislaturperiode – wichtige Schritte unternommen, um einige dieser Defizite abzubauen. Mit dem kürzlich gegründeten **Nationalen Monitoring Zentrum für Biodiversität (NMZB)**, das im Januar 2021 unter Leitung des BfN seine Arbeit aufnahm, steht nun eine Institution zur Verfügung, die den Koordinierungsaufwand für die Zusammenführung und Harmonisierung von Monitoringdaten leistet und auch den Aufbau neuer Monitoringprogramme begleitet. Weiterhin gibt es neue Initiativen (primär geleitet vom BfN und UBA), um ein flächendeckendes, harmonisiertes Bodenmonitoring in Deutschland zu etablieren; ein **Bodenmonitoringzentrum** wurde kürzlich vom UBA eingerichtet. Das BMEL plant, unterstützt durch weitere Ressorts, derzeit ein **Nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald (NaBioWald)**. Die Planungen hierzu sind noch in den Anfängen. Ein solches Programm würde eine wichtige Lücke füllen. Ein bundesweit harmonisiertes **Biodiversitätsmonitoring für die Agrarlandschaft (MonViA)** ist vom BMEL initiiert worden und derzeit in der Erprobung. Auch wird derzeit ein Monitoring von Habitaten und Arten in allen **Nationalparks** Deutschlands aufgebaut. Im bundesweiten Biodiversitätsmonitoring wird daran gearbeitet, die Synergien verschiedener Monitoringprogramme zu nutzen: Das MhB, HNV-Monitoring, das Ökosystemmonitoring und das Insektenmonitoring werden z. B. auf der gleichen bundesweiten Flächenkulisse durchgeführt. Das Insektenmonitoring, das NNE-Monitoring und das in Planung befindliche NaBioWald verwenden identische

Erfassungsmethoden, um die Vergleichbarkeit der Daten sicherzustellen.

### 2.1.3 Aktueller Kenntnisstand (und Wissenslücken)

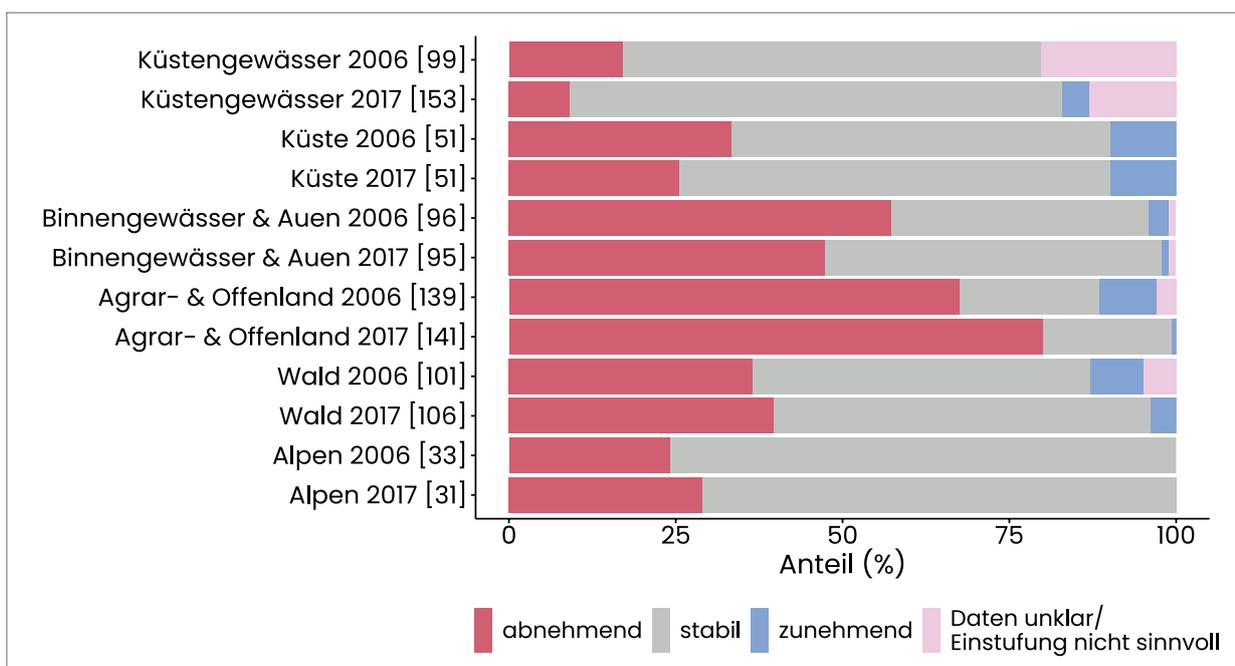
#### 2.1.3.1 Biologische Vielfalt in Deutschland und weltweit

Im *Faktencheck Artenvielfalt* werden alle Facetten der Biodiversität betrachtet. Der Fokus bei den meisten Erfassungen liegt aktuell aber auf der Artenzahl (bzw. Artenvielfalt oder Artenreichtum). Wichtige weitere Facetten der biologischen Vielfalt wie Artenzusammensetzung, Häufigkeitsverteilungen, funktionelle sowie genetische Vielfalt werden im Monitoring wenig oder nicht berücksichtigt. Neue, automatisierte Monitoringmethoden werden konventionelle Methoden nicht ersetzen, aber in entscheidenden Aspekten ergänzen. So wird es möglich, schwer bestimmbare oder kleine Arten zu erfassen und ein weiteres Spektrum von Facetten der biologischen Vielfalt zu erheben (Kap. 2.1.5). Aufgrund fehlender bzw. lückenhafter Informationen zu Populationsgrößen oder genetischer Diversität geben die folgenden Zahlen ein Bild über den aktuell bekannten Artenreichtum Deutschlands. Von den geschätzt derzeit weltweit 1,8 Mio. beschriebenen Tier-, Pflanzen- und Pilzarten (Chapman 2009) sind in Deutschland etwa 72.000 Arten nachgewiesen. Bei den Tierarten machen die Insekten weltweit die größte Gruppe aus, circa 1 Mio. der derzeit etwa 1,28 Mio. beschriebenen Tierarten zählen zur Klasse der Insekten

(IUCN 2014), aber die große Mehrheit ist weiterhin unbekannt, und neuere Schätzungen liegen bei etwa 5,5 Mio. (Stork 2018) oder sogar noch mehr Arten (IPBES 2019a). Von den weltweit ca. 10.000 Vogelarten kommen in Deutschland insgesamt 251 Brutvogelarten vor, des Weiteren 68 überwinternde Arten und 34 durchziehende Vogelarten (DDA 2019). Bezogen auf die Anzahl an Brutvogelarten, gehört Deutschland damit zu den artenreichsten Ländern Mitteleuropas. Etwa 330.000 Pflanzenarten sind derzeit weltweit beschrieben, wovon ca. 282.000 Arten auf die gut untersuchten Farn- und Blütenpflanzen (Gefäßpflanzen) entfallen (IUCN 2014). Der Gesamtbestand an wild lebenden Pflanzenarten in Deutschland wird auf über 9.500 Arten geschätzt und liegt damit im Weltmaßstab im durchschnittlichen Bereich. Zu dieser Gruppe der Pflanzen zählen circa 3.000 Arten an Gefäßpflanzen und mehr als 1.000 Moosarten. Die weltweite Artenzahl von Pilzen wird auf 2,2–3,8 Mio. geschätzt, wovon ca. 150.000 beschrieben sind (Lücking et al. 2020) und von denen etwa 14.000 Arten in Deutschland vorkommen (BfN 2016). Eine systematische Erhebung der Artenvielfalt in Deutschland für Mikroorganismen ist derzeit nicht vorhanden, nur ein Bruchteil der molekularbiologisch identifizierten Bodenmikroorganismen sind valide beschrieben.

#### 2.1.3.2 Erhaltungs- und Gefährdungszustand

Der vierte Nationale FFH-Bericht (Berichtsperiode 2013–2018) ergab, dass 32 % der bewerteten Lebens-



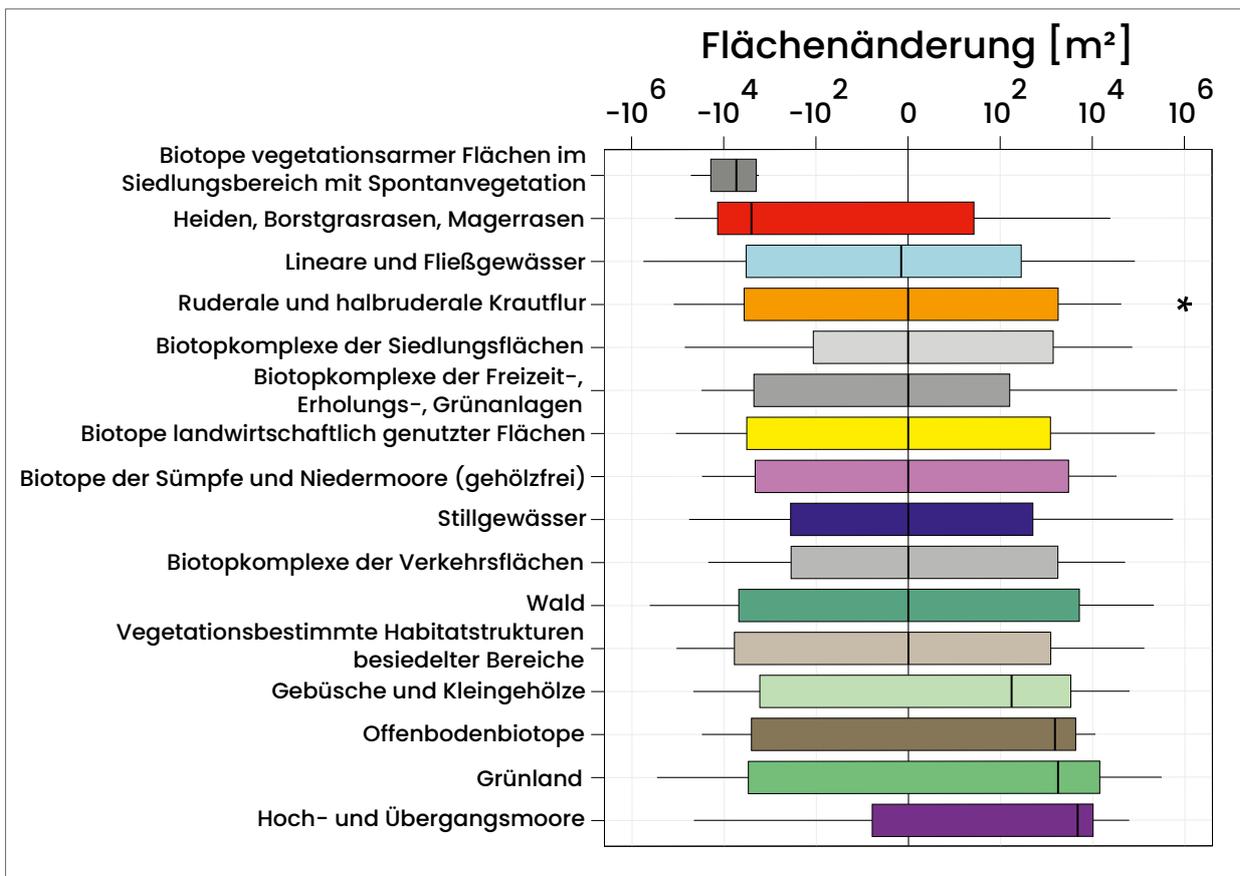
**Abbildung 2.1:** Vergleich der Entwicklungstendenzen der Hauptgruppen gefährdeter Biotoptypen – Küsten, Gewässer, Offenland, Wälder, Alpen – im Vergleich 2006 und 2017, nach Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Modifiziert nach: BfN 2017b. Zahl in eckigen Klammern = Anzahl der Biotoptypen je Hauptgruppe.

raumtypen (LRT) einen ungünstigen bis unzureichenden und 37 % sogar einen ungünstigen bis schlechten Erhaltungszustand aufweisen. Nur für 30 % der bewerteten LRTs wurde ein günstiger Erhaltungszustand nachgewiesen. In den Alpen ist die Situation überwiegend günstig, in Nordwestdeutschland hingegen überwiegend schlecht. Besonders ungünstig ist der Zustand bei den Lebensräumen des Grünlandes, bei marinen und Küstenlebensräumen, Binnengewässern, aber auch bei Mooren, Sümpfen und Gletschern. Überwiegend positiv ist der Zustand nur bei Felsen und Schutthalden (BfN & BMU 2020). Details zu Zustand und Entwicklung der FFH-Lebensraumtypen finden sich in den jeweiligen Lebensraumkapiteln.

Laut Roter Liste der gefährdeten Biotoptypen (BfN 2017b) sind knapp zwei Drittel der in Deutschland vorkommenden Biotope gefährdet, 40 % davon zeigen eine negative Entwicklungstendenz (Abb. 2.1). Besonders dramatisch ist die Entwicklung im Agrar- und Offenland, wo sich die Situation seit der letzten Fassung der Roten Liste von 2006 noch einmal deutlich

verschlechtert hat. Positive Entwicklungen gab es dagegen bei Küstenbiotopen sowie Biotopen der Binnengewässer und Auen. Details zu Zustand und Entwicklung der Biotoptypen finden sich in den jeweiligen Lebensraumkapiteln.

Die flächenmäßige Veränderung der Biotoptypen setzt eine präzise räumliche Dokumentation im zeitlichen Verlauf voraus. Flächendeckend sind diese Informationen für Deutschland aktuell nicht verfügbar. Lüttgert et al. (2022 [Abb. 2.2]) haben die flächenmäßige Veränderung der geschützten Biotoptypen für Baden-Württemberg für die Zeiträume 1989–2005 und 2006–2021 analysiert. Es zeigt sich, dass in Baden-Württemberg alle Biotoptypen des Offenlandes und der Binnengewässer und Auen in ihrer Fläche abnahmen. Lediglich Nadelwälder, was vor allem Forste umfasst, zeigen einen Flächengewinn. Es ist zu betonen, dass diese Veränderungen nicht repräsentativ für ganz Deutschland angesehen werden können, so zeigt beispielsweise die Bundeswaldinventur für Bayern und bundesweit ein gegenteiliges Bild für die Nadelwaldfläche.



**Abbildung 2.2:** Flächenänderung in m<sup>2</sup> zwischen t1 (1989–2005) und t2 (2006–2021) für alle Gruppen von geschützten Biotoptypen in Baden-Württemberg. Die Flächen sind auf einer log<sub>10</sub>-Skala aufgetragen. Mittlere Unterschiede pro Gruppe sind durch ein Rautensymbol gekennzeichnet. Signifikante Unterschiede gemäß Wilcoxon Signed Rank Tests sind mit einem Sternchen gekennzeichnet. Klammern um ein Sternchen zeigen an, dass eine zusätzliche Analyse, bei der Ausreißer (Beobachtungen, die außerhalb des Bereichs zwischen dem 1. und 99. Perzentil pro Lebensraumtyp liegen) ausgeschlossen wurden, zu einer Umkehrung der Richtung des mittleren Trends führte. Quelle: Lüttgert et al. 2022

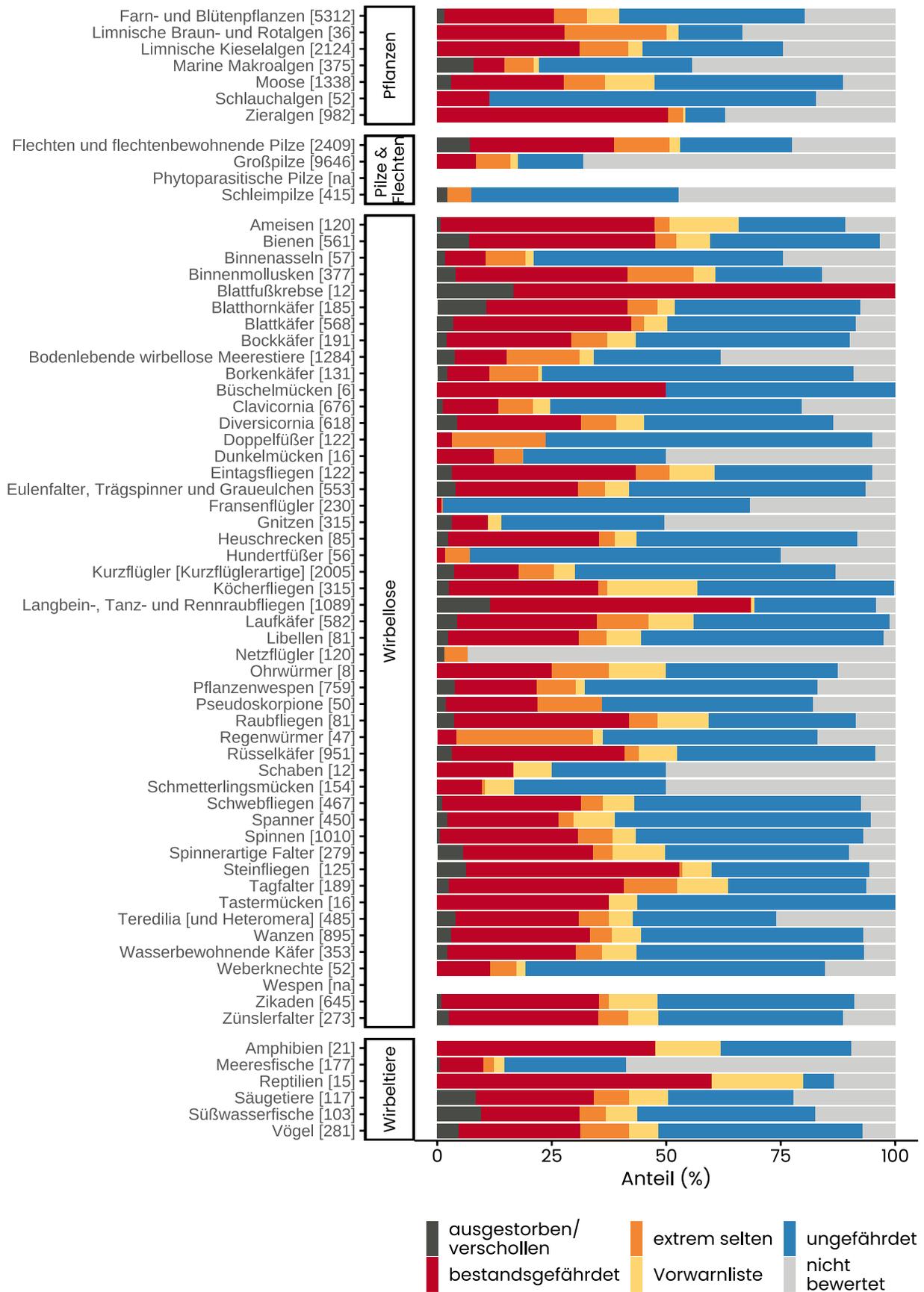


Abbildung 2.3: Gefährdungssituation auf Grundlage der aktuellen Roten Listen der jeweiligen Organismengruppen.

[Die Rote Liste der Wespen von 2011 unterliegt derzeit einer Überarbeitung, und die der phytoparasitischen Pilze wird aktuell von Fachleuten bearbeitet, daher hier jeweils als »na« gekennzeichnet]. Quellen: Haupt et al. 2009; Binot-Hafke et al. 2011; BfN 2011; Becker et al. 2013; Thiel et al. 2013; Grüneberg et al. 2015; Metzging et al. 2018; BfN 2020b; Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020a; Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020b; Ries et al. 2021.

Von den etwa 72.000 in Deutschland einheimischen Tier-, Pflanzen- und Pilzarten (Großpilze, Schleimpilze und Flechten) wurden rund 30.000 auf ihre Gefährdung hin untersucht und diese in den Roten Listen veröffentlicht. Für Mikroorganismen fehlen Rote Listen generell. Auch wenn dies bedeutet, dass nur etwas mehr als 40 % der bekannten Taxa bewertet wurden, ist dies im globalen Vergleich ein sehr hoher Wert. Fast ein Drittel der in den Roten Listen bewerteten Arten gilt als bestandsgefährdet, d. h., sie sind vom Aussterben bedroht oder stark gefährdet, circa 3 % gelten als ausgestorben (BfN 2016; J. Freyhof [mündl. Mitt.]) (Abb. 2.3).

Etwa 41 % der bewerteten Säugetierarten sind gefährdet (BfN 2020c), 43 % der bewerteten Vogelarten (Ryslavy et al. 2020) sowie 42 % der bewerteten Süßwasserfischarten und -neunaugen (BfN 2023a) und 18 % der Meeresfische und -neunaugen (Thiel et al. 2013). Hier ist zu erwähnen, dass für 22 % der Meeresfische eine Bewertung aufgrund unzureichender Daten nicht möglich war. Zu den am stärksten gefährdeten Tiergruppen zählen unter anderem die Reptilien (69 % gefährdet) und Amphibien (50 % gefährdet; Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020a; Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020b).

Bei den Wirbellosen sind besonders Arten in den Gruppen der Ameisen (52 %; Seifert 2011), Bienen (48 %; Westrich et al. 2011) und Tagfalter und Widderchen (41 %) gefährdet (Kap. 3.2.2.10; Reinhardt & Bolz 2012). Alle zwölf in Deutschland vorkommenden Blattfußkrebsarten sind gefährdet oder bereits ausgestorben (Simon 2016).

Von den Farn- und Blütenpflanzen gelten 27,5 % (1.000 Arten) als gefährdet (Metzing et al. 2018), in der Gruppe der Moose 25 % der Arten (Caspari et al. 2018). Bei den 1.946 gut untersuchten »echten« Flechten sind besonders viele Arten ausgestorben (7,8 %) oder gefährdet (36,6 %; Wirth et al. 2011). Bei den mehr als 6.000 Arten von Großpilzen gelten 800 Arten als gefährdet, jedoch ist die Datenlage bei rund 50 % der Arten unzureichend für eine Einschätzung (Dämmrich et al. 2016).

Auch in anderen Artengruppen ist die Einschätzung der Gefahrensituation aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht möglich, das umfasst beispielsweise 43 % der marinen Makroalgen sowie die prokaryotische Biodiversität (BfN 2016).

Die Bestandsentwicklung ist bei vielen Arten in Deutschland rückläufig (BfN 2016). Vergleicht man die Kriterien »langfristiger Bestandstrend« (die vergangenen 50 bis 150 Jahre) und »kurzfristiger Bestandstrend« (die vergangenen 10 bis 25 Jahre), lassen sich Trendänderungen in den aktuellen Roten Listen ablesen. Für

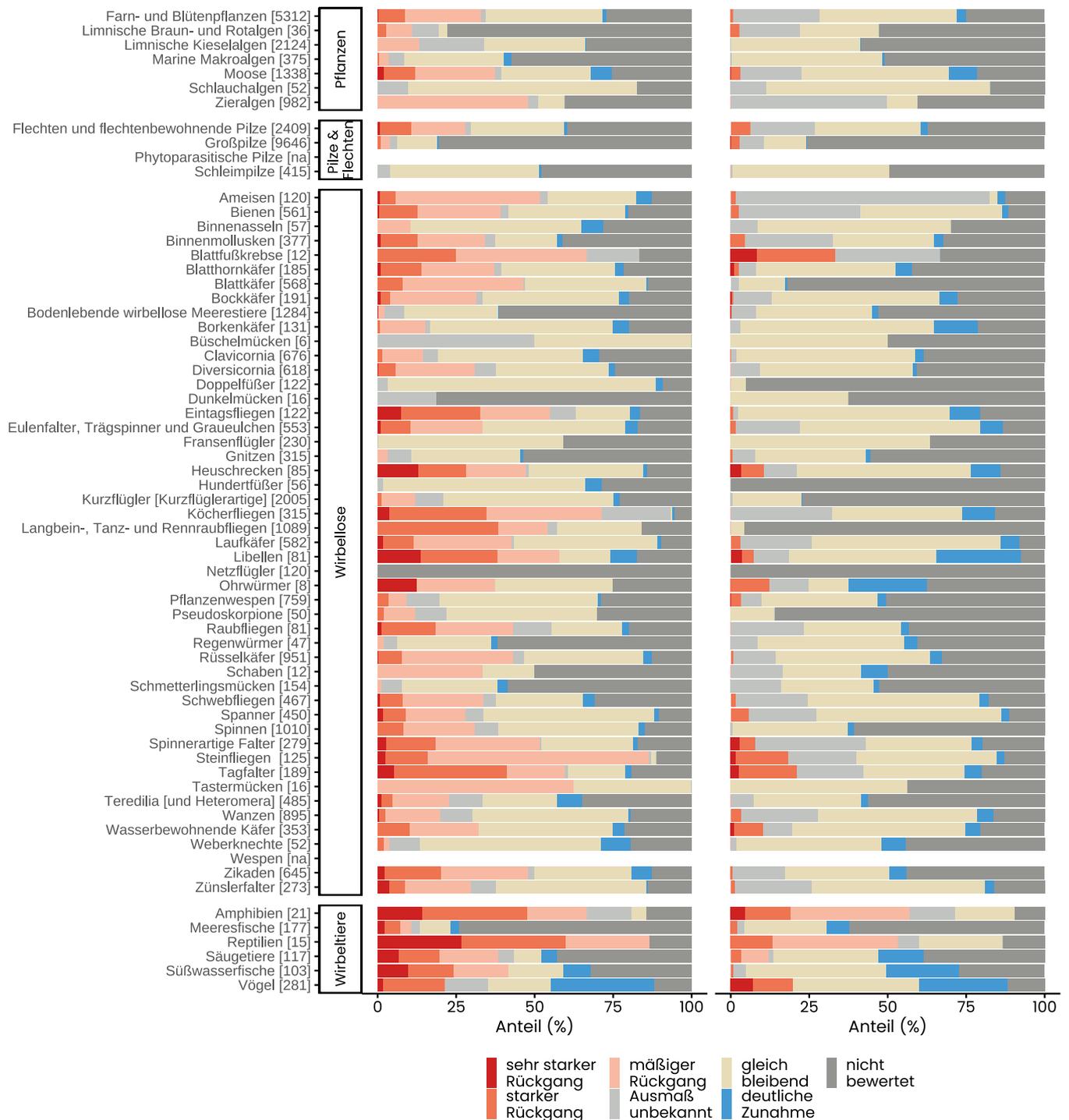
etwa zwei Drittel der bewerteten Taxa kann die langfristige und kurzfristige Bestandsentwicklung beurteilt werden (Abb. 2.4). Für die übrigen Taxa ist aufgrund der ungenügenden Datenlage derzeit eine Beurteilung der Trends nicht möglich. Zeigen Bestände kurzfristig einen gleichbleibenden Trend oder sogar eine deutliche Zunahme, kann das als Erfolg des Naturschutzes und erfolgreicher Maßnahmen angesehen werden. Einzelne Zunahmen der Populationsgrößen zeigen sich innerhalb der gut dokumentierten Gruppen der Säugetiere, Vögel und Libellen, aber nicht für Arten, die auf seltene oder gefährdete Habitate angewiesen sind.

### 2.1.3.3 Endemiten und Taxa mit nationaler Verantwortlichkeit

Nach der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt hat Deutschland eine besondere Verantwortlichkeit für die Erhaltung von Arten mit bedeutenden Vorkommen in Deutschland (kurz »Verantwortungsarten«), wozu insbesondere die Endemiten in Deutschland zählen. Bisher wurden 1.524 Taxa (Arten und Unterarten) aus 14 Tiergruppen hinsichtlich der nationalen Verantwortlichkeit und der Anzahl der Endemiten untersucht (BfN 2016). Bei der Gruppe der Pflanzen ist darauf hinzuweisen, dass für derartige Schutzwertanalysen die taxonomische Eigenständigkeit von Sippen berücksichtigt werden sollte (BfN 2002). Unter den Mollusken zählen etwa die vom Aussterben bedrohte Schwäbische Grasschnecke (*Vallonia suevica*) und die stark gefährdete Rhön-Quellschnecke (*Bythinella compressa*) zu den Endemiten (BfN 2012b). Schließt man die sich asexuell fortpflanzenden Populationen sogenannter apomiktischer Arten aus, sind bei den Farn- und Blütenpflanzen 25 Sippen in Deutschland endemisch, beispielsweise das Bayerische Löffelkraut (*Cochlearia bavarica*) mit seinem kleinen Vorkommen im nördlichen Alpenvorland oder das Bodensee-Vergissmeinnicht (*Myosotis rehsteineri*). Einer der wenigen bekannten bodenassoziierten Endemiten Deutschlands ist der Badische Riesenregenwurm (*Lumbricus badensis*; [BfN 2021a]). Es ist zu erwähnen, dass auch im Grundwasser zahlreiche Endemiten und kryptische Arten vorkommen. Eine Auswertung der grundwasserfaunistischen Daten bezüglich ihrer Endemiten gibt es für Deutschland jedoch bislang nicht (Hans Jürgen Hahn, mündl. Mitt.). Allgemein ist Deutschland im Gegensatz zu südeuropäischen Ländern vergleichsweise arm an Endemiten, so sind beispielsweise in Spanien 700 endemische Gefäßpflanzen bekannt (Moreno Saiz, Lozano & Ollero 2003). Für 161 Taxa von Tierarten trägt Deutschland eine besondere Verantwortung. Von den bewerteten Taxa sind sieben Endemiten, die

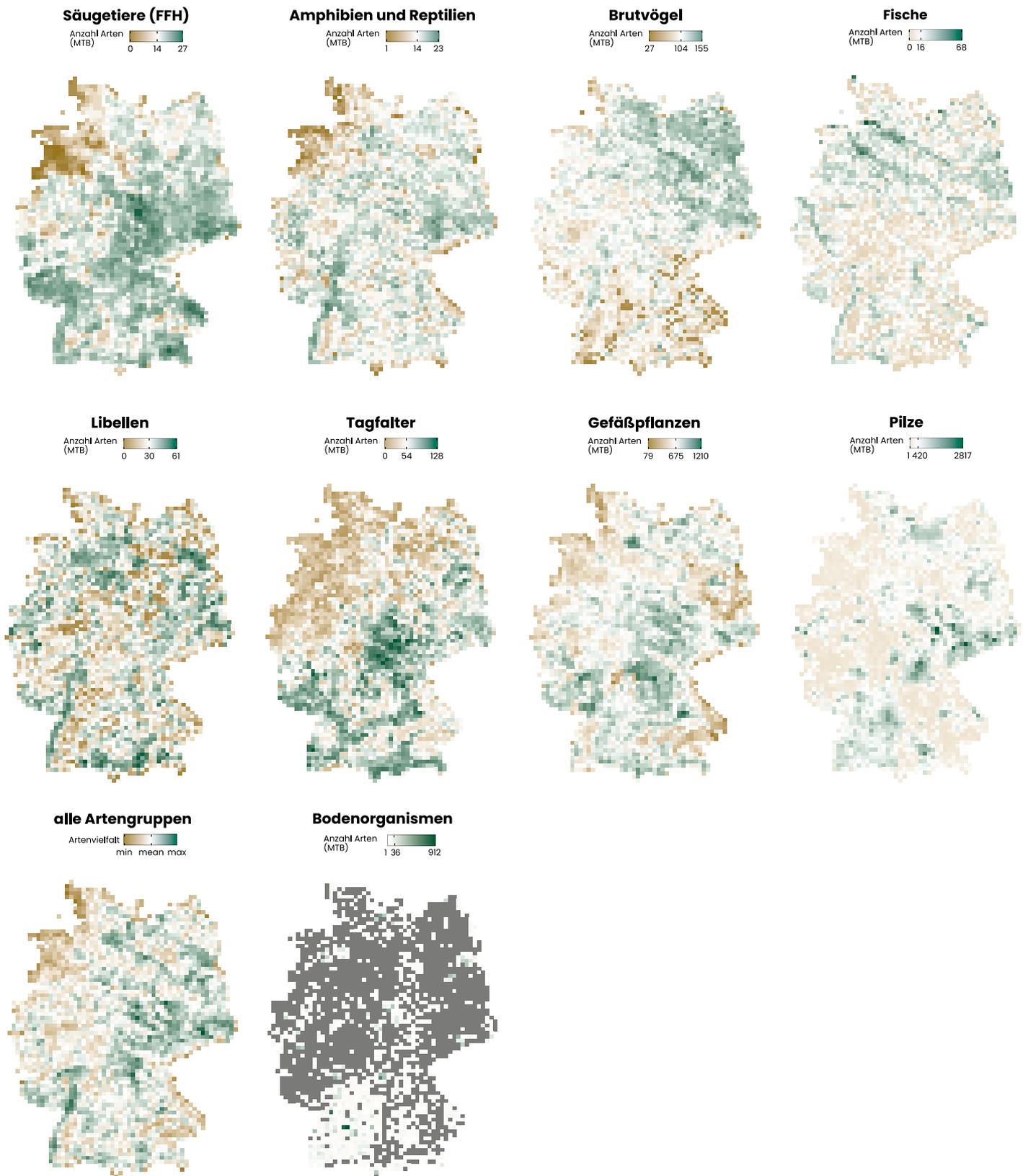
alle zu den Süßwasserfischen zählen, wie die Fontane-Maräne (*Coregonus fontanae*) in Brandenburg und die Chiemsee-Renke (*Coregonus hoferi*) im bayerischen Alpenvorland. Schwerpunktorkommen in Deutschland haben beispielsweise die Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) und die Plumpschrecke (*Isophya kraussii*). Zu den 16 Säugetierarten nationaler Verantwortlichkeit

zählen beispielsweise der Gartenschläfer (*Eliomys quercinus*), die Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*), die Bayerische Kurzhohrmaus (*Microtus bavaricus*) und zahlreiche Fledermausarten (BfN 2021a). Auf der Liste der Verantwortungsarten der Vögel finden sich unter anderem die Trauerente (*Melanitta nigra nigra*) und der Rotmilan (*Milvus milvus*).



**Abbildung 2.4:** Langfristige (links) und kurzfristige (rechts) Bestandssituation auf Grundlage der aktuellen Roten Listen der jeweiligen Organismengruppen. Die Rote Liste der Wespen von 2011 unterlag zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Grafik einer Überarbeitung, und die der phytoparasitischen Pilze wurde von Fachleuten bearbeitet, daher hier jeweils als »na« gekennzeichnet.

Quellen: Haupt et al. 2009; Binot-Hafke et al. 2011; 2011; Becker et al. 2013; Thiel et al. 2013; Grüneberg et al. 2015; Gruttke et al. 2016; Metzging et al. 2018; Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020a; Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020b; Ries et al. 2021.



**Abbildung 2.5:** Verteilung der Arthäufigkeiten auf Messtischblattskala für die verschiedenen Organismengruppen sowie die vorab skalierte und dann aufsummierte Verteilung der Arthäufigkeiten aller Artengruppen mit Ausnahme der Bodenorganismen. Messtischblätter mit geringer Artenzahl sind braun und jene mit hoher Artenzahl grün dargestellt. Messtischblätter mit fehlender Information sind grau.

Quellen: Atlas Deutscher Brutvogelarten ([www.dda-web.de/voegel/voegel-in-deutschland/](http://www.dda-web.de/voegel/voegel-in-deutschland/)); GfI-Fischartenatlas ([www.biodiv-atlas.de/fische/#!/browse](http://www.biodiv-atlas.de/fische/#!/browse)); FFH-Bericht 2019 BfN ([www.bfn.de/ffh-bericht-2019#anchor-2818](http://www.bfn.de/ffh-bericht-2019#anchor-2818)); Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien Deutschlands ([www.feldherpetologie.de/atlas/](http://www.feldherpetologie.de/atlas/)); Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen e.V. ([www.libellula.org/](http://www.libellula.org/)); Tagfalteratlas ([www.ufz.de/tagfalter-atlas/](http://www.ufz.de/tagfalter-atlas/)); FlorKart Florenkartierung Gefäßpflanzen ([www.bfn.de/floristische-kartierung](http://www.bfn.de/floristische-kartierung)); Deutsche Gesellschaft für Mykologie e. V. ([www.dgfm-ev.de/](http://www.dgfm-ev.de/)), Edaphobase Datenbank Bodenzologie (<https://portal.edaphobase.org/>).

### 2.1.3.4 Hotspots der biologischen Vielfalt in Deutschland

Anhand bundesweit vorliegender Daten wurden 30 Hotspots der biologischen Vielfalt in Deutschland ermittelt (BfN 2012a). Die 30 Hotspots, welche einen besonderen Reichtum charakteristischer Lebensräume, Tier- und Pflanzenarten aufweisen, finden sich in ganz Deutschland – von der Ostsee (»Usedom und Ostvorpommersche Küste«) bis zu den Alpen (»Allgäuer Alpen«) – und nehmen zusammen etwa 11 % der Fläche Deutschlands ein. Als Grundlage für die Ermittlung der Hotspots dienten bundesweit vorliegende Daten zum Vorkommen verschiedener Artengruppen.

An die Arbeit von Ackermann & Sachteleben (BfN 2012a) anknüpfend, haben wir den Kontakt zu den Fachgesellschaften und weiteren Fachleuten verschiedener Organismengruppen aufgebaut und Informationen zur Artenvielfalt, basierend auf den Artenzahlen je Gruppe, zusammengetragen (Abb. 2.5). Dank ihrer langjährigen, häufig ehrenamtlichen Monitoringtätigkeiten haben diese Expert:innen für Deutschland hiermit eine essenzielle Datengrundlage zusammengetragen. Wir sind uns potenzieller Vorbehalte gegenüber der Aussagekraft dieser Daten bewusst (ausschließlicher Fokus auf Artenzahlen, mangelnde Flächenrepräsentativität, Beobachter:innenbias, Monitoringbias). Wir möchten jedoch betonen, dass diese Darstellung der Verteilung der Artenvielfalt einen sehr guten Ein- und Überblick über die Artenvielfalt Deutschlands gibt. Für Brutvögel sind das Nordost- und das Nordwestdeutsche Tiefland die artenreichsten Großlandschaften (DDA 2014). Für die Libellen zeigt sich kein klares Häufigkeitsmuster. Die Tagfaltervielfalt ist, ähnlich der Pflanzenvielfalt, im Norddeutschen Tiefland geringer als in den Mittelgebirgs-, Voralpen- und Alpenregionen. Insgesamt bestätigt die Aufsummierung über alle von uns erfassten Artengruppen die von Ackermann & Sachteleben (BfN 2012a) beschriebenen Muster. Darüber hinaus ist aber auch der vergleichsweise höhere Artenreichtum Ostdeutschlands auffällig sowie Hotspots entlang der großen Flusstäler und in den Trockengebieten.

Die Datengrundlage zu räumlichen Mustern der Verbreitung von Bodenorganismen ist noch unzureichend, wobei mittlerweile Datenbanken und Monitoringprogramme für bodenassoziierte Organismengruppen häufiger werden (Kap. 8.1.1 und 8.2.2).

### 2.1.4 Literatur- und Datenanalyse von Trends der biologischen Vielfalt

Für den *Faktencheck Artenvielfalt* wurde über die verschiedenen Lebensräume eine vergleichende Literatur-

analyse durchgeführt. Es wurde dabei englischsprachige und deutschsprachige Literatur berücksichtigt. Englischsprachige Literatur wurde gemäß den Empfehlungen für systematische wissenschaftliche Untersuchungen in der Ökologie (Gusenbauer & Haddaway 2020; Foo et al. 2021) im Web of Science und in Scopus gesucht. Um gezielt auf die Biodiversität abzielen, wurden passende Schlagwörter im Bereich der Biodiversität, des Lebensraumtyps und der Region definiert. Die vollständigen Jahresindizes einer Liste von relevanten deutschsprachigen Zeitschriften wurden anhand der Überschriften nach potenziell relevanten Artikeln durchsucht (Anhang A2.2). Forschungsberichte wurden u. a. über die Webseiten von UBA, BfN, des Thünen-Instituts sowie über die Webseiten der Landesumweltämter und weiterer länderspezifischer Behörden identifiziert. Zudem wurden Recherchen über Google und Google Scholar durchgeführt, um relevante Publikationen aus dem deutschsprachigen Raum zu identifizieren. Weitere Quellen bestanden z. B. in ausgewählten akademischen Abschlussarbeiten (Bachelor-/Masterarbeiten und Dissertationen). Weitere relevante Artikel wurden während des Schreibprozesses durch die Autorenschaft ergänzt. Hinzu kam die statistische Auswertung von vorhandenen Monitoringdaten und Daten aus Wiederholungsstudien. Eine ausführliche Beschreibung der Methodik sowie eine Liste der analysierten Artikel und Datensätze finden sich in Anhang A2.1.

Ziel der Analyse war es, das Literaturwissen zu zeitlichen Biodiversitätstrends zu extrahieren und ein räumlich explizites, möglichst umfassendes Bild der vorhandenen Datenlage zu gewinnen, das über eine reine Expert:inneneinschätzung hinausgeht. Es ist zu betonen, dass es nicht »das eine« Maß für biologische Vielfalt gibt, sondern die biologische Vielfalt mit verschiedenen Maßzahlen (bspw. Artenzahl, Biomasse, Artenzusammensetzung) bestimmt werden sollte (Sinclair et al. 2024). So zeigen van Klink et al. (2023) für terrestrische Insekten und Haase et al. (2023) in Fließgewässern die Komplexität der zeitlichen Veränderungen von »biologischer Vielfalt« durch die Untersuchung mehrerer sich günstig ergänzender Metriken. Aufgrund der hohen Variabilität zwischen Arten und Lebensräumen konnte bislang keine der genannten einzelnen Untersuchungen, auch wenn sie auf langen Zeitreihen, aggregierten Daten oder Kartierungen beruhen, ein Gesamtbild über Biodiversitätsänderungen in Deutschland liefern. Der *Faktencheck Artenvielfalt* geht einen wichtigen Schritt, diese Lücke zu schließen.

Anders als bei den Rote-Liste-Trends, die Populationsentwicklungen einzelner Arten in den Blick nehmen,

fokussiert diese Analyse auf Facetten der biologischen Vielfalt von Lebensgemeinschaften (Artenzahl, Häufigkeiten und »Effektive Artenzahl«, die die Häufigkeitsverteilung von Arten einer Gemeinschaft berücksichtigt).

Wir kategorisieren die Biodiversitätsmaße in drei größere Gruppen:

- **Artenzahl** ist die präsenzbasierte Anzahl unterschiedlicher Taxa, unabhängig von ihrer Dominanz oder Seltenheit. Für Organismengruppen, die mehrfach im Jahr gemessen werden, wurden die Artenlisten jahrweise zusammengefasst, da uns die Langzeittrends und nicht die saisonalen Entwicklungen interessieren. Von Zeitreihen, die aus der Literaturanalyse stammen, wird der Trend so übernommen, wie er in der jeweiligen Publikation beschrieben wurde, von denen, die auf Rohdaten basieren, wird der zeitliche Trend der log-transformierten Artenzahl errechnet.
- Eine Reihe von Diversitätsmaßen bezieht die relative Abundanz der Arten in den Lebensgemeinschaften mit ein. Indizes wie Shannon, Simpson oder die Serie der Hill-Numbers sind weit verbreitet. Während in der Literaturanalyse die jeweils angegebenen Maße benutzt werden, wird für die Analyse der vorliegenden Daten die Effektive Artenzahl (**Effective Number of Species, ENS**) als Diversitätsmaß verwendet. ENS ist weniger als andere Maße durch Unterschiede bei der Probenahme, der Größe des Artenpools und räumlicher Aggregation von Individuen beeinflusst (Chase & Knight 2013). Zur Vereinfachung der Darstellung werden in der Darstellung alle dominanzbezogenen Diversitätsmaße unter der Rubrik ENS dargestellt.
- Unabhängig von der Artenzahl und Diversität kann sich auch die Individuenzahl oder die Biomasse in einem Lebensraum verändern. Dabei ist für verschiedene Organismengruppen die Angabe von Abundanz oder Biomassen per Art oft eine logische Folge der Biologie bzw. des Monitoringansatzes. Dennoch wird beides, die Gesamtbiomasse und die gesamte Abundanz (pro Flächenmaß oder Volumen), hier gemeinsam als **Abundanz** vorgestellt. Auch wenn die Maße zwischen den verschiedenen Zeitserien differieren, so sind diese innerhalb der jeweiligen Zeitserien konsistent.

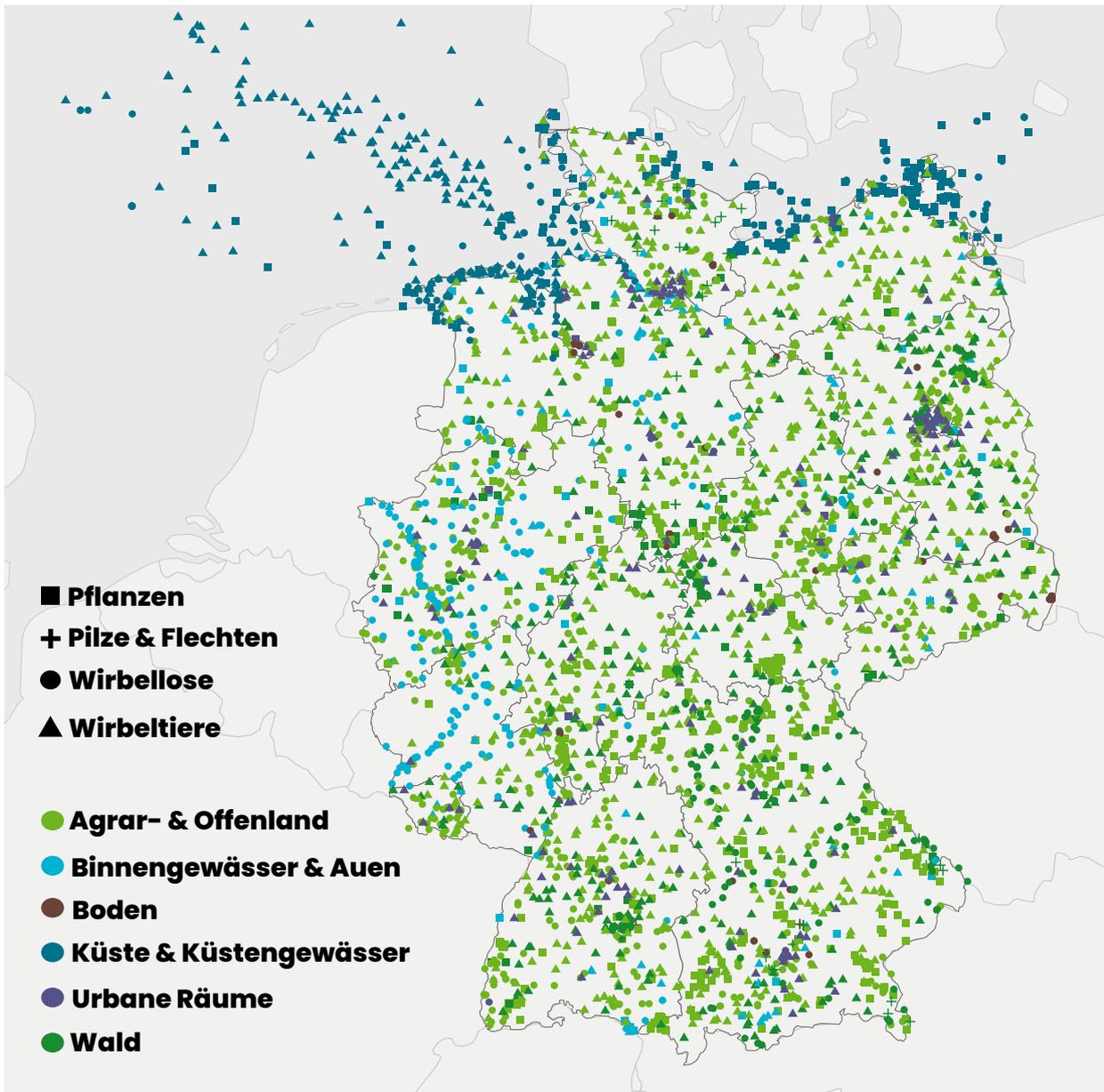
Insgesamt wurden 15.272 Zeitreihen zu Biodiversitätstrends aus Literatur und Datenerhebungen zusammengetragen (Stand 19.12.2023). Zur Auswertung der zeitlichen Biodiversitätstrends nutzen wir die Methode des Weighted Vote Count (gewichtete Stimmzählung). Beim

Vote Count wird jeder einzelnen Studie oder jedem Datensatz ein bestimmtes Ergebnis zugewiesen und dann der prozentuale Anteil der Stimmen für jedes Ergebnis angegeben. Anstelle einer einfachen Mittelwertbildung werden im *Faktencheck Artenvielfalt* die Stimmen beim Weighted Vote Count nach der Anzahl der Beobachtungsjahre gewichtet. Dadurch erhalten Studien mit einer größeren Anzahl an Beobachtungsjahren ein stärkeres Gewicht. Die zeitlichen Trends werden dann den Kategorien positiv, negativ, neutral, negativ zu positiv (Zunahme nach vorheriger Abnahme) und positiv zu negativ (Abnahme nach vorheriger Zunahme) zugeordnet. Für die Literaturanalyse wird dies aus den Schlussfolgerungen der Artikel übernommen, für die Datenanalyse erfolgt die Zuordnung anhand der statistischen Analyse von linearen und nicht linearen Regressionen.

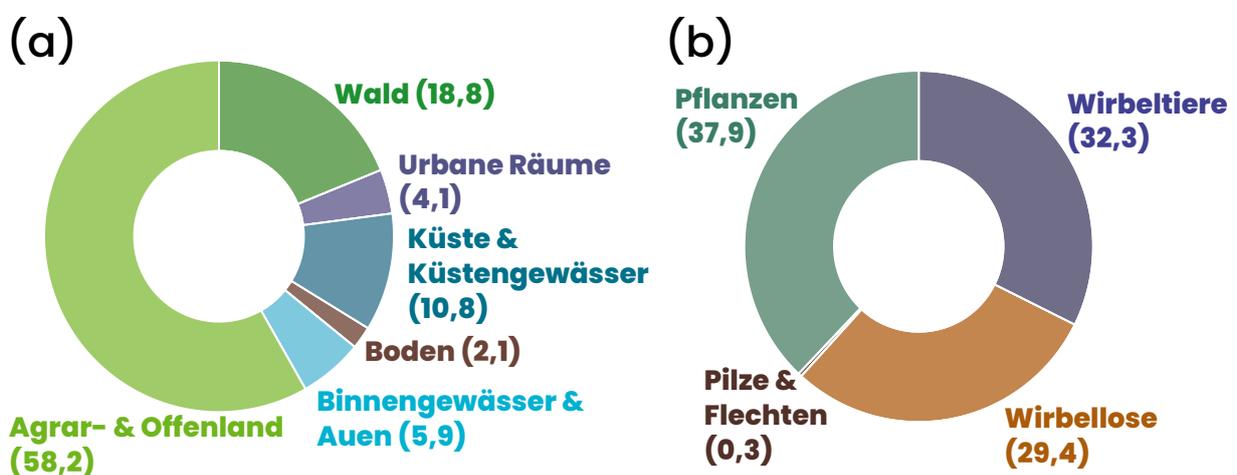
Während die Roten Listen vor allem detaillierte Informationen zu Einzelarten verschiedener Organismengruppen liefern, findet die Auswertung des Weighted Vote Count ausschließlich auf Ebene der Hauptgruppen (Pflanzen, Pilze & Flechten, Wirbeltiere, Wirbellose) statt. Eine detaillierte Aufschlüsselung nach Organismengruppen erfolgt dann jeweils in den Lebensraumkapiteln.

Es ist ferner zu berücksichtigen, dass die Zeitreihen nur einen Ausschnitt der Biodiversitätsveränderung darstellen können, weil auf stark degradierten oder verschwundenen Habitatflächen ein Monitoring normalerweise nicht weitergeführt wird. Extreme Verschlechterungen werden so nicht erfasst, obwohl sie vielerorts auftreten. Für ein vollständigeres Bild von Biodiversitätsveränderungen müsste die Umwandlung von Flächen oder Flächenanteilen einzelner Habitattypen einbezogen werden, was aber außerhalb der Möglichkeiten des *Faktencheck Artenvielfalt* lag.

Es muss darauf hingewiesen werden, dass mehrere Gründe dazu führen können, dass im Weighted Vote Count mehr positive Trends zu finden sind, als es die Roten Listen für die Organismengruppen widerspiegeln. Zum einen gibt es bei Monitoringdaten einen statistischen Bias hin zu positiven Trends der Artenzahl, weil die Detektionswahrscheinlichkeiten für lokale Aussterbe- und Einwanderungsereignisse nicht gleich sind. So wird ein lokales Einwandern von neuen Arten in der Regel eher festgestellt als ein Aussterben an vorhandenen Arten. Dadurch entsteht ein temporäres Ungleichgewicht zugunsten von neu hinzukommenden Arten, das erst nach Jahrzehnten abnimmt und daher einen positiven Trend vortäuscht. Zudem stammt eine Vielzahl der Studien, die in den Weighted Vote Count eingegangen sind, aus Habitattypen, die im Fokus des



**Abbildung 2.6:** Geografische Lage der Untersuchungsorte zu Biodiversitätstrends, extrahiert aus Literatur, Monitoringdaten und Wiederholungsstudien. Die Farbe steht für den Lebensraum und die Form für die Organismengruppe, wobei an einigen Standorten mehr als eine Organismengruppe untersucht wurde.



**Abbildung 2.7:** Prozentuale Verteilung der Trends, die in den WVC eingegangen sind, auf die (a) Lebensräume und (b) Organismengruppen

Naturschutzes stehen, in Naturschutzgebieten durchgeführt wurden oder Untersuchungen des Erfolgs einer bestimmten durchgeführten Maßnahme dokumentieren. Diese Informationen zu Schutzstatus bzw. durchgeführten Maßnahmen wurden gemeinsam mit den Trendangaben aus der Literatur extrahiert, werden aber in dieser Gesamtübersicht nicht differenziert, da diese Informationen nicht für alle Datensätze zugänglich waren und deshalb nicht in die Analyse einbezogen werden konnten. Das bedeutet, dass jegliche Analysen aus dem Weighted Vote Count stets mit einer möglichen positiven Überschätzung von Trends einhergehen. Ebenso ist zu beachten, dass die Datenlage stark zwischen den einzelnen Lebensraumtypen, Organismengruppen und Regionen variiert und somit nicht repräsentativ für die Gesamtzahl an Arten und Biotopen in Deutschland ist (Abb. 2.6, 2.7).

Bei der Bewertung der Ergebnisse des WVC ist zu beachten, dass die Grunderwartung bei einer neutralen Entwicklung der Biodiversität nicht ein neutraler Trend, sondern ein transients Anstieg der Biodiversität ist. Die Hintergründe und Simulationen hierzu finden sich publiziert (Kuczynski, Ontiveros & Hillebrand 2023). Zusammengefasst erfasst das Monitoring die Einwanderung und das lokale Aussterben von Arten, wobei in einer neutralen Situation die gesamte Zahl an Einwanderungen und Aussterbeereignissen gleich ist. Allerdings finden die beiden Prozesse nicht zeitgleich statt, da Aussterben ein langwieriger Prozess ist, der zudem oft erst durch die Einwanderung neuer Arten ausgelöst wird. Diese zeitliche Verzögerung des Artverlustes ist als Extinction Debt bekannt (Tilman & Downing 1994), im Kontext von Zeitreihenanalysen bedeutet es jedoch, dass Einwanderungen oft vor den Aussterbeereignissen auftreten und die Biodiversität in einer transienten Phase zunächst ansteigt, da die relative Zahl an Einwanderungen, die der Aussterbeereignisse solange übersteigt, wie veränderte Umweltbedingungen weitere Einwanderungen erlauben. Kuczynski, Ontiveros & Hillebrand (2023) zeigten durch Simulationen, dass diese transiente Phase mehrere Jahrzehnte andauern können und damit länger als die mediane Dauer der im WVC analysierten Zeitreihen. Für die Bewertung der Ergebnisse des WVC ist es daher von zentraler Bedeutung, diesen Bias zu positiven Trends zu berücksichtigen: Eine ausgeglichene Balance zwischen ansteigenden und abnehmenden Trends der Biodiversität ist kein Grund zur Entwarnung, da neutrale und negative Trends eine negative Abweichung von der Erwartung eines positiven Trends sind.

Über alle Lebensraumtypen hinweg waren insgesamt 64 % der Trends für alle drei untersuchten Biodiversi-

tätsmaße nicht signifikant (= neutral). Die Auswertung zeigt, dass für 85 % der kurzen Zeitreihen (< 5 Jahre Länge) keine Änderungen gefunden werden konnten, während bei Zeitreihen von einer Länge von mindestens 15 Jahren 45 % einen signifikanten (= positiven oder negativen) Trend aufwiesen. Über alle Lebensräume und Organismen hinweg überwogen bei den langen Zeitreihen die negativen Trends (24 %) die positiven Trends (19 %). Bei Zeitreihen von einer Länge von mindestens 20 Jahren war das Verhältnis positiv = 19 %, negativ = 22 %, neutral = 59 %, und bei Zeitreihen von einer Länge von mindestens 30 Jahren war das Verhältnis positiv = 21 %, negativ = 24 %, neutral = 55 %.

Trotz der Komplexität der zugrunde liegenden Biodiversitätsdaten spiegeln die Ergebnisse des Weighted Vote Count durchaus die Einschätzungen von Expert:innen der jeweiligen Lebensräume wider, zeigen aber auch klare Datenlücken zu zahlreichen Gruppen auf, für die keine (ausreichenden) Daten vorliegen. Lebensraum-spezifische Auswertungen finden sich in den jeweiligen Lebensraumkapiteln.

Eine lebensraumübergreifende Auswertung wurde im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* ebenfalls durchgeführt, Informationen dazu finden sich in Anhang A2.1.

### 2.1.5 Neue Methoden

Der weitaus größte Teil der Ergebnisse, die im *Faktencheck Artenvielfalt* zusammengefasst werden, entstammt konventionellen Erfassungen der biologischen Vielfalt, z. B. Vegetationsaufnahmen bei Feldbegehungen oder Zählung von größeren Meerestieren bei Überfliegungen. Solche konventionellen Erfassungen sind auch in Zukunft aus verschiedenen Gründen essenziell. Sie werden aber durch automatisierte Methoden in wichtigen Aspekten ergänzt. In der letzten Dekade hat die digitale und molekulare Revolution der Wissenschaft vielfältige Möglichkeiten für eine automatisierte Erfassung von biologischer Vielfalt eröffnet. Eine ausführliche Diskussion über Potenziale und Herausforderungen für Deutschland findet sich jeweils in Wägele et al. (2022) und Zeuss et al. (2023).

### Genetische Methoden

DNA-Barcoding ist eine Methode zum Nachweis von Arten anhand von definierten Genfragmenten (sog. Markergenen) (Geiger et al. 2016; Rduch & Peters 2020). Man spricht von Metabarcoding, wenn dies aus einer einzigen Probe heraus für viele Arten gleichzeitig erfolgt (Pawlowski et al. 2018). Für die Erfassung und das Monitoring von biologischer Vielfalt ist vor allem das Me-

tabarcoding relevant. Bei den Proben unterscheidet man zwischen Bulk-Proben, die überwiegend die Zielorganismen selbst enthalten (z. B. Insektenfänge aus Malaisefallen; Buchner et al. 2023) und Umwelt-DNA-Proben (englisch eDNA für *environmental*), in denen in einer Matrix einer Umweltprobe Spuren von DNA der Zielorganismen enthalten sind, z. B. von Fischen oder Makroinvertebraten in Wasserproben (Hering et al. 2018; Leese et al. 2021; Ohnesorge et al. 2023), von Insekten an Pflanzenproben (Krehenwinkel et al. 2022), von Pilzen in Bodenproben (Lofgren & Stajich 2021) oder von Insekten in Luftproben (Roger et al. 2022).

Die Analyse solcher Proben umfasst als wesentliche Schritte die Konservierung, die Probenvorbereitung, die Extraktion der relevanten DNA-Fragmente, deren Vervielfältigung mit der PCR-Methode (Polymerase-Kettenreaktion), ihre Sequenzierung und schließlich die Auswertung. Letztere enthält neben verschiedenen Qualitätskontrollen den Abgleich mit Genbibliotheken, in denen Gensequenzen für bekannte Arten hinterlegt sind (Leese et al. 2023). Für jeden dieser Schritte gibt es je nach Probentyp unterschiedliche Verfahrensweisen, deren Kombinationen das Endergebnis maßgeblich beeinflussen können. Für die Anwendung von Metabarcodingmethoden ist daher eine Standardisierung (Vereinheitlichung) zwingend erforderlich, z. B. durch Festlegung von internationalen Normen sowie eine Qualitätssicherung mit Zertifizierung von Laboren. Handlungsempfehlungen hierfür sind unter der Federführung des Bundesamts für Naturschutz erarbeitet worden (Leese et al. 2023). Diese Publikation gibt auch einen Überblick zu laufenden internationalen Standardisierungsprojekten sowie zur Spezialisierung und Qualität verschiedener Genbibliotheken.

Wie jede Methode hat auch das DNA-Metabarcoding seine Herausforderungen und prinzipiellen Begrenzungen. Es kann aus verschiedenen Gründen zu Fehlbestimmungen kommen. Die Artenlisten des Metabarcodings müssen daher derzeit von Expert:innen halb automatisch auf Stimmigkeit (Plausibilität) überprüft werden. Dabei werden Artbestimmungen aus deutlich anderen Lebensräumen oder fernen biogeografischen Regionen (z. B. »Hochgebirgsarten« in Proben aus Norddeutschland) herausgefiltert. Es sei an dieser Stelle erwähnt, dass auch die herkömmliche morphologische Artbestimmung nicht fehlerfrei erfolgt und deren Fehlerrate angesichts der abnehmenden taxonomischen Expertise (Löbl et al. 2023) vermutlich steigen wird. Direkte Vergleiche anhand derselben Proben zeigen für Insekten eine Übereinstimmung von 55 % (Rommel et al. 2024). Etwa 20 % der Arten konnten nur mit einer der beiden Methoden

(morphologische Bestimmung oder Metabarcoding) gefunden werden. Das Metabarcoding weist geringere Detektionsraten für kleine und seltene Arten auf. Die Standardisierung steht vor der Herausforderung, dass die Methodenentwicklung rasant fortschreitet und die Genbibliotheken noch ständig an Umfang zunehmen, insbesondere für viele Gruppen der Wirbellosen und für Algen. So könnte allein durch den Methodenfortschritt im Laufe der nächsten Jahre die verbesserte Auffindbarkeit von Arten eine Zunahme an biologischer Vielfalt suggerieren. Für die Planung eines Langzeitmonitorings ist es daher notwendig, dass nicht nur die Sequenzdaten nach FAIR-Prinzipien hinterlegt, sondern die Organismenproben selbst archiviert werden, damit solche methodischen Verzerrungen im Nachgang quantifiziert werden können. Metabarcodingmethoden weisen primär das Vorkommen von Arten nach, nicht deren Häufigkeiten. Änderungen der Biodiversität kündigen sich aber zunächst in Verschiebungen der relativen Häufigkeiten an. Auch die absolute Häufigkeit von Arten ist ein wichtiger Indikator für den Zustand von Ökosystemen (Pereira et al. 2013). Methoden sind in Entwicklung, um aus der Häufigkeit der nach der Vervielfältigung durch die PCR gelesenen Sequenzen einer Art in der Metabarcoding-Analyse (*Reads*) Rückschlüsse auf die relativen Häufigkeiten von Arten in einer Probe ziehen zu können. Ein Vergleich von gemessenen Häufigkeiten mit der Anzahl von *Reads* zeigt am Beispiel von Fischen einen statischen Zusammenhang, der allerdings nicht stark ausgeprägt ist (Elbrecht et al. 2018) und seltenere Arten nicht gut abbildet (Skelton, Cauvin & Hunter 2023). Ein Grund für diese Unschärfe liegt unter anderem darin, dass die Teilschritte der Methode Gensequenzen mit unterschiedlicher Empfindlichkeit auffinden und vervielfältigen. Neuere Ansätze modellieren z. B. das selektive Verhalten der PCR, um diese Verzerrungen in der Analyse zu verringern (Shelton et al. 2023).

Die Nutzung von Umwelt-DNA muss mit dem Problem umgehen, dass DNA über weite Strecken über die Luft und insbesondere in Fließgewässern verdriftet werden kann (Shogren et al. 2017), sodass eine genaue Lokalisierung der Herkunft oft nicht möglich ist. Bei der Probenahme und im Laborprozess kann es zu Kontaminationen kommen, die durch möglichst sauberes Arbeiten minimiert werden müssen (Hutchins, Simantel & Sepulveda 2022). Einen guten Überblick methodischer Herausforderungen geben Wägele et al. (2022).

Die Vorteile des Metabarcodings liegen auf der Hand. Typischerweise werden durch diese Methode deutlich mehr Arten gefunden als mit herkömmlichen morphologischen Methoden (z. B. Elbrecht et al. 2018). Dies hat

verschiedene Gründe, u. a. die höhere Trennschärfe für kryptische oder schwer unterscheidbare Schwesterarten (Dark Taxa) und das Auffinden von Spuren von Arten in Umwelt-DNA, die aufgrund ihrer Seltenheit oder ihres Verhaltens schwer gefangen werden können (Hidden Biodiversity). Nach erfolgreicher Standardisierung werden für die großflächige Anwendung des Metabarcodings keine taxonomischen Expert:innen mehr benötigt, was den potenziellen Kreis der Erfasser:innen von biologischer Vielfalt dramatisch erweitert. Personen mit taxonomischer Expertise sind trotzdem für den Aufbau der Genbibliotheken und für verschiedene Schritte der Qualitätssicherung unerlässlich. Die Kosten für Erfassungen mit Metabarcoding sind geringer als mit konventionellen Methoden (Buchner et al. 2023). Insbesondere Umwelt-DNA-Analysen sind minimalinvasiv und stören damit nicht die natürliche Dynamik von Lebensgemeinschaften.

DNA-basierte Methoden sind auch von entscheidender Bedeutung für die Erfassung von bisher vernachlässigten Facetten der biologischen Vielfalt. So wird Metabarcoding heute auch eingesetzt, um die genetische Vielfalt innerhalb von Populationen zu bestimmen (Elbrecht et al. 2018; Zizka, Weiss & Leese 2020). Es ist sehr wahrscheinlich, dass in Zukunft Änderungen der genetischen Vielfalt im Zuge einer genetischen Standardisierung ermittelt werden. Ein weiteres faszinierendes Feld ist die Nachverfolgung von Interaktionen, z. B. zwischen Bestäubern und Pflanzen (Thomsen & Sigsgaard 2019) oder in Nahrungsketten (Schmidt et al. 2018). Die Analyse kann nach Verfügbarkeit aus aktuellen oder auch archivierten Umweltproben erfolgen (Krehenwinkel et al. 2022).

Von allen modernen (halb-)automatisierten Methoden ist das Metabarcoding diejenige, die einer standardmäßigen Anwendung am nächsten steht. Es erhält in der Ressortforschung große Aufmerksamkeit, wie durch Initiativen des Umweltbundesamts (z. B. DNA-Metabarcoding in der behördlichen Praxis – [www.gedna.de](http://www.gedna.de)), der Umweltprobenbank ([www.TrendDNA.de](http://www.TrendDNA.de)) oder die Planungen für ein zukünftiges Bodenbiodiversitätsmonitoring belegt wird. Weit fortgeschritten ist der Einsatz im Bereich des Monitorings der biologischen Vielfalt in Fließgewässern. Es ist zu betonen, dass die Probenahme selbst noch nicht automatisiert erfolgt, sondern nur Teile der Laboranalysen. Automatisierte Probenehmer für Insekten, für Luft- und Wasserproben (sog. Multi-sampler) sind in der Entwicklung (Wägele et al. 2022). Für andere Substrate (z. B. Boden oder Pflanzenblätter) gestaltet sich die Automatisierung bislang schwierig. Die Zukunft liegt vermutlich in der Kombination von passi-

ven Sammlern für bewegliche Substrate (Luft, Wasser) und beweglichen Sammelrobotern, die Proben entlang von festgelegten Pfaden aktiv aufnehmen können (s. u.). Beide Systeme können auf Umweltreize reagieren und Proben in anderer Frequenz unter bestimmten Bedingungen (z. B. Klima oder Licht) oder nach besonderen Ereignissen (z. B. Hochwasser, Beweidung) nehmen.

### Sensorbasierte Methoden

Da es unterschiedliche Signaltypen gibt (visuelle, akustische, chemische, kinetische usw.), welche für die Erfassung von Biodiversität genutzt werden können, ist die Palette an zugrunde liegenden Methoden und Anwendungen außerordentlich vielfältig. Allen sensorbasierten Methoden ist aber gemein, dass sie auf sehr großen Datenmengen fußen. Sie verdanken ihre Entwicklung weniger der Sensorentwicklung als den Errungenschaften der digitalen Revolution, die es ermöglicht, Terabytes an Information in Bildern, Filmsequenzen, Klängen, Vibrationsmustern und Reflexionsereignissen zu erfassen, zu speichern und zu verarbeiten. Letzteres wird möglich durch entscheidende Fortschritte des maschinellen Lernens. Hierbei kommen Algorithmen zum Einsatz, die häufig der Klasse der neuronalen Netzwerke (z. B. Convolutional Neural Networks; CNN) angehören und die sich durch Expert:innenwissen so trainieren lassen, dass sie in Bildern oder Klängaufnahmen selbsttätig und mit hoher Präzision Muster – im vorliegenden Fall Arten und deren Verhalten – erkennen.

Die **automatisierte Bilderkennung** zur Erfassung der biologischen Vielfalt ist ein dynamisches Forschungsfeld. Idealerweise ist auf den Bildern eine Vielzahl von Arten des Ökosystems gleichzeitig gut erkennbar. Ein Beispiel sind Bilder von Lichtfangeinrichtungen (Bjerge, Mann & Høye 2022; Schneider et al. 2022). Dabei handelt es sich um weiße Schirme, die im Freiland nachts mit Licht mit hohem UV-Anteil ausgeleuchtet werden. Dies lockt Nachtfalter und andere Insekten an und macht sie gemeinsam und hell erleuchtet sichtbar. Weitere Anwendungen sind Fotofallen, die per Bewegungs- oder Wärmesensor aktiviert werden und sich besonders für die Erfassung größerer Säugetiere eignen (Burton et al. 2015; Mitterwallner et al. 2023). Ein weiteres Beispiel ist die automatische Bilderkennung von Kleinstlebewesen in Wasserproben in Kombination mit Durchflusszytometrie, bei der z. B. einzellige Algen oder Pollenkörner gezählt und bestimmt werden können (Dunker et al. 2021). Eine besondere Form der bildgestützten Erfassung von biologischer Vielfalt sind Smartphone-Aufnahmen, die mithilfe spezialisierter Apps wie FloraIncognita (Mäder et al. 2021) oder iNaturalist ([www.inaturalist.org](http://www.inaturalist.org)) be-

stimmt werden. Die genannten Methoden sind noch in der Entwicklung, und es fehlen bislang vereinheitlichte Protokolle. Es gibt eine Reihe von Herausforderungen zu lösen. Für bildbasierte Methoden braucht es nicht nur eine Kamera, sondern auch steuernde Vorrichtungen, die dafür Sorge tragen, dass Bildausschnitt, Beleuchtung, Brennweite und Zeitpunkt der Aufnahme so kontrolliert werden, dass die Detektionswahrscheinlichkeit gleich bleibt (Wägele et al. 2022). Letztere wird auch durch biologische Faktoren beeinflusst, beispielsweise durch die Körpergröße und Bewegungs- und Aktivitätsmuster von Tieren oder den Umstand, dass Pflanzen in das Sichtfeld einer Kamera wachsen. Eine Standardisierung ist bei opportunistischen Bilderhebungen per Smartphone-App naturgemäß besonders schwierig. Beobachtungen häufen sich an touristischen Orten und für große, attraktive, wenig bewegliche Organismen. Dennoch können hier unter bestimmten Umständen relevante Muster durch die große Menge an verteilten Beobachtungen abgeschätzt werden (Mahecha et al. 2021). Damit die Arterkennung erfolgreich ist, braucht es umfangreiche Referenzdatenbanken mit Bildern korrekter bestimmter Arten, idealerweise in unterschiedlichen Ansichten, Varietäten, Altern und Geschlechtern. Diese entstehen als systematische fotografische Dokumentation von Sammlungsmaterial in Naturkundemuseen oder häufig als frei verfügbare Fotodatenbanken von ehrenamtlichen Expert:innen. Insbesondere für kleine und schwer bestimmbare Artengruppen (Mücken, Erzwespen, Nematoden usw.) sind die Bilddatenbanken noch sehr unvollständig. Meeressäuger und Meeressäugetiere werden im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen auf hoher See schon seit 2013 aus digitalen Fotografien erfasst, die aus Flugzeugen in Höhe von ca. 400 m mit einer Auflösung von 2 cm gemacht werden. Die Auswertung erfolgt allerdings noch durch Expert:innen und nicht automatisiert (BfN 2021b).

Perspektivisch wird der Bilderkennung eine wichtige Bedeutung zukommen, weil sie kostengünstig und mit hoher Frequenz Daten zur biologischen Vielfalt erheben kann. Die Methode erkennt nicht nur Arten, sondern auch Merkmale wie Körpergrößen und -formen, Geschlechter, Alter und Farbvarianten und kann daher für eine Vielzahl von ökologischen Auswertungen verwendet werden. Die meisten der genannten Probleme lassen sich durch Standardisierung, technische Innovation (v. a. für die Verarbeitung großer Datenmengen; selbsttrainierende Algorithmen) und modellbasierte Korrekturalgorithmen (MacKenzie et al. 2018) für geeignete Artengruppen lösen. Ein großes Potenzial besteht bezüglich der Standardisierung von Smartphone-basier-

ten Methoden (festgelegte Strecken, Zeiten und Aufnahmeprotokolle [Arazy & Malkinson 2021]). Mit der fortschreitenden Digitalisierung der naturkundlichen Sammlungen wachsen die Bilddatenbanken; in Zukunft müssen diese in maschinenlesbare Form überführt werden. Faszinierende Möglichkeiten ergeben sich aus der Kombination von Bilderkennung und Fernerkundung. Bildarchive, die über Smartphone-Apps wie iNaturalist generiert werden, können auch für die Kalibrierung von Drohnenfotografien für die großskalige Erfassung von Pflanzenarten verwendet werden (Soltani et al. 2022). Eine Anwendung für die Erkennung invasiver Pflanzenarten war bereits erfolgreich.

Die **akustische Erfassung** extrahiert artspezifische Lautäußerungen von Tieren aus natürlichen Klangbildern (Englisch »*sound scapes*«), die von verteilten Mikrofonen im Freiland aufgenommen werden. Die Information wird üblicherweise auf Speicherkarten gespeichert, die nach 1–4 Wochen händisch ausgetauscht werden. Anwendungen sind für alle Organismen mit Lautäußerungen bekannt, z. B. für Vögel (Pérez-Granados & Traba 2021), Fledermäuse (Brinklöv et al. 2023), Insekten (Hill et al. 2018) und sogar Fische (Linke et al. 2018) und Meeressäuger (Van Opzeeland & Hillebrand 2020). Auch bei der Analyse von Klangbildern kommen mittlerweile neuronale Netze zum Einsatz, die die überlagerten Frequenzspektren (»Spektrogramme«) häufig als 2-D-Bilder analysieren (Kahl et al. 2021). Das erfolgt auf diese Weise, weil sich die akustischen Signale sehr viel stärker überlagern als visuelle. Im Unterschied zur Bildanalyse (s. o.) dienen nicht einzelne artspezifische Frequenzspektren als Referenz, sondern von Expert:innen annotierte Klangbilder, in denen viele Arten gleichzeitig zu hören sind und die durch Nachtrainieren optimiert werden müssen (Müller et al. 2023a; Zeuss et al. 2023). Da dieser Prozess aufwendig ist, wird als Vorstufe häufig ein Index der Klangdiversität berechnet (z. B. Sueur et al. 2014), der zwar die einzelnen Arten nicht ausweist, aber die lokale Artenvielfalt abschätzen kann.

Herausforderung der Methode sind die großen Informationsmengen, die eine drahtlose Übertragung der Daten erschweren. Entwicklungen zur Vorprozessierung und Komprimierung der Daten zeigen allerdings erste Erfolge (Höchst et al. 2022). Die Isolierung von Artsignalen ist in Tonaufnahmen deutlich schwieriger als auf Bildern, und der Aufbau von Referenzdatenbanken annotierter Klangbilder ist aufwendig. Bei der Kalibrierung von Feldaufnahmen ist es schwer, Mikrofone so anzuordnen, dass sie dasselbe Klangbild erfassen wie ein Mensch, der lauschend durch einen Wald geht. Die geringe Reichweite von Mikrofonen ist ein prinzipiel-

les Problem, das bislang nur durch eine dichtere Aufstellung von Mikrofonstationen zu lösen ist. Es steht aber außer Frage, dass akustische Methoden ein fester Bestandteil des zukünftigen Monitorings sein werden. Neben der Arterkennung lassen sich damit auch tages- oder jahreszeitliche Verschiebungen von Aktivitätsmustern feststellen, was insbesondere im Kontext des Klimawandels von Bedeutung ist.

**Fernerkundung** und die automatisierte Analyse von Produkten der optischen Fernerkundung sind eine Facette der Bilderkennung, welche Informationen über Objekte (Vegetation, Gewässer, Bebauung), Landschaftsstrukturen oder Gebiete sammelt, ohne in direktem Kontakt mit ihnen zu stehen (Alleaume et al. 2018; Bae et al. 2019; Cavender-Bares, Gamon & Townsend 2020). Zur Gewinnung der Informationen wird elektromagnetische Strahlung verwendet, die von Objekten, Strukturen usw. emittiert oder reflektiert wird.

In Deutschland wird Fernerkundung im Kontext der biologischen Vielfalt vor allem für die Erfassung der Vegetation eingesetzt. Einen guten Überblick für naturschutzrelevante Anwendungen geben Stenzel und Feilhauer (BfN 2021c). Pflanzen reflektieren das Sonnenlicht in unterschiedlicher Weise je nach Wasser- und Pigmentgehalten der Blätter und deren strukturellen Eigenschaften wie Winkel, Größe oder Behaarung. Die Reflexion wird in unterschiedlichen Wellenlängenbereichen (Bändern) erfasst. Je nach Anzahl der Bänder spricht man von Multispektralaufnahmen (bis 20 Bänder) oder Hyperspektralaufnahmen (häufig > 200 Bänder). Die Bilder unterscheiden sich stark in ihrer räumlichen Auflösung. Diese hängt im Wesentlichen davon ab, aus welcher Höhe die Aufnahme gemacht wurde. Die Auflösung variiert zwischen wenigen Zentimetern (Drohne), Dezimetern bis Metern (Flugzeug) bis 10–60 m (Satelliten). Für die Interpretation der Bilder müssen Algorithmen mit Felddaten bekannter pflanzlicher Vielfalt trainiert werden (*»ground truthing«*), z. B. mit Vegetationsaufnahmen, Waldinventuren oder Biotopkartierungen. Fernerkundungsbasierte Methoden der Erfassung biologischer Vielfalt funktionieren bereits für größere Objekte wie Bäume (Fassnacht et al. 2024; Richter et al. 2016), für die funktionale Diversität von Pflanzen (Lausch et al. 2018; Wallis et al. 2016) oder für klar abgegrenzte Pflanzengesellschaften des Offenlandes (Stenzel et al. 2017).

Herausforderungen bestehen wie bei den anderen Methoden in der Standardisierung und im Umgang mit großen Datenmengen. Letztere steigen mit der für die Bestimmung von Arten oder Vegetationstypen benötigten räumlichen, zeitlichen und spektralen Auflösung stark an. Auch fehlt es bislang noch an ausreichend Feld-

erhebungen, die spezifisch für die Kalibrierung von Fernerkundungsprodukten ausgelegt sind. Aus diesen Gründen wird Fernerkundung im behördlichen Naturschutz bislang noch nicht standardmäßig eingesetzt (BfN 2021c).

Das Potenzial ist aber sehr groß, z. B. für die Erfassung von Erhaltungszuständen von FFH-Lebensraumtypen (Feilhauer et al. 2014), von Sukzessionsprozessen (z. B. Verbuschung; Schmidt et al. 2017) oder von der Ausbreitung invasiver Pflanzenarten (Skowronek, Stenzel & Feilhauer 2018), aber auch die quantitative Erfassung der Effekte des Klimawandels auf Zustand und Diversität von Wäldern oder Stadtbäumen (Holzwarth et al. 2020; Fassnacht et al. 2024). Besonders geeignet ist die Fernerkundung für die Quantifizierung von pflanzlicher Diversität auf der Landschaftsskala (Betadiversität [Rocchini et al. 2018]) und für die Erfassung von struktureller Vielfalt (Cavender-Bares, Gamon & Townsend 2020). Insbesondere die Erfassung der Habitatvielfalt ist relevant, weil diese Rückschlüsse auf die zu erwartende Artenvielfalt ermöglicht (Rosenzweig 1995; Wallis et al. 2016). Es können mit Fernerkundung große Arten erfasst werden (Hollings et al. 2018) oder aber Landschaftsveränderungen (Senf, Seidl & Hostert 2017) oder -strukturen, welche von Arten gestaltet werden (z. B. Landschaftsingenieure [Wraase et al. 2023]). Faszinierende Möglichkeiten ergeben sich aus der Kombination von Bilderkennung und Fernerkundung. Bildarchive, die über Smartphone-Apps wie iNaturalist generiert werden, können auch für die Kalibrierung von Drohnenfotografien für die großskalige Erfassung von Pflanzenarten verwendet werden (Soltani et al. 2022).

Die genannten Beispiele nutzen die passive Fernerkundung, die überwiegend Reflexionen des Sonnenlichts analysiert. Eine weitere Form der Fernerkundung, die aktive Fernerkundung, gewinnt an Bedeutung, bei der Vegetation mit Laserstrahlen abgetastet wird (z. B. LiDAR – Light Detection and Ranging). Aus den entstehenden Reflexionsmustern können hochaufgelöste Punktwolken von pflanzlichen Objekten generiert werden. Die Methode wird vor allem zur Charakterisierung der Vegetationsstruktur verwendet, kann aber in Kombination mit optischen Methoden (s. o.) auch für die Arterkennung eingesetzt werden (Michałowska & Rapiński 2021). Mit Radartechnologie können in ähnlicher Weise Größenverteilungen und Dichten von flugfähigen Insekten erfasst werden (Zeuss et al. 2023).

Es gibt eine Reihe weiterer automatisierter Methoden, die in Erprobung sind. Hervorheben möchten wir eine **chemische Methode** der Erfassung der biologischen Vielfalt. Es ist möglich, Geruchsprofile (*»smell scapes«*) zu analysieren, die durch die Abgabe von flüchtigen

Substanzen von Pflanzen (pVOC, Plant Volatile Organic Compound) erzeugt werden. Diese pVOCs können mit sogenannten künstlichen Nasen bestimmt werden, die die Technologie der Gaschromatographie-Ionenmobilitätsspektrometrie (GC-IMS) nutzen. Da die Geruchsprofile artspezifisch sein können, ist es prinzipiell mit dieser Technologie möglich, das Vorkommen bestimmter Pflanzenarten zu ermitteln und auch deren Stressreaktionen und Aktivitätsmuster zu erkennen (Vautz, Hariharan & Weigend 2018). Diese Methoden sind aber noch nicht unter Freilandbedingungen getestet worden. Insbesondere ist die Erarbeitung von artspezifischen Referenzprofilen von volatilen Substanzen und deren Langlebigkeit in Luftproben noch in den Anfängen.

### Integration automatisierter Systeme – Synergien und erste Pilotprojekte

Die genannten Methoden haben vor allem in Kombination eine Reihe von entscheidenden Vorteilen, die das Biodiversitätsmonitoring der Zukunft revolutionieren werden. Diese seien hier noch einmal zusammengefasst:

- Es können auch taxonomisch schwierige Gruppen (z. B. Fliegen, Erzwespen, Mikroorganismen) erfasst werden. Dadurch entsteht ein gesamtheitliches Bild der biologischen Vielfalt, und die Beschränkung auf wenige Zielarten(gruppen) (Jedicke 2016) entfällt perspektivisch.
- Die biologische Vielfalt kann standardisiert, kontinuierlich oder zeitlich hochaufgelöst erfasst werden anstatt in unregelmäßigen, langen, gestaffelten Inventurintervallen. Dies erlaubt es, Änderungen der biologischen Vielfalt in Bezug zu setzen zu kurzfristigen Pulsen, wie der Ausbringung von Pestiziden oder Wetterextremen, und die Einflüsse solcher Treiber von natürlichen Schwankungen und saisonalen Rhythmen zu trennen.
- Die Gesamtheit der automatisierten Methoden erlaubt es prinzipiell, neben dem Vorkommen von Arten auch deren Eigenschaften (Größen, Strukturen), Interaktionen, Aktivitäten und genetische Variabilität zu charakterisieren. Damit kann eine große Zahl an Facetten der biologischen Vielfalt zeitgleich erfasst werden, was mit bisherigen Monitoringprogrammen nicht möglich war. Dadurch steigt die ökologische Aussagekraft der Erfassungen (Pereira et al. 2013).
- Die Fernerkundung erlaubt die Skalierung von lokalen Intensivmessungen (automatisiert oder konventionell) in die Fläche. Damit wird es möglich, die biologische Vielfalt auf unterschiedlich großen Skalen zu erfassen, z. B. auf der lokalen Skala (Alpha-Diversität), in Bezug auf die räumliche Heterogenität (Beta-

Diversität) und für das Vorkommen von Arten oder Ökosystemen auf Landschaftsebene (Gamma-Diversität). Dies ist wichtig, weil direkte Treiber und Maßnahmen auf die biologische Vielfalt auf sehr unterschiedlichen Skalen wirken können (Spake et al. 2021; Chase et al. 2018).

- Automatisierte Methoden können schwer zugängliche Lebensräume besser erschließen, z. B. Baumkronen oder steile Felswände mit Drohnenflügen, unbemannte Tauchroboter für den Meeresgrund.
- Neue innovative Methoden, die z. B. auf der Nutzung von Smartphones oder Drohnen basieren, erlauben die Einbindung von Bürgerwissenschaftler:innen. Das hat zwei große Vorteile: (i) Die Anzahl von Erfasser:innen steigt beträchtlich und damit (ii) auch die gesellschaftliche Teilhabe und Aufmerksamkeit für den Schutz biologischer Vielfalt (Hecker et al. 2018; Kühl et al. 2020).

Da die Synergien der automatisierten Methoden untereinander und mit konventionellen Methoden offensichtlich sind, gibt es in jüngerer Zeit verschiedene Initiativen, die Konzepte für integrierte und automatisierte Monitoringstationen entwickeln. Sie kombinieren eine Vielzahl von fest installierten oder beweglichen Sensoren sowie Probenehmern, die miteinander kommunizieren und deren Ergebnisse drahtlos in vernetzte Cloud-Datenbanken überführt werden (Zeuss et al. 2023; Wägele et al. 2022; van Klink et al. 2022). Bewegliche Sensoren können an Drohnen befestigt sein, die regelmäßig programmierte Flugrouten absolvieren, oder auch an kleinen fahrbaren Robotern (»Rover«). Die erste deutsche Initiative dieser Art ist das AMMOD-Projekt (»Automated Multisensor Stations for Monitoring of Biodiversity« – <https://ammod.de/>), das vom Leibniz-Institut zur Analyse des Biodiversitätswandels (LIB) in Bonn ins Leben gerufen wurde (Wägele et al. 2022). Sehr fortgeschritten ist das Projekt »Natur 4.0« (in Analogie zur »Industrie 4.0«, die Menschen, Sensoren und Roboter mithilfe des Internets vernetzt und als Funktionseinheit begreift) (Zeuss et al. 2023). In diesem LOEWE-Projekt des Landes Hessen hat ein interdisziplinäres Team aus der Geografie, Informatik, Mathematik, Naturschutz, Ökologie und Ingenieurwissenschaften ein Pilotsystem eines modularen Umweltmonitorings im Universitätswald Marburg realisiert. Bei der Realisierung wurden viele Lösungen entwickelt, aber auch etliche Herausforderungen identifiziert, insbesondere die Energieversorgung, der Umgang mit großen Daten, deren Verarbeitung, Speicherung und Nachhaltung und vor allem inhaltliche Integration im Sinne der Fragestellungen.

**Networked Sensor System:**  
 ■ Sensoren  
 ■ Übertragung  
 ■ Datenbanken  
 ■ Anwendungen



Weltweit bemühen sich vergleichbare Initiativen darum, die technologischen Fortschritte bei den automatisierten Biodiversitätserfassungen in die Praxis von Monitoringprogrammen zu überführen. Theoretische Grundlagen der Integration der neuen Datenströme dieser vielfältigen Methoden werden in Hartig et al. (2023) diskutiert. Das Netzwerk von ökologischen Langzeituntersuchungsflächen eLTER (<https://elter-ri.eu/>) plant die Implementierung automatisierter Verfahren in ganz Europa. Dieses Programm umfasst Umwelt-DNA-Proben in Boden und Wasser, Metabarcoding von Insektenfallen, akustische Erfassungen (AudioMoth) und die Anwendung verschiedener Fernerkundungsmethoden. Zu erwähnen ist auch das LIFEPLAN-Projekt, das von der European Research Council gefördert wird und das einen Workflow für die Standardisierung und Integration von Daten aus automatisierten Erfassungsmethoden entwickelt (<https://www.helsinki.fi/en/projects/lifeplan>), sowie das EU-Konsortium MAMBO (Modern Approaches to the Monitoring of Biodiversity [Høye et al. 2023]).

Die Planung neuer Monitoringprogramme in Deutschland hat diese Entwicklungen im Blick (BfN 2020a; Bolte et al. 2022; NMZB 2023). Mit zunehmender Technologiereife und Konkretisierung der Konzepte wird es notwendig sein, die neuen Technologien in das Biodiversitätsmonitoring zu integrieren und das grundlegende Design entsprechend anzupassen. Es ist unbedingt notwendig, dass Entwicklungen in Deutschland so geplant werden, dass sie die Synergien mit internationalen Bemühungen maximieren und eine methodische Harmonisierung die Auswertung von Daten zur Entwicklung von biologischer Vielfalt grenzüberschreitend ermöglicht.

**Abbildung 2.8:** Das Natur 4.0-Projekt ist ein Beispiel für ein modernes netzwerkbasierendes Sensorsystem für eine automatisierte Erfassung der biologischen Vielfalt (Zeuss et al. 2023). Es vereint als drei wichtige Hauptkomponenten Sensoren, Datenübertragung und Datenspeicherung. Diese sind modular aufgebaut und können an die zu untersuchende Facette der biologischen Vielfalt angepasst werden. Die Sensoren (blau) werden eingesetzt, um biologische Vielfalt zu erfassen, die Aktivität einzelner Individuen zu verfolgen und wichtige Umweltdaten und ökosystemare Prozessdaten zu quantifizieren. Fernerkundungstechnologie wird ebenfalls eingesetzt. Die entstehenden Daten werden über unterschiedliche Übertragungsmodi (grün) in die Datenbank übertragen, die wiederum unterschiedliche Komponenten für verschiedene Datentypen enthält (rot). Eine Reihe von KI-basierten Auswertungsalgorithmen (z. B. zur Detektion von Vogelarten aus akustischen Signalen) greifen auf die Datenbank zu (gelb). Die Open-Source-Datenbanken erlauben auch eine schnelle Datenübertragung für externe Nutzer (dunkelgrün). Natur 4.0 ist eine interdisziplinäre Kooperation von Wissenschaftler:innen aus der Geografie, Informatik, Mathematik, Naturschutz, Ökologie und Ingenieurwissenschaften.

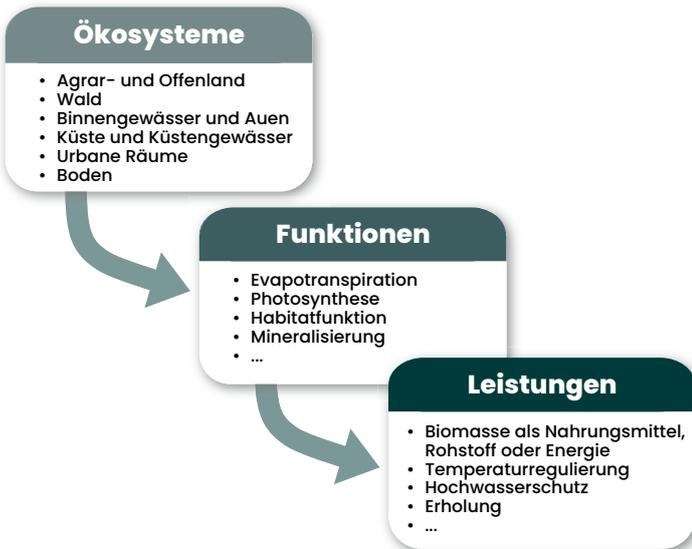
## 2.2 Ökosystemleistungen

### 2.2.1 Ökosystemleistungen, Ökosystemfunktionen und biologische Vielfalt

Der *Faktencheck Artenvielfalt* hat sich die Aufgabe gestellt, die Auswirkungen von Änderungen der biologischen Vielfalt, wie sie im Themenbereich »Status und Trends« herausgearbeitet werden, auf die Leistungsfähigkeit unserer Ökosysteme zu bewerten.

Als Ökosystemleistung (ÖSL; veraltet Ökosystemdienstleistung oder engl. ES, Ecosystem Service, alternativ NCP, Nature's Contribution to People) bezeichnet man den Beitrag der Ökosysteme zum menschlichen Wohlbefinden. Aus einem ökologischen Blickwinkel betrachtet, sind ÖSL emergente Eigenschaften der Funktionsfähigkeit von Ökosystemen und bezeichnen diejenigen Prozesse und Produkte, die das menschliche Leben ermöglichen und angenehm machen. Aus einer wirtschaftlichen Perspektive sind ÖSL die finanziellen Vorteile, die der Mensch direkt oder indirekt aus den Ökosystemen zieht. Was jedoch all diese Ansätze vereint, ist, dass ÖSL verdeutlichen, wie sehr Mensch und Natur verwoben sind (Burkhard & Maes 2017). Das ÖSL-Konzept bringt eine Systematik in die komplexen Abläufe natürlicher Systeme und ihrer Interaktion mit den Menschen (sozioökologische Systeme) und hilft uns zu verstehen, wie die von uns Menschen genutzten Leistungen von natürlichen Funktionen abhängen. Im *Faktencheck Artenvielfalt* verwenden wir die Nomenklatur von ÖSL nach CICES (s. u.).

Ökosystemfunktionen (ÖSF) sind die Basis von Ökosystemleistungen (Abb. 2.9). Es handelt sich dabei um biologische, chemische oder physikalische Prozesse, die erst durch eine physische, ökonomische oder ideelle Inwertsetzung durch den Menschen zu ÖSL werden, wodurch es in vielen Fällen leichter ist, die ÖSF als die daraus entstehende ÖSL zu quantifizieren. Eine ÖSF muss nicht immer eine ÖSL ergeben. So ist der Blattfraß einer Insektenkalamität in einem Fichtenwald zwar eine quantifizierbare Ökosystemfunktion, aber keine ÖSL. Andererseits liegen jeder ÖSL notwendigerweise ein bis mehrere ÖSF zugrunde. Der Ökosystemleistung der Kühlungswirkung eines benachbarten Waldstücks liegt eine ÖSF direkt zugrunde, nämlich dessen Evapotranspiration – eine 1:1-Beziehung. Der ÖSL der Erholung bei einem Waldspaziergang liegen viele ÖSF zugrunde, z. B. die Lichtextinktion (Schattenwurf), Habitatfunktion (singende Waldvögel) und die Produktion von volatilen Substanzen (Waldduft) – eine 1:n-Beziehung. Da der letztere Fall weitaus häufiger ist, ist es oftmals schwierig, einen direkten Zusammenhang von

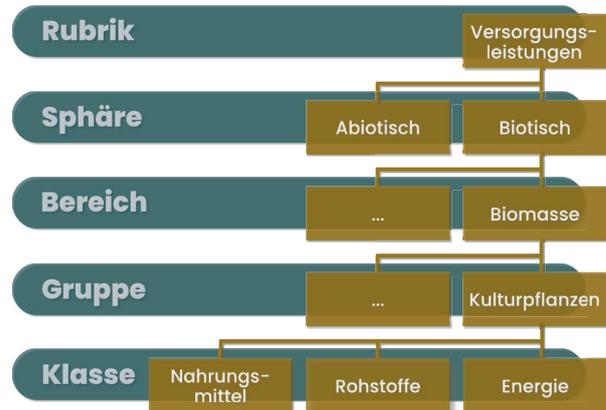


**Abbildung 2.9:** Zusammenhang von biologischer Vielfalt über Ökosystemfunktionen zu Ökosystemleistungen, wobei die Grenzen zwischen Funktionen und Leistungen nicht immer eindeutig sind.

einer ÖSL mit einer Facette der Biodiversitätsänderung herzustellen. Demgegenüber ist es in vielen Fällen eher möglich, die Messgröße einer spezifischen ÖSF mit einer Maßzahl der Biodiversität wie Artenreichtum oder Strukturvielfalt in Beziehung zu setzen. Wir haben daher auch einzelne ÖSF im *Faktencheck Artenvielfalt* berücksichtigt, aber nur wenn sie einen eindeutigen Bezug zu einer Ökosystemleistung aufwiesen.

### Systematisierung

In den letzten Jahrzehnten wurden verschiedene Ansätze entwickelt, um ÖSL zu systematisieren. So wurden im Rahmen des Millennium Ecosystem Assessment (MEA; Reid et al. 2005) die ÖSL in vier Kategorien gruppiert: »Regulierende Leistungen«, »Unterstützende Leistungen«, »Versorgende Leistungen« und »Kulturelle Leistungen«. Eine Weiterentwicklung dieses Konzepts ist die internationale Klassifikation von Ökosystemleistungen (Common International Classification of Ecosystem Services – CICES) der Europäischen Umweltagentur (Haines-Young & Potschin 2018). In der CICES-Klassifikation sind die Ökosystemleistungen in »biotisch« und »abiotisch« sowie in die Kategorien »Regulierung und Erhaltung«, »Versorgende Leistungen« und »Kulturelle Leistungen« aufgeteilt (siehe Abb. 2.10 für ein Beispiel der Systematik). Im globalen Assessment zu Biodiversität und Ökosystemleistungen (IP-BES 2019a) wurde das ÖSL Konzept erweitert unter der Bezeichnung »Beiträge der Natur für den Menschen« (Original: Nature's Contribution to People – NCP). Im Vergleich zu MEA und CICES schließt diese Definition



**Abbildung 2.10:** Die CICES-Struktur anhand des Beispiels der Leistungen von Kulturpflanzen (Codes: 1.1.1.1, 1.1.1.2 und 1.1.1.3). Die vollständige Systematik findet sich in Anhang A2.4, Grafik angepasst und übersetzt von CICES (2022, <https://cices.eu/cices-structure/>).

negative Beiträge (Disservices) sowie weniger greifbare Beiträge ein und versteht den Menschen als integralen Teil der Natur. Hierbei sind die Beiträge in die Kategorien »Regulierend«, »Materiell« und »Immateriell« eingeteilt. All diese Konzepte sind geeignet, um Ökosystemleistungen und Zusammenhänge mit der biologischen Vielfalt zu beschreiben.

Um den systematischen und übertragbaren Ansatz zu unterstützen und die Informationen im *Faktencheck Artenvielfalt* vergleichbar zu machen, werden die behandelten Ökosystemleistungen, soweit möglich, den CICES-Klassen (V5.1) zugeordnet. Dennoch haben wir eine offene Herangehensweise und integrieren auch Beiträge der Natur, die innerhalb des CICES-Konzepts bislang nicht berücksichtigt wurden, sofern diese für einen Lebensraum von besonderer Bedeutung sind.

### 2.2.2 Ansätze zur Erfassung des Zusammenhangs zwischen biologischer Vielfalt und ÖSL/ÖSF

Für die Erfassung des Zusammenhangs zwischen Änderungen der biologischen Vielfalt und ÖSL gibt es in Deutschland keine spezifischen Monitoringprogramme. Die Untersuchung des Zusammenhangs zwischen ÖSL/ÖSF und Facetten der biologischen Vielfalt ist bisher weitgehend Gegenstand der ökologischen Grundlagenforschung und hier wiederum der Teildisziplin der »funktionellen Biodiversitätsforschung«. Die Quellen für Ergebnisse sind daher vielfältig. Sie fallen in drei Gruppen: (i) manipulative Experimente, (ii) Freilandbeobachtungen und (iii) Modellexperimente.

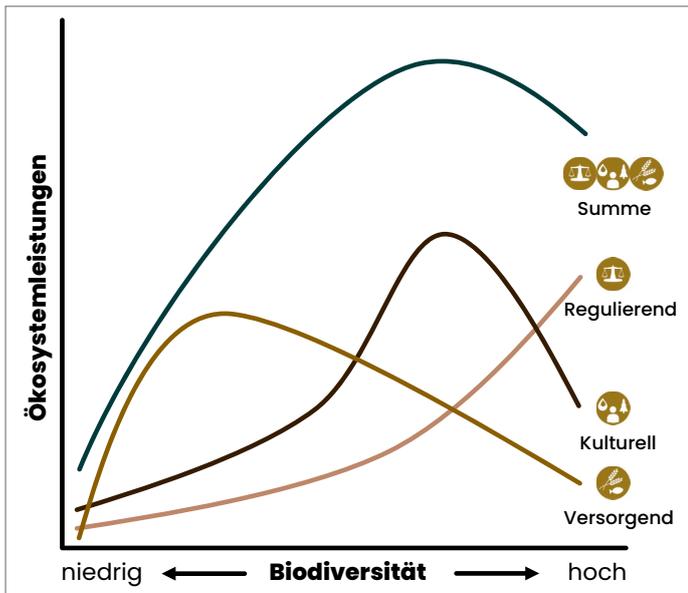
Für **manipulative Experimente** werden gezielt Lebensgemeinschaften hergestellt, die sich in ihrer biologischen Vielfalt unterscheiden, während die Einflüsse anderer Faktoren (z. B. Störungen, Standortgüte, Reifestadium der Ökosysteme) konstant gehalten werden. In einem zweiten Schritt werden dann die ÖSL/ÖSF erfasst und mit der biologischen Vielfalt in Beziehung gesetzt. Ein bekanntes Beispiel hierfür ist das Jena-Experiment, in dem Wiesenparzellen angesät wurden, die einen Gradienten der Artenvielfalt von Kräutern und Gräsern von Monokulturen bis 60-Arten-Mischungen aufspannen (Weisser et al. 2017). In diesen Wiesenparzellen wurde eine breite Palette an Ökosystemfunktionen bestimmt, z. B. die Produktion von Heu, die Festlegung von Kohlenstoff im Boden, die Habitatfunktion für Insekten oder die Verdunstungskühlung. Ähnliche Experimente wurden in Deutschland in jüngerer Zeit auch für Wälder etabliert, die sich aber entsprechend der Langlebigkeit von Bäumen in einem frühen Entwicklungsstadium befinden, z. B. die Experimente BIOTREE (Scherer-Lorenzen et al. 2007), Kreinitz (Hantsch et al. 2014) oder MyDiv (Ferlian et al. 2018). Es gibt eine große Menge manipulativer Experimente, die unter sehr kontrollierten Bedingungen z. B. in Gewächshäusern als Topfexperimente durchgeführt wurden. Diese werden nicht berücksichtigt. Da die Manipulation von aquatischen Lebensgemeinschaften im Freiland schwierig ist, berücksichtigen wir für Gewässer auch Laborexperimente (z. B. Algenkulturen). Experimentelle Ergebnisse lassen sich nicht ohne Weiteres auf Freilandbedingungen übertragen. Dies beleuchten wir im *Faktencheck Artenvielfalt* daher besonders kritisch. **Freilandbeobachtungen**, die den Zusammenhang zwischen ÖSL/ÖSF und biologischer Vielfalt untersuchen, nutzen häufig bestehende Gradienten der biologischen Vielfalt im Freiland (Ammer 2019; van der Plas 2019). Um den Einfluss der biologischen Vielfalt bestimmen zu können, sucht man die untersuchten Gebiete so aus, dass sie bezüglich anderer bestimmender Faktoren (Klima, Bodeneigenschaften, Nutzungsintensität) weitgehend vergleichbare Bedingungen aufweisen (Hagan, Vanschoenwinkel & Gamfeldt 2021). Die Gradienten der biologischen Vielfalt können durch menschliche Eingriffe entstanden sein (z. B. Monokulturplantagen versus Mischwälder) oder durch die Variabilität natürlicher Sukzessionsprozesse. Geeignete Bestände für solche Untersuchungen zu finden, ist häufig mit einem großen Aufwand verbunden. Ein bekanntes Beispiel sind die Exploratorienbestände des EU-Projekts FunDivEurope, wo europaweit und auch in Deutschland Waldbestände unterschiedlicher Artenvielfalt ausgesucht und untersucht wurden (Bae-

ten et al. 2013). In gewissem Maße lassen sich auch bestehende Waldinventuren wie die Bundeswaldinventur verwenden, da hier sowohl Ökosystemleistungen (z. B. Holzproduktion) als auch der Baumartenreichtum erfasst werden (Ratcliffe et al. 2016). Allerdings sind bei solchen Inventuren die Gradienten des Artenreichtums sehr gering ausgeprägt. Es werden auch **Computermodele** verwendet, um mithilfe von Simulationen den Zusammenhang von ÖSL/ÖSF und biologischer Vielfalt zu untersuchen (z. B. Holzwarth et al. 2020).

Bei Freilanduntersuchungen wird häufig – in opportunistischer Weise – das zufällige Auftreten von Stressoren wie Trockenheit (z. B. Pfenninger et al. 2021) oder Störungen wie Windwurf, Insektenkalamitäten oder Feuer (z. B. Jactel & Brockerhoff 2007) genutzt, um zu untersuchen, ob die biologische Vielfalt die Resistenz oder die Resilienz von Ökosystemen erhöht (Isbell et al. 2015). Diese Untersuchungen sind insbesondere vor dem Hintergrund des Klimawandels bedeutsam.

Der Zusammenhang von Biodiversität und kulturellen Ökosystemleistungen, etwa der freizeithlichen Nutzung und dem Erholungswert von Ökosystemen, ist schwieriger zu messen. Hier können jedoch sozioökonomische Messwerte hinzugezogen werden, z. B. in Form von Umsätzen in der Tourismusindustrie oder Besucherzahlen von Nationalparks (Job 2014; Sacher, Kaufmann & Mayer 2017; BMU 2018), oder es werden Befragungen durchgeführt (z. B. Sacher, Kaufmann & Mayer 2017; Füger et al. 2021 für Wald oder Nohl 2009; Junge et al. 2011 für Agrar- und Offenland). Es ist häufig schwierig, die Ergebnisse spezifischer Facetten der biologischen Vielfalt zuzuordnen.

Die wertvollsten Studien sind diejenigen, bei denen mehrere ÖSL/ÖSF gleichzeitig im Zusammenhang mit der biologischen Vielfalt betrachtet werden (Morin et al. 2011; Burkhard & Maes 2017). Auf diese Weise ist es möglich zu untersuchen, ob die biologische Vielfalt mehrere Ökosystemleistungen gleichzeitig erhöhen kann. Man spricht dann von Multifunktionalität (Craven et al. 2018; Hector & Bagchi 2007). Anhand von Wäldern konnte gezeigt werden, dass diverse Systeme sehr viele ÖSF (und damit indirekt ÖSL) auf mittlerem bis hohem Niveau einstellen können, während verarmte Ökosysteme eine hohe Varianz von ÖSF aufweisen (van der Plas et al. 2016). Es ist auch bekannt, dass Ökosystemleistungen miteinander in Konkurrenz stehen können und sogenannte »Trade-offs« (Zielkonflikte [Maes et al. 2012]) bilden und dass sie unterschiedliche Sensitivitäten gegenüber biologischer Vielfalt besitzen. So erhöht der Maisanbau die ÖSL »Futtermittelproduktion«, reduziert aber in drastischer Weise die ÖSL »Habitatbereitstellung«. ÖSL können auch un-



**Abbildung 2.11:** Exemplarische Darstellung von möglichen Zielkonflikten im Zusammenhang Biodiversität und ÖSL (angepasst von Braat & ten Brink et al. 2008). Der tatsächliche Zusammenhang von Biodiversität und Ökosystemleistungen ist stark davon abhängig, um welches Ökosystem es geht und welche Ökosystemleistungen und Biodiversitätsfacetten auf welcher räumlich-zeitlichen Skala betrachtet werden.

verschiedene Sensitivitäten gegenüber der biologischen Vielfalt aufweisen. Während versorgende ÖSL meist schon bei einer geringen Artenzahl maximale Werte aufweisen, profitieren regulierende Ökosystemleistungen typischerweise von einer besonders hohen biologischen Vielfalt (Abb. 2.11). Wann immer möglich, haben wir im *Faktencheck Artenvielfalt* versucht, die multifunktionalen Zusammenhänge aufzuzeigen.

### 2.2.3 Ökosystemleistungen im *Faktencheck Artenvielfalt*

Im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* können für das Zielgebiet Deutschland nicht alle biodiversitätsabhängigen ÖSL quantitativ beziffert werden, es werden jedoch die wichtigsten Beziehungen qualitativ dargestellt.

In den Lebensraumkapiteln im *Faktencheck Artenvielfalt* werden daher einzelne repräsentative ÖSL vertieft, deren Zusammenhang mit Biodiversität besonders prägnant ist und die für den jeweiligen Lebensraum von besonderer Bedeutung sind. Die Abhandlung ist somit selektiv und nicht erschöpfend (Kap. 3.3, 4.3, 5.3, 6.3, 7.3, 8.3, 8.4).

Um eine Vergleichbarkeit über die Lebensräume hinweg zu schaffen, wurde im Rahmen einer lebensraumübergreifenden Analyse eine Auswahl von ÖSL aus drei Gruppen näher betrachtet. Ausgewählt wurden hierbei Gruppen von ÖSL, die für alle Lebensräume im *Faktencheck Artenvielfalt* ausgearbeitet werden können, also

nicht lebensraumspezifisch sind und für die eine akzeptable Datenlage zu erwarten war. Dabei lag ein Fokus auf Ökosystemleistungen, die vor dem Hintergrund der kombinierten Krisen von Biodiversitätsverlust und Klimawandel von besonderer Relevanz sind.

Die erste Gruppe beinhaltet Ökosystemleistungen, die mit dem **Kohlenstoffkreislauf und der Produktivität** zusammenhängen. Diese Gruppe beinhaltet Leistungen und Funktionen, die der Produktion von Nahrungsmitteln und Rohstoffen zugrunde liegen und/oder die für den Kohlenstoffkreislauf des Ökosystems relevant sind und dazu beitragen, dass langfristig Kohlenstoff gespeichert werden kann und Produkte generiert werden, die zur Kohlenstoffspeicherung oder zum Ersatz von fossilen Energieträgern beitragen.

Die zweite Gruppe konzentriert sich auf ÖSL, die zur **Stabilität und Resilienz** von Ökosystemen im Klimawandel beitragen. Bei diesem Komplex geht es darum, wie empfindlich Ökosysteme auf den Klimawandel und mit dem Klimawandel verbundene Extremereignisse und Störungen reagieren. Zu dieser Gruppe gehören auch Leistungen von Ökosystemen, die in Bezug auf den Strahlungs-, Energie- und Wasserhaushalt dazu beitragen, die Auswirkungen des Klimawandels zu mildern oder dem Klimawandel entgegenzuwirken.

Die dritte Gruppe fokussiert auf die **kulturelle und Freizeitliche Nutzung** von Ökosystemen und ihren ästhetischen Wert. Diese unterscheidet sich zwischen den Lebensräumen (und innerhalb der Lebensräume) stark, findet jedoch in allen statt. Diese Gruppe ist wenig untersucht. Sie ist aber besonders relevant, weil sie für uns Menschen ein direkt erfahrbare Berührungspunkt mit biologischer Vielfalt ist. Sie spielt somit eine entscheidende Rolle für unsere Bereitschaft, die biologische Vielfalt zu schützen.

Für die einzelnen Lebensräume werden besonders wichtige Leistungen aus diesen Gruppen in den jeweiligen Lebensraumkapiteln besprochen (Kap. 3.3, 4.3, 5.3, 6.3, 7.3, 8.3, 8.4). Zusätzlich wurde zu diesen drei ÖSL-Gruppen lebensraumübergreifend eine vergleichende Literaturanalyse durchgeführt. Dabei wurden die untersuchten Zusammenhänge zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen extrahiert und ausgewertet, wie die Erbringung von ÖSL aus diesen Gruppen von verschiedenen Facetten der Biodiversität unterstützt wird. Dafür wurden aus den analysierten Artikeln die Biodiversitätsfacetten, die Ökosystemleistung, der gefundene Zusammenhang (z. B. positiv, negativ oder neutral) und weitere Informationen zum ökologischen Kontext herausgezogen. Eine ausführliche Beschreibung der Methodik und die Analyseergebnisse finden sich in Anhang A2.3.

## 2.3 Direkte Treiber

### 2.3.1 Einleitung

Die anthropogenen Auswirkungen auf die Natur sind von wachsender wissenschaftlicher, politischer und gesellschaftlicher Bedeutung (Díaz et al. 2015; IPBES 2019a; Pörtner et al. 2021; IPCC 2023). Zu wissen, welche der menschlichen Einflüsse, die die biologische Vielfalt unmittelbar beeinflussen – also die direkten Einflussfaktoren –, welche Wirkung zeigen (und oft damit Schaden anrichten), ist eine Voraussetzung für die Entwicklung neuer systemischer Strategien, mit denen wichtige Nachhaltigkeitsziele national wie international, wie der globale Biodiversitätsrahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) für die Zeit nach 2020 oder die Ziele für nachhaltige Entwicklung (SDGs) der Vereinten Nationen, erreicht werden können (Scherer et al. 2020; Xu et al. 2021). Dies liegt daran, dass alle Pfade, in denen menschliche Werte und Verhaltensweisen (die eigentlichen indirekten Treiber – Kap. 2.4) den Verlust der biologischen Vielfalt verursachen, per Definition über die direkten Treiber wirken müssen (IPBES 2019b). Daher sind politische Instrumente und die daraus resultierenden Maßnahmen, die die direkten Treiber nicht abschwächen, zum Scheitern verurteilt, unabhängig davon, wie sie sich auf die indirekten Treiber in der Kausalkette auswirken (Díaz et al. 2019), wohingegen ohne die indirekten Treiber anzugehen, die Veränderung direkter Treiber eher die Symptome als die Ursachen in den Fokus nimmt.

Für die Analysen im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* wurden die Treiber auf der höchsten Abstraktionsebene kategorisiert und ausgewählt, angelehnt an die Kategorien, die im Globalen Assessment des IPBES Anwendung fanden (IPBES 2019a). Die im Folgenden beschriebenen Kategorien sind: Veränderung der Struktur der Landschaft (Kap. 2.3.2), Veränderte Land-/Meeresnutzung und direkte Ressourcenentnahme (Kap. 2.3.3), Verschmutzung (Kap. 2.3.4), Klimawandel (Kap. 2.3.5), invasive Arten (Kap. 2.3.6), Treiberinteraktionen (Kap. 2.3.7). In dieser Reihenfolge gehen wir hier, bezogen auf Deutschland, auf die jeweiligen Trei-

ber ein. Eine detailliertere Behandlung der lebensraum-spezifischen direkten Treiber erfolgt in den einzelnen Lebensraumkapiteln.

### 2.3.2 Veränderung der Struktur der Landschaft

In Deutschland hat sich die Struktur der Landschaft im Laufe der Zeit stark verändert. Bezogen auf Langzeit-trends, bestand die Landschaft um die Mitte des 20. Jahrhunderts aus einer Mischung von Wäldern, Wiesen, Weiden, Feldern, Mooren, Flüssen und Seen sowie Küsten und Meeren. Mit der zunehmenden Industrialisierung und dem Bevölkerungswachstum hat jedoch eine tiefgreifende Veränderung stattgefunden. Diese Veränderungen haben weitreichende Auswirkungen auf die Biodiversität und umfassen eine Vielzahl von Aspekten.

#### Oberirdische Landschaftsstruktur

Im terrestrischen Raum spielen insbesondere drei wesentliche Faktoren eine Rolle: die Versiegelung von Flächen aufgrund der Ausbreitung von Städten und Siedlungen (UBA 2023; siehe auch Kap. 7.4.3 und 2.3.3), die Landschaftszerschneidung und die daraus resultierende Fragmentierung und Reduktion der Habitatfläche (Jaeger et al. 2006; Andersson & Bodin 2009; Fahrig 2013; Lausch et al. 2015) sowie die Homogenisierung der Flächen (Gossner et al. 2016; Müller et al. 2023b). Die Landschaftszerschneidung bezieht sich auf den Eingriff des Menschen in natürliche Lebensräume durch Infrastrukturmaßnahmen wie Straßen, Schienenwege und Siedlungen (Taylor et al. 1993). Dies führt zur Fragmentierung von Ökosystemen, da die ursprünglichen Lebensräume in kleinere und isolierte Teile aufgeteilt werden. Aktuell werden in Deutschland etwa 70 % des Landes als hoch bis sehr hoch fragmentiert eingestuft, wobei es sich um Areale handelt, deren durchschnittliche Habitatgröße weniger als 0,02 km<sup>2</sup> beträgt (EEA 2022). Des Weiteren liegt Deutschland mit durchschnittlich vier Landschaftsobjekten pro km<sup>2</sup> auf Platz 4 im europäischen Vergleich und deutlich über dem EU-27+UK-Mittelwert von 1–3,5 Landschaftsobjekten pro km<sup>2</sup> (95 % Konfidenzintervall, weitere Details zur Berechnung finden sich in EEA 2022; Abb. 2.12).<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Der Indikator misst die Landschaftsfragmentierung aufgrund von Verkehrsinfrastruktur und versiegelten Flächen und basiert auf der Methode der effektiven Maschengröße (Jaeger 2000). Für einige Arten kann die effektive Maschengröße (*effective mesh size* – meff) als die Fläche interpretiert werden, die zugänglich ist, wenn man sich von einem zufällig gewählten Punkt in einer Landschaft bewegt, ohne auf anthropogene Barrieren wie Verkehrswege oder bebaute Gebiete zu stoßen. Es sollte jedoch betont werden, dass für viele fliegende Arten oder effektive Verbreiter auf andere Weise von Menschen geschaffene Strukturen möglicherweise keine Barrieren darstellen. Der meff-Wert drückt die Wahrscheinlichkeit aus, dass zwei zufällig gewählte Punkte in einem Gebiet miteinander verbunden sind. Daher ist meff ein Maß für die Landschaftskonnektivität, d. h. das Ausmaß, in dem Bewegungen zwischen verschiedenen Teilen der Landschaft möglich sind. Je größer der meff-Wert, desto stärker ist die Landschaft vernetzt. Der Indikator behandelt die strukturelle Konnektivität der Landschaft und behandelt nicht die funktionelle, artenspezifische Konnektivität.

Die effektive Maschendichte (eseff) ist ein Maß für die Landschaftsfragmentierung, d. h. das Ausmaß, in dem die Bewegung zwischen verschiedenen Teilen der Landschaft durch die Fragmentierungsgeometrie unterbrochen wird. Sie gibt die effektive Anzahl von Maschen (oder

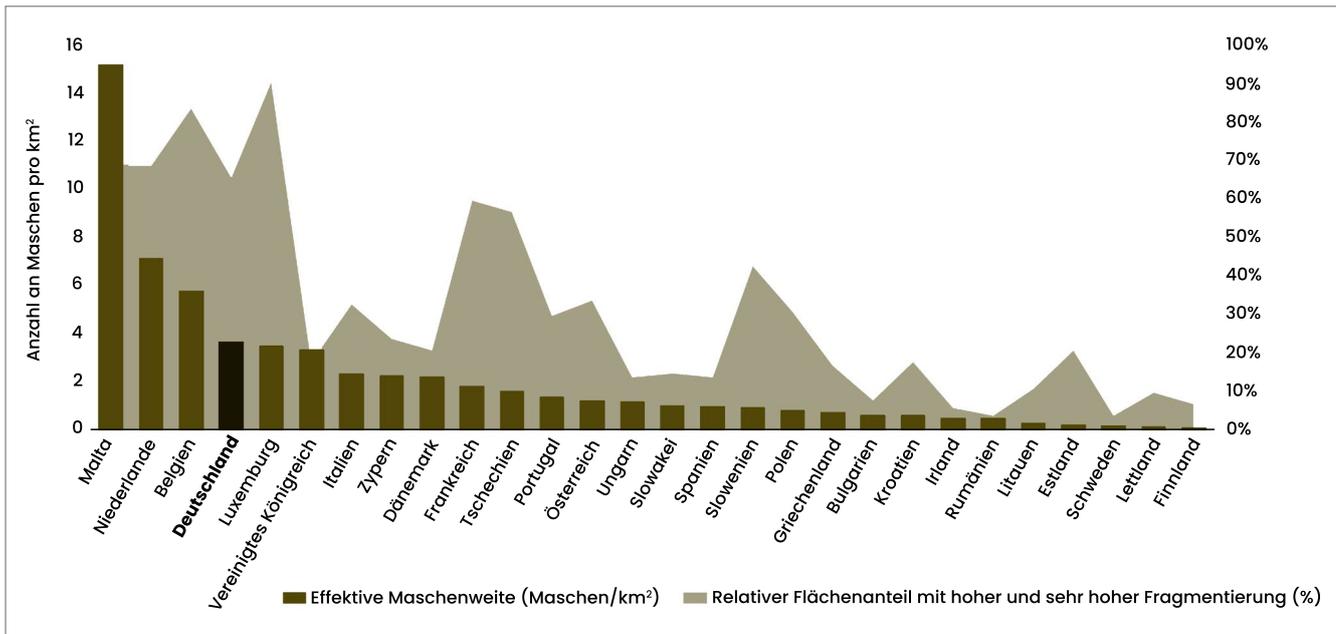


Abbildung 2.12: Landschaftsfragmentierung der europäischen Länder, 2018, EU-27 und Großbritannien (nach EEA 2022, verändert).

Diese Fragmentierung hat negative Auswirkungen auf die Biodiversität, da sie den Austausch von Individuen und Arten zwischen den Fragmenten erschwert (Eigenbrod, Hecnar & Fahrig 2008). Dadurch werden Populationen kleiner und isolierter, was ihre genetische Vielfalt verringern und ihre Anfälligkeit für Krankheiten und Umweltveränderungen erhöhen kann (Keller & Largiadèr 2003; Lesbarrères et al. 2006; Poschlod 2017). Auf der anderen Seite können räumlich getrennte Habitate auch positive Auswirkungen auf die Biodiversität haben, da die Ausbreitung von Pathogenen erschwert und ein Totalverlust einer einzigen großen Population verhindert werden kann. Untersuchungen haben auch gezeigt, dass Straßen eine erhebliche Sterblichkeit bei verschiedenen Tierarten verursachen. Dies betrifft nicht nur größere Tiere wie den Luchs oder den Wolf (Anders et al. 2016; Heurich 2018). So schätzen Baxter-Gilbert et al. (2015) beispielsweise, dass die Straßenmortalität jeden Sommer zu einem Verlust von Hunderten Milliarden Bestäuberinsekten in Nordamerika führt. Ein weiterer Effekt der Veränderung der Landschaftsstrukturen, der sich negativ auf die Biodiversität auswirkt, ist die Homogenisierung (Wolf 2023). Durch landwirtschaftliche Intensivierung und den Verlust natürlicher Lebensräume werden immer mehr Flächen ökologisch ähnlich gestaltet. Dies führt zur Reduzierung der Vielfalt an Lebensräumen, Pflanzen- und Tierarten (Gossner et al. 2016). Monokulturen und artenarme Agrarlandschaften dominieren vielerorts das

Bild und bieten nur begrenzte Nahrungs- und Rückzugsräume für Tier- und Pflanzenarten.

### Struktur von deutschen Gewässern

Hydrologische und strukturelle Veränderungen von Binnengewässern und Auen sind in Deutschland weit verbreitet. Sie umfassen beispielsweise den Ausbau von Fließgewässern und Seeufern, die Veränderung des Abflussregimes durch Staustufen und Wehre (Kap. 5.4.2, Abb. 5.7) oder die Entwässerung von Auen und Feuchtgebieten (Kap. 5.4.3) (BMUB & BfN 2017; UBA 2017). Solche Eingriffe beeinträchtigen insbesondere die Lebensraumvielfalt im und am Gewässer, die Durchgängigkeit von Fließgewässern sowie den Landschaftswasserhaushalt. Diese gravierenden hydromorphologischen Lebensraumveränderungen wirken sich negativ auf viele Organismengruppen (u. a. Fische, Insekten, Kleinkrebse und Wasserpflanzen) aus (Dahm et al. 2013; Hofer & Moritz 2019). Des Weiteren haben Ufersicherungsmaßnahmen, beispielsweise bei Seen und Ästuaren, sowie Eindeichungen von Auen- und Küstenabschnitten erhebliche Auswirkungen auf die aquatische und gewässerassoziierte Biodiversität (Lotze et al. 2005; Reise 2005). Diese Maßnahmen sollen den Schutz vor Hochwasser gewährleisten, führen jedoch häufig auch zur Veränderung der natürlichen Fluss- und Küstendynamik sowie zu einem Absinken des Grundwasserspiegels. Dies kann die Lebensräume für aquatische Organismen

Landschaftsflecken) pro 1.000 km<sup>2</sup> an, mit anderen Worten die Dichte der Maschen. Der seff-Wert beträgt 1.000 km<sup>2</sup> pro meff, daher die Anzahl der Maschen pro 1.000 km<sup>2</sup>. Je mehr Barrieren die Landschaft fragmentieren, desto höher ist die effektive Maschendichte.

Die Werte von meff und seff werden innerhalb der Zellen eines regelmäßigen Rasters von 1 km<sup>2</sup> berichtet.

stark verändern oder sogar zu deren vollständigem Verlust führen (UBA 2017).

### Unterirdische Strukturen

Landschaftsstrukturen haben neben den direkten Auswirkungen auf die Artenvielfalt in Form von Lebensräumen und Verbundstrukturen/Trittsteinen u. a. Auswirkungen auf die **Bodendegradation**, inklusive der wasser- und windbedingten **Bodenerosion**.

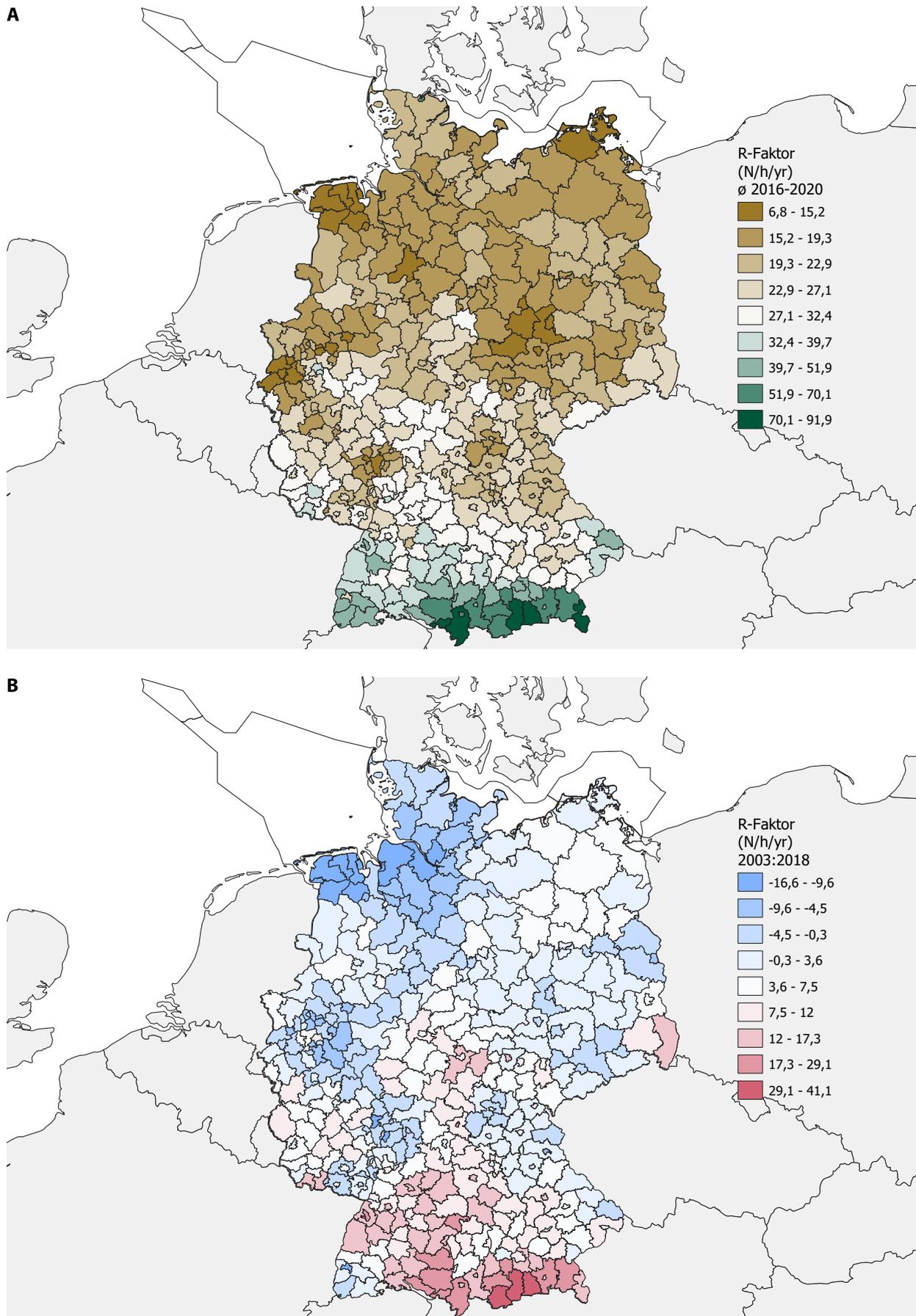
Zur **Bodendegradation** gehören der Verlust von Böden sowie die Veränderung ihrer physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften (IPBES 2018). Erosion führt zu Nährstoffverlusten (Lal 2014) und einer Verringerung der landwirtschaftlichen Produktivität sowie zu Überschwemmungen, Wasserverschmutzung und Sedimentation von Stauseen (Munodawafa 2007; Rickson 2014). Die Erosion kann sich auch negativ auf die globalen Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorkreisläufe auswirken (Quinton & Catt 2007; Chen, He & He 2010). In der Tat ist der organische Kohlenstoffgehalt des Bodens aufgrund von Landumwandlung und nicht nachhaltigen Landbewirtschaftungspraktiken weltweit zurückgegangen (IPBES 2018). Verlässliche globale Schätzungen über das Ausmaß und den Umfang der Bodenerosion sind nicht verfügbar, aber ihr Vorkommen in allen Ländern kann bestätigt werden (IPBES 2018). **Bodenerosion**, verursacht durch Wind oder Wasser, ist ein natürlicher Prozess, der jedoch durch Landnutzung und Klimawandel verstärkt wird. In Deutschland wird jährlich durch Erosion durch Wasser eine erhebliche Menge von Boden abgetragen. Im Durchschnitt beläuft sich diese Menge auf rund 25 Mio. t. Von dieser Gesamtmenge entfallen etwa 22 Mio. t auf Ackerflächen und 1,4 Mio. t auf Weinbauflächen. Der verbleibende Rest entstammt hauptsächlich der Erosion von Waldflächen und offenen Flächen wie Gebirgsregionen (UBA 2022b). Dieser fortschreitende Bodenverlust führt auch zu starken Sedimenteinträgen in die Oberflächengewässer (Remund et al. 2021) und stellt eine ernsthafte Herausforderung für die Landwirtschaft, den Naturschutz und die Umwelt insgesamt dar. Eine angepasste landwirtschaftliche Nutzung, insbesondere der Verzicht auf wendende Bodenbearbeitungsmethoden (Pflügen; Prasuhn 2012), sowie Maßnahmen zur Schaffung einer strukturreicheren Landschaft durch die Anlage von natürlichen Lebensräumen, wie Wäldern, Feuchtgebieten und Grünflächen, sind von entscheidender Bedeutung, um Bodenerosion zu vermeiden und somit den Verlust von Lebensräumen für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten zu verhindern. Auch Bodenorganismen tragen zur Stabilisierung der Bodenstruktur bei. Insbesondere die

Makrofauna, vor allem Regenwürmer, tragen durch ihre Grabaktivitäten zur Bildung eines stabilen Grobporensystems bei, was wiederum zu einer verbesserten Wasserdurchlässigkeit führt (Rillig & Mummey 2006; Wall, Nielsen & Six 2015).

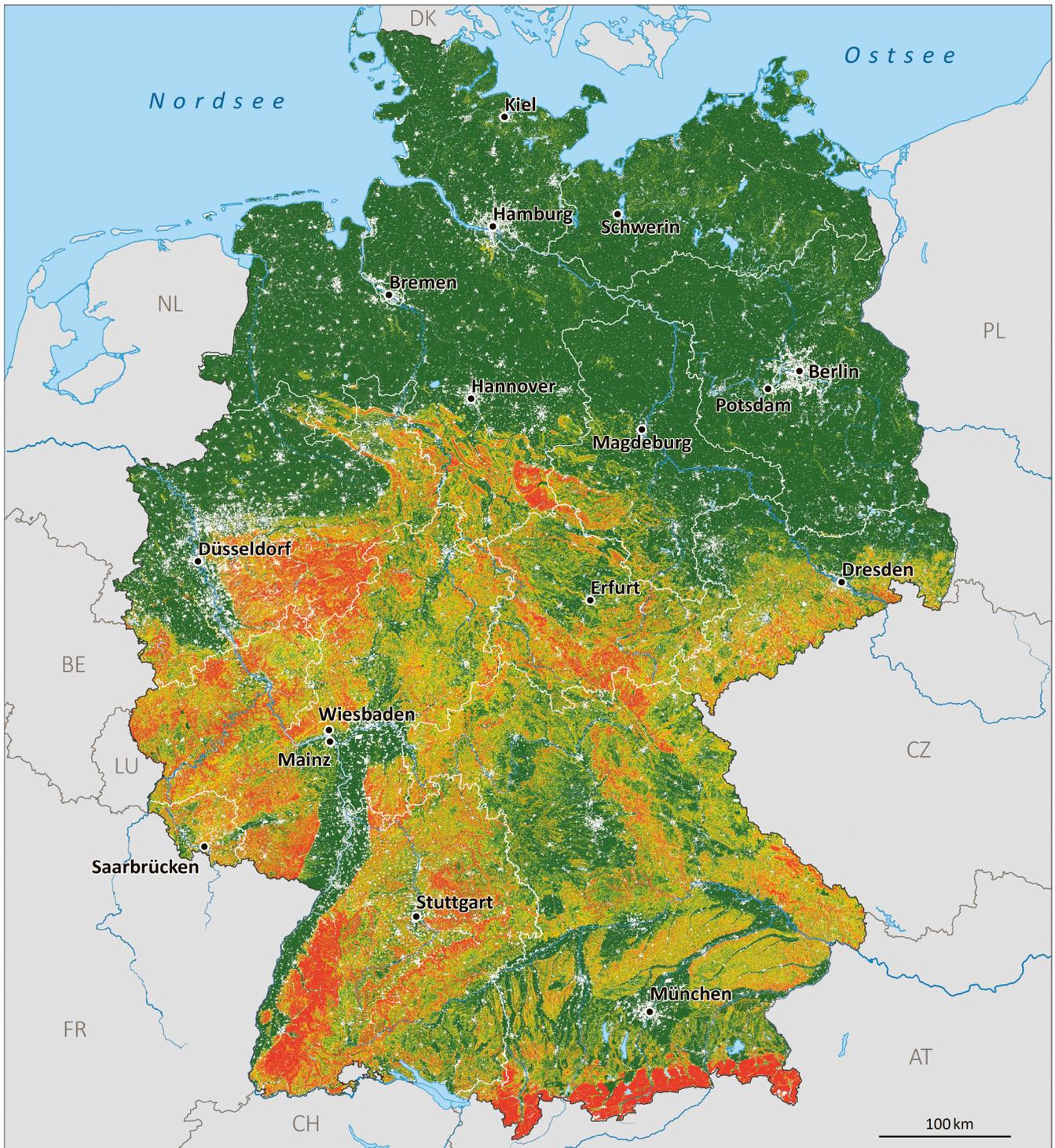
Zur Abschätzung des Erosionsrisikos ist die sogenannte ABAG (Allgemeine Bodenabtragsgleichung) v. a. im Vollzug des Bodenschutzgesetzes, in der Agrarförderung und der landwirtschaftlichen Beratung zur Abschätzung der Erosion durch Wasser als Methode allgemein anerkannt (Details zur Berechnung finden sich z. B. in Elhaus et al. 2019). Ein Faktor, der dabei betrachtet wird, ist die mittlere Erosivität der Niederschläge, der sogenannte R-Faktor, den wir im Folgenden exemplarisch darstellen. Der R-Faktor ist eine spezifische Kennzahl, die die Intensität und Häufigkeit von regenbedingten Ereignissen misst, die potenziell zu Erosion führen können (Wischmeier & Smith 1978). Um diese Messgröße zu berechnen, werden die Einheiten der kinetischen Energiedichte ( $\text{kJ pro m}^2$ ), der Intensität ( $\text{mm pro h}$ ) und der Zeitspanne ( $\text{yr}$ ) miteinander verknüpft und in Newton pro Stunde und Jahr umgewandelt. Auf diese Weise ermöglicht der R-Faktor eine präzise Bewertung der erosiven Wirkung von Regenergebnissen an einem bestimmten Standort (Elhaus et al. 2019). Dabei weist ein hoher R-Faktor auf eine erhöhte Erosivität hin, was wiederum auf ein erhöhtes Schadenspotenzial durch Niederschlagsereignisse hindeutet.

Wie man in Abbildung 2.13 (B) sieht, unterscheidet sich die Veränderung der mittleren Erosivität der Niederschläge pro Jahr innerhalb von Deutschland deutlich. Während sie im Nordwesten, v. a. in Schleswig-Holstein und Niedersachsen, zwischen 2003 und 2018 im Mittel abgenommen hat, hat sie v. a. im Süden Deutschlands deutlich zugenommen.

Wie oben beschrieben, kann die Struktur unserer Landschaft die Auswirkungen von erosionsauslösenden Ereignissen signifikant beeinflussen. Im Jahr 2015 haben die Ökosysteme in Deutschland im Durchschnitt eine jährliche Erosionsvermeidung von 16,7 t pro ha erreicht. Bei einer differenzierten Betrachtung nach Bundesländern zeigt sich, dass insbesondere in Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz mit einem größeren Anteil an Hoch- und Mittelgebirgen (durch Wälder und Grünland) die höchsten Vermeidungsraten erzielt wurden (Abb. 2.14). In den Bundesländern des Tieflands, die von Natur aus eine geringere Anfälligkeit für Erosion aufweisen und wo auch die Erosivität der Niederschläge am geringsten ist (Abb. 2.13), war die zu vermeidende Erosion im Vergleich dazu geringer (Grunewald et al. 2021).

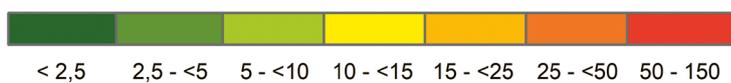


**Abbildung 2.13:** (A) Mittlere Erosivität der Niederschläge pro Jahr (R-Faktor; N pro h und yr) von 2016 bis 2020 und (B) Veränderung der mittleren Erosivität der Niederschläge pro Jahr (R-Faktor; N pro h und yr) zwischen 2003 und 2018 (jeweils der 5-Jahres-Mittelwert; berechnet als Mittelwert der R-Faktoren von 2016 bis 2020 minus Mittelwert der R-Faktoren von 2001 bis 2005 (Datenquelle: © GeoBasis-DE / BKG [2018])).



### Vermiedene Wassererosion

in Tonnen pro Hektar und Jahr (25 x 25m Raster)  
in Deutschland, 2015



□ Nicht-erosive  
Flächen



Geodaten: DGM25 ©GeoBasis-DE/BKG 2016\*,  
LBM-DE 2015 ©GeoBasis-DE/BKG 2018\*,  
ATKIS-Basis-DLM 2015 ©GeoBasis-DE/BKG 2016\*,  
VG250 ©GeoBasis-DE/BKG 2018,  
Sommer-Niederschlag 1981-2010 ©DWD 2016,  
BÜK1000 ©BGR 2016,  
Gebietsstand vom 31.12.2016,  
©EuroGeographics 2017  
Karte: S. Meier, R.-U. Syrbe, IÖR 2021

\*Nutzungsbedingungen:  
[http://sg.geodatenzentrum.de/  
web\\_public/nutzungsbedingungen.pdf](http://sg.geodatenzentrum.de/web_public/nutzungsbedingungen.pdf)

Abbildung 2.14: Vermiedene Wassererosion 2015 (in t pro ha und Jahr); räumliche Auflösung: 25 x 25 m (Quelle: Syrbe et al. 2018).

### 2.3.3 Veränderte Land-/Meeresnutzung und direkte Ressourcenentnahme

Mehr als die Hälfte der Landoberfläche der Erde ist anthropogen verändert, einschließlich landwirtschaftlicher Flächen, Weideland und Städte (Foley et al. 2005; Hooke & Martín-Duque 2012). Die Landoberfläche in Deutschland ist praktisch vollständig von menschlicher Nutzung geprägt (siehe in Abb. 2.15 beispielhaft die Land- und Meeresnutzung für 2018) und unterliegt, wie fast überall auf der Welt, einer permanenten Änderung – aufgegriffen in Abbildung 2.16, wo die Veränderungen der Anteile der Bodennutzung zwischen 1992 und 2020 aufgezeigt werden.

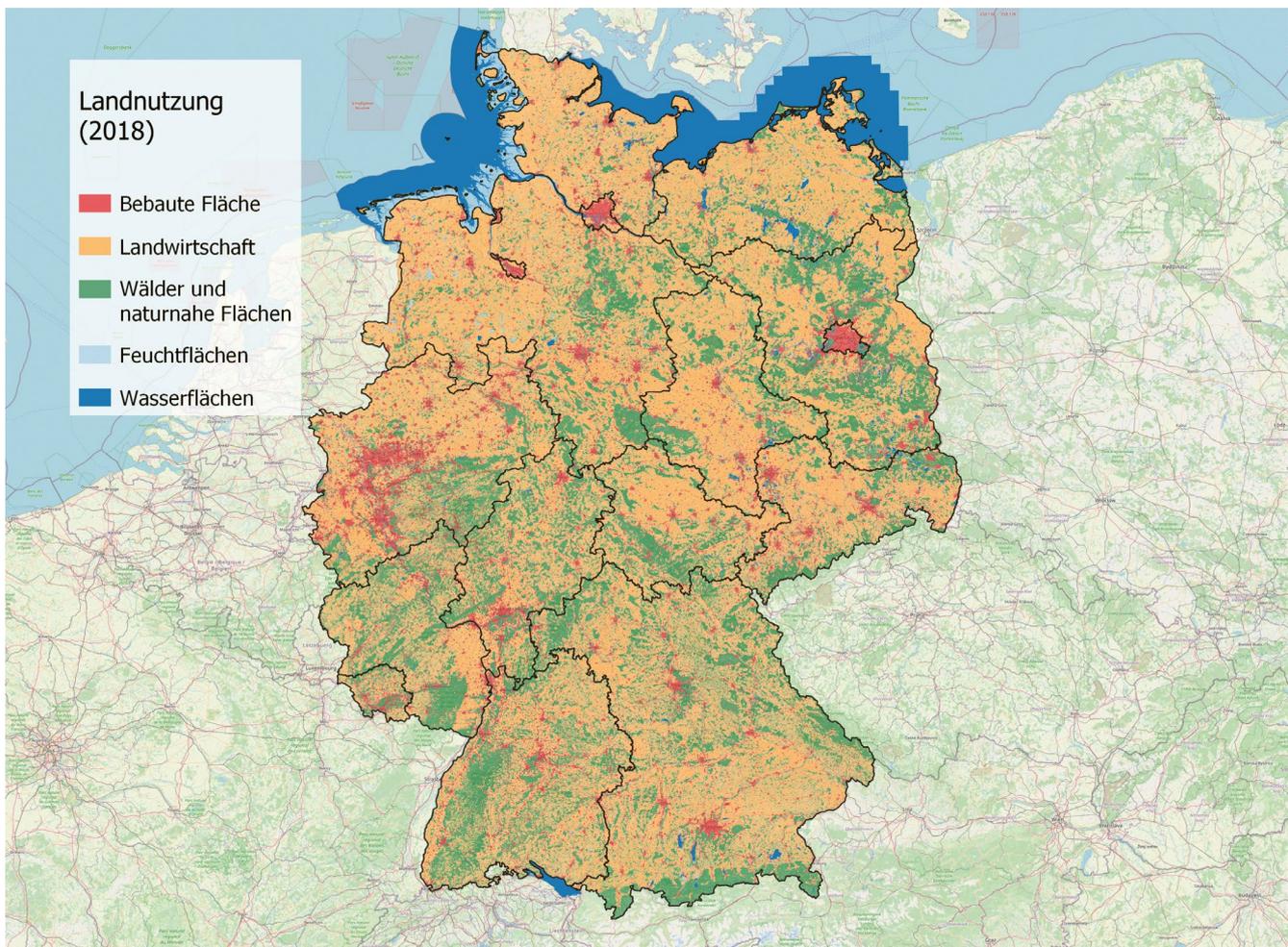
#### Ausdehnung von Siedlungs- und Verkehrsflächen

Über fünf Jahrzehnte sind, global betrachtet, die größten prozentualen Veränderungen in der Landnutzung mit städtischen Gebieten vor allem in tropischen und subtropischen Gebieten verbunden (IPBES 2019b). Aber auch bei detaillierter Betrachtung nationaler Indikatoren der veränderten Landnutzung im deutschen Kontext kann man z. B. anhand des Anstiegs der Siedlungs-

und Verkehrsfläche (Abb. 2.17 und Abb. 2.18) sehen, dass hier eine stetige Zunahme solcher Flächen zu beobachten ist, wenngleich die Geschwindigkeit der Zunahme allmählich zurückgeht.

Nach Angaben des Statistischen Bundesamts (zitiert in UBA 2023b) hat sich die Fläche für Siedlung und Verkehr von 1992 bis 2021 von 40.305 auf 51.813 km<sup>2</sup> ausgedehnt. Damit ist die Fläche für Siedlung und Verkehr in 29 Jahren um 11.387 km<sup>2</sup> bzw. 28,6 % angestiegen (Abb. 2.17). Mit Blick auf die Teilflächen dehnte sich die Siedlungsfläche um 34,9 % und die Verkehrsfläche um 9,9 % aus. Der Zuwachs der Fläche für Siedlung und Verkehr vollzog sich in weiten Teilen zulasten der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Es ist dabei zu beachten, dass Flächenverbrauch etwas anderes ist als Bodenversiegelung.

Laut Umweltökonomischen Gesamtrechnungen der Länder waren 2021 etwa 45,1 % der Fläche für Siedlung und Verkehr versiegelt, also knapp die Hälfte. Laut Umweltbundesamt (UBA 2023a) beträgt, bezogen auf die Gesamtfläche, der Anteil der Siedlungs- und Verkehrsfläche 14,5 % und der Anteil der versiegelten Fläche 6,5 %.

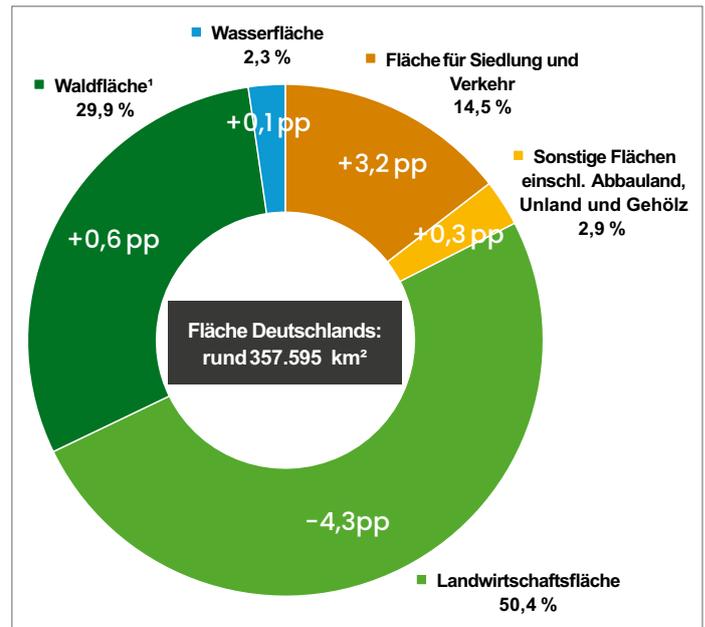


**Abbildung 2.15:** Landnutzung in Deutschland 2018 (nach CORINE-Klassifizierung; Datengrundlage: © GeoBasis-DE / BKG [2018]).

Zum Ende des Jahres 1992 lag der Anteil der Siedlungs- und Verkehrsfläche noch bei 11,5 % (38.669 km<sup>2</sup>) und der Anteil der versiegelten Fläche bei 5,3 % (17.839 km<sup>2</sup>). Wir haben folglich von 1992 bis 2021 eine Zunahme der versiegelten Fläche um 4.039 km<sup>2</sup>.

Während also laut Umweltbundesamt 2023 in Deutschland weiterhin neue Flächen für Siedlungs- und Verkehrszwecke in Anspruch genommen werden, ist diese Inanspruchnahme seit 2000 erheblich zurückgegangen. So betrug der tägliche Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche in den Jahren 1997 bis 2000 im Schnitt 129 ha am Tag. Demgegenüber ging der durchschnittliche tägliche Anstieg in den Jahren 2018 bis 2021 auf 55 ha zurück, wobei zuletzt wieder ein leichter Anstieg in der Trendkurve zu verzeichnen war (Abb. 2.18) (UBA 2023c).

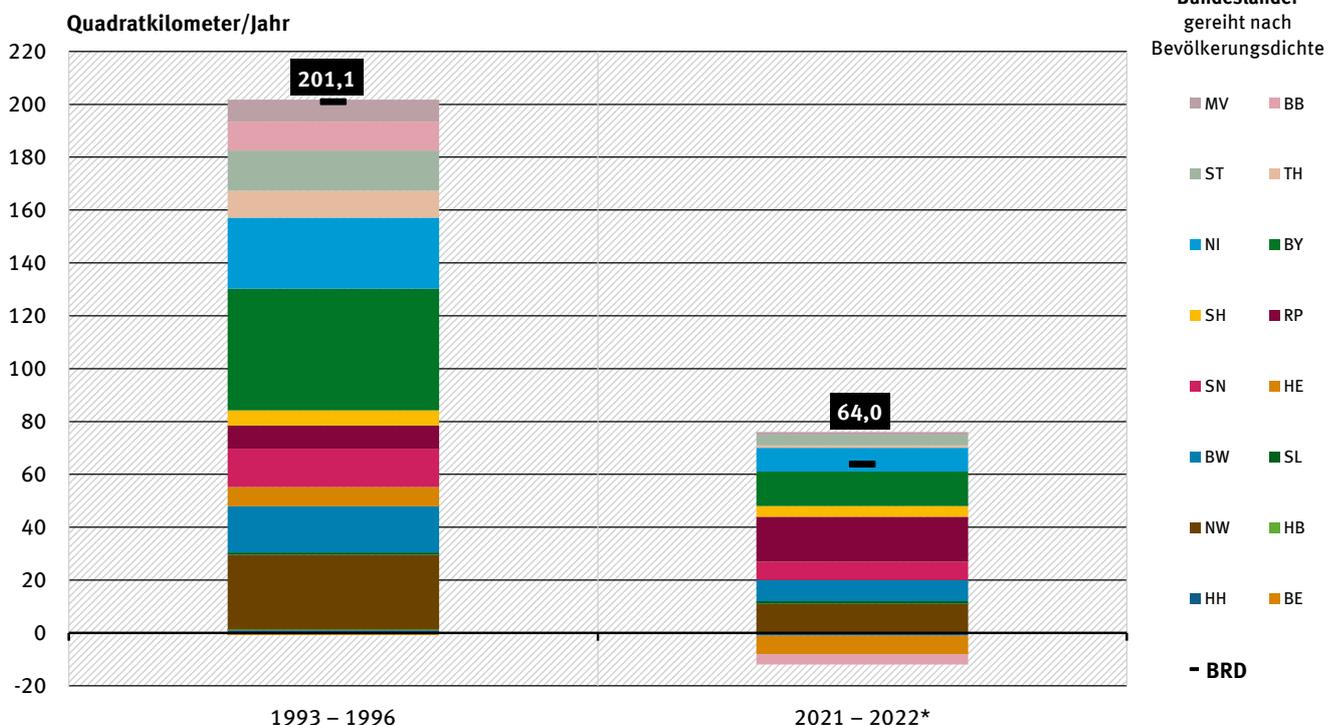
Insgesamt ist die Zunahme an versiegelter Fläche in absoluten Zahlen zwar erheblich, der prozentuale Anteil der versiegelten Fläche und ihre Zunahme an der Gesamtfläche der BRD sind aber gering, insbesondere im Vergleich zur landwirtschaftlich genutzten Fläche. Dennoch ist zu bedenken, dass die Versiegelung steigt, obwohl Bevölkerungsdichte und flächenintensive Schwerindustrie zurückgegangen sind, während der Bedarf an



**Abbildung 2.16:** Vergleich der Anteile der Bodenfläche an der Gesamtfläche Deutschlands nach Art der tatsächlichen Nutzung 1992 vs. 2022 (weiße Zahlen im Kreis entsprechen der Zu-/Abnahme der Fläche seit 1992 in Prozentpunkten) (nach Destatis 2021; UBA 2022, verändert).

Ressourcen aus der freien Landschaft (z. B. Bioenergie, Grundwasserneubildung usw.) gewachsen ist. Es gibt

### Zunahme der versiegelten Siedlungs- und Verkehrsfläche

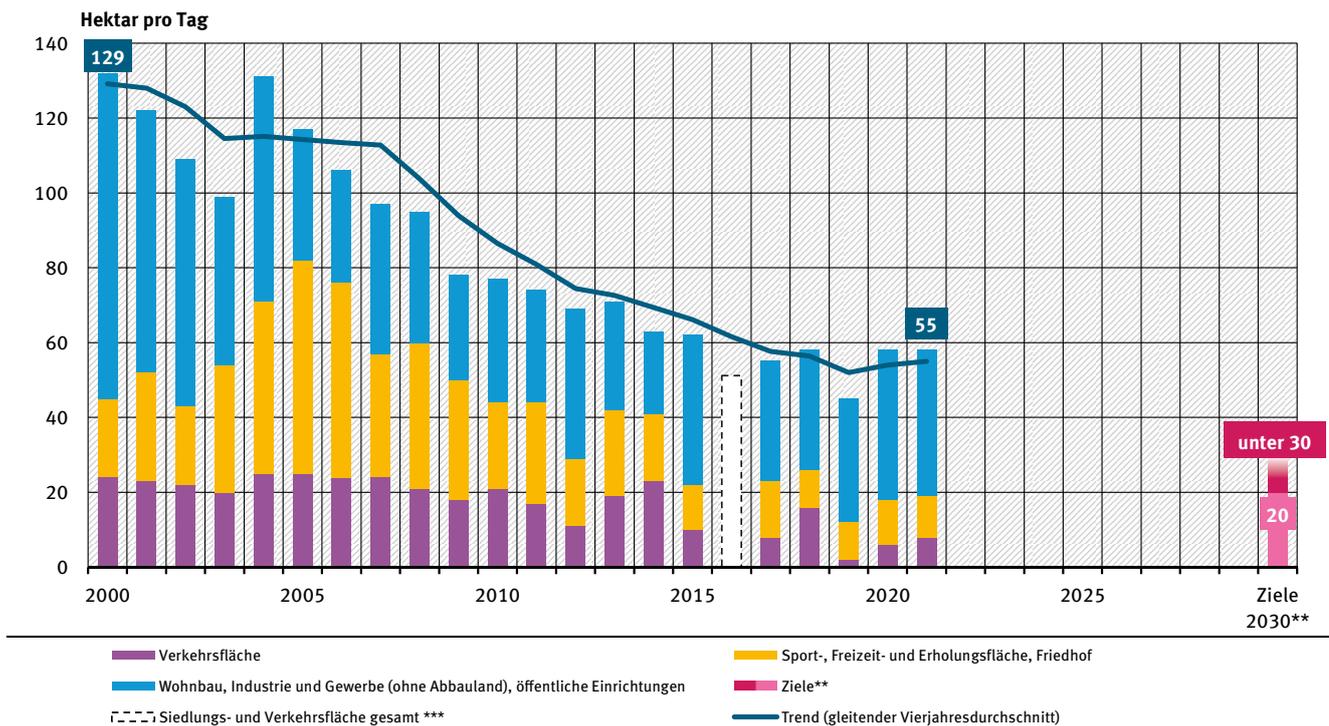


\* Dargestellt sind alle Bundesländer, Werte für 2021–2022 sind auf ganze Zahlen gerundet.

Quelle: Umweltbundesamt, eigene Berechnungen unter Benutzung der Fachserie 3, Reihe 5.1, Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung 2011, Hrsg. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden und Daten der Umweltökonomischen Gesamtrechnung der Länder (2022)

**Abbildung 2.17:** Vergleich der jährlichen »Zunahme der versiegelten Siedlungs- und Verkehrsflächen (km<sup>2</sup> pro Jahr)« zwischen 1993–1996 und 2021–2022 (Quelle: UBA 2023)

## Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche\*



\* Die Flächenerhebung beruht auf der Auswertung der Liegenschaftskataster der Länder. Aufgrund von Umstellungsarbeiten in den Katastern (Umschlüsselung der Nutzungsarten im Zuge der Digitalisierung) ist die Darstellung der Flächenzunahme ab 2004 verzerrt.

\*\* Ziele 2030: »30 minus x« Hektar pro Tag: »Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie, Neuaufgabe 2016«; 20 Hektar pro Tag: »Integriertes Umweltprogramm 2030«  
 \*\*\* Ab 2016 entfällt aufgrund der Umstellung vom automatisierten Liegenschaftsbuch (ALB) auf das automatisierte Liegenschaftskataster-Informationssystem (ALKIS) die Unterscheidung zwischen »Gebäude- und Freifläche« sowie »Betriebsfläche ohne Abbauland«. Dadurch ist derzeit der Zeitvergleich beeinträchtigt, und die Berechnung von Veränderungen wird erschwert. Die nach der Umstellung ermittelte Siedlungs- und Verkehrsfläche enthält weitgehend dieselben Nutzungsarten wie zuvor. Weitere Informationen unter [www.bmu.de/WS2220#c10929](http://www.bmu.de/WS2220#c10929).

Quelle: Werte aus Statistisches Bundesamt 2023, Erläuterungen zum Indikator »Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche«

**Abbildung 2.18:** Veränderung des Indikators »Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche (ha pro Tag)« von 2000 bis 2021 (Quelle: UBA 2023).

also keinen Grund zur Entwarnung, und es wäre wichtig, den Rückbau anzustreben und nicht nur eine niedrigere Versiegelungsrate.

Folgerichtig hat die Bundesregierung seit dem Jahr 2002 den »Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche in Hektar pro Tag« als Nachhaltigkeitsindikator unter dem Thema Flächeninanspruchnahme in der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie verankert. Die Inanspruchnahme zusätzlicher Flächen für Siedlungs- und Verkehrszwecke soll bis zum Jahr 2030 auf durchschnittlich unter 30 ha pro Tag begrenzt werden. Bis zum Jahr 2050 wird eine Flächenkreislaufwirtschaft angestrebt. Das heißt, es sollen netto keine weiteren Flächen für Siedlungs- und Verkehrszwecke beansprucht werden (Destatis 2021b).

Allerdings steigt in Deutschland noch immer die Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr vor allem in ländlichen Regionen. Speziell das Bedürfnis nach einem Eigenheim treibt die Zersiedlung voran, denn der Eigenheimbau kann nur dort realisiert werden, wo genügend Platz und Bauland bezahlbar ist (UBA 2023d). Die Zersiedelung des Umlandes von Städten führt zum Verlust von Landwirtschaftsflächen, Wäldern und naturnahen Lebensräumen, was häufig mit einem Rück-

gang einheimischer spezialisierter Arten einhergeht (Pickett et al. 2001). Nähere Informationen finden sich im Kapitel 7 Urbane Räume.

### Ausdehnung und Intensivierung der Bewirtschaftung von Landschaften

Die Ausdehnung der Landwirtschaft ist bei Weitem die am weitesten verbreitete Form der Veränderung der Bodenbedeckung, wobei mehr als ein Drittel der weltweiten Landoberfläche derzeit für den Ackerbau oder die Viehzucht auf Kosten von Wäldern, Feuchtgebieten und vielen anderen natürlichen Bodenbedeckungsarten genutzt wird (Foley et al. 2005; FAO 2016). Das Bevölkerungswachstum (Nelson et al. 2010), gefolgt von der Verstädterung und steigenden Einkommen, die wiederum mit einem zunehmenden Pro-Kopf-Ressourcen- und Flächenverbrauch, v. a. durch Ausdehnung der Landwirtschaft, verbunden sind (Liu et al. 2003), sind global betrachtet eindeutig die Haupttreiber der Entwaldung (Lambin & Meyfroidt 2011). Eine wichtige Rolle spielt hierbei die anhaltende Umstellung auf tierbasierte Ernährung (Rask & Rask 2011; Alexander et al. 2015).

Der technologische Fortschritt in der Landwirtschaft, Fischerei, Aquakultur und Forstwirtschaft in den letzten

50 Jahren hat zu einer Steigerung der Gewinnung, der Erträge und der Investitionen (in Maschinen und Betriebsmittel) geführt, wobei der Einflussbereich dieser Aktivitäten (landwirtschaftliche Betriebe oder Fischereigründe) häufig vergrößert wurde. Die IPBES-Bewertung der Landdegradation hat gezeigt, dass eine intensive Landnutzung zu fortschreitenden Veränderungen der Ökosystemfunktionen und in einigen Fällen zu irreversiblen Veränderungen und dann zur Aufgabe von Land führen kann (IPBES 2018). Auch hat die Intensivierung der Landwirtschaft zu Ertragssteigerungen geführt, die mit einer beschleunigten Verschmutzung von Böden und Wasser einhergehen (IPBES 2018).

Wie in Kapitel 3 **Agrar- und Offenland** dargestellt, führte in Deutschland die Intensivierung der Landnutzung, insbesondere im Feldfruchtanbau, zu einer Verringerung der Vielfalt der Lebensräume und der Artenvielfalt. Die erhöhte Verwendung von Mineraldüngern, Pestiziden und größeren Maschinen sowie die engeren Fruchtfolgen und die Unterdrückung der einheimischen Ackerwildkrautvegetation haben negative Auswirkungen auf die Biodiversität. Die Umwandlung von Feucht- und Nasswiesen in Ackerland, Entwässerung und Düngung haben zu einem drastischen Rückgang dieser Ökosysteme und der damit verbundenen Flora und Fauna geführt. Der Humusgehalt in Ackerböden nimmt unter Ackernutzung stark ab, was zu einem Verlust an Bodenbiodiversität führt (Kap. 8.5.3). Maßnahmen wie die Nutzung von Untersaaten, Zwischenfrüchten, Mulchsaat und Komposten können den Humusaufbau fördern und die Biodiversität unterstützen. Häufige und großflächige Mahd, Rückgang der Weidehaltung, intensive Düngung und der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln haben zu einem Verlust der Artenvielfalt geführt.

Für den Bereich **Wald und Forst** (Kap. 4) kann über die Bewirtschaftung eine Veränderung in der Baumartenzusammensetzung erreicht werden, die sich positiv auf die Biodiversität auswirkt, insbesondere durch die Anreicherung von Laubbäumen in Nadelwäldern. Ebenso können durch Förderung von Totholz, alten Bäumen und sog. Habitatbäumen wichtige Lebensräume und Ressourcen für eine Vielzahl von Arten geschaffen werden. Die Erschließung und Befahrung von Wäldern für die Holzentnahme hat sowohl positive als auch negative Auswirkungen auf die Biodiversität. Es können sowohl Störungen für bestimmte Arten auftreten als auch neue Lebensräume genau dadurch entstehen.

Die intensive Landnutzung im Einzugsgebiet vieler **Binnengewässer** korreliert negativ mit der Artenvielfalt und dem Anteil sensitiver Arten. Landwirtschaftli-

che und urbane Flächen wirken sich negativ auf die Biodiversität von Fließgewässern aus (Kap. 5).

Im Kapitel 8 **Bodenbiodiversität** wird für Deutschland ausgeführt, wie Veränderungen in der Landnutzung wie die Umwandlung von Wald in Ackerfläche und die Entwässerung von Mooren und Sümpfen zu Veränderungen in der Artenvielfalt und den Nahrungsnetzen im Boden führen. Dies geschieht u. a. aufgrund der Auswirkungen auf das Nahrungsangebot für Bodenorganismen. Die Umstellung vom konventioneller Landwirtschaft auf umweltgerechte Nutzung kann zu Veränderungen in der Bodenbiodiversität führen, wie z. B. dem Rückgang bestimmter Bodenorganismen und dem Anstieg anderer, wie Regenwürmern. Mechanische Belastungen durch das Befahren von Böden mit schwerem Gerät können zu Bodenverdichtungen führen, die wiederum den Rückgang von bestimmten Bodenorganismen wie Collembolen und Raubmilben verursachen können.

Neben der Ausdehnung und Intensivierung der Landwirtschaft findet zeitgleich weltweit, eine Degradation (Verringerung oder der Verlust der biologischen oder wirtschaftlichen Produktivität und Komplexität) bei allen Bodenbedeckungs-, Landnutzungs- und Landschaftstypen statt (IPBES 2018). Degradation ist schwer zu messen (Herold et al. 2011; Houghton 2012; IPBES 2018), da es nur wenige Daten und keine Schätzungen gibt (Houghton 2012). Die Degradation wird durch zahlreiche Faktoren vorangetrieben, darunter Landnutzungsänderungen, Intensivierung, Verschmutzung und invasive gebietsfremde Arten, die oft weit von den Orten entfernt sind, an denen die Auswirkungen zu spüren sind (IPBES 2018) (Kap. 2.3.2).

### Direkte Ressourcenentnahme

Die Entnahme von lebender Biomasse und nicht lebenden Materialien nimmt weltweit zu, da sowohl die Bevölkerung angewachsen als auch der Pro-Kopf-Verbrauch zwischen 1970 und 2010 um das Sechsfache gestiegen ist, während sich die Nachfrage nach Materialien für Bau und Industrie in diesem Zeitraum vervierfacht hat. Die Nutzung von Biomasse, fossilen Brennstoffen, Metallerzen und nichtmetallischen Mineralien verdoppelte sich global von 2005 (26,3 Mrd. t) bis 2015 (46,4 Mrd. t), was einer jährlichen Wachstumsrate von 6,1 % entspricht (IPBES 2019b). Die Entnahmeraten und deren Entwicklung in den letzten vier Jahrzehnten sind jedoch von Land zu Land sehr unterschiedlich, so gingen z. B. die globalen Anteile Europas an der direkten Förderung stark zurück (Schandl et al. 2016). Nichtsdestotrotz hat eine Entnahme, die über ein nachhaltiges Maß hinausgeht, Folgen für die biologische Dynamik

und die Funktion von Ökosystemen. Die Beurteilung, welches Ausmaß der Ressourcenentnahme nachhaltig ist, ist jedoch sehr komplex, da arten- und kontextspezifische Umstände zu berücksichtigen sind. Die Auswirkungen des Raubbaus lassen sich an der Lebensgeschichte, den genetischen Mustern von Populationen und den Funktionen von Gemeinschaften und Ökosystemen ablesen (Ticktin 2004).

Etwa ein Drittel der Landfläche der Erde ist von relativ homogenen Grundwasserleitern bedeckt (mit Ausnahme der Antarktis), die oft in großen Sedimentbecken liegen und geeignete Bedingungen für die Grundwassernutzung bieten (WHYMAP & Margat 2008). So beherbergt Europa etwa 11 % dieser Aquifere (WHYMAP & Margat 2008; Richey et al. 2015). Schätzungen der FAO zufolge ist die Wasserentnahme global von weniger als 600 km<sup>3</sup> pro Jahr im Jahr 1900 auf fast 4.000 km<sup>3</sup> pro Jahr im Jahr 2010 gestiegen und damit schneller als das Bevölkerungswachstum (FAO 2011). In Deutschland beeinflusst vor allem die intensive Nutzung von Wasserressourcen für industrielle Prozesse, Trinkwassergewinnung, Energiegewinnung und für Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen den ökologischen Zustand von Süßgewässern (Kap. 5.4). Außerdem beeinflusst die Entnahme von Sand und Kies den deutschen benthischen Lebensraum und die Biodiversität durch Veränderungen der Sedimenttopologie. Die Erholung der Biodiversität nach der Entnahme kann mehrere Jahrzehnte dauern, und einige Arten können sich möglicherweise nicht vollständig erholen (Kap. 6.4.3).

Die Erschöpfung der Wasserressourcen steht in Wechselwirkung mit vielen biophysikalischen und gesellschaftlichen Faktoren und trägt zu negativen Auswirkungen auf Natur und Gesellschaft bei. Die Erschöpfung bedroht die Wasser- und Ernährungssicherheit, verändert die hydrologischen Systeme (Arroita et al. 2017), führt zu Bodendegradation (Dalin et al. 2015) und Konflikten (Richey et al. 2015).

#### 2.3.4 Verschmutzung

Die Verschmutzung der Ökosysteme in Deutschland durch verschiedene Hauptursachen wie Industriemissionen, landwirtschaftliche Aktivitäten, Abwasser- und Abfallentsorgung sowie Verkehrsemissionen hat erhebliche Auswirkungen auf die Biodiversität des Landes. Diese Belastungen tragen maßgeblich zum Rückgang und zur Gefährdung zahlreicher Tier- und Pflanzenarten sowie ihrer Lebensräume bei.

Die industriellen Emissionen sind eine bedeutende Quelle der Umweltverschmutzung in Deutschland. Die

Freisetzung von Schadstoffen wie Stickoxiden, Schwefeldioxid, Schwermetallen und giftigen Chemikalien aus Fabriken und Industrieanlagen beeinträchtigt nicht nur die Luftqualität, sondern gelangt auch in Gewässer und Böden. Diese Verschmutzungen, oft mit Wirkungen bereits bei geringen Konzentrationen, haben verheerende Auswirkungen auf aquatische Lebensräume, wodurch viele Wasserlebewesen und Pflanzenarten gefährdet oder geschädigt werden. Der Verkehr ist eine weitere Hauptursache für die Verschmutzung der Ökosysteme. Durch den hohen Grad an motorisiertem Individualverkehr und Gütertransport werden große Mengen an Kohlenstoffdioxid, Stickoxiden und Partikeln freigesetzt, die die Luftverschmutzung drastisch erhöhen. Die Emissionen tragen zum Klimawandel bei und beeinflussen dadurch auch indirekt die Lebensräume und die Verbreitung von Pflanzen- und Tierarten.

Auch die landwirtschaftlichen Praktiken tragen erheblich zur Verschmutzung der Ökosysteme bei. Die intensive Landwirtschaft setzt Pflanzenschutz- und Düngemittel frei, die z. B. in Gewässer gelangen und dort zu Algenblüten und dem Tod von Wasserlebewesen führen können. Die Überdüngung und Bodenerosion verschlechtern die Bodenqualität und haben negative Auswirkungen auf die Biodiversität.

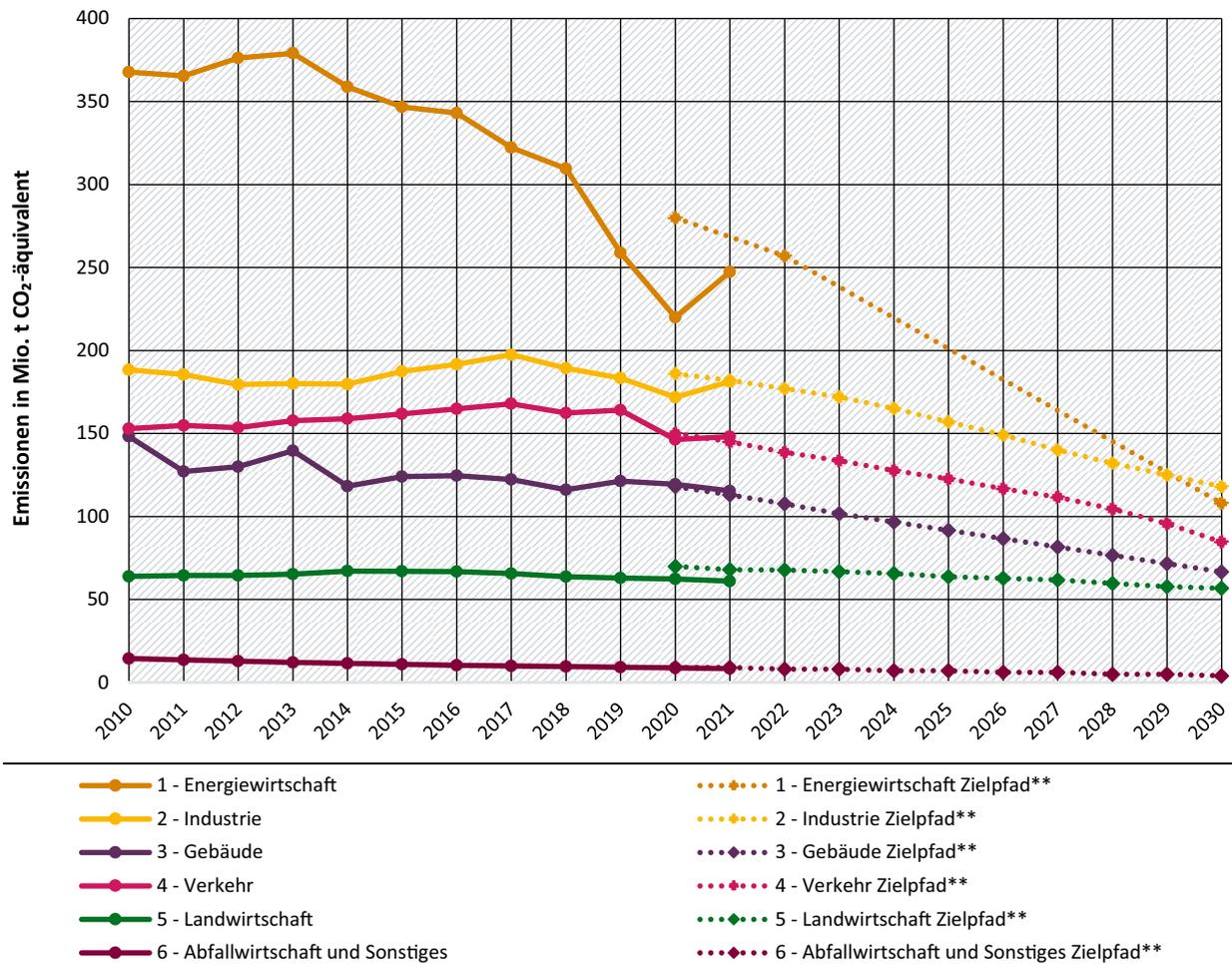
Die unsachgemäße Abfallentsorgung ist ein weiteres Problem, das die Ökosysteme belastet. Müll, insbesondere Plastikabfälle, gelangt oft in die Umwelt und verschmutzt Gewässer sowie Böden. Die Meeresverschmutzung beeinträchtigt marine Lebensräume und gefährdet zahlreiche Meerestiere. Die Wasserverschmutzung durch industrielle und häusliche Abwässer hat gravierende Folgen für die Wasserqualität und beeinflusst die Lebensräume von aquatischen Lebewesen. Viele Fischarten und andere Wasserorganismen sind empfindlich gegenüber Verschmutzungen und werden dadurch gefährdet.

#### Luftverschmutzung

In Deutschland wurden seit dem Jahr 1990 bedeutende Fortschritte bei der Reduzierung der Treibhausgasemissionen erzielt. Jedoch führten die Energiekrise und der Krieg in der Ukraine im Zeitraum von 2020 bis 2021 zu einem erneuten Anstieg der Gesamtemissionen. Diese konnten im Jahr 2022 in der Gesamtbilanz wieder um 1,9 % gesenkt werden (Abb. 2.19). Eine entscheidende Rolle spielte dabei der Anstieg der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien um 9 % im Vergleich zum Vorjahr, der dazu beitrug, die anhaltend steigenden Emissionen im Energiesektor teilweise auszugleichen (UBA 2023e).

## Entwicklung und Zielerreichung der Treibhausgasemissionen in Deutschland

in Abgrenzung der Sektoren des Klimaschutzgesetzes (KSG)



\* Die Aufteilung der Emissionen weicht von der UN-Berichterstattung ab, die Gesamtemissionen sind identisch  
 \*\* entsprechend der Novelle des Bundes-KSG vom 12.05.2021, Jahre 2022–2030 angepasst an Über- & Unterschreitungen

Quelle: Umweltbundesamt 14.03.2022

**Abbildung 2.19:** Entwicklung und Zielerreichung der Treibhausgasemissionen in Deutschland (Quelle: UBA 2023).

Luftschadstoffe haben erhebliche Auswirkungen auf Ökosysteme, Flora, Fauna und die biologische Vielfalt. Neben den toxisch wirkenden Schwermetallen, die über die Luft in den Boden gelangen können, hat bodennahe Ozon eine schädigende Wirkung auf die Vegetation. Direkte Schäden können beispielsweise bei Bäumen auftreten und zu einer erhöhten Empfindlichkeit gegenüber Schädlingsbefall führen (UBA 2023g). Lang anhaltend erhöhte Einträge von Schwefel- und Stickstoffverbindungen über die Luft führen zur Versauerung des Bodens. Diese Veränderung beeinflusst das Nährstoffangebot sowohl in Bezug auf die Menge als auch die Zusammensetzung und wirkt sich auf die Fähigkeit von Pflanzen aus, diese Nährstoffe aufzunehmen. Als Konsequenz kann die Toleranz gegenüber kurzzeitigen Störungen oder Stressfaktoren wie Frost, Trockenheit und

Schädlingsbefall verringert werden (Gessler, Schaub & McDowell 2017; UBA 2023g). Zusätzlich führt die Eutrophierung des Bodens dazu, dass etablierte Pflanzen und Pflanzengesellschaften, die auf nährstoffarme Bodenverhältnisse angewiesen sind, langfristig von nitrophilen, oft nicht einheimischen Arten verdrängt werden. Dies geht häufig mit einer Homogenisierung der betroffenen Ökosysteme einher (Keith et al. 2009) und hat negative Auswirkungen auf alle assoziierten Biota und somit auf die Biodiversität. Darüber hinaus führt ein erhöhtes Stickstoffangebot, das von der Vegetation nicht vollständig aufgenommen werden kann, zur Auswaschung von Nitrat und damit zur Belastung des Grundwassers und von Gewässern (Borken & Matzner 2004).

Die Veränderungen in den Ökosystemen, die durch Luftschadstoffe verursacht werden, führen dazu, dass

sie ihre Funktionen nur noch eingeschränkt erfüllen können. Dies beeinträchtigt auch die Leistungen, die sie für den Menschen erbringen, wie die Bereitstellung von sauberem Grundwasser, Hochwasserschutz und Erholungsmöglichkeiten.

### Nährstoff- und Pestizideinträge

Auch wenn die Belastung der Luft mit Schadstoffen in Deutschland in den letzten 25 Jahren deutlich zurückgegangen ist, ist die Verschmutzung unserer Böden und Gewässer nach wie vor kaum rückläufig. Gegenwärtig befinden sich nur knapp 10 % der Flüsse, Seen und Küstengewässer in einem guten ökologischen Zustand (UBA 2022d).

Nährstoff- und Pestizideinträge durch die Landwirtschaft können erhebliche negative Auswirkungen auf deutsche Ökosysteme und die Biodiversität haben. Ein Hauptproblem ist die Eutrophierung, bei der Stickstoff und Phosphor in Form von Düngemitteln in landwirtschaftlichen Flächen eingesetzt werden, um das Pflanzenwachstum zu fördern. Gelangen diese Nährstoffe in übermäßigen Mengen in die umliegenden Gewässer, führt dies zur Eutrophierung und einem übermäßigen Wachstum von Algen, das als Algenblüte bekannt ist. Das Gewässer wird dadurch getrübt, sodass schon in geringen Tiefen kaum noch genug Licht für die Photosynthese vorhanden ist, und der Sauerstoffgehalt im Wasser wird reduziert. Diese Bedingungen beeinträchtigen das Überleben von Fischen und anderen aquatischen Organismen, die sauberes und sauerstoffreiches Wasser benötigen.

In der deutschen Landwirtschaft werden jährlich etwa 30.000 t an Pestiziden eingesetzt, Stand 2021. Von dieser Menge entfallen 56 % auf Herbizide, 33 % auf Fungizide und 3 % auf Insektizide (BVL 2023). Diese Pestizide, die zur Bekämpfung von Schädlingen und Unkräutern eingesetzt werden, sind nicht immer selektiv und können auch nützliche Insekten wie Bienen oder Schmetterlinge beeinträchtigen oder töten. Dies führt zum Beispiel zu einem Rückgang der Bestäuberpopulationen und hat weitreichende Folgen für die Pflanzenvielfalt und -produktion. Zusätzlich kann die Abnahme der Insektenpopulationen in den Nahrungsketten eine Kettenreaktion auslösen und andere Tierarten beeinträchtigen, die von den Insekten als Nahrungsquelle abhängig sind.

Die Bodenverschmutzung hat auch weitreichende Auswirkungen auf das Bodenleben selbst. Durch den Einsatz von Pestiziden und Düngemitteln werden nützliche Organismen wie Regenwürmer, Bakterien und Pilze abgetötet, die von entscheidender Bedeutung für eine gesunde Bodenstruktur und -fruchtbarkeit sind. Diese Schädigung des Bodenlebens kann wiederum das

Pflanzenwachstum beeinträchtigen und somit zu erheblichen Ertragseinbußen in der Landwirtschaft führen. Zusätzlich können auch Räuber, die sich von den behandelten Organismen ernähren, indirekt betroffen sein, was zur Bioakkumulation bestimmter Pestizide auch noch weit oben in der Nahrungskette führen kann. Das kann zu Gesundheitsschäden und Fortpflanzungsproblemen bei diesen Tieren führen und die Gesundheit von Menschen gefährden, wenn sie kontaminierte Nahrungsmittel verzehren.

Durch die Fernwirkung der Bodenverschmutzung beschränken sich die Auswirkungen jedoch nicht nur auf aquatische und terrestrische Lebensgemeinschaften in der unmittelbaren Umgebung der Landwirtschaft. Schadstoffe können durch Luft- oder Wassertransport auch in entfernte Gebiete gelangen und sich dort auf Pflanzen und Tiere auswirken. Hinzu kommt, dass Pestizide oder ihre Abbauprodukte teilweise noch jahrelang im Boden nachgewiesen werden können. So sind z. B. die Metabolite des Insektizids DDT, das hierzulande schon seit Langem verboten ist, mancherorts noch heute nachweisbar (Marx et al. 2019).

In letzter Zeit wurde immer häufiger die »gesamtwegandte Toxizität« (»Total Applied Toxicity«, TAT) als Umweltrisikoindikator für den Einsatz von Pestiziden verwendet (Schulz et al. 2021; Bub et al. 2023). Die TAT wurde entwickelt, um die gesamte Toxizität von Pestiziden zu berücksichtigen, die in der Landwirtschaft verwendet werden. Bei der Anwendung von Pestiziden spielen nicht nur die Menge und die Art der verwendeten Chemikalien eine Rolle, sondern auch deren individuelle Toxizität für die Umwelt. Die Verwendung von TAT als Indikator ermöglicht es, die potenziellen Auswirkungen der Pestizidnutzung auf die Umwelt umfassender zu bewerten. Durch die Berücksichtigung der individuellen Toxizität der verwendeten Chemikalien kann die Landwirtschaft nachhaltigere Praktiken entwickeln und den Einsatz von besonders schädlichen Pestiziden reduzieren (Schulz et al. 2021, Details zur Berechnung finden sich in Bub et al. 2023).

Abbildung 2.20 zeigt die Entwicklung der TAT von für Deutschland relevanten Pestizidtypen für verschiedene terrestrische und aquatische Organismengruppen. Drei der acht Artengruppen zeigen eine signifikante Gesamtzunahme der TAT-Trends (Fische, terrestrische Pflanzen, Bodenorganismen), während eine Artengruppe eine signifikante Gesamtabnahme aufweist (Wirbeltiere). Die übrigen vier Artengruppen (aquatische Wirbellose, aquatische Pflanzen, terrestrische Arthropoden, Bestäuber) zeigen jedoch keinen klaren Gesamttrend. Arten mit TAT-Werten, die hauptsächlich

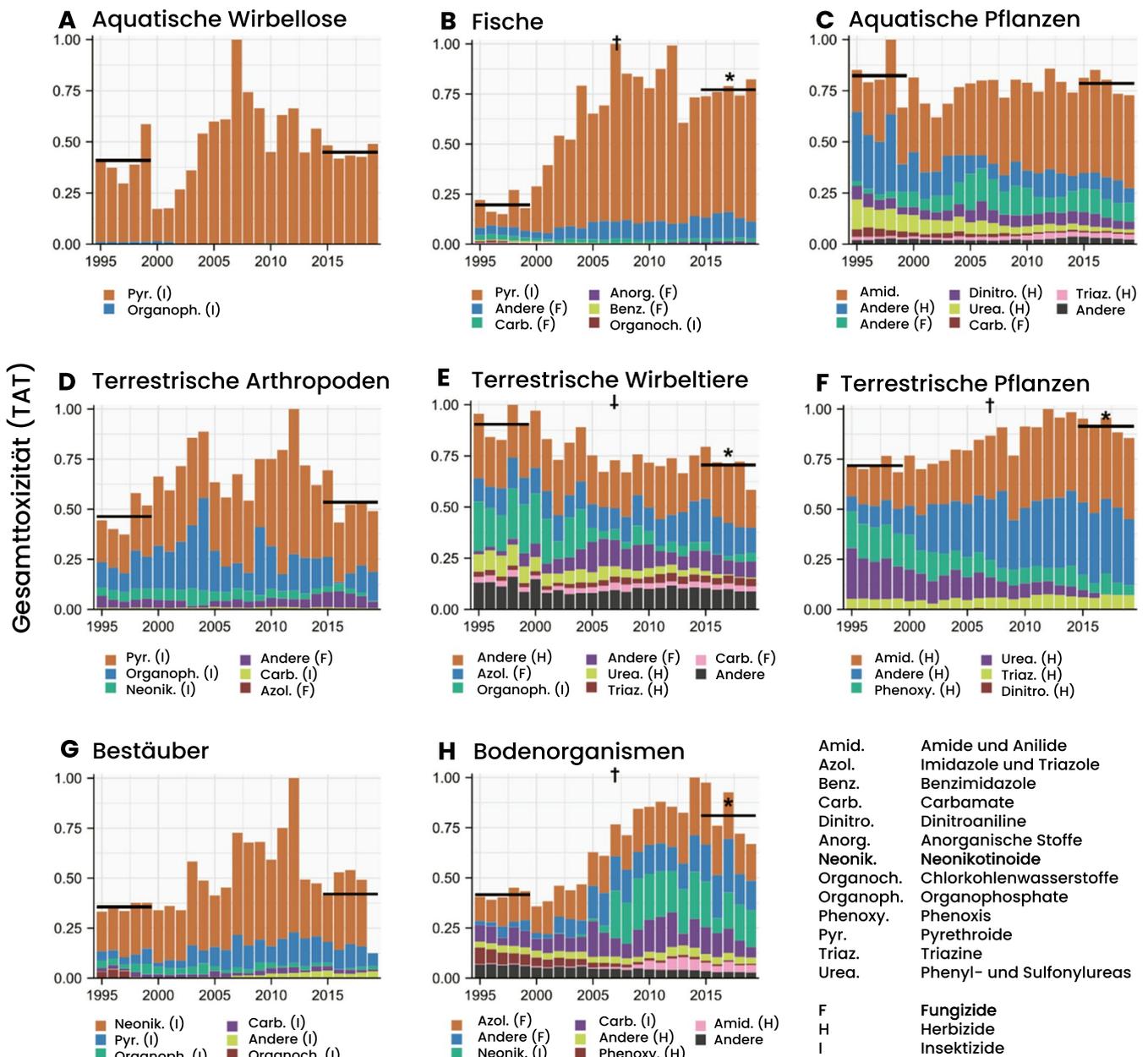
durch Insektizide bestimmt werden (z. B. aquatische Wirbellose und Fische), weisen eine hohe relative interannuelle Variabilität auf, wobei die Werte um bis zu 20 % schwanken. Dies ist wahrscheinlich das Ergebnis flexibler Insektizidanwendungen zur Bekämpfung von Wirbellosen, die eine hohe zeitliche Variabilität in ihrer Populationsdynamik aufweisen (Bub et al. 2023).

Entscheidend für die Minimierung der negativen Auswirkungen ist, die Landwirtschaft nachhaltiger zu gestalten. Umweltfreundlichere Anbaumethoden und der Schutz natürlicher Lebensräume können dazu bei-

tragen, die Belastung für Ökosysteme und die Biodiversität zu reduzieren und diese langfristig zu erhalten. Ein verantwortungsbewusster Umgang mit Nährstoffen und Pestiziden in der Landwirtschaft ist daher entscheidend, um die Gesundheit der Umwelt und der darin lebenden Lebewesen zu schützen.

**Lichtverschmutzung**

Lichtverschmutzung ist in städtischen sowie ländlichen Gebieten gleichermaßen anzutreffen und ist ein Phänomen, das durch die künstliche Beleuchtung in der nächt-



**Abbildung 2.20:** Gesamttoxizität (»Total Applied Toxicity«, TAT) relevanter Pestizidtypen in der deutschen Landwirtschaft nach Pestizidklassen für (A) Aquatische Wirbellose, (B) Fische, (C) Aquatische Pflanzen, (D) Terrestrische Arthropoden, (E) Terrestrische Wirbeltiere, (F) Terrestrische Pflanzen, (G) Bestäuber und (H) Bodenorganismen. Die waagerechten Linien zeigen die durchschnittliche TAT für die Zeiträume 1995–1999 und 2015–2019. Signifikante Unterschiede zwischen der durchschnittlichen TAT für diese beiden 5-Jahres-Intervalle sind durch einen Stern (\*) gekennzeichnet. Wenn die zugrunde liegenden Trends monoton sind, werden sie zusätzlich durch ein Kreuz (†) markiert (nach Bub et al. 2023, verändert).

lichen Umgebung entsteht und die natürliche Dunkelheit stört oder gar vollständig aufhebt. Die Zunahme von Lichtverschmutzung in Deutschland, ähnlich wie in anderen entwickelten Ländern (Kyba, Kuester & Kuechly 2017), ist vor allem auf die verstärkte Nutzung von Straßenbeleuchtung, Gebäude- und Werbebeleuchtung, Beleuchtung von Parkplätzen und Sportstadien zurückzuführen.

Die Auswirkungen der Lichtverschmutzung auf die Biodiversität sind komplex und vielfältig (Abb. 2.21). So kommt es z. B. zu einer Störung des natürlichen Lebensrhythmus zahlreicher Lebewesen, insbesondere nachtaktiver und lichtempfindlicher Tiere. Besonders nachtaktive Insekten, wie zum Beispiel Nachtfalter, und Fledermäuse sind stark von den Auswirkungen betroffen (Voigt 2021; Owens & Lewis 2018). Lichtverschmutzung kann zudem die Beziehungen zwischen Bestäubern und Pflanzen negativ beeinflussen (Giavi, Fontaine & Knop 2021), was sich negativ auf die Fortpflanzung und genetische Vielfalt der Pflanzen auswirkt.

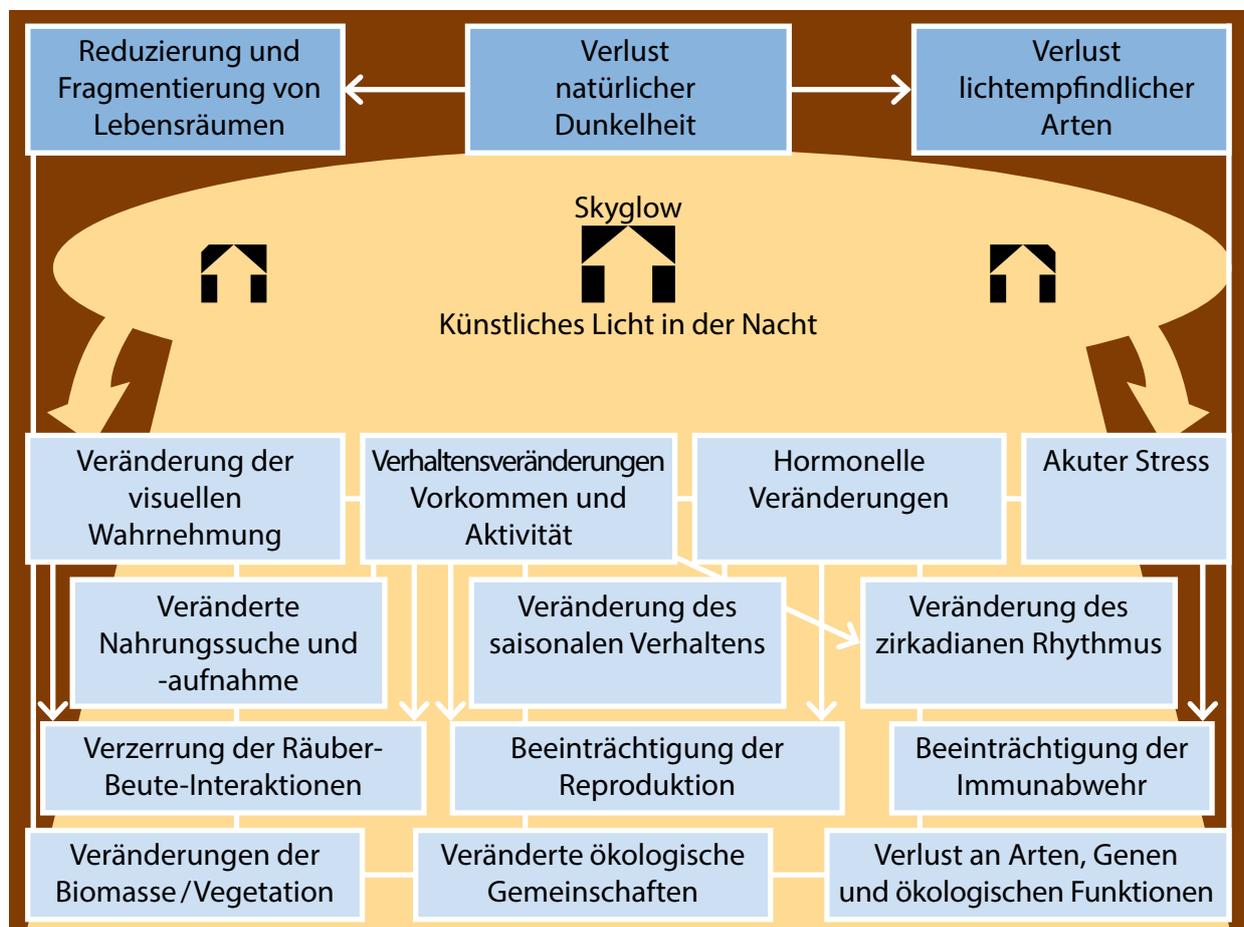
Auch aquatische Ökosysteme werden von der Lichtverschmutzung beeinflusst. So haben einige Meeres- und Süßwasserorganismen eine Fortpflanzungsstrate-

gie, die von natürlichen Lichtveränderungen abhängig ist, wie z. B. das Timing der Laichaktivität. Die Störung dieser Prozesse durch künstliches Licht kann ihre Fortpflanzung beeinträchtigen und langfristig die Bestandszahlen reduzieren.

Um die Auswirkungen der Lichtverschmutzung auf die Biodiversität zu minimieren, sind gezielte Maßnahmen erforderlich. Dazu gehören die Einführung von energiesparender Beleuchtung, die Reduzierung unnötiger Beleuchtung während der Nachtstunden und der Schutz von Gebieten, in denen die natürliche Dunkelheit noch erhalten ist.

**Lärmverschmutzung**

Lärmverschmutzung ist nicht nur ein Phänomen der Städte, sondern betrifft fast alle Ökosysteme in Deutschland. Viele Tierarten wie Vögel und Säugetiere nutzen akustische Signale zur Kommunikation. Lärm von Verkehrswegen, Baustellen oder Industrieanlagen kann diese natürlichen Kommunikationswege stören, was zu Schwierigkeiten bei der Paarung, Nahrungssuche und Revierverhalten führen kann (UBA 2021). Ähnliche Störungen treten in Gewässern und Feuchtgebieten auf, wo



**Abbildung 2.21:** Komplexität der Auswirkungen künstlicher Beleuchtung bei Nacht auf Tiere und Pflanzen (Quelle: BfN 2019).

viele Amphibienarten auf akustische Rufe für die Fortpflanzung angewiesen sind. Lärm kann diese Rufe überdecken und damit nicht nur die erfolgreiche Paarung beeinträchtigen, sondern auch eine messbare Veränderung der Stresshormone auslösen und dadurch das Immunsystem schwächen (Schmidt 2018). Zudem beeinflusst Lärm die Aktivitäten von Insekten und anderen Kleintieren, die wichtige Leistungen im Ökosystem erbringen, wie Bestäubung und Zersetzung von organischem Material.

Auch die deutschen Küsten und Küstengewässer sind von Lärmverschmutzung betroffen (Mikkelsen et al. 2019; Duarte et al. 2021; Nachtsheim et al. 2023). Meeresbewohner wie Wale, Robben oder Delfine nutzen ihre akustischen Fähigkeiten zur Nahrungssuche und Kommunikation. Lärm von Schiffen, Offshore-Anlagen oder Unterwasserbauarbeiten kann diese Fähigkeiten beeinträchtigen (Erbe et al. 2019), was sich auf die Nahrungssuche und die Fortpflanzungsraten auswirken kann (Wisniewska et al. 2018).

Ähnlich ergeht es See- und Küstenvögeln (Schwemmer et al. 2011). So kann Lärm auch zu einer starken Beeinträchtigung des Bruterfolgs von Vögeln führen (Senzaki et al. 2020). Des Weiteren haben mehrere Untersuchungen deutlich aufgezeigt, dass zahlreiche Seevogelarten von Offshore-Anlagen in ihrem Verhalten beeinträchtigt und aus ihren gewohnten Lebensräumen verdrängt werden (Peschko, Mercker & Garthe 2020; Heinänen et al. 2020; Garthe et al. 2023).

### 2.3.5 Klimawandel

Der Klimawandel ist derzeit einer der wichtigsten Treiber für Veränderungen in der Natur, mit starken direkten globalen Auswirkungen, die auch die Auswirkungen anderer Treiber beeinflussen. Der beispiellose Anstieg der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre (namentlich Kohlendioxid, Methan und Distickstoffoxid) über mindestens die letzten 800.000 Jahre (IPCC 2014) ist nach gegenwärtigem Wissensstand die Hauptursache für die weltweit beobachteten Erwärmungstrends (IPCC 2014; IPCC 2023). Die natürlichen Schwankungen der globalen Temperaturen werden im Vergleich zu dieser vom Menschen verursachten Erwärmung als gering angesehen. Letztere wächst über einen Schwellenwert hinaus, der durch natürliche Schwankungen allein nicht überschritten werden würde (IPCC 2014; Herring et al. 2016).

Die vom Menschen verursachte Erwärmung erreichte 2017  $\sim 1^\circ\text{C}$  ( $\pm 0,2^\circ\text{C}$ ) über dem vorindustriellen Niveau mit einem Anstieg von  $0,2^\circ\text{C}$  ( $\pm 0,1^\circ\text{C}$ ) pro Jahrzehnt (IPCC 2018). Zu den Auswirkungen gehören

Wärmestress, Korallenbleichen und das Schmelzen von Meeres- und Landeis (IPCC 2013). Die höchsten Geschwindigkeiten bei der Temperaturänderung sind in flachen Landschaften und in höheren Breitengraden zu beobachten (Loarie et al. 2009). Die meisten Landregionen erwärmen sich schneller als der Durchschnitt, die meisten Meeresregionen langsamer (UNFCCC 2015). Die Beweise für langfristige geophysikalische und biologische Veränderungen infolge der Erwärmung sind in vielen Teilen der Welt inzwischen deutlicher geworden – etwa beim Rückzug der Gebirgsgletscher, beim früheren Einsetzen des Frühlings und bei den Veränderungen der phänologischen Reaktionen der Vegetation (IPCC 2022).

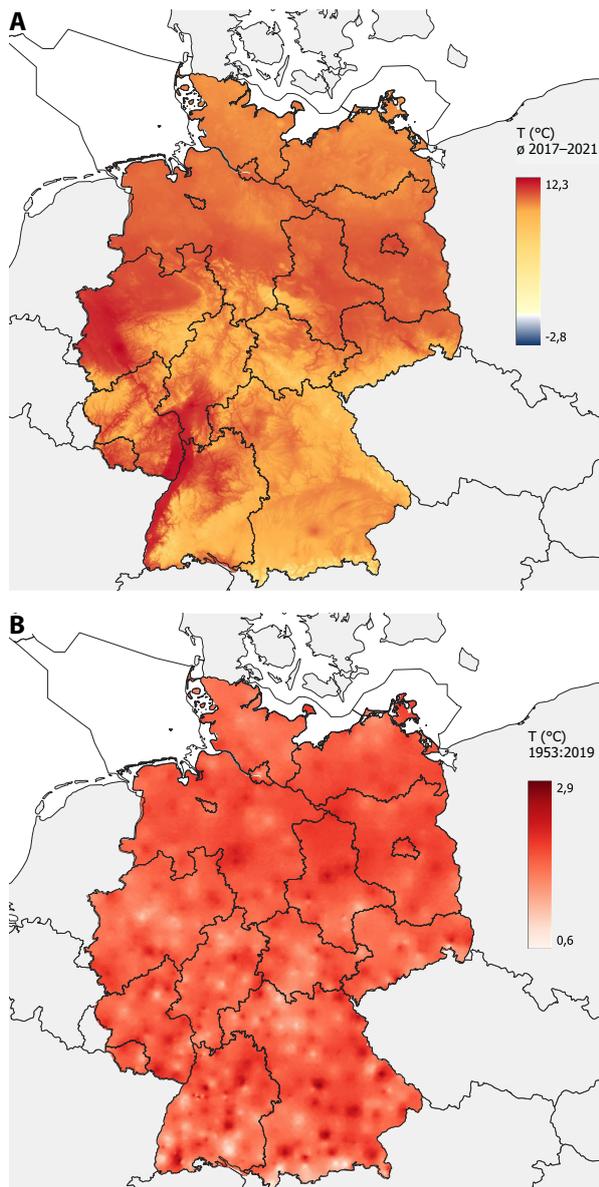
Klimamodelle haben die Auswirkungen des oben beschriebenen anthropogenen Antriebs auf die Zunahme der Häufigkeit und Intensität von Extremereignissen aufgezeigt (King et al. 2015) – z. B. Hitzewellen, Dürren, Starkregen, Stürme und Küstenüberschwemmungen (IPCC 2018). Diese Ereignisse resultieren aus sporadischen Wettermustern (Luber & McGeehin 2008) und können durch Klimavariabilität (z. B. aufgrund der El Niño/Southern Oscillation) verstärkt werden (Newman et al. 2018). Insbesondere wurde eine erhebliche Zunahme der Häufigkeit und Intensität von verheerenden Wirbelstürmen prognostiziert (Ornes 2018).

Klimabedingte Veränderungen sind nicht isolierte Phänomene, sondern können mit anderen direkten Einflussfaktoren interagieren und dadurch die Auswirkungen auf Natur und Gesellschaft verschärfen (IPBES 2018). Besonders besorgniserregend ist die Prognose für eine globale Erwärmung von  $3^\circ\text{C}$ , die in vielen Sektoren und Regionen zusätzliche Risiken auf ein hohes oder sogar sehr hohes Niveau ansteigen lässt. Dies hätte weitreichende systemische Auswirkungen zur Folge, darunter unumkehrbare Veränderungen, die auch die Anpassungsgrenzen durch Mensch und Ökosysteme überschreiten. So steigt beispielsweise das Aussterberisiko für endemische Arten in Hotspots der biologischen Vielfalt um mindestens das Zehnfache, wenn die Erwärmung von  $1,5^\circ\text{C}$  auf  $3^\circ\text{C}$  ansteigt. Hinzu kommen die prognostizierten direkten Hochwasserschäden, die bei  $2^\circ\text{C}$  globaler Erwärmung um das 1,4- bis 2-Fache und bei  $3^\circ\text{C}$  um das 2,5- bis 3,9-Fache im Vergleich zu  $1,5^\circ\text{C}$  globaler Erwärmung ohne Anpassung steigen (IPCC 2023).

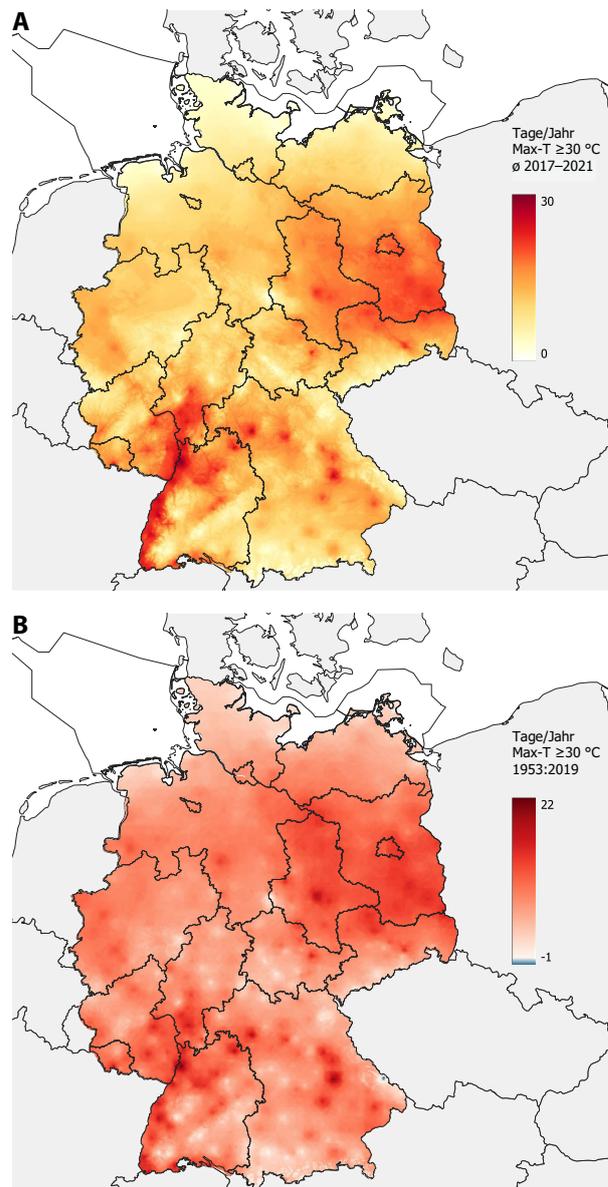
Ein Blick auf die Situation in Deutschland zeigt ebenfalls die deutlichen Auswirkungen des Klimawandels. Die Durchschnittstemperaturen lagen zwischen 1951 und 1955 bei  $8,14^\circ\text{C}$ , während sie zwischen 2017 und 2021 auf  $9,98^\circ\text{C}$  gestiegen sind – ein **Anstieg der Jahresdurchschnittstemperaturen von  $1,8^\circ\text{C}$**  (Abb. 2.22).

Für die Zukunft wird in Deutschland außerdem eine signifikante Zunahme von längeren Trockenphasen (Dürren) ähnlich denen im Jahr 2018 und lang anhaltenden Hitzewellen wie im Jahr 2019 erwartet, mit einer deutlich erhöhten Eintrittswahrscheinlichkeit im Vergleich zur vorindustriellen Zeit (Vautard et al. 2020; Robin & Ribes 2020). Dies kann starke negative Folgen für eine ganze Reihe von Organismen und Ökosystemen haben. So beeinflussen die Erhöhung der Temperaturen und intensivere Dürreperioden die Fitness und Konkurrenzfähigkeit von Baumarten und können zu erhöhter

Sterblichkeit von Individuen und dem Absterben ganzer Bestände führen (Kap. 4.4.5). Steigende Lufttemperaturen sowie weniger und sehr ungleich verteilte Niederschläge können eine Erwärmung und Austrocknung der Gewässer zur Folge haben, wobei die erhöhten Wassertemperaturen und die damit verbundene Abnahme der Sauerstofflöslichkeit zu einem Verlust von Fischen und Wirbellosen führen kann (siehe Kap. 5.4). Die Anzahl an Sommertagen ( $> 25^{\circ}\text{C}$ ), Hitzetagen ( $\geq 30^{\circ}\text{C}$ , Abb. 2.23) und Wüstentagen ( $> 35^{\circ}\text{C}$ ) wird ebenfalls zunehmen, was die Belastung für Mensch und Natur erhöht. Dies



**Abbildung 2.22:** (A) Jahresdurchschnittstemperatur 2017–2021 und (B) Veränderung der Jahresdurchschnittstemperatur zwischen 1953 und 2019 (jeweils der 5-Jahres-Mittelwert; berechnet als Mittelwert der Jahresdurchschnittstemperaturen von 2017 bis 2021 minus Mittelwert der Jahresdurchschnittstemperaturen von 1951 bis 1955) (Datengrundlage: DWD Climate Data Center (CDC), Jahresmittel der Raster der monatlich gemittelten Lufttemperatur (2 m) für Deutschland, Version v1.0).



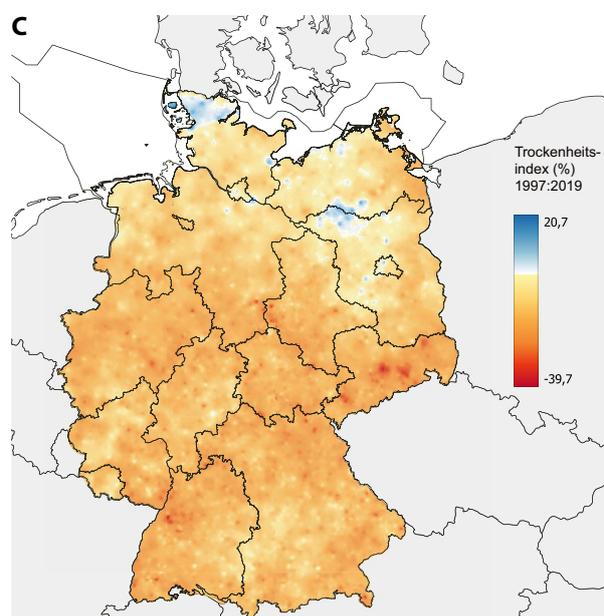
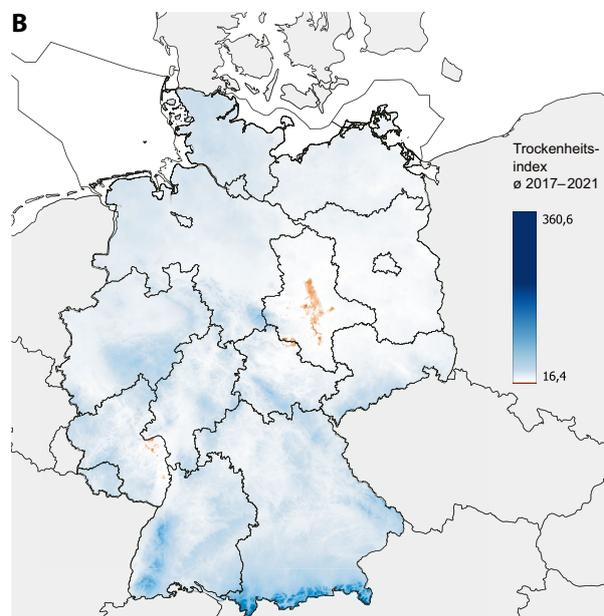
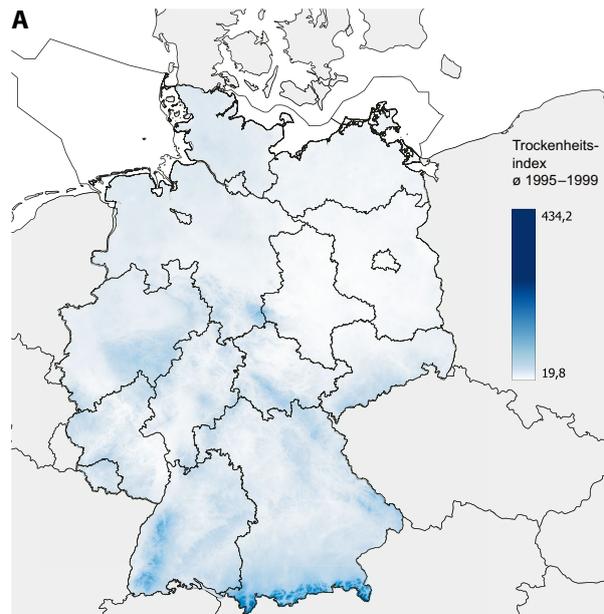
**Abbildung 2.23:** (A) Durchschnittliche Anzahl von »Hitzetagen« pro Jahr von 2017 bis 2021 und (B) Veränderung der Anzahl von »Hitzetagen« pro Jahr zwischen 1953 und 2019 (jeweils der 5-Jahres-Mittelwert; berechnet als Mittelwert der Hitzetage von 2017 bis 2021 minus Mittelwert der Hitzetage von 1951 bis 1955). Definition »Hitzetag«: Maximum der Lufttemperatur  $\geq 30^{\circ}\text{C}$  (Datengrundlage: DWD Climate Data Center (CDC), Jahres raster der Anzahl der Heißen Tage für Deutschland, Version v1.0).

hat vielfältige Auswirkungen, wie zum Beispiel die verstärkte Vermehrung von Pflanzenschädlingen, was zu Ernteeinbußen führen kann (Kap. 3.4.5). Darüber hinaus kann die Phänologie von Pflanzen und Bestäubern beeinflusst werden, was zu Desynchronisierungen in den Nahrungsketten führen kann (Kap. 3.4.5). Temperaturveränderungen beeinflussen auch die Verbreitung anderer Arten, sowohl räumlich als auch zeitlich. Viele Arten ziehen nach Norden oder in höhere Lagen, um günstigere Lebensbedingungen zu finden. Dies kann zu Verschiebungen in Ökosystemen führen und das Zusammenspiel der Arten beeinflussen. Zudem können Mismatches im saisonalen Auftreten von Organismen auftreten, da sich die jahreszeitlichen Muster aufgrund des veränderten Klimas verschieben (Kap. 6.4.5).

In einigen Gebieten Deutschlands ist der Trockenheitsindex nach de Martonne (dMI, Martonne 1926) zwischen 1997 und 2017 um fast 40 % gesunken. Dieser Index wird berechnet als  $\text{Niederschlag} / (\text{Temperatur} + 10)$  mm pro °C und wird verwendet, um den graduellen Übergang von einem ariden zu einem humiden Klima zu beschreiben. Der Übergang liegt bei einer Jahresgrenze von  $\text{dMI} = 20$  (Blüthgen & Weischet 1980). Demnach gibt es mittlerweile Gebiete in Sachsen-Anhalt und Rheinland-Pfalz, die per Definition als arid klassifiziert werden können (Abb. 2.24). Die Veränderungen des Klimas zeigen sich auch deutlich in den Winterbedingungen. Die Anzahl an Schneedeckentagen, an denen die Schneehöhe über 1 cm liegt, hat seit den 1950er-Jahren in ganz Deutschland abgenommen (Abb. 2.25). Besonders dramatisch ist der Rückgang in einigen Alpenregionen, wo bis zu 73 Schneedeckentage pro Jahr weniger verzeichnet werden. Ähnlich sieht es bei den Eistagen aus, an denen die Maximaltemperatur unter 0 °C liegt. Hier ist vor allem in Mitteldeutschland und dem östlichen Bayern ein großer Rückgang von bis zu 30 Tagen zu verzeichnen (Abb. 2.26).

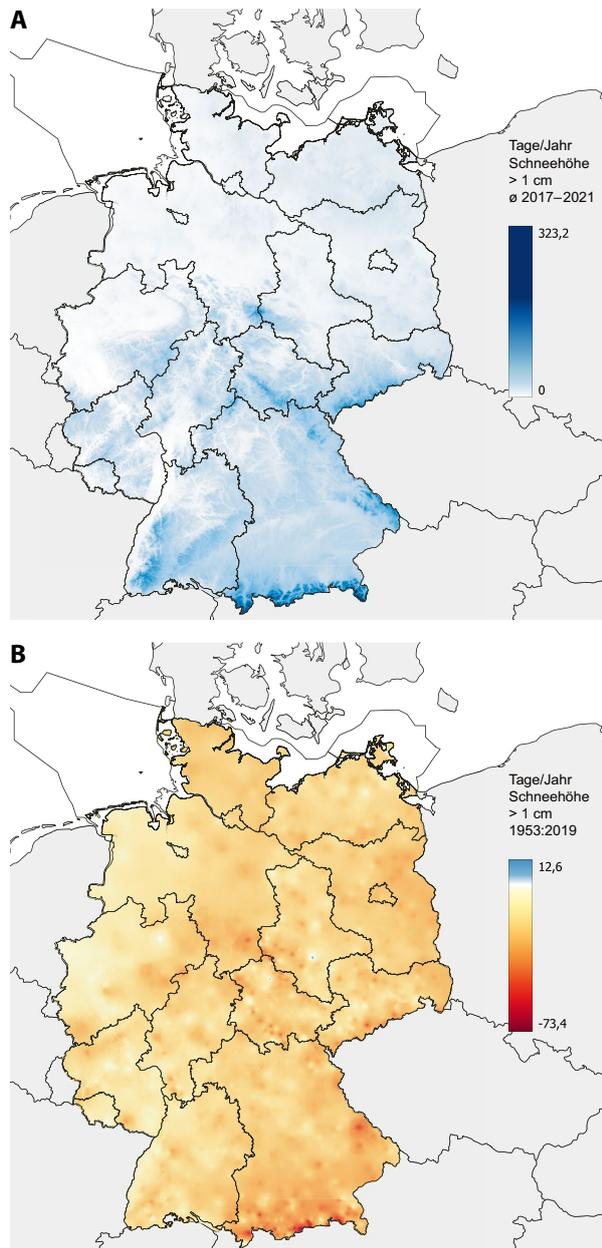
Die **Auswirkungen all dieser Veränderungen** – Temperatur, Niederschlag sowie Häufigkeit und Intensität extremer Wetterereignisse – können sich akkumulieren und zu weiteren unerwarteten, nicht linearen

**Abbildung 2.24:** (A) Durchschnittlicher Trockenheitsindex pro Jahr von 1995 bis 1999 und (B) durchschnittlicher Trockenheitsindex pro Jahr von 2017 bis 2021 sowie (C) prozentuale Veränderung des Trockenheitsindex im jährlichen Mittel zwischen 1997 und 2019 (jeweils der 5-Jahres-Mittelwert). Berechnet als  $2017 / 1997 \times 100 - 100$ ; -40 % heißt also, dass der Index von 1997 bis 2017 um 40 % gesunken ist. Blau = es ist feuchter geworden; rot = es ist trockener geworden (Datengrundlage: DWD Climate Data Center (CDC), Jahresmittel der Raster des monatlichen Trockenheitsindex nach de Martonne für Deutschland, Version v1.0).

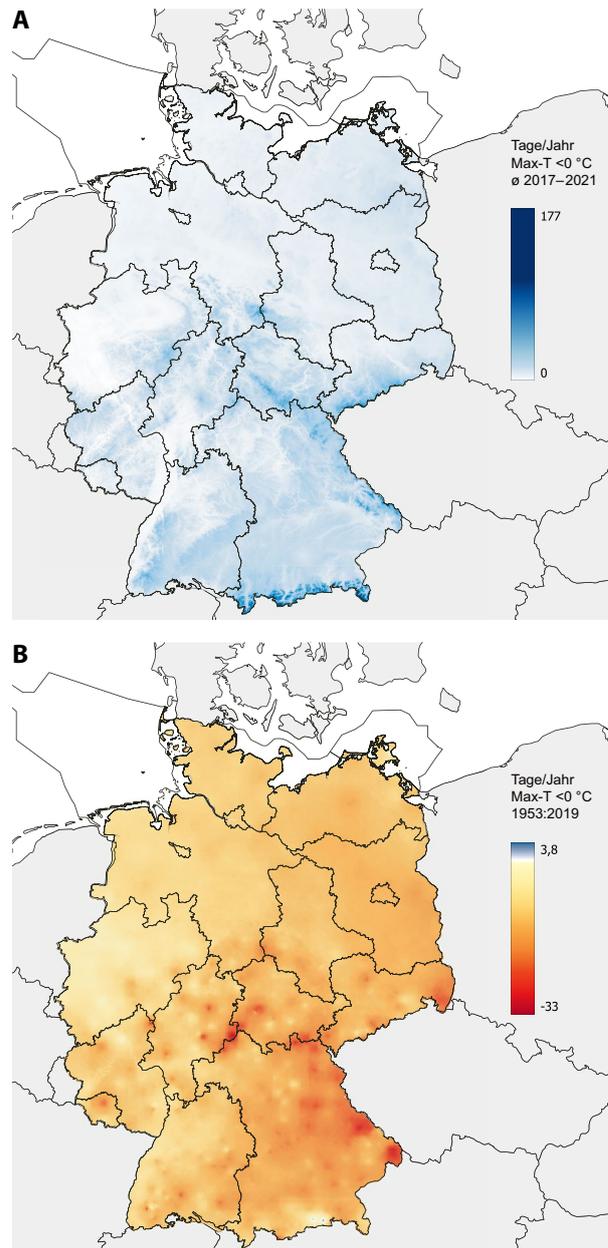


Veränderungen führen, mit möglicherweise irreversiblen Auswirkungen auf Natur und Ökosystemleistungen – einschließlich der Nahrungsmittel- und Wassersicherheit (Hegerl et al. 2011; Friedrich et al. 2016). So sind nach Pörtner et al. (2021) die Auswirkungen des Klimawandels und des Verlustes der biologischen Vielfalt zwei der wichtigsten Herausforderungen und Risiken für die menschliche Gesellschaft. Klima und Biodiversität stehen in enger Verbindung zueinander. Der Klimawandel

verschärft die Risiken für die biologische Vielfalt sowie für natürliche und bewirtschaftete Lebensräume. Gleichzeitig spielen natürliche und bewirtschaftete Ökosysteme und ihre biologische Vielfalt eine Schlüsselrolle bei der Freisetzung wie auch der Bindung von Treibhausgasen sowie bei der Klimaanpassung. Die Absorption von mehr als 50 % der anthropogenen CO<sub>2</sub>-Emissionen durch Photosynthese und die langfristige Kohlenstoffspeicherung in Biomasse und organischem Material so-



**Abbildung 2.25:** (A) Durchschnittliche Anzahl an Schneedeckentagen pro Jahr von 2017 bis 2021 und (B) Veränderung der Anzahl an Schneedeckentagen pro Jahr zwischen 1953 und 2019 (jeweils der 5-Jahres-Mittelwert; berechnet als Mittelwert der Schneedeckentage pro Jahr von 2017 bis 2021 minus Mittelwert der Schneedeckentage pro Jahr von 1951 bis 1955). Definition Schneedeckentag: Schneehöhe > 1 cm am morgendlichen Messtermin (Datengrundlage: DWD Climate Data Center (CDC), Jahresraster der Anzahl der Schneedeckentage für Deutschland, Version v1.0).



**Abbildung 2.26:** (A) Durchschnittliche Anzahl an Eistagen pro Jahr von 2017 bis 2021 und (B) Veränderung der Anzahl an Eistagen pro Jahr zwischen 1953 und 2019 (jeweils der 5-Jahres-Mittelwert; berechnet als Mittelwert der Eistage pro Jahr minus Mittelwert der Eistage pro Jahr von 1951 bis 1955). Definition Eistag: Maximum der Lufttemperatur < 0 °C (Datengrundlage: DWD Climate Data Center (CDC), Jahresraster der Anzahl der Eistage für Deutschland, Version v1.0).

wie die CO<sub>2</sub>-Aufnahme im Meerwasser mindern den globalen Klimawandel bereits auf natürliche Weise (verursachen aber eine Versauerung der Ozeane). Diese Beiträge der Natur zur Abschwächung des Klimawandels, die unter anderem durch die bestehende Artenvielfalt erbracht werden, werden jedoch durch die Zerstörung der Ökosysteme infolge des fortschreitenden Klimawandels und menschlicher Aktivitäten schon heute beeinträchtigt. In der Tat ist die zunehmende Schädigung von Ökosystemen, hervorgerufen von Landnutzungsänderungen und anderen Eingriffen in natürliche Kohlenstoffspeicher und damit in die Kohlenstoffbindung, ein Hauptfaktor für kumulative CO<sub>2</sub>-Emissionen und damit ein zusätzlicher Treiber des Klimawandels. Die Implementation ambitionierter Maßnahmen zum Schutz, zur Wiederherstellung bzw. zur nachhaltigen Nutzung von Land- und Meeresökosystemen nützt sowohl dem Klimaschutz und der Anpassung an die Klimafolgen als auch dem Artenschutz. Sie kann zudem dazu beitragen, den Temperaturanstieg innerhalb der Grenzen zu halten, die im Pariser Abkommen vereinbart wurden – vorausgesetzt, dass diese Maßnahmen die Reduzierung der Emissionen aus fossilen Brennstoffen und Landnutzungsänderungen unterstützen und nicht etwa diese z. B. als Energiequellen (z. B. teils auch durch Holzverbrennung) ersetzen.

All diese Aussagen verdeutlichen, dass der Klimawandel eine breite Palette von Auswirkungen auf verschiedene Ökosysteme in Deutschland hat. Die Veränderungen betreffen die Biodiversität, das Wachstum und die Produktivität von Pflanzen und Tieren sowie die Wechselwirkungen zwischen den Arten. Ein umfassendes Verständnis und integrierte Maßnahmen sind erforderlich, um die Resilienz und Nachhaltigkeit dieser Ökosysteme zu fördern. Wie von IPCC (2023) konstatiert, hängt die Aufrechterhaltung der Widerstandsfähigkeit der biologischen Vielfalt und der Ökosystemleistungen auf globaler Ebene von der wirksamen und gerechten Erhaltung von etwa 30 bis 50 % der Land-, Süßwasser- und Meeresflächen der Erde ab, einschließlich der derzeit naturnahen Ökosysteme.

### 2.3.6 Invasive Arten

Sogenannte »invasive Arten« sind ein Teil der gebietsfremden Arten (»Neobiota«), von denen viele aus naturschutzfachlicher Sicht keine Bedrohung für die Biodiversität in Deutschland darstellen (Anzahl/Änderung gebietsfremder Arten findet sich in den jeweiligen Lebensraumkapiteln unter »Status und Trends«). Das ist derzeitiger Wissensstand, mag allerdings auch an einem Mangel an Wirkungs- und Risikobewertungen für

viele Arten liegen (Stohlgren & Schnase 2006). Lockwood, Hoopes & Marchetti (2013) haben bereits vor Jahren gezeigt, dass es ein enormes Definitionschaos gibt, welches durch unterschiedliche Interpretationen hinsichtlich dessen, was eine invasive Art ausmacht, verkompliziert wird. Tatsächlich kann die Unterscheidung zwischen nicht einheimischen und invasiven Arten schwierig sein, da die Definitionen invasiver Arten unter Forschern, Interessengruppen und politischen Entscheidungsträger:innen variieren können (siehe z. B. Falk-Petersen, Bøhn & Sandlund 2006; Ricciardi & Cohen 2007; Simberloff 2013; Pereyra 2016). Während die Terminologie und die Definition von »invasiv« Gegenstand vieler Debatten sind und oft zu Vorurteilen führen (Pyšek et al. 2008; Hulme et al. 2013), wurde von Blackburn et al. (2011) ein konzeptioneller Rahmen für biologische Invasionen vorgeschlagen. Dieser betrachtet die Auswirkungen/Einflüsse außerhalb der Definition von invasiven Arten, da einige nicht einheimische Arten Auswirkungen in den frühen Stadien der Invasion haben können, ohne sich überhaupt zu etablieren oder auszubreiten, was bei vielen Definitionen ein Hauptkriterium ist. Die Konvention über Biologische Vielfalt (CBD) definiert Pflanzen, Tiere, Krankheitserreger und andere Organismen, die nicht in einem Ökosystem heimisch sind und wirtschaftliche oder ökologische Schäden verursachen oder die menschliche Gesundheit beeinträchtigen können, als invasiv (CBD 2009). Diese Betonung eines ausgeübten messbaren Einflusses auf das Ausbreitungspotenzial nicht einheimischer Arten folgt der Idee, dass alle etablierten Populationen nicht einheimischer Arten letztendlich das Empfängerökosystem und die darin lebenden einheimischen Arten beeinflussen werden. Laut EU-Verordnung Nr. 1143/2014, Art. 3 gelten Arten als invasiv, wenn ihre »Einbringung oder Ausbreitung die Biodiversität und die damit verbundenen Ökosystemleistungen gefährdet oder nachteilig beeinflusst«. In Deutschland gelten Arten als offiziell (potenziell) invasiv, wenn sie auf der Unionsliste der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 gelistet sind und/oder im Rahmen der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung des BfN als invasiv oder potenziell invasiv eingestuft wurden.

Um die Bandbreite der Auswirkungen nicht einheimischer Arten lokal oder in einer bestimmten Region vollständig aufzuklären, wäre eine klare und offizielle Definition, was wir unter »invasiv« verstehen, von entscheidender Bedeutung für die globale Biosecurity und dementsprechend auch für politische Entscheidungsträger:innen (Hudgins et al. 2022). Ein herausfordernder Wertekonflikt entsteht, wenn Arten wegen ihres wirt-

schaftlichen, kulturellen und/oder ästhetischen Nutzens eingeführt werden und anschließend negative Auswirkungen haben, da die Kennzeichnung dieser Arten als invasiv und die anschließende Bewirtschaftung die von ihnen bereitgestellten Waren und Dienstleistungen gefährden können. Dies hat letztendlich dazu geführt, dass Arten von den Regulierungsrahmen ausgenommen wurden (EU Council Regulation 708/2007), ein Kompromiss zwischen Politik, Wirtschaft und Wissenschaft, der jedoch den Vorteil hat, das Problem nicht einheimischer Arten in der Aquakultur anzugehen (Carpio et al. 2017).

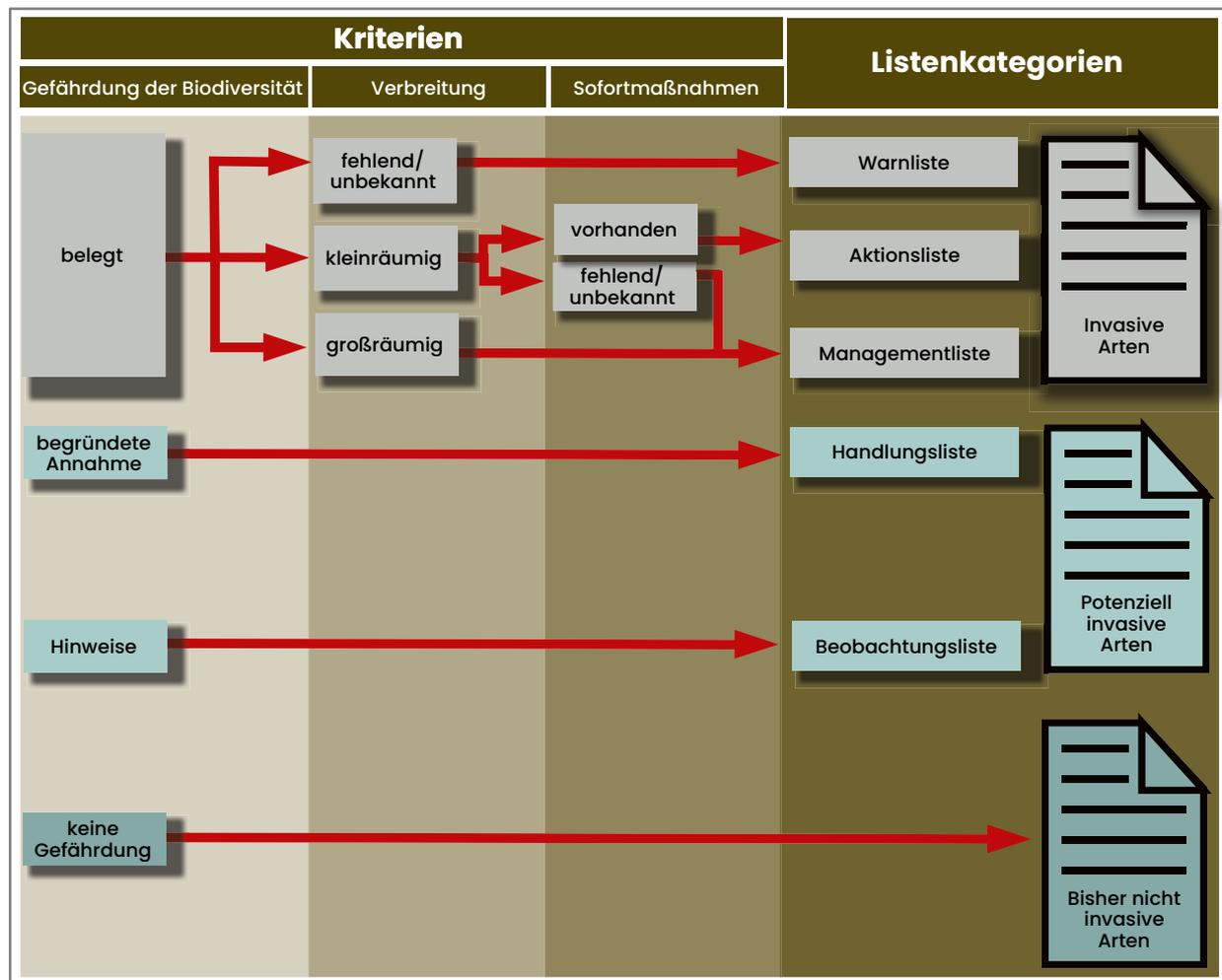
Um die Auswirkungen gebietsfremder Arten in Deutschland einschätzen zu können, wurde beispielsweise im Rahmen der »Naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung« des BfN folgender Kriterienkatalog entwickelt (eine ausführliche Darstellung der Methodik findet sich in Nehring, Essl & Rabitsch [2015]):

1. *Hauptkriterium:* Gefährdung der Biodiversität
2. *Zusatzkriterien:* Aktuelle Verbreitung, Sofortmaßnahmen und Maßnahmen

3. *Biologisch-ökologische Zusatzkriterien:* Vorkommen, Reproduktionspotenzial, Ausbreitungspotenzial, Ausbreitungsverlauf, Monopolisierung v. Ressourcen, Förderung durch Klimawandel
4. *Ergänzende Angaben:* negative/ökonomische Auswirkungen, negative gesundheitliche Auswirkungen, Wissenslücken/Forschungsbedarf.

Aufgrund dieser Kriterien könnte dann beurteilt werden, ob eine Art als invasiv, potenziell invasiv oder bislang nicht invasiv betrachtet werden sollte (Abb. 2.27).

Ein wichtiges Instrument im Zusammenhang mit der Beurteilung invasiver Arten und resultierendem Handlungsbedarf ist die sogenannte Unionsliste nach Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 über invasive Arten. Diese Liste umfasst 88 invasive Tier- und Pflanzenarten für ganz Europa, von denen mindestens 46 in Deutschland vorkommen. Auf der nationalen Liste sind zurzeit insgesamt 87 Arten als »invasiv« und 94 als »potenziell invasiv« gemeldet (BfN 2023d) (Tab. 2.1). Zudem gibt es konkrete Managementmaßnahmenblätter zu den Ar-



**Abbildung 2.27:** Zusammenführung der Einstufungskriterien und die daraus resultierende Listenzuordnung (übernommen aus Nehring, Essl & Rabitsch 2015).

ten, die in Deutschland vorkommen ([https://natureg.hessen.de/resources/recherche/HLNUG/Invasive\\_Arten/Ma%C3%9Fnahmen\\_Invasive\\_Arten.pdf](https://natureg.hessen.de/resources/recherche/HLNUG/Invasive_Arten/Ma%C3%9Fnahmen_Invasive_Arten.pdf)). Die zuletzt zusammengestellten und umfangreichsten Datenbanken zu etablierten nicht einheimischen Arten, d.h. die »Established Alien Species in the European Union« (Henry et al. 2023), erkennt 2.419 etablierte nicht einheimische Arten an, während die »Global Invasive Species Database« (GISD; Poorter & Browne 2005) von 196 invasiven Arten (8,1% der nicht einheimischen Arten in Deutschland) ausgeht.

In unterschiedlichen Lebensräumen wird die Biodiversität unterschiedlich stark von invasiven Arten bedroht. Naturnahe Lebensräume sind für gewöhnlich weniger störungsanfällig und haben eine gesättigte Artengemeinschaft, sodass sich nicht einheimische Arten weniger gut etablieren können. Neuansiedlungen sind daher in der Regel nur dann zu erwarten, wenn die Nischen der neuen Arten wenig mit denen der vorhandenen Arten überlappen (Kowarik 2011). Dieser Ansatz erklärt, warum Waldökosysteme weniger invasive Arten aufweisen als »gestörte« Lebensräume (Standorte mit hohem menschlichen Einfluss wie z.B. die Agrarlandschaft oder urbane Siedlungsräume) oder warum manche artenreiche Ökosysteme weniger anfällig gegen biologische Invasionen sind als artenarme (Nentwig 2010). So können in Agrarlandschaften invasive Arten die Pflanzenproduktion sowie die einheimische Flora und Fauna bedrohen. Auch die Verbreitung von Krankheiten ist durch ihre schnelle Ausbreitung hier ein Problem (Huth et al. 2007; Peck, Smith & Seeley 2016; Manley et al. 2019). In urbanen Räumen sind nicht einheimische Arten allgegenwärtig, inklusive invasiver Vertreter (Kühn, Brandl & Klotz 2004; Wania, Kühn & Klotz 2006; Kowarik 2011), und für die Amphibien- und Makroinvertebratengemeinschaften in kleinen Stillgewässern stellen sie eine der größten Gefahren dar (Butchart et al. 2010; Dobler, Hoos & Geist 2022; Herrmann, Grabow & Martens 2022). Die Effekte invasiver, gebietsfremder Arten auf die Biodiversität sind hier allerdings stark kontextabhängig. So können z.B. nicht einheimische Gefäßpflanzen zu einer Zeit im Jahr Blütenressourcen zur Unterstützung heimischer Bestäuber bereitstellen, wenn die meisten heimischen Gefäßpflanzenarten bereits verblüht sind (Staab, Pereira-Peixoto & Klein 2020).

Invasive Arten verursachen durch ihre Auswirkungen auf Ökosysteme und Lebensgemeinschaften einheimischer Arten einen globalen Schaden in Trillionenhöhe (Diagne et al. 2021; IPBES 2023). In Europa belaufen sich die Gesamtkosten der letzten 60 Jahre auf über 110 Mrd. € (Haubrock et al. 2021a), und es wird

prognostiziert, dass sie bis 2040 noch weiter stark ansteigen (Henry et al. 2023). Allein in Deutschland werden die Kosten, die invasive Arten zwischen 1960 und 2020 verursacht haben, auf knapp 9 Mrd. € geschätzt (Haubrock et al. 2021b).

Da die Ausbreitung und Ansiedlung nicht einheimischer invasiver Arten weiterhin durch menschliches Handeln vorangetrieben werden, ist es notwendig, dass der Naturschutz Maßnahmen ergreift, um dem entgegenzuwirken (Klingenstein et al. 2015; Seebens et al. 2021). Dieser Handlungsbedarf wurde unter dem Leitbild des Vorsorgeprinzips auch in der CBD festgehalten. Er besteht aus einem dreistufigen Strategieansatz: Vorsorge, Sofortmaßnahmen und Kontrolle (CBD 2002). Auch ins Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG § 40) und in die »Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlamentes und des Rates über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten« hat er Eingang gefunden.

Im Rahmen des vorliegenden *Faktencheck Artenvielfalt* verwenden wir eine Definition in Anlehnung

**Tabelle 2.1:** Anzahl der Arten pro Organismengruppe, die von der Invasivitätsbewertung des BfN als invasiv oder potenziell invasiv eingestuft werden.

	invasiv	potenziell invasiv	Quelle
<b>Flora</b>			
Gefäßpflanzen	38	42	Nehring et al. (2013)
Pilze und Flechten	-	-	nicht verfügbar
Moose	4	0	Rabitsch und Nehring (2017, 2021)
Algen	7	5	Rabitsch und Nehring (2017)
<b>Fauna – Wirbellose</b>			
Insekten und Spinnentiere	-	-	nicht verfügbar
Krebstiere	10	7	Rabitsch und Nehring (2017)
Weichtiere	6	3	Rabitsch und Nehring (2017)
Sonstige Wirbellose	2	9	Rabitsch und Nehring (2017)
<b>Fauna – Wirbeltiere</b>			
Amphibien	3	0	Nehring et al. (2015b)
Reptilien	1	3	Nehring et al. (2015b)
Fische	8	13	Nehring et al. (2015b)
Vögel	3	9	Nehring et al. (2015b)
Säugetiere	5	3	Nehring et al. (2015b)

an IPBES (2023). Demnach sind invasive Arten Tiere, Pflanzen und andere Organismen, von denen bekannt ist, dass sie sich i. d. R. durch menschliche Aktivitäten – absichtlich oder unabsichtlich – in neuen Regionen etabliert haben (und somit auch gebietsfremd sind) und eine expansive Ausbreitungstendenz zeigen und deswegen Auswirkungen auf die biologische Vielfalt, lokale Ökosysteme und Arten sowie Ökosystemleistungen haben. In der Definition von IPBES (2023) sind diese Auswirkungen negativ. Im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* betrachten wir invasive Arten hingegen als Treiber, unabhängig von der Art der Auswirkungen, so wie das auch bei anderen Treibern der Fall ist (z. B. kann Landnutzungsänderung auch negative wie positive Auswirkungen haben). So wurden invasive Arten teilweise auch beim Globalen Assessment des IPBES verwendet (IPBES 2019a), wo diese neben Land- und Meeresnutzungsänderungen, der direkten Ausbeutung von Organismen, dem Klimawandel und der Umweltverschmutzung als einer der fünf wichtigsten direkten Treiber des Wandels der Natur weltweit betrachtet wurden (für detailliertere Ausführungen siehe auch Kapitel 4.4.6).

### 2.3.7 Treiberinteraktionen

Direkte Treiber von Biodiversitätsveränderungen wirken meist nicht isoliert, sondern interagieren miteinander. Untersuchungen haben gezeigt, dass bei der Betrachtung von zwei akut wirkenden direkten Treibern diese additiv (die gemeinsame Wirkung entspricht der Summe der einzelnen Effekte), synergistisch (die gemeinsame Wirkung ist größer als die der Einzeleffekte) oder auch antagonistisch (die gemeinsame Wirkung ist geringer als die der Einzeleffekte) wirken können (Birk et al. 2020; Mack et al. 2022; Oliver & Morecroft 2014; Radinger et al. 2016). Das heißt, die gemeinsame Wirkung zweier direkter Treiber kann auch erheblich stärker oder schwächer sein als die Summe ihrer individuellen Wirkungen.

So werden z. B. die Auswirkungen von Pestiziden auf Organismen deutlich verstärkt, wenn diese zusätzlichen Stressfaktoren ausgesetzt sind, wie fehlenden natürlichen Lebensräumen aufgrund einer strukturarmen Agrarlandschaft (Geiger et al. 2010). Auch tragen die fortwährenden Strukturveränderungen in der Landwirtschaft sowie die immer drastischer werdenden Auswirkungen des Klimawandels zur weiteren Verschärfung des Verlustes an biologischer Vielfalt bei (Leuschner et al. 2013; Mantyka-Pringle et al. 2015; Oliver & Morecroft 2014). Vor allem die mit dem Klimawandel einhergehenden Temperatur- und Niederschlagsveränderungen haben im Zusammenspiel mit intensiver landwirtschaft-

licher Nutzung negative Konsequenzen für die Biodiversität (Brunzel et al. 2011; Oliver & Morecroft 2014; Outhwaite, McCann & Newbold 2022; Williams & Newbold 2020). Im aquatischen Bereich ist z. B. in Seen zu erwarten, dass v. a. steigende Temperaturen die mit der Eutrophierung einhergehenden Probleme und Auswirkungen auf die Biodiversität stark verändern werden (Kakouei et al. 2021). Dies alles hat zur Folge, dass auch Arten, die bisher nicht in den Roten Listen geführt wurden, über ausgedehnte geografische Gebiete hinweg zurückgehen könnten.

Auf der anderen Seite kann die gemeinsame Wirkung zweier direkter Treiber schwächer ausfallen als die Summe ihrer individuellen Wirkungen. So kann ein extensiv genutztes Grünland durch Beweidung oder Mahd als natürliche Kohlenstoffsänke fungieren und den Auswirkungen des Klimawandels entgegenwirken (Petermann & Buzhdygan 2021). In kanalisierten Bächen kann der Eintrag von Luftsauerstoff ins Wasser erhöht sein und damit einem Sauerstoffschwund infolge einer Gewässerverschmutzung entgegenwirken (Birk et al. 2017). Die Komplexität der Interaktionen macht es generell schwierig, ihre Effekte zu quantifizieren (Oliver & Morecroft 2014; Redlich et al. 2022; Schulte to Bühne et al. 2021; Williams & Newbold 2020, aber siehe Eilers 2021; Radinger et al. 2016). Dies ist unter anderem darauf zurückzuführen, dass eine Analyse von Kombinationseffekten unter kontrollierten Bedingungen in der Regel kaum möglich ist, da umfangreiche Laborkapazitäten erforderlich wären, um sowohl die Einzeleffekte als auch sämtliche möglichen Kombinationen unter kontrollierten Bedingungen testen zu können (Rillig 2020, »faktorielles Explosionsproblem«, d. h., die Anzahl der Behandlungskombinationen nimmt mit der Anzahl der zu untersuchenden Faktoren exponentiell zu; Beaumelle et al. 2023).

Zweifellos können die genauen Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Belastungen je nach Standort, den relativen Wirkungen dieser Treiber und den Eigenschaften von Arten je nach ihrer unterschiedlichen Genetik, Physiologie und Ökologie gravierende Unterschiede in den Konsequenzen zur Folge haben. Man kann davon ausgehen, dass Veränderungen in der biologischen Vielfalt und den Ökosystemleistungen sowohl durch die individuellen als auch durch die kombinierten Auswirkungen der Treiber beeinflusst werden. Bisher gibt es Belege für eine kombinierte Auswirkung der verschiedenen Treiber auf die Artenvielfalt aus relativ wenigen Laborexperimenten oder korrelativen Feldstudien, die nur einen kleinen Teil der möglichen Szenarien widerspiegeln. Hier bedarf es umfangreicher weiterer

Forschungsaktivitäten, um auch entsprechend effiziente Gegenmaßnahmen (inkl. Anpassungen) ergreifen zu können.

## 2.4 Indirekte Treiber

### 2.4.1 Definitionen und Ansätze

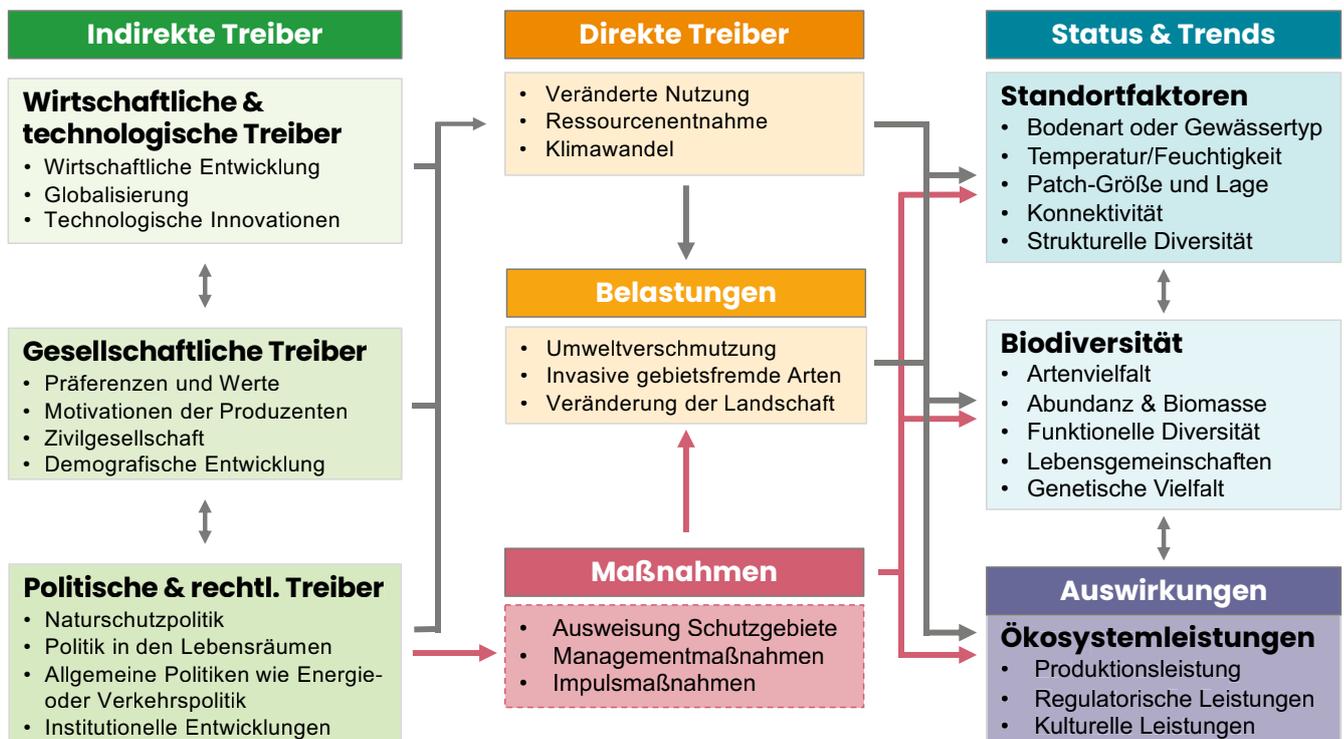
Indirekte Treiber können als die übergeordneten Faktoren hinter den menschlichen Entscheidungen definiert werden, die sich auf die Natur auswirken (IPBES 2019a). Indirekte Treiber sind allgegenwärtig – sie sind in jedem Umfang und in jeder Umgebung vorhanden, in der Menschen mit der Natur interagieren. Diese menschlichen Interaktionen mit der Natur werden aus drei verschiedenen Perspektiven betrachtet: (i) politische und rechtliche Treiber, (ii) wirtschaftliche und technologische Treiber und (iii) gesellschaftliche Treiber. Zwischen diesen indirekten Treibern gibt es vielfältige Wechselwirkungen, und indirekte Treiber haben über direkte Treiber Einfluss auf Biodiversität, Lebensräume und Ökosystemleistungen (Abb. 2.28). Dem Themenfeld der indirekten Treiber ist im *Faktencheck Artenvielfalt* ein eigenes Kapitel gewidmet (Kap. 9).

Im Kapitel »Indirekte Treiber« werden begünstigende und hemmende Faktoren für den Status von Biodiversität und assoziierten ÖSLs beleuchtet. Zudem wird die Relevanz der indirekten Treiber in den verschiedenen

Lebensraumkapiteln erörtert. Hierzu werden Ergebnisse einer Befragung aller Bearbeitenden des *Faktencheck Artenvielfalt* vorgestellt, welche zum Ziel hat, begünstigende und hemmende Faktoren lebensraumspezifisch und übergreifend einzuordnen sowie die Wirksamkeit von Instrumenten für den Schutz der Biodiversität zu erfragen, um Erkenntnisse über Zielkonflikte und Barrieren gewinnbringend für die Transformation zu nutzen.

### 2.4.2 Politische Rahmenbedingungen

Politisch-rechtliche indirekte Treiber geben in Form von Konventionen, Gesetzen und Richtlinien auf unterschiedlichen Ebenen die Leitplanken für den Schutz und die Förderung der Biodiversität vor. Insbesondere das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) setzt auf internationaler Ebene die Ziele zum Schutz der Artenvielfalt und lenkt damit auch die nationalen Naturschutzpolitiken. Die Kernziele der CBD, welche in Montreal 2022 neu formuliert wurden, sehen den Schutz von 30 % der Land- und Wasserflächen bis 2023 vor, davon ein Drittel streng geschützt, die Renaturierung von 30 % degradierten Ökosystemen sowie die Reduktion von Pflanzenschutzmitteln. Weitere wichtige internationale Konventionen, die als indirekte Treiber auf den Schutz der Biodiversität wirken, sind das Ramsar-Abkommen, welches die Erhaltung der Feuchtgebiete als Lebensraum für überwinternde Wasser- und Watvögel



**Abbildung 2.28:** Theoretische Wirkungskette von indirekten Treibern über direkte Treiber über direkte Treiber, Belastungen oder Maßnahmen auf Status und Trends der Artenvielfalt, Lebensräume und Ökosystemleistungen. Eigene Darstellung (S. Lakner, basierend auf Mupepele et al. [2019])

vorgibt, und das Washingtoner Artenschutzabkommen (Convention on International Trade in Endangered Species, CITES), welches den Handel mit gefährdeten Pflanzen und Tieren regelt. Die Bonner Konvention (Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals, CMS) behandelt den Erhalt der wandernden wild lebenden Tierarten, während die Berner Konvention (Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wild lebenden Pflanzen und Tiere in ihren natürlichen Lebensräumen) den Schutz europäischer wild lebender Pflanzen und Tiere vertraglich absichert. Schließlich hebt die Welterbekonvention (World Heritage Convention, WHC) der UNESCO durch Auszeichnung als Weltnaturerbe die Schutzwürdigkeit von besonders bedeutsamen Lebensräumen und damit assoziierten Gemeinschaften hervor.

Auf europäischer Ebene setzen die Vogelschutzrichtlinie und die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie als wichtigste politisch-rechtliche indirekte Treiber den Rahmen für den Schutz von Lebensräumen und Arten. Sie geben vor, dass Mitgliedstaaten für schützenswerte Lebensräume und Arten Flächen ausweisen, die im Natura-2000-Schutzgebiets-Netzwerk zusammenfließen. Zudem regelt die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) den Schutz von Gewässern (bis zu eine Seemeile vor der Küstenlinie), die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) den Schutz des Meeresbodens inklusive dessen Struktur und Funktion, das Oslo-Paris-Abkommen von 1992 (OSPAR) den Schutz der Nordsee und das Helsinki-Abkommen (HELCOM) den der Ostsee (Kap. 5.5, 6.5). Die EU-Biodiversitätsstrategie 2030 sieht vor, dass in den kommenden Jahren auf 10 % der gesamten landwirtschaftlichen Fläche Landschaftselemente zur Förderung der Biodiversität etabliert werden. Ein weiteres Gesetz mit dem Potenzial, sich zukünftig fördernd auf die Biodiversität auszuwirken, ist die geplante EU-Verordnung zur Wiederherstellung der Natur oder kurz Renaturierungsgesetz (Nature Restoration Law). Dieses hat zum Ziel, degradierte Natur auf mindestens 20 % der Land- und Meeresgebiete bis 2030 wieder in einen guten ökologischen Zustand zu bringen.

Auf nationaler Ebene bedingen das Bundesnaturschutzgesetz und auf Länderebene die Landesnaturschutzgesetze den Rahmen für den Schutz der Biodiversität. Hier werden Vorgaben z. B. zum Gebietsschutz, zur naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung (Vermeidung, Kompensation in Form von Ausgleich oder Ersatz) und zur guten fachlichen Praxis bei der Bewirtschaftung von Natur und Landschaft gemacht. Darüber hinaus ist die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) das zentrale Naturschutzinstrument zur Umsetzung der in-

ternationalen Verpflichtungen zum Schutz und zur Förderung der Biodiversität sowie deren nachhaltiger Nutzung. Mit dem Bundesprogramm Biologische Vielfalt werden Vorhaben gefördert, die die Ziele der NBS umsetzen, etwa Projekte zum Schutz bzw. zur Förderung von Verantwortungsarten oder zur Sicherung von Ökosystemleistungen. Das Bundesprogramm Blaues Band fördert Biodiversität in Deutschlands Wasserstraßen, indem Projekte zur Renaturierung von Flüssen und Auen gefördert werden. Durch das Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (ANK) können während der Förderperiode von 2022 bis 2026 lebensraumübergreifend Klimaschutz und Biodiversität finanziell gefördert werden.

Zudem wirken auch Gesetze, die nicht der Naturschutzpolitik entstammen, direkt oder indirekt auf die Biodiversität. So haben etwa die Agrar-, Forst- und Fischereipolitik durch direkte Nutzung von Umweltressourcen einen oft negativen Einfluss auf die Biodiversität. Um Anreize für eine nachhaltigere, umweltverträgliche Bewirtschaftung von Natur und Landschaft und damit einen positiven Einfluss auf Biodiversität zu schaffen, wurden über Instrumente wie die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) erfolgsorientierte Maßnahmen für den Biodiversitätsschutz, etwa Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen oder Ökoregelungen, vereinbart (Kap. 9.2.1, 9.3.1, 3.5.2). Mit dem Ziel von multifunktionalen Wäldern wird in der Waldstrategie dargelegt, dass eine Abwägung unterschiedlicher gesellschaftlicher Interessen erfolgen muss. Beispielsweise bieten Anreizsysteme wie die GAP, der Waldklimafonds oder das sog. Ökokonto finanzielle Anreize für den Biodiversitätsschutz über Maßnahmen wie die naturnahe Waldbewirtschaftung oder Renaturierung von Waldtypen. Das Bundeswasserstraßengesetz regelt alle Eingriffe, die für die Gewährleistung der Schifffahrt notwendig sind, und wirkt sich häufig negativ auf die Biodiversität aus. Die Gemeinsame Fischereipolitik (GFP) regelt auf EU-Basis die Art der Fischerei und deren Intensität. Hierzu liefert der Internationale Rat für Meeresforschung (ICES) aus Forschungsergebnissen Empfehlungen für die nachhaltige Nutzung von Meeren. Allerdings liegen die Fangquoten meist oberhalb dieser Empfehlungen und haben damit einen negativen Einfluss auf die Bestände. In ähnlicher Art und Weise wirkt sich auch die Energiepolitik auf alle Lebensräume aus. Insbesondere das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) führt zu Flächenkonkurrenz, da sowohl im Offenland als auch im Wald, in Binnengewässern oder in Küstengewässern Fläche zur Energiegewinnung etwa für Bioenergie, PV-Anlagen, Offshore und Onshore-Windenergieanlagen oder Wasserkraft benötigt wird (Kap. 9 sowie 3.5, 4.5, 5.5, 6.5, 7.5, 8.6).

## 2.5 Instrumente & Maßnahmen

### 2.5.1 Definitionen und Ansätze

Über die politischen Rahmenbedingungen werden staatliche, aber auch nicht staatliche **Instrumente** (in der Literatur z. T. auch als *instrumentelle* oder *akteursbezogene* Maßnahmen bezeichnet) zum Schutz und zur Förderung der Biodiversität geschaffen. **Ordnungsrechtliche Instrumente** fassen Gesetze, politische Abkommen, Richtlinien, Verbote und Gebote zusammen (Tab. 2.2). **Finanzielle anreizbasierte Instrumente** entlohnen festgelegte Maßnahmen und können entweder maßnahmenorientiert oder ergebnisorientiert sein (Tab. 2.2). **Informationelle Instrumente** bieten den Rahmen für Bildungs- und Beratungsangebote (Tab. 2.2). Instrumente, besonders ordnungsrechtliche, fungieren zugleich als indirekte Treiber (Kap. 2.4, Kap. 9).

Internationale Abkommen und europäische Richtlinien geben Ziele und Regeln bezüglich des Erhalts von Lebensräumen und Arten vor, welche nach der Umsetzung in nationalen Gesetzen rechtlich bindend sind. Beispielsweise gilt ein Verschlechterungsverbot für Ar-

ten und Lebensraumtypen, die nach FFH-Richtlinie geschützt sind. In der WRRL gibt es ebenfalls klare Ziele zum Erhalt der Biodiversität bzw. ein Gebot zur Verbesserung des ökologischen und chemischen Zustandes von Fließgewässern, inklusive eines Verschlechterungsverbots (Kap. 5.6.2, 6.6.2). Gleiches gilt für die MSRL, welche als klares Ziel hat, den Erhalt der Biodiversität mit einem breiten Katalog zur Überwachung des Umweltzustands von Meeresgewässern inklusive von Maßnahmenprogrammen zu regeln. Separat für Nord- und Ostsee sind im OSPAR (Oslo-Paris-Abkommen) und HELCOM (Helsinki-Abkommen) weitere Maßnahmen für den jeweiligen Biodiversitätserhalt aufgelistet (Kap. 6.6.2). Um die Biodiversitätsziele mit den existierenden Instrumenten zu erreichen, sind effektive, naturschutzfachliche **Maßnahmen** (auch *physische* Maßnahmen) nötig, die unmittelbar zu Veränderungen in der Fläche führen und zum Ziel haben, Biodiversität zu fördern bzw. negative Wirkungen auf Biodiversität zu reduzieren. Hierzu zählen **flächenhafte Schutzmaßnahmen**, die ausgewählte Landschaftsabschnitte dauerhaft unter Schutz stellen. Der Ort einer Schutzgebietsaus-

**Tab. 2.2:** Übersicht über wichtige Instrumente zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität, eingeordnet in die Kategorien des *Faktencheck Artenvielfalt*. O = ordnungsrechtlich, F = finanziell-anreizbasiert, I = informationell. Weitere Beispiele finden sich in den Lebensraumkapiteln (Kap. 3.6, 4.6, 5.6, 6.6, 7.6., 8.7).

	Instrumente	Beschreibung
O	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, Vogelschutzrichtlinie	Regelwerke zur Schaffung eines europaweiten Netzwerks von zusammenhängenden Schutzgebieten (Natura 2000). Zielt auf die Wiederherstellung und Bewahrung eines günstigen Erhaltungszustands von Arten und Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse ab
O	Wasserrahmenrichtlinie	Regelwerk zum Schutz und zur Wiederherstellung eines guten ökologischen und chemischen Gewässerzustands. Fordert die Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen in 6-Jahres-Zyklen
O	Meeresstrategierahmenrichtlinie	Regelwerk zum Erreichen eines guten Umweltzustands in den Meeren, der in 6-Jahres-Zyklen überprüft wird. Aktuell v. a. ein Monitoring-Instrument, da ein Maßnahmenprogramm noch in Entwicklung ist
O	Eingriffsregelung des Bundesnaturschutzgesetzes	Schreibt die Unterlassung vermeidbarer Eingriffe in die Natur vor. Im Falle erheblicher Beeinträchtigung müssen Kompensationsmaßnahmen oder Ersatzzahlungen erbracht werden.
O	Raumplanung	Sektorübergreifende räumliche Planung von verschiedenen Nutzungen, inklusive Naturschutz
F	Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen & Ökoregelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik	Finanzielle Anreize zur Integration von Maßnahmen zur Biodiversitätsförderung und Klimaschutz in die umweltschonende Bewirtschaftung von Agrarflächen
F	Vertragsnaturschutz	Finanzielle Entlohnung für vereinbarte Naturschutzleistungen
I	Umweltbildung, Naturerfahrung	Vermittlung von Wissen und Ermöglichen eines persönlichen Erlebens von Natur zwecks der Förderung von Empathie und Kompetenzen bezüglich Biodiversität
I	Wissenstransfer	Beratung und Ausbildung mit dem Ziel der Problemlösung in Bezug auf Biodiversität durch Information und Freiwilligkeit
I	Partizipation	Einbezug von Laien in Forschung (Citizen Science) und Politikgestaltung zwecks Erkenntnisgewinnung, Schaffung von Verantwortungsgefühl und Akzeptanz in Bezug auf Biodiversitätsthemen

weisung richtet sich idealerweise nach dem Vorkommen besonders schutzbedürftiger Biotope, geschützter Tier- und Pflanzenarten sowie einzelner Naturelemente (sog. Objektschutz). Schutzgebiete wurden durch die IUCN/WCPA definiert als »ein klar definierter geografischer Raum, der aufgrund rechtlicher oder anderer wirksamer Mittel anerkannt und gemanagt wird und dem Erreichen eines langfristigen Schutzes und Erhalts der Natur sowie der darauf beruhenden Ökosystemleistungen und kulturellen Werte dient« (EUROPARC 2010). Punktuelle/lineare Elemente, wie Hecken, Grünbrücken, begrünte Fassaden, ergänzen als grüne/ökologische Infrastruktur die verschiedenen Schutzgebiete (BfN 2017a) und schaffen so einen Biotopverbund (Kap. 1.2.3). Relevante Instrumente, in denen Vorgaben für den Flächenschutz formuliert wurden, sind auf internationaler Ebene v. a. das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) und die europäische FFH-Richtlinie und auf nationaler Ebene v. a. das Bundesnaturschutzgesetz und die Nationale Biodiversitätsstrategie (NBS; Kap. 2.4, Kap. 9).

Trotz des Schutzes der Fläche können weiter direkte Treiber wie Übernutzungen von Arten gezielte Maßnahmen für den Artenschutz notwendig machen (Joppa & Pfaff 2011; Kearney et al. 2020). Entsprechend gilt es, innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten die negativen direkten Treiber (Kap. 2.3) zu reduzieren und Flächen durch gezielte Management- und Impulsmaßnahmen für Biodiversität aufzuwerten. **Managementmaßnahmen** sind Veränderung der Nutzung oder der Bewirtschaftungsweise einer Fläche, beispielsweise eine Extensivierung der Bewirtschaftung von Agrar- oder Forstflächen. **Impulsmaßnahmen** sind einmalige Eingriffe oder Installationen in einer Fläche, die anschließend weitestgehend sich selbst überlassen wird. Dazu zählt etwa die Reduzierung von Barrieren in Fließgewässern durch den Rückbau von Infrastruktur oder die Wiederansiedlung von lokal ausgestorbenen Arten. Management- und Impulsmaßnahmen sind in einigen wenigen Fällen über EU-weit geltende Instrumente geregelt bzw. gefördert, z. B. im Falle von Fischfangquoten (GFP) und produktionsintegrierten Maßnahmen in Agrarlebensräumen (GAP, Kap. 2.4, Kap. 9). Häufiger erfolgt die Regelung jedoch regional, z. B. über Schutzgebietsverordnungen, Vertragsnaturschutz oder spezifische Förderprogramme.

## 2.5.2 Maßnahmentypen im Faktencheck Artenvielfalt

### 2.5.2.1 Flächenschutz

Verschiedene **Schutzgebietskategorien** verfolgen unterschiedliche Ziele, welche vom Prozessschutz und damit von einer vom Menschen unbeeinflussten Ent-

wicklung (z. B. Naturschutzgebiete, Kernzone von Nationalparks) bis zu regelmäßigen Pflegemaßnahmen oder spezifischen Nutzungsformen zur nachhaltigen Entwicklung (v. a. Biosphärenreservate) reichen (GEO BON 2017; Walters & Scholes 2017). Die IUCN definiert Kategorien, die weltweit die Grundlage für eine internationale Vergleichbarkeit der Schutzgebiete bilden – über Kategorie I »Wildnisgebiet«, wo nahezu keine Nutzung stattfinden darf, bis Kategorie VI »Schutzgebiet mit nachhaltiger Nutzung natürlicher Ressourcen«, wo eine schonende nicht industrielle Nutzung zulässig ist (EUROPARC 2010; IUCN 1994; IUCN 2008). Nationalparks werden nach IUCN-Kategorie II als großräumige Schutzgebiete definiert, in denen auf mindestens 75 % der Fläche vorrangig ein Schutz ökologischer Prozesse und natürlicher oder naturnaher Lebensräume betrieben wird. Unter den deutschen Schutzgebieten werden diese Kriterien aktuell nur von dem Nationalpark Kellerwald-Edersee erfüllt (Stand: 2023), während die übrigen 15 Nationalparks nach internationalem Standard als Entwicklungsnationalparks gelten (NNL n. d.). In Deutschland gelten neun alternative gesetzliche Schutzgebietskategorien, die sich in Nutzungsgrad, Schutzziel, Größe und Zuständigkeit unterscheiden (Tab. 2.3). Neben diesen gesetzlichen Flächenschutzgebieten existieren in Deutschland auch Nationale Naturererbflächen. Diese bundeseigenen Flächen wurden unentgeltlich an die Länder, die Deutsche Bundesstiftung Umwelt und an Naturschutzverbände übertragen, um sie dauerhaft für den Naturschutz zu sichern (Metzmacher, Mann & Finck 2018).

Auf internationaler sowie nationaler Ebene gibt es **Zielsetzungen**, umfassende Schutzgebietsnetzwerke zu schaffen. Auf der 10. Vertragsstaatenkonferenz der CBD im Jahr 2010 wurde beschlossen, bis zum Jahr 2020 weltweit mindestens 17 % der Land- und Binnengewässerflächen und 10 % der Meeresflächen unter Schutz zu stellen. Dieses Ziel erreichte Deutschland im Jahr 2017 (CBD 2020), obgleich es in einigen Landesteilen weit mehr geschützte Fläche gibt als in anderen und mancherorts der Anteil geschützter Fläche sogar rückläufig ist (Abb. 2.29). Die aktuellen Entwürfe der CBD-Post-2020-Strategie sehen nun vor, weltweit 30 % der Landes- und Meeresflächen unter Schutz zu stellen. Davon soll mindestens ein Drittel (10 % der Gesamtfläche) unter strengem Schutz stehen. Gemäß der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS) sollen auf 2 % der Landesfläche Wildnisgebiete ausgewiesen werden, in denen natürliche Prozesse ohne menschlichen Eingriff ablaufen können. In Anlehnung an die IUCN-Kategorie Ib sollen diese Gebiete unzerschnitten (ohne moderne Infrastruk-

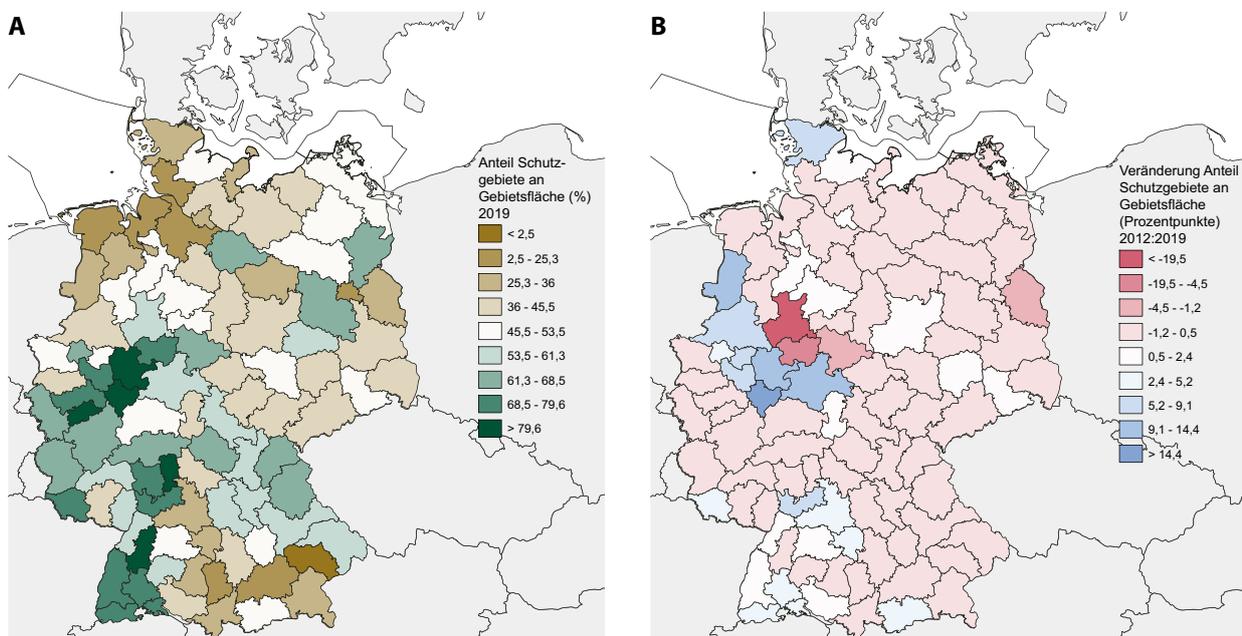
tur), nutzungsfrei (i. S. v. materieller Nutzung) und prozessschützend sein (BfN 2015). Des Weiteren sieht das Bundesnaturschutzgesetz (§ 20 BNatSchG) vor, künftig einen Biotopverbund aus Nationalparks, nationalen Naturmonumenten, Naturschutzgebieten, Natura-2000-Gebieten, Biosphärenreservaten oder Teilen von diesen zu schaffen. Auch gesetzlich geschützte Biotope, Elemente des Nationalen Naturerbes, von Landschaftsschutzgebieten und Naturparks können Bestandteile des Biotopverbunds sein (§ 21 BNatSchG).

Nach **aktuellem Stand** gibt es in Deutschland derzeit mehr als 23.000 Schutzgebiete (Stand: Februar 2022). Alle Schutzgebietskategorien zusammengefasst, sind damit 56,4 % der Landesfläche und 45,3 % der Meeresfläche Deutschlands unter Schutz gestellt, wovon allerdings <5 % unter strengem Schutz (Nationalparks und Naturschutzgebiete) stehen. Dennoch zeichnet sich ein positiver Trend der streng geschützten Fläche in Deutschland ab: Der Anteil ist von 3,2 % im Jahr 2000 auf 4,6 % im Jahr 2020 erhöht worden (BfN 2023b).

Bei diesen Werten ist berücksichtigt, dass sich Schutzgebiete der verschiedenen Kategorien überschneiden oder deckungsgleich sein können, weshalb die Flächen der einzelnen Kategorien in Tabelle 2.3 nicht summiert werden können. Die Mehrfachvergabe von Schutzgebietskategorien für identische Flächen macht es zu einer

Herausforderung, flächenscharfe Anteile der einzelnen Kategorien an der Landesfläche zu berechnen.

Die **Verteilung** der Schutzgebiete über die Klimaregionen in Deutschland ist repräsentativ. 21,5 % der Schutzgebietsflächen liegen in Regionen mit atlantischem Klima (26,6 % der Landesfläche), 77,2 % in Regionen mit kontinentalem Klima (71,1 % der Landesfläche) und 1,4 % in Regionen mit alpinem Klima (1,0 % der Landesfläche). Hinsichtlich der Abdeckung der verschiedenen Lebensräume unterscheiden sich die Schutzgebietskategorien stark (Tab. 2.4). Agrar- und Offenland ist nutzungsbedingt insbesondere bei den streng geschützten Schutzgebietskategorien, wie Naturschutzgebieten und Nationalparks, unterrepräsentiert, wohingegen Küsten und Küstengewässer in den streng geschützten, aber auch in den meisten anderen Kategorien überrepräsentiert sind. In den Schutzgebietskategorien, in denen eine naturverträgliche Nutzung angestrebt wird, wie in Biosphärenreservaten, Landschaftsschutzgebieten und Naturparks, sind die Flächenanteile von Agrar- und Offenland hingegen annähernd repräsentativ. Wälder sowie Binnengewässer und Auen sind in nahezu allen Schutzgebietskategorien repräsentativ vertreten. Anhand der Flächenanteile urbaner Räume wird deutlich, dass Schutzgebiete hier erwartungsgemäß eine eher untergeordnete Rolle spielen.



**Abbildung 2.29:** (A) Anteil an Schutzgebieten in einer Gebietseinheit 2019 und (B) Veränderung des Anteils an Schutzgebieten in einer Gebietseinheit zwischen 2012 und 2019; Schutzgebiete gesamt: Fläche aller Schutzgebiete für Natur- und Artenschutz sowie für Landschaftsschutz. Der Indikator beschreibt den Stand der Ausweisung von Schutzgebieten, bezogen auf die administrative Gebietsfläche (ohne Meeresgebiete). Es wird unterschieden in einen höheren Schutzstatus für den (strengen) Natur- und Artenschutz und einen geringeren Schutzstatus für den (allgemeinen) Landschaftsschutz. Zur ersten Kategorie zählen Nationalparks (NTP), Naturschutzgebiete (NSG), Fauna-Flora-Habitat-Gebiete (FFH) und Vogelschutzgebiete (SPA). Zur zweiten Kategorie zählen Naturparks (NP), Landschaftsschutzgebiete (LSG) und Biosphärenreservate (BIO) außerhalb der Kernzonen. Teilbereiche, die als NSG-, FFH- oder SPA-Gebiet ausgewiesen sind, zählen zur ersten Kategorie. Datengrundlage: IÖR-Monitor © Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (2022)

**Tabelle 2.3:** Übersicht über die verschiedenen Schutzgebietskategorien in Deutschland. Neben einer Definition, dem Schutzziel und der Zuständigkeit wird die Anzahl der Gebiete, deren Gesamtfläche in km<sup>2</sup> sowie deren Anteil der Fläche Deutschlands, getrennt nach Landes-, Meeres- und Gesamtfläche, angegeben (Stand: 02/2022, Quelle: »Schutzgebiete in Deutschland« [o. J.]).

	Schutzgebietskategorie	Definition/Schutzziel	
– Segregativer Schutzansatz –	Naturschutzgebiete	Erhaltung, Entwicklung oder Wiederherstellung von Lebensstätten, Biotopen oder Lebensgemeinschaften bestimmter wild lebender Tier- und Pflanzenarten aus wissenschaftlichen, naturgeschichtlichen oder landeskundlichen Gründen oder wegen ihrer Seltenheit, besonderen Eigenart oder hervorragenden Schönheit (§ 23 BNatSchG)	
	Nationalparks	Großräumige, weitgehend unzerschnittene Gebiete von besonderer Eigenart, in deren überwiegendem Teil die Voraussetzungen eines Naturschutzgebiets erfüllt sind und sich in einem vom Menschen nicht oder wenig beeinflussten Zustand befinden oder geeignet sind, sich in einen Zustand zu entwickeln oder in einen Zustand entwickelt zu werden, der einen möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge in ihrer natürlichen Dynamik gewährleistet (§ 24 BNatSchG)	
	Nationale Naturmonumente	Aus wissenschaftlichen, naturgeschichtlichen, kulturhistorischen oder landeskundlichen Gründen und wegen ihrer Seltenheit zu schützende Gebiete, deren Eigenart oder Schönheit von herausragender Bedeutung ist (§ 24 BNatSchG)	
	Biosphärenreservate	Großräumige Gebiete mit charakteristischen, durch vielfältige Nutzung geprägten Landschaftstypen und historisch gewachsener Arten- und Biotopvielfalt, die in wesentlichen Teilen die Voraussetzungen eines Naturschutzgebiets, im Übrigen eines Landschaftsschutzgebiets erfüllen und der Entwicklung und Erprobung von besonders schonenden Wirtschaftsweisen dienen (§ 25 BNatSchG)	
– Integrativer Schutzansatz –	Landschaftsschutzgebiete	Aufgrund ihrer Vielfalt, Eigenart, Schönheit oder kulturhistorischen Bedeutung zu schützende Gebiete zum Erhalt der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts, zur nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter und zum Schutz von Lebensräumen bestimmter wild lebender Tier- und Pflanzenarten und mit besonderer Bedeutung für die Erholung (§ 26 BNatSchG)	
	Naturparks	Großräumige, einheitlich zu entwickelnde und zu pflegende Gebiete in einer durch vielfältige Nutzung geprägten Landschaft mit charakteristischer Arten- und Biotopvielfalt, die überwiegend Landschaftsschutzgebiete oder Naturschutzgebiete sind und in denen eine dauerhafte umweltgerechte Landnutzung sowie nachhaltiger Tourismus angestrebt werden, da sie sich für eine nachhaltige Regionalentwicklung und Erholung besonders eignen (§ 27 BNatSchG)	
	Naturdenkmäler	Aus wissenschaftlichen, naturgeschichtlichen oder landeskundlichen Gründen oder wegen ihrer Seltenheit, Eigenart oder Schönheit zu schützende Einzelschöpfungen der Natur oder entsprechende Flächen bis zu fünf Hektar (§ 28 BNatSchG)	
	Geschützte Landschaftsbestandteile	Geschützte Natur- und Landschaftsteile mit besonderer Bedeutung für den Erhalt, die Entwicklung oder Wiederherstellung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts, für die Pflege des Orts- oder Landschaftsbildes, für die Abwehr schädlicher Einwirkungen oder für wild lebende Tier- und Pflanzenarten, wobei sich der Schutz für den Bereich eines Landes oder für Teile des Landes auf den gesamten Bestand erstrecken kann (Bsp.: Alleen, Hecken) (§ 29 BNatSchG)	
	Natura-2000-Gebiete	Umfassen FFH- und Vogelschutzgebiete nach Richtlinie 92/43/EWG (Rat der Europäischen Gemeinschaft 1992) bzw. 2009/147/EG, die dem Erhalt wild lebender Pflanzen- und Tierarten und ihrer natürlichen Lebensräume dienen (§§ 31–34 BNatSchG)	
	FFH-Gebiete	Schutzgebiete nach Richtlinie 92/43/EWG (Rat der Europäischen Gemeinschaft 1992) zum Erhalt natürlicher Lebensraumtypen (Anhang I) bzw. von Tier- und Pflanzenarten (Anhang II) von gemeinschaftlichem Interesse	
	Vogelschutzgebiete	Schutzgebiete nach Richtlinie 2009/147/EG zum Erhalt der Lebensräume der natürlicherweise vorkommenden Vogelarten	

\* mindestens 5 % der Fläche sind bedeckt durch Land

\*\* existieren nur an Land

	Zuständigkeit	Größe		Anzahl	Gesamtfläche [km <sup>2</sup> ]
	Untere Naturschutzbehörden	kleinflächig	Land	8.785	14.326
			Marin (AWZ)	117 (6)	12.703 (10.392)
			Gesamt	8.902	27.029
	Nationalparkverwaltungen	großflächig	Land	14*	2.082
			Marin	5	8.422
			Gesamt	16	10.504
	Umweltministerien der Länder	punktuell / kleinflächig	Gesamt	7	116
	Biosphärenreservatsamt	großflächig	Land	16*	13.392
			Marin	4	6.868
			Gesamt	18	20.260
	Untere Naturschutzbehörden	großflächig	Gesamt	8.928	112.435
	Untere Naturschutzbehörden	großflächig	Gesamt **	105	102.297
	Untere Naturschutzbehörden	punktuell / kleinflächig	keine bundesweiten Daten vorhanden		
	Untere Naturschutzbehörden	punktuell / kleinflächig	keine bundesweiten Daten vorhanden		
	Obere Naturschutzbehörden		Gesamt	5.215	80.835
		klein- bis großflächig	Land	4.473	33.327
			Marin (AWZ)	71 (8)	21.188 (9.439)
			Gesamt	4.544	54.515
		klein- bis großflächig	Land	712	40.316
			Marin (AWZ)	30 (2)	19.687 (5.139)
			Gesamt	742	60.003

**Tabelle 2.4:** Anteil der Lebensräume an der Gesamtfläche Deutschland bzw. innerhalb der verschiedenen Flächenschutzgebiete (in %).

	Agrar- und Offenland	Wald	Binnengewässer und Auen	Küste und Küstengewässer	Urbane Räume
Flächenanteile in D (einschl. AWZ) (in %)	50,7	26,1	1,3	13,8	8,1
Naturschutzgebiete (in %)	20,3	27,3	4,9	47,0	0,4
Nationalparks (in %)	5,5	12,7	0,9	80,9	<0,1
Nationale Naturmonumente (in %)	49,6	48,8	1,0	0	0,5
Biosphärenreservate (in %)	31,9	30,2	1,4	33,9	2,5
Landschaftsschutzgebiete (in %)	47,8	46,3	2,5	1,1	2,3
Naturparks (in %)	46,9	45,5	1,2	0,3	6,1
FFH-Gebiete (in %)	20,4	35,7	4,5	38,9	0,5
Vogelschutzgebiete (in %)	31,8	30,6	4,0	33,3	0,4

### 2.5.2.2 Management- und Impulsmaßnahmen

Da sich die Flächennutzung in den verschiedenen Lebensräumen stark unterscheidet, sind Managementmaßnahmen sehr lebensraumspezifisch. Managementmaßnahmen reichen von schonenden Mahdregimen im Agrar- und Offenland über ein Totholz erhaltendes Management im Wald, der Einrichtung von Gewässerstrandstreifen an Binnengewässern, der Einrichtung von Ruheräumen in benthischen Lebensräumen von Küstengewässern bis hin zur Pflege von Wildblumenwiesen in urbanen Räumen. Managementmaßnahmen werden regelmäßig auch in Schutzgebieten, insbesondere der Kulturlandschaften, durchgeführt, da nicht überall die segregative Ausweisung von Flächen alleine die Erreichung der Schutzziele ermöglicht. Auch Impulsmaßnahmen sind stark lebensraumspezifisch. Zu Impulsmaßnahmen gehören z. B. die Wiederansiedlung verschiedener Artengruppen, Gebäudebegrünungsmaßnahmen in urbanen Räumen, die Reduzierung von Barrieren in Fließgewässern oder Renaturierungen etwa an Küsten und Fließgewässern. Auf diese Weise wurden in den letzten 20 Jahren über 7.000 ha natürliche Überflutungsflächen zurückgewonnen (BfN 2023c). Einige Maßnahmen erfordern eine Kombination von Impulssetzung und Management, bspw. die Anlage von Hecken und anderen Strukturelementen, die gepflegt werden müssen, um eine positive Wirkung auf die Biodiversität aufrechtzuerhalten. Aufgrund der hohen Lebensraumspezifität gibt es für Management- und Impulsmaßnahmen keine nationalen oder gar internationalen Standards. Zudem ist im Gegensatz zum Flächenschutz schwer quantifizierbar, wie häufig Management- und Impulsmaßnahmen zum Einsatz kommen.

Maßnahmen zur Einschränkung invasiver Arten erfordern ein komplexes Management, basierend auf einer differenzierten Bewertung. Dabei gilt es, zwischen

der reinen Ausbreitung von nicht einheimischen Populationen im biologischen Sinne und den wahrgenommenen Auswirkungen auf Ökosysteme zu unterscheiden. Während das Label »invasive Art« traditionell mit der Ausbreitung verbunden ist, führt die Betrachtung der tatsächlichen und subjektiven Auswirkungen zu einer komplexeren Sichtweise. Hierbei beruht das Management häufig auf den wahrgenommenen Auswirkungen, was mitunter zu Konflikten führen kann, da verschiedene Perspektiven auf die Effekte einer Art existieren (Turbé et al. 2017). Die vereinfachte Annahme, dass alle etablierten Populationen nicht einheimischer Arten zwangsläufig negative Auswirkungen haben (siehe dazu auch 2.3.6), könnte zu ineffizienter Ressourcennutzung führen. Ein flexiblerer Ansatz ist erforderlich, der sich auf die spezifische Populationssituation, das Ausbreitungspotenzial und die Pro-Kopf-Auswirkungen konzentriert. Die Quantifizierung der Pro-Kopf-Auswirkungen mittels funktionaler Antworten von Konsumenten (Dick et al. 2017; Faria et al. 2023) ermöglicht eine rasche Einschätzung der potenziellen Effekte. Beispielsweise kann die Prädation einer einzigen Katze auf 20 Vögel pro Monat eine erhebliche Wirkung in einem begrenzten Lebensraum haben, unabhängig davon, ob die Katze als »etablierte nicht einheimische Art« oder als »invasive gebietsfremde Art« klassifiziert wird. Die Auswirkungen einer Art können jedoch kontextabhängig und zeitlich variabel sein (Gallardo et al. 2016). Daher sollte das Management flexibel sein und darauf abzielen, Populationen und ihr Wachstum zu kontrollieren, um das Ausbreitungspotenzial zu begrenzen. Managemententscheidungen sollten auf einem fundierten Verständnis des Invasionspotenzials und der ökologischen sowie (sozio-)ökonomischen Auswirkungen basieren (Sandvik et al. 2019). Insgesamt erfordert das Management invasiver Arten eine differenzierte, kon-

textbezogene Herangehensweise, die sowohl die biologischen als auch die wahrgenommenen Auswirkungen berücksichtigt. Referenzen wie Turbé et al. (2017), Dick et al. (2017), Faria et al. (2023), Gallardo et al. (2016) und Sandvik et al. (2019) liefern dabei wichtige Erkenntnisse zur Bewertung und zum Management dieser komplexen Herausforderung.

### 2.5.3 Evaluation der Wirksamkeit von Instrumenten & Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt

Naturschutzinstrumente und -maßnahmen haben zum Ziel, sich positiv auf die Entwicklung der Biodiversität auszuwirken. Instrumente wirken indirekt auf die Biodiversität, weswegen eine Evaluation der Wirksamkeit eine Herausforderung ist. Maßnahmen können zwar in ihrer direkten Wirkung auf die Biodiversität einfacher untersucht werden, jedoch gibt es keine Maßnahme, die für den Schutz und Erhalt aller naturschutzfachlich relevanten Arten, Lebensräume und Prozesse gleichermaßen geeignet ist. So werden beispielsweise störungsempfindliche Arten durch naturnahe Bewirtschaftungsformen und umgekehrt kulturfolgende Arten durch Prozessschutz nicht (ausreichend) geschützt. Daher kann der Biodiversitätsrückgang nur durch das Kombinieren verschiedener wirksamer Naturschutzmaßnahmen aufgehalten werden (Kap. 1.2.3).

Wie wirksam eine Naturschutzmaßnahme ist, lässt sich nur durch eine anlassbezogene Erfolgskontrolle (Monitoring) erfassen, welche sowohl den Ausgangszustand als auch die Entwicklung der Natur nach Ergreifen der Maßnahme einschließt. Dabei müssen der zeitliche und räumliche Kontext der Wirkung einer Maßnahme sowie ihr Effekt auf verschiedene Artengruppen betrachtet werden. Nur so können gewonnene Erkenntnisse auf andere Kontexte übertragen werden (Lindemayer, Lavery & Scheele 2022; Sutherland et al. 2021). Unter den Schutzgebieten ist eine regelmäßige Evaluation nur für Nationalparks und Biosphärenreservate im 10-Jahres-Rhythmus und für FFH-Gebiete im 6-Jahres-Rhythmus vorgesehen. Für die anderen Schutzgebietskategorien fehlt eine vergleichbare Vorschrift, selbst für die strenge Schutzgebietskategorie Naturschutzgebiete. Die Erfolgskontrolle von Management- und Impulsmaßnahmen hängt stark von den spezifischen Maßnahmen ab, da bei diesen oft viele Einzelakteur:innen auf zahlreichen, eher kleinräumigen Flächen aktiv werden. Eine zentrale Erfassung und Auswertung der anlassbezogenen erhobenen Monitoringdaten gibt es bislang nicht, sollte allerdings angestrebt werden, um bessere datenbezogene Entscheidungen im Hinblick auf zu-

künftige Maßnahmen treffen und Erfolge gezielt entlohnen zu können.

Die Wirksamkeit von Naturschutzmaßnahmen hängt zudem von diversen Treibern ab. Hier spielt etwa die Flächengröße, auf der eine Maßnahme umgesetzt wird, also maßnahmenspezifische Treiber, oder Nährstoffeinträge von außen, also der räumliche Kontext einer Maßnahme, eine Rolle (Sutherland et al. 2004). Solche Faktoren werden im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* als direkte Treiber bezeichnet (Kap. 2.3). Es gibt jedoch auch indirekte Treiber, die zum (Miss-)Erfolg einer Naturschutzmaßnahme beitragen können. Zu diesen gehören politisch-rechtliche indirekte Treiber (z. B. Eigentumsverhältnisse, Betretungsverbote u. v. m.), wirtschaftlich-technologische indirekte Treiber (z. B. Subventionierungen, Zertifizierungsprogramme u. v. m.) und gesellschaftliche indirekte Treiber (z. B. Akzeptanz der Bürger:innen, Konsum und Wertschätzung zertifizierter Produkte u. v. m.; Kap. 2.4, Kap. 9). Insbesondere diese indirekten Treiber fanden bei der Evaluation von Naturschutzmaßnahmen bislang wenig Beachtung (aber siehe Gatiso et al. 2022). Der *Faktencheck Artenvielfalt* versucht diese Lücke zu schließen, indem zur Evaluation von Naturschutzmaßnahmen die verschiedenen direkten und indirekten Treiber gemeinsam betrachtet werden.

Aufgrund der Vielzahl an Maßnahmen, die sich auch hinsichtlich der thematisierten Lebensräume unterscheiden, ist jedoch auch im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* eine umfassende Evaluation nicht möglich. Insbesondere für Impuls- und Managementmaßnahmen sind in der Regel nur exemplarische Evaluationen möglich, da keine standardisierten Erfassungen vorgenommen werden. Lebensraumspezifische Einschätzungen der Wirkung von Maßnahmen sind in den jeweiligen Lebensraumkapiteln des *Faktencheck Artenvielfalt* zu finden. Darüber hinaus wurde für den *Faktencheck Artenvielfalt* eine lebensraumübergreifende Analyse der Erhaltungszustände in FFH-Gebieten durchgeführt, welche dank regelmäßiger Erfassungen mit Standarddatenbögen vergleichsweise gut dokumentiert sind. Die Analyse basiert auf einer randomisierten Auswahl von 20 % aller FFH-Gebiete in Deutschland, welche die Verteilung der biogeografischen Regionen (kontinental, atlantisch, alpin) widerspiegelt. Für jedes ausgewählte FFH-Gebiet wurden die vorkommenden Lebensraumtypen sowie Artengruppen einschließlich deren Gesamtbewertung im jeweiligen Gebiet erfasst. Außerdem wurden die in den Standarddatenbögen benannten negativen und positiven Einflussfaktoren erhoben (direkte Treiber).

## 2.6 Bodenbiodiversität

Über 40 % der terrestrischen Arten weltweit verbringen zumindest einen Teil ihres Lebens im Boden und können daher direkt mit diesem in Verbindung gebracht werden (Decaëns et al. 2006). Obwohl in den letzten Jahren zahlreiche Erhebungen und Berichte den Zustand der biologischen Vielfalt, Ökosysteme und ihre Leistungen analysiert haben, fehlte oft ein spezifischer Fokus auf die Bodenbiodiversität (Nabel et al. 2021; Orgiazzi et al. 2018, siehe aber z.B. Edaphobase, BonaRes, ARAMOB, LUCAS oder den Bodenreport des Bundesamts für Naturschutz aus dem Jahr 2021; ARAMOB 2023; BonaRes 2023; Edaphobase 2023) und wird von Entscheidungsträger:innen oft nicht berücksichtigt, wenn es etwa um die Ausweisung von Naturschutzgebieten geht (Cameron et al. 2019). Diese Tatsache ist besonders bedenklich, weil die Bodenbiodiversität eine entscheidende Rolle für die Bereitstellung vieler wichtiger Ökosystemleistungen spielt, wie zum Beispiel die Aufreinigung von Wasser, die Bodenfruchtbarkeit und die Speicherung von Kohlenstoff (Geisen, Wall & van der Putten 2019). Der Boden beherbergt eine große Vielfalt von Organismen – von Mikro- bis Makroorganismen und von terrestrischen bis zu aquatischen Organismen. Dies hat bisherige Bemühungen erschwert, ein zufriedenstellendes Verständnis davon zu entwickeln, wie die biologische Vielfalt im Boden verteilt ist, welches die wichtigsten Treiber für diese Vielfalt sind und wie sie sich über die Zeit verändern. Eine ganzheitliche Erfassung der Bodenbiodiversität erfordert spezifische Expertise, gesonderten Aufwand und die Integration von Informationen, die durch sehr unterschiedliche methodische Ansätze gewonnen werden, von molekularen Analysen der Vielfalt von Organismen und funktionellen Genen bis zu klassischen Extraktionsmethoden der Meso- und Makrofauna.

Im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* wurden im Kapitel Bodenbiodiversität (Kap. 8) der aktuelle Wissensstand zu verschiedenen Aspekten der Bodenbiodiversität, von Artenvielfalt bis zur funktionalen Diversität, Gefährdungsgrade sowie ihre räumliche und zeitliche Verteilung für Deutschland zusammengetragen. Zugrunde liegen das Expert:innenwissen der Autor:innen sowie eine umfangreiche Literaturrecherche in deutscher und englischer Sprache. Besonders hervorgehoben wird die Rolle von Bodenorganismen für essenzielle Ökosystemfunktionen und -leistungen sowohl auf nationaler als auch globaler Ebene. Die Einflüsse direkter und indirekter Treiber auf die Bodenbiodiversität werden analysiert, einschließlich ihrer positiven und

negativen Auswirkungen sowie bisher wenig erforschter Treiberinteraktionen. Abschließend werden Instrumente und Maßnahmen zum Schutz der Bodenbiodiversität in verschiedenen Lebensräumen betrachtet und bewertet. Das Kapitel schließt mit Diskussionen über die Entwicklung eines nationalen Monitoringsystems, zielgruppenspezifische Handlungsoptionen und mögliche Interessenkonflikte. Zusätzlich zu diesem umfassenden Überblick im Kapitel selbst enthält jedes Lebensraumkapitel eine Informationsbox zur Bodenbiodiversität. Diese stellt wichtige Organismengruppen, Ökosystemfunktionen, -leistungen, Treiber und Maßnahmen für den jeweiligen Lebensraum dar.

## 2.7 Transformationspotenziale zum Erhalt der biologischen Vielfalt

Die voranschreitenden Herausforderungen des Anthropozäns haben zur potenziell irreversiblen Verschlechterung von Ökosystemen geführt, mit schwerwiegenden Auswirkungen auf die Gesellschaft. Wichtige Berichte wie das globale Assessment des Weltbiodiversitätsrats, aber auch andere (CBD 2020; Dasgupta 2021; IPBES 2022; WBGU 2011) kommen zu dem Schluss, dass transformativer Wandel erforderlich ist, um dem Biodiversitätsverlust entgegenzuwirken. Hierfür ist ein grundlegender Wandel notwendig, der bestehende Systeme, Institutionen und Praktiken hinterfragt und möglicherweise ersetzt (Jacob et al. 2020). Auch Deutschland muss solch einen Wandel durchlaufen, da gegenwärtige Strukturen indirekte Treiber zahlreicher Umweltprobleme sind. Obwohl der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 2021) den transformativen Wandel als eine »historische Aufgabe der Bundesregierung« ansieht, bleibt die Frage nach seiner erfolgreichen Umsetzung vorerst unbeantwortet. Die Literatur stimmt darin überein, dass dieser Wandel weder im Voraus absehbar noch planbar oder steuerbar ist. Meist kann er erst im Nachhinein festgestellt werden.

Das Ziel des Kapitels »Transformationspotenziale zum Erhalt der biologischen Vielfalt« (Kap. 10) besteht darin, Potenziale für Transformationen aus verschiedenen Analysen aufzuzeigen. Diese Potenziale beziehen sich auf die Möglichkeiten verschiedener Akteursgruppen, zum Erhalt der Biodiversität beizutragen. Die abgeleiteten Potenziale basieren auf unterschiedlichen Analysen und untersuchen dynamische gesellschaftliche Wandlungsprozesse, die positive Auswirkungen auf international vereinbarte Biodiversitätsziele haben. Hierbei spielen ökonomische, rechtliche und kulturelle Instrumente und Rahmenbedingungen eine Rolle, die ihrerseits in Abhän-

gigkeit von der Region und dem Kontext berücksichtigt werden müssen (Farwig et al. 2022). Für die Analysen wird zum einen eine Kombination aus drei Wissensformen herangezogen: (i) der Anteil unter 22 untersuchten Fallstudien, in denen ähnliche Phänomene beobachtet werden können, (ii) der Abgleich zu bestehender Literatur zu transformativem Wandel sowie (iii) das Expert:in-

nenwissen der Autor:innen. Ergänzt wird die Analyse von Beispielen gesellschaftlicher Wandlungsprozesse durch Bewertungen potenziell vielversprechender Governance-Ansätze zum Erhalt oder zur Verbesserung des Biodiversitätsstatus. Aus den Ergebnissen dieser Analysen werden schließlich Transformationspotenziale für verschiedene Akteursgruppen abgeleitet.

## Literaturverzeichnis

- Alexander P., Rouseville M. D. A., Dislich C., Dodson J. R., Engström K. & Moran D. (2015): Drivers for global agricultural land use change: The nexus of diet, population, yield and bioenergy. *Global Environmental Change* 35: 138–147
- Alleaume S., Dusseux P., Thierion V., Commagnac L., Laventure S., Lang M., Féret J.-B., Hubert-Moy L. & Luque S. (2018): A generic remote sensing approach to derive operational essential biodiversity variables (EBVs) for conservation planning. *Methods in Ecology and Evolution* 9 (8): 1822–1836. DOI: 10.1111/2041-210X.13033
- Alterra (Hrsg.); Braat L. & ten Brink P. (2008): The cost of policy inaction, the case of not meeting the 2010 biodiversity target. *Alterra. Wageningen*. 314 S.
- Ammer C. (2019): Diversity and forest productivity in a changing climate. *New Phytologist* 221 (1): 50–66. DOI: 10.1111/nph.15263
- Anders O., Middelhoff T., Dobrescu B. & Kajanus M. (2016): Wie kommt der Luchs (*Lynx lynx*) aus dem Harz heraus? Untersuchungen zur Durchlässigkeit von Bundesstraßen- und Autobahnunterführungen. *Säugetierkundliche Informationen* 51 (10): 225–236
- Andersson E. & Bodin Ö. (2009): Practical tool for landscape planning? An empirical investigation of network based models of habitat fragmentation. *Ecography* 32 (1): 123–132. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2008.05435.x
- ARAMOB (2023): ARAMOB – Ökologische Daten für die Forschung. <https://aramob.de/de/home/> (aufgerufen am 03.07.2024)
- Arazy O. & Malkinson D. (2021): A Framework of Observer-Based Biases in Citizen Science Biodiversity Monitoring: Semi-Structuring Unstructured Biodiversity Monitoring Protocols. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9
- Arroita M., Flores L., Larrañaga A., Martínez A., Martínez-Santos M., Pereda O., Ruiz-Romera E., Solagaistua L. & Elozegi A. (2017): Water abstraction impacts stream ecosystem functioning via wetted-channel contraction. *Freshwater Biology* 62 (2): 243–257. DOI: 10.1111/fwb.12864
- Bae S., Levick S. R., Heidrich L., Magdon P., Leutner B. F., Wöllauer S., Serebryanyk A., Nauss T., Krzystek P., Gossner M. M., Schall P., Heibl C., Bässler C., Doerfler I., Schulze E.-D. et al. (2019): Radar vision in the mapping of forest biodiversity from space. *Nature Communications* 10 (1): 4757. DOI: 10.1038/s41467-019-12737-x
- Baeten L., Verheyen K., Wirth C., Bruelheide H., Bussotti F., Finér L., Jaroszewicz B., Selvi F., Valladares F., Allan E., Ampoorter E., Auge H., Avăcăriei D., Barbaro L., Bărnoaiea I. et al. (2013): A novel comparative research platform designed to determine the functional significance of tree species diversity in European forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 15 (5): 281–291. DOI: 10.1016/j.ppees.2013.07.002
- Baranov V., Jourdan J., Pilotto F., Wagner R. & Haase P. (2020): Complex and nonlinear climate-driven changes in freshwater insect communities over 42 years. *Conservation Biology* 34 (5): 1241–1251. DOI: 10.1111/cobi.13477
- Baxter-Gilbert J. H., Riley J. L., Neufeld C. J. H., Litzgus J. D. & Lesbarrères D. (2015): Road mortality potentially responsible for billions of pollinating insect deaths annually. *Journal of Insect Conservation* 19 (5): 1029–1035. DOI: 10.1007/s10841-015-9808-z
- Beaumelle L., Tison L., Eisenhauer N., Hines J., Malladi S., Pelosi C., Thouvenot L. & Phillips H. R. P. (2023): Pesticide effects on soil fauna communities—A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 60 (7): 1239–1253. DOI: 10.1111/1365-2664.14437
- Becker N., Haupt H., Hofbauer N., Ludwig G. & Nehring S. (Hrsg.) (2013): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 2: Meeresorganismen. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. Münster. 236 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz: Natura 2000 Gebiete. <https://www.bfn.de/natura-2000-gebiete> (aufgerufen am 27.02.2024)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Welk E. (2002): Arealkundliche Analyse und Bewertung der Schutzrelevanz seltener und gefährdeter Gefäßpflanzen Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 337 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Ludwig G. & Matzke-Hajek G. (2011): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 6: Pilze (Teil 2) – Flechten und Myxomyzeten. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. Münster. IV, 240 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz, Ackermann W. & Sachtleben J. (2012a): Identifizierung der Hotspots der Biologischen Vielfalt in Deutschland: erarbeitet im Rahmen des gleichnamigen F+E-Vorhabens (FKZ 3510 82 3700). Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn. 133 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Jungbluth J. H. & Knorre D. von (2012b): Rote Liste und Gesamtartenliste der Binnenmollusken (Schnecken und Muscheln; Gastropoda et Bivalvia) Deutschlands. In: M. Binot-Hafke, S. Balzer, N. Becker, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek, & M. Strauch (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Naturschutz und biologische Vielfalt. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. Münster: 643–708
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Rosenthal G., Mengel A. & Reif A. (2015): Umsetzung des 2 %-Ziels für Wildnisgebiete aus der Nationalen Biodiversitätsstrategie. Abschlussbericht des gleichnamigen F+E-Vorhabens (FKZ 3512 85 0300 unter Integration von Zusatzauswertungen, FKZ>Z 3515 85 0900). Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2016): Daten zur Natur 2016. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 164 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2017a): Urbane Grüne Infrastruktur Grundlage für attraktive und zukunftsfähige Städte. Hinweise für die kommunale Praxis. Bonn. 28 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Finck P., Heinze S., Raths U., Riecken U. & Ssymank A. (2017b): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Dritte fort-

- geschriebene Fassung 2017. Bundesamt für Naturschutz. Münster. 460 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Hünig C. & Benzler A. (2017c): Das Monitoring der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz. DE
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2019): Analyse der Auswirkungen künstlichen Lichts auf die Biodiversität. Bestimmung von Indikatoren für die Beeinträchtigung und Ableitung von Handlungsempfehlungen zur Vermeidung negativer Effekte im Rahmen von Eingriffen. Ergebnisse des gleichnamigen F+E-Vorhabens des Bundesamtes für Naturschutz (FKZ 3514 82 1700). S. Schroer & Germany (Hrsg.): Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg. 199 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2020a): Umfassendes bundesweites Biodiversitätsmonitoring. Ergebnisse einer Vilmer Fachtagung. 585. Aufl. W. Züghart, S. Stenzel, & B. Fritsche (Hrsg.): Bundesamt für Naturschutz. DE
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Schuch S., Ludwig H. & Wesche K. (2020b): Erfassungsmethoden für ein Insektenmonitoring. 565. Aufl. Bundesamt für Naturschutz. DE. 84 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Meinig H., Boye P., Dähne M., Hutterer R. & Lang J. (2020c): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. Stand November 2019. G. Matzke-Hajek, K. Rohde-Fingerle, T. Broghammer, J. Bunte, & M. Binot-Hafke (Hrsg.): BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. Münster. 73 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2021a): Bundesprogramm Biologische Vielfalt. Bundesamt für Naturschutz. <https://biologischevielfalt.bfn.de/bundesprogramm/projekte/projektbeschreibungen/lueckenschluss-gruenes-band-sicherung-der-biologischen-vielfalt-durch-weiterentwicklung-des-gruenen-bandes-als-zentrale-achse-des-nationalen-biotopverbunds.html> (aufgerufen am 19.11.2021)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Rickert E. & Hauswirth M. (2021b): Anwendung digitaler Methoden zur Erfassung von marinen Wirbeltieren. In: W. Züghart, S. Stenzel, & B. Fritsche (Hrsg.): Umfassendes bundesweites Biodiversitätsmonitoring. Ergebnisse einer Vilmer Fachtagung. Bundesamt für Naturschutz. DE
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Stenzel S. & Feilhauer H. (2021c): Viele bunte Bilder, nur was steckt dahinter? Eine Einführung in die vegetationskundliche Fernerkundung. In: W. Züghart, S. Stenzel, & B. Fritsche (Hrsg.): Umfassendes bundesweites Biodiversitätsmonitoring. Ergebnisse einer Vilmer Fachtagung. Bundesamt für Naturschutz. DE
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Freyhof J., Bowler D., Broghammer T., Friedrichs-Manthey M., Heinze S. & Wolter C. (2023a): Rote Liste und Gesamtartenliste der sich im Süßwasser reproduzierenden Fische und Neunaugen (Pisces et Cyclostomata) Deutschlands. Landwirtschaftsverlag GmbH. DE
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Schliep R. (2023b): Indikator-Factsheet: Gebietsschutz. Bundesamt für Naturschutz (BfN)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Schliep R. (2023c): Indikator-Factsheet: Rückgewinnung natürlicher Überflutungsflächen. Bundesamt für Naturschutz (BfN)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Nehring S. & Skowronek S. (2023d): Die invasiven gebietsfremden Arten der Unionsliste der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014. Bundesamt für Naturschutz. DE. 233 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz & BLAK – Bund-Länder-Arbeitskreis FFH-Monitoring und Berichtspflicht (2017a): FFH-Monitoring und Berichtspflichten. Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Teil I: Arten nach Anhang II und IV der FFH-Richtlinie (mit Ausnahme der marinen Säugetiere). 375 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz & BLAK – Bund-Länder-Arbeitskreis FFH-Monitoring und Berichtspflicht (2017b): FFH-Monitoring und Berichtspflichten. Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Teil II: Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (mit Ausnahme der marinen und Küstenlebensräume). 242 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz & BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (Hrsg.) (2020): Die Lage der Natur in Deutschland – Ergebnisse von EU-Vogelschutz- und FFH-Bericht. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Nukleare Sicherheit. Berlin, Bonn. 62 S.
- Binot-Hafke M., Balzer S., Becker N., Gruttke H., Haupt H., Hofbauer N., Ludwig G., Matzke-Hajek G., Strauch M. & Naturschutz (Hrsg.) (2011): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. Münster. 716, IV
- Birk, S, Böhmer, J., Schöll, F. (2017) Intercalibrating the national classifications of ecological status for very large rivers in Europe – Biological Quality Element: Benthic Invertebrates. JRC Technical Reports. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 255 p.
- Birk S., Chapman D., Carvalho L., Spears B.M., Andersen H. E., Argillier C., Auer S., Baattrup-Pedersen A., Banin L., Beklioghus M., Bondar-Kunze E., Borja A., Branco P., Bucak T., Buijse A. D. et al. (2020): Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology & Evolution* 4
- Bjerge K., Mann H.M.R. & Høye T.T. (2022): Real-time insect tracking and monitoring with computer vision and deep learning. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 8 (3): 315–327. DOI: 10.1002/rse2.2245
- Blackburn T.M., Pyšek P., Bacher S., Carlton J.T., Duncan R.P., Jarošík V., Wilson J.R.U. & Richardson D.M. (2011): A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26 (7): 333–339. DOI: 10.1016/j.tree.2011.03.023
- Blüthgen J. & Weischet W. (Hrsg.) (1980): Lehrbuch der Allgemeinen Geographie. 2: Allgemeine Klimageographie / von Joachim Blüthgen. 3., neu bearb. Aufl. / von Wolfgang Weischet. o. O. 887 S.

- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2018): Der Mensch und die Biosphäre (MAB). Umsetzung des UNESCO-Programms in Deutschland
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit & BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2017): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. J. Arle, K. Blondzik, U. Claussen, A. Duffek, S. Grimm, F. Hilliges, B. Kirschbaum, I. Kirst, D. Koch, & J. Koschorreck (Hrsg.): Umweltbundesamt, Abteilung II 2
- Bolte A., Ammer C., Kleinschmit J., Kroiher F., Krüger I., Meyer P., Michler B., Müller-Kroehling S., Sanders T. & Sukopp U. (2022): Nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald. *Natur und Landschaft* 97 (08): 398–401. DOI: 10.19217/NuL2022-08-04
- BonaRes (2023): BonaRes – Boden als nachhaltige Ressource für die Bioökonomie. <https://www.bonares.de/> (aufgerufen am 03.07.2024)
- Borken W. & Matzner E. (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 167 (3): 277–283. DOI: 10.1002/jpln.200421354
- Bowler D. E., Eichenberg D., Conze K., Suhling F., Baumann K., Benken T., Bönsel A., Bittner T., Drews A., Günther A., Isaac N. J. B., Petzold F., Seyring M., Spengler T., Trockur B. et al. (2021): Winners and losers over 35 years of dragonfly and damselfly distributional change in Germany M. Franzén (Hrsg.): *Diversity and Distributions* 27 (8): 1353–1366. DOI: 10.1111/ddi.13274
- Brinklöv S. M. M., Macaulay J., Bergler C., Tougaard J., Beedholm K., Elmeros M. & Madsen P. T. (2023): Open-source workflow approaches to passive acoustic monitoring of bats. *Methods in Ecology and Evolution* 14 (7): 1747–1763. DOI: 10.1111/2041-210X.14131
- Brunzel S., Aparicio A., Lohr M. & Beinlich B. (2011): Veränderungen von Tagfaltergemeinschaften. Einfluss klimatischer Faktoren auf Artenhäufigkeiten im westlichen Weserbergland und im Märkischen Sauerland. *Naturschutz und Landschaftsplanung. Zeitschrift für angewandte Ökologie* 43 (8): 244–252
- Bub S., Wolfram J., Petschick L. L., Stehle S. & Schulz R. (2023): Trends of Total Applied Pesticide Toxicity in German Agriculture. *Environmental Science & Technology* 57 (1): 852–861. DOI: 10.1021/acs.est.2c07251
- Buchner D., Sinclair J. S., Ayasse M., Beermann A., Buse J., Dziocck F., Enss J., Frenzel M., Hörren T., Li Y., Monaghan M. T., Morkel C., Müller J., Pauls S. U., Richter R. et al. (2023): Upscaling biodiversity monitoring: Metabarcoding estimates 31,846 insect species from Malaise traps across Germany. DOI 10.1101/2023.05.04.539402
- Burkhard B. & Maes J. (2017): *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers
- Burton A. C., Neilson E., Moreira D., Ladle A., Steenweg R., Fisher J. T., Bayne E. & Boutin S. (2015): Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes P. Stephens (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 52 (3): 675–685. DOI: 10.1111/1365-2664.12432
- Butchart S. H. M., Walpole M., Collen B., van Strien A., Scharlemann J. P. W., Almond R. E. A., Baillie J. E. M., Bomhard B., Brown C., Bruno J., Carpenter K. E., Carr G. M., Chanson J., Chenery A. M., Csirke J. et al. (2010): Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 328 (5982): 1164–1168. DOI: 10.1126/science.1187512
- BVL – Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2023): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland. Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2021. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit. Braunschweig. 16 S.
- Cameron E. K., Martins I. S., Lavelle P., Mathieu J., Tedersoo L., Bahram M., Gottschall F., Guerra C. A., Hines J., Patoine G., Siebert J., Winter M., Cesarz S., Ferlian O., Kreft H. et al. (2019): Global mismatches in aboveground and belowground biodiversity. *Conservation Biology* 33 (5): 1187–1192. DOI: 10.1111/cobi.13311
- Carpio A. J., Guerrero-Casado J., Barasona J. A., Tortosa F. S., Vicente J., Hillström L. & Delibes-Mateos M. (2017): Hunting as a source of alien species: a European review. *Biological Invasions* 19 (4): 1197–1211. DOI: 10.1007/s10530-016-1313-0
- Caspari S., Dürhammer O., Sauer M. & Schmidt C. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose (Anthocerotophyta, Marchantiophyta und Bryophyta) Deutschlands. In: D. Metzger, N. Hofbauer, G. Ludwig, & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Landwirtschaftsverlag. Münster: 361–489*
- Cavender-Bares J., Gamon J. A. & Townsend P. A. (Hrsg.) (2020): *Remote sensing of plant biodiversity*. 1. Aufl. Springer. Cham. 581 S.
- CBD – Convention on Biological Biodiversity (1993). Article 2. Use of Terms. <https://www.cbd.int/convention/articles/default.shtml?a=cbd-02> (aufgerufen am 03.07.2024)
- CBD – Convention on Biological Biodiversity (2002): Alien species that threaten ecosystems, habitats or species – COP 6 & Decision IV/23. <https://www.cbd.int/decision/cop/default.shtml?id=7197> (aufgerufen am 03.07.2024)
- CBD – Convention on Biological Diversity (2009): What are invasive alien species? <https://www.cbd.int/idb/2009/about/what> (aufgerufen am 03.07.2024)
- CBD – Convention on Biological Diversity (2020): *Global Biodiversity Outlook 5*. Montreal. 209 S.
- Chapman A. D. (2009): *Numbers of living species in Australia and the world*. 2. Aufl. Australian Biodiversity Information Services. Toowoomba, Australia
- Chase J. & Knight T. (2013): Scale-dependent effect sizes of ecological drivers on biodiversity: Why standardised sampling is not enough. *Ecology Letters* 16: DOI: 10.1111/ele.12112
- Chase J. M., McGill B. J., McGlenn D. J., May F., Blowes S. A., Xiao X., Knight T. M., Purschke O. & Gotelli N. J. (2018): Embracing scale-dependence to achieve a deeper understanding of biodiversity and its change across communities. F. Adler (Hrsg.): *Ecology Letters* 21 (11): 1737–1751. DOI: 10.1111/ele.13151
- Chen Y., He B. & He B. (2010): Effect of Soil and Water Loss on Water Eutrophication in Xiaojiang River Basin in Three

- Gorges Reservoir Region. 2010 International Conference on Management and Service Science. 1–4
- Craven D., Eisenhauer N., Pearse W.D., Hautier Y., Isbell F., Roscher C., Bahn M., Beierkuhnlein C., Bönisch G., Buchmann N., Byun C., Catford J. A., Cerabolini B. E. L., Cornelissen J. H. C., Craine J. M. et al. (2018): Multiple facets of biodiversity drive the diversity–stability relationship. *Nature Ecology & Evolution* 2 (10): 1579–1587. DOI: 10.1038/s41559-018-0647-7
- Dahm V., Hering D., Nemitz D., Graf W., Schmidt-Kloiber A., Leitner P., Melcher A. & Feld C. K. (2013): Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria. *Hydrobiologia* 704: 389–415. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1431-3>
- Dalin C., Qiu H., Hanasaki N., Mauzerall D. L. & Rodriguez-Iturbe I. (2015): Balancing water resource conservation and food security in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112 (15): 4588–4593. DOI: 10.1073/pnas.1504345112
- Dämmrich F., Lotz-Winter H., Schmidt M., Pätzold W., Otto P., Schmitt J. A., Scholler M., Schurig B., Winterhoff W., Gminder A., Hardtke H. J., Hirsch G., Karasch P., Lüderitz M., Schmidt-Stohn G. et al. (2016): Rote Liste der Großpilze und vorläufige Gesamtartenliste der Ständer- und Schlauchpilze (Basidiomycota und Ascomycota) Deutschlands mit Ausnahme der Flechten und der phytoparasitischen Kleinpilze. In: G. Matzke-Hajek, N. Hofbauer, & G. Ludwig (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Landwirtschaftsverlag. Münster: 31–433
- Dasgupta P. (2021): The economics of biodiversity: the Dasgupta review. Updated: 18 February 2021. HM Treasury. London. 610 S.
- DDA – Dachverband Deutscher Avifaunisten (Hrsg.); Gedeon K., Grüneberg C., Mitschke A., Sudfeldt C., Eikhorst W., Fischer S., Flade M., Frick S., Geiersberger I., Koop B., Kramer M., Krüger T., Roth N., Ryslavý T., Stübing S. et al. (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten – Atlas of German Breeding Birds. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland (Hrsg.): Münster
- DDA – Dachverband Deutscher Avifaunisten (Hrsg.); Gerlach B., Dröschmeister R., Langgemach T., Borkenhagen K., Busch M., Hauswirth M., Heinicke T., Kamp J., Karthäuser J., König C., Markones N., Prior N., Trautmann S., Wahl J. & Sudfeldt C. (2019): Vögel in Deutschland – Übersichten zur Bestandssituation. Dachverband Deutscher Avifaunisten e. V. Münster. 63 S.
- Decaëns T., Jiménez J. J., Gioia C., Measey G. J. & Lavelle P. (2006): The values of soil animals for conservation biology. *European Journal of Soil Biology* 42 (NA): S23–S38. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2006.07.001
- Destatis – Statistisches Bundesamt (2021a): Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung – Fachserie 3 Reihe 5.1 – 2020. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Flaechennutzung/Publicationen/Downloads-Flaechennutzung/bodenflaechennutzung-2030510217004.html> (aufgerufen am 03.07.2024)
- Destatis – Statistisches Bundesamt (2021b): Siedlungs- und Verkehrsfläche wächst jeden Tag um 52 Hektar. Statistisches Bundesamt. [https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2021/04/PD21\\_209\\_412.html](https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2021/04/PD21_209_412.html) (aufgerufen am 30.03.2022)
- Diagne C., Leroy B., Vaissière A.-C., Gozlan R. E., Roiz D., Jarić I., Salles J.-M., Bradshaw C. J. A. & Courchamp F. (2021): High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature* 592 (7855): 571–576. DOI: 10.1038/s41586-021-03405-6
- Díaz S., Demissew S., Carabias J., Joly C., Lonsdale M., Ash N., Larigauderie A., Adhikari J. R., Arico S., Báldi A., Bartuska A., Baste I. A., Bilgin A., Brondizio E., Chan K. M. et al. (2015): The IPBES Conceptual Framework – connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14: 1–16. DOI: 10.1016/j.cosust.2014.11.002
- Díaz S., Settele J., Brondizio E. S., Ngo H. T., Agard J., Arneth A., Balvanera P., Brauman K. A., Butchart S. H. M., Chan K. M. A., Garibaldi L. A., Ichii K., Liu J., Subramanian S. M., Midgley G. F. et al. (2019): Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366 (6471): eaax3100. DOI: 10.1126/science.aax3100
- Dick J. T. A., Alexander M. E., Ricciardi A., Laverty C., Downey P. O., Xu M., Jeschke J. M., Saul W.-C., Hill M. P., Wasserman R., Barrios-O’Neill D., Weyl O. L. F. & Shaw R. H. (2017): Functional responses can unify invasion ecology. *Biological Invasions* 19 (5): 1667–1672. DOI: 10.1007/s10530-016-1355-3
- Dobler A. H., Hoos P. & Geist J. (2022): Distribution and potential impacts of non-native Chinese pond mussels *Sinanodonta woodiana* (Lea 1834) in Bavaria, Germany. *Biological Invasions* 24: 1689–1706. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02737-2>
- Duarte C. M., Chapuis L., Collin S. P., Costa D. P., Devassy R. P., Eguiluz V. M., Erbe C., Gordon T. A. C., Halpern B. S., Harding H. R., Havlik M. N., Meekan M., Merchant N. D., Miksis-Olds J. L., Parsons M. et al. (2021): The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science* 371 (6529): eaba4658. DOI: 10.1126/science.aba4658
- Dunker S., Motivans E., Rakosy D., Boho D., Mäder P., Hornick T. & Knight T. M. (2021): Pollen analysis using multi-spectral imaging flow cytometry and deep learning. *New Phytologist* 229 (1): 593–606. DOI: 10.1111/nph.16882
- Edaphobase (2023): Edaphobase – Open Access Data Warehouse für Boden-Biodiversität. [www.edaphobase.org](http://www.edaphobase.org)
- EEA – Europäische Umweltagentur (2022): Landscape fragmentation pressure in Europe. <https://www.eea.europa.eu/ims/landscape-fragmentation-pressure-in-europe> (aufgerufen am 03.07.2024)
- Eichenberg D., Bowler D. E., Bonn A., Bruelheide H., Gresco V., Harter D., Jandt U., May R., Winter M. & Jansen F. (2021): Widespread decline in Central European plant diversity across six decades. *Global Change Biology* 27 (5): 1097–1110. DOI: 10.1111/gcb.15447
- Eigenbrod F., Hecnar S. J. & Fahrig L. (2008): Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. *Landscape Ecology* 23 (2): 159–168. DOI: 10.1007/s10980-007-9174-7

- Eilers S. (2021): Analysis and assessment of cumulative effects of anthropogenic pressures on ecosystem components. PhD. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg
- Elbrecht V., Vamos E. E., Steinke D. & Leese F. (2018): Estimating intraspecific genetic diversity from community DNA metabarcoding data. *PeerJ* 6: e4644. DOI: 10.7717/peerj.4644
- Elhaus D., Winterrath T., Auerswald K. & Fischer F. (2019): Klimawandel und Bodenerosion. *Bodenschutz* (4): 6. DOI: 10.37307/j.1868-7741.2019.04.06
- Erbe C., Marley S. A., Schoeman R. P., Smith J. N., Trigg L. E. & Embling C. B. (2019): The Effects of Ship Noise on Marine Mammals—A Review. *Frontiers in Marine Science* 6: 606. DOI: 10.3389/fmars.2019.00606
- EuropaBON – Europa Biodiversity Observation Network & iDiv – German Centre for Integrative Biodiversity Research (Hrsg.); Moersberger H., Martin J. G. C., Junker J., Georgieva I., Bauer S., Beja P., Breeze T., Brotons L., Bruehlheide H., Fernández N., Fernandez M., Jandt U., Langer C., Lyche Solheim A., Maes J. et al. (2022): Europa Biodiversity Observation Network: User and Policy Needs Assessment. *Research Ideas and Outcomes*
- EUROPARC – EUROPARC Deutschland (2010): Richtlinien für die Anwendung der IUCN-Managementkategorien für Schutzgebiete. Berlin, Deutschland. 88 S.
- Fahrig L. (2013): Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis K. Triantis (Hrsg.): *Journal of Biogeography* 40 (9): 1649–1663. DOI: 10.1111/jbi.12130
- Falk-Petersen J., Bøhn T. & Sandlund O. T. (2006): On the Numerous Concepts in Invasion Biology. *Biological Invasions* 8 (6): 1409–1424. DOI: 10.1007/s10530-005-0710-6
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations (2011): *The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture (SOLAW): Managing Systems at Risk*
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations (2016): *FAOSTAT – Food and Agriculture Data*. <https://www.fao.org/faostat> (aufgerufen am 03.07.2024)
- Faria L., Cuthbert R. N., Dickey J. W. E., Jeschke J. M., Ricciardi A., Dick J. T. A. & Vitale J. R. S. (2023): The rise of the Functional Response in invasion science: a systematic review. *NeoBiota* 85: 43–79. DOI: 10.3897/neobiota.85.98902
- Farwig N., Settele J., Bruehlheide H., Marx J., Schmidt A., Spatz T., Sporbert M., von Sivers L., & Wirth C. (2022): Faktencheck zum Erhalt der Artenvielfalt. Ein nationales Biodiversitätsassessment. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 54 (10): 10–11
- Fassnacht F. E., White J. C., Wulder M. A. & Næsset E. (2024): Remote sensing in forestry: current challenges, considerations and directions A. Achim (Hrsg.): *Forestry: An International Journal of Forest Research* 97 (1): 11–37. DOI: 10.1093/forestry/cpad024
- Feilhauer H., Dahlke C., Doktor D., Lausch A., Schmidtlein S., Schulz G. & Stenzel S. (2014): Mapping the local variability of Natura 2000 habitats with remote sensing D. Rocchini (Hrsg.): *Applied Vegetation Science* 17 (4): 765–779. DOI: 10.1111/avsc.12115
- Ferlian O., Cesarz S., Craven D., Hines J., Barry K. E., Bruehlheide H., Buscot F., Haider S., Heklau H., Herrmann S., Kühn P., Pruschitzki U., Schädler M., Wagg C., Weigelt A. et al. (2018): Mycorrhiza in tree diversity–ecosystem function relationships: conceptual framework and experimental implementation. *Ecosphere* 9 (5): e02226. DOI: 10.1002/ecs2.2226
- Foley J. A., DeFries R., Asner G. P., Barford C., Bonan G., Carpenter S. R., Chapin F. S., Coe M. T., Daily G. C., Gibbs H. K., Helkowski J. H., Holloway T., Howard E. A., Kucharik C. J., Monfreda C. et al. (2005): Global Consequences of Land Use. *Science* 309 (5734): 570–574. DOI: 10.1126/science.1111772
- Foo Y. Z., O'Dea R. E., Koricheva J., Nakagawa S. & Lagisz M. (2021): A practical guide to question formation, systematic searching and study screening for literature reviews in ecology and evolution. *Methods in Ecology and Evolution* 12 (9): 1705–1720. DOI: 10.1111/2041-210X.13654
- Friedrich T., Timmermann A., Tigchelaar M., Elison Timm O. & Ganopolski A. (2016): Nonlinear climate sensitivity and its implications for future greenhouse warming. *Science Advances* 2 (11): e1501923. DOI: 10.1126/sciadv.1501923
- Füger F., Huth F., Wagner S. & Weber N. (2021): Can Visual Aesthetic Components and Acceptance Be Traced Back to Forest Structure? *Forests* 12 (6): 701. DOI: 10.3390/f12060701
- Gallardo B., Clavero M., Sánchez M. I. & Vilà M. (2016): Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology* 22 (1): 151–163. DOI: 10.1111/gcb.13004
- Garthe S., Schwemmer H., Peschko V., Markones N., Müller S., Schwemmer P. & Mercker M. (2023): Large-scale effects of offshore wind farms on seabirds of high conservation concern. *Scientific Reports* 13 (1): 4779. DOI: 10.1038/s41598-023-31601-z
- Gatiso T. T., Kulik L., Bachmann M., Bonn A., Bösch L., Eiridosh D., Freytag A., Hanisch S., Heurich M., Sop T., Wesche K., Winter M. & Kühl H. S. (2022): Effectiveness of protected areas influenced by socio-economic context. *Nature Sustainability* 5 (10): 861–868. DOI: 10.1038/s41893-022-00932-6
- Geiger F., Bengtsson J., Berendse F., Weisser W. W., Emmerson M., Morales M. B., Ceryngier P., Liira J., Tscharrntke T., Winqvist C., Eggers S., Bommarco R., Pärt T., Bretagnolle V., Plantegenest M. et al. (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11 (2): 97–105. DOI: 10.1016/j.baae.2009.12.001
- Geiger M. F., Astrin J. J., Borsch T., Burkhardt U., Grobe P., Hand R., Hausmann A., Hohberg K., Krogmann L., Lutz M., Monje C., Misof B., Morinière J., Müller K., Pietsch S. et al. (2016): How to tackle the molecular species inventory for an industrialized nation—lessons from the first phase of the German Barcode of Life initiative GBOL (2012–2015). *Genome* 59 (9): 661–670. DOI: 10.1139/gen-2015-0185
- Geisen S., Wall D. H. & van der Putten W. H. (2019): Challenges and Opportunities for Soil Biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology* 29 (19): R1036–R1044. DOI: 10.1016/j.cub.2019.08.007

- GEO BON – Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network (2017): GEO BON Implementation Plan 2017–2020. Version 1.3. Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network Secretariat. Leipzig. 101 S.
- Gessler A., Schaub M. & McDowell N. G. (2017): The role of nutrients in drought-induced tree mortality and recovery. *New Phytologist* 214 (2): 513–520. DOI: 10.1111/nph.14340
- Giavi S., Fontaine C. & Knop E. (2021): Impact of artificial light at night on diurnal plant-pollinator interactions. *Nature Communications* 12 (1): 1690. DOI: 10.1038/s41467-021-22011-8
- Gossner M. M., Lewinsohn T. M., Kahl T., Grassein F., Boch S., Prati D., Birkhofer K., Renner S. C., Sikorski J., Wubet T., Arndt H., Baumgartner V., Blaser S., Blüthgen N., Börschig C. et al. (2016): Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature* 540 (7632): 266–269. DOI: 10.1038/nature20575
- Grüneberg C., Bauer H.-G., Haupt H., Hüppop O., Ryslavý T. & Südbeck P. (2015): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands – 5. Fassung. *Berichte zum Vogelschutz* 52: 19–67
- Grunewald K., Meier S., Syrbe R.-U. & Walz U. (2021): Ökosysteme Deutschlands. Klassifizierung und Kartierung der Ökosystemtypen sowie Indikatoren für ein bundesweites Assessment und Monitoring des Ökosystemzustands und der Ökosystemleistungen. Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e. V. Dresden. 280 S.
- Gruttke H., Balzer S., Binot-Hafke M., Haupt H., Hofbauer N., Ludwig G., Matzke-Hajek G. & Ries M. (2016): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). Bundesamt für Naturschutz
- Günther A., Nigmann U., Achtziger R. & Gruttke H. (2005): Analyse der Gefährdungsursachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 605 S.
- Gusenbauer M. & Haddaway N. R. (2020): Which academic search systems are suitable for systematic reviews or meta-analyses? Evaluating retrieval qualities of Google Scholar, PubMed, and 26 other resources. *Research Synthesis Methods* 11 (2): 181–217. DOI: 10.1002/jrsm.1378
- Haase P., Bowler D. E., Baker N. J., Bonada N., Domisch S., Garcia Marquez J. R., Heino J., Hering D., Jähnig S. C., Schmidt-Kloiber A., Stubbington R., Altermatt F., Álvarez-Cabria M., Amatulli G., Angeler D. G. et al. (2023): The recovery of European freshwater biodiversity has come to a halt. *Nature* 620 (7974): 582–588. DOI: 10.1038/s41586-023-06400-1
- Habel J. C., Husemann M., Finger A., Danley P. D. & Zachos F. E. (2014): The relevance of time series in molecular ecology and conservation biology. *Biological Reviews* 89 (2): 484–492. DOI: 10.1111/brv.12068
- Hagan J. G., Vanschoenwinkel B. & Gamfeldt L. (2021): We should not necessarily expect positive relationships between biodiversity and ecosystem functioning in observational field data. F. Courchamp (Hrsg.): *Ecology Letters* 24 (12): 2537–2548. DOI: 10.1111/ele.13874
- Haines-Young R. & Potschin M. B. (2018): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure
- Hantsch L., Bien S., Radatz S., Braun U., Auge H. & Bruehlheide H. (2014): Tree diversity and the role of non-host neighbour tree species in reducing fungal pathogen infestation. P. Thrall (Hrsg.): *Journal of Ecology* 102 (6): 1673–1687. DOI: 10.1111/1365-2745.12317
- Hartig F., Abrego N., Bush A., Chase J. M., Guillera-Aroita G., Leibold M. A., Ovaskainen O., Pellissier L., Pichler M., Poggiato G., Pollock L., Si-Moussi S., Thuiller W., Viana D. S., Warton D. I. et al. (2023): Novel community data in ecology-properties and prospects. *Trends in Ecology & Evolution*. S0169534723002653. DOI: 10.1016/j.tree.2023.09.017
- Haubrock P. J., Turbelin A. J., Cuthbert R. N., Novoa A., Taylor N. G., Angulo E., Ballesteros-Mejia L., Bodey T. W., Capinha C., Diagne C., Essl F., Golivets M., Kirichenko N., Kourantidou M., Leroy B. et al. (2021a): Economic costs of invasive alien species across Europe. *NeoBiota* 67: 153–190. DOI: 10.3897/neobiota.67.58196
- Haubrock P. J., Cuthbert R. N., Sundermann A., Diagne C., Golivets M. & Courchamp F. (2021b): Economic costs of invasive species in Germany. *NeoBiota* 67: 225–246. DOI: 10.3897/neobiota.67.59502
- Haupt H., Ludwig G., Gruttke H., Binot-Hafke M., Otto C. & Pauly A. (Hrsg.) (2009): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. Münster. IV, 386 S.
- Hecker S., Haklay M., Bowser A., Makuch Z., Vogel J. & Bonn A. (2018): Innovation in open science, society and policy – setting the agenda for citizen science. *JSTOR NA (NA)*: 26. DOI: 10.14324/111.9781787352339
- Hector A. & Bagchi R. (2007): Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448 (7150): 188–190. DOI: 10.1038/nature05947
- Hegerl G., Luterbacher J., González-Rouco F., Tett S. F. B., Crowley T. & Xoplaki E. (2011): Influence of human and natural forcing on European seasonal temperatures. *Nature Geoscience* 4 (2): 99–103. DOI: 10.1038/ngeo1057
- Heinänen S., Žydelis R., Kleinschmidt B., Dorsch M., Burger C., Morkūnas J., Quillfeldt P. & Nehls G. (2020): Satellite telemetry and digital aerial surveys show strong displacement of red-throated divers (*Gavia stellata*) from offshore wind farms. *Marine Environmental Research* 160: 104989. DOI: 10.1016/j.marenvres.2020.104989
- Henry M., Leung B., Cuthbert R. N., Bodey T. W., Ahmed D. A., Angulo E., Balzani P., Briski E., Courchamp F., Hulme P. E., Kouba A., Kourantidou M., Liu C., Macêdo R. L., Oficialdegui F. J. et al. (2023): Unveiling the hidden economic toll of biological invasions in the European Union. In Review
- Hering D., Borja A., Jones J. I., Pont D., Boets P., Bouchez A., Bruce K., Drakare S., Hänfling B., Kahlert M., Leese F., Meissner K., Mergen P., Reyjol Y., Segurado P. et al. (2018): Implementation options for DNA-based identification into ecological status assessment under the European Water Framework Directive. *Water Research* 138: 192–205. DOI: 10.1016/j.watres.2018.03.003
- Herold M., Román-Cuesta R. M., Mollicone D., Hirata Y., Van Laake P., Asner G. P., Souza C., Skutsch M., Avitabile V. &

- MacDicken K. (2011): Options for monitoring and estimating historical carbon emissions from forest degradation in the context of REDD+. *Carbon Balance and Management* 6 (1): 13. DOI: 10.1186/1750-0680-6-13
- Herring S. C., Hoell A., Hoerling M. P., Kossin J. P., Schreck C. J. & Stott P. A. (2016): Explaining Extreme Events of 2015 from a Climate Perspective. *Bulletin of the American Meteorological Society* 97 (12): S1–S145. DOI: 10.1175/BAMS-ExplainingExtremeEvents2015.1
- Herrmann A., Grabow K. & Martens A. (2022): The invasive crayfish *Faxonius immunis* causes the collapse of macro-invertebrate communities in Central European ponds. *Aquatic Ecology* 56 (3): 741–750. DOI: 10.1007/s10452-021-09935-5
- Heurich M. (2018): Naturschutzökologische Grundlagen der Luchspopulation im Böhmerwald-Ökosystem. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 50
- Hill A. P., Prince P., Piña Covarrubias E., Doncaster C. P., Snaddon J. L. & Rogers A. (2018): AudioMoth: Evaluation of a smart open acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. *Methods in Ecology and Evolution* 9 (5): 1199–1211. DOI: 10.1111/2041-210X.12955
- Höchst J., Bellafkir H., Lampe P., Vogelbacher M., Mühling M., Schneider D., Lindner K., Rösner S., Schabo D. G., Farwig N. & Freisleben B. (2022): Bird@Edge: Bird Species Recognition at the Edge. In: M.-A. Koulali & M. Mezini (Hrsg.): *Networked Systems*. Springer International Publishing, Cham: 69–86
- Hofer R. & Moritz C. (2019): *Leben in der Strömung*. WWF Österreich und ÖKF FishLife. Wien
- Hollings T., Burgman M., Van Andel M., Gilbert M., Robinson T. & Robinson A. (2018): How do you find the green sheep? A critical review of the use of remotely sensed imagery to detect and count animals. J. McPherson (Hrsg.): *Methods in Ecology and Evolution* 9 (4): 881–892. DOI: 10.1111/2041-210X.12973
- Holzwarth S., Thonfeld F., Abdullahi S., Asam S., Da Ponte Canova E., Gessner U., Huth J., Kraus T., Leutner B. & Kuenzer C. (2020): Earth Observation Based Monitoring of Forests in Germany: A Review. *REMOTE SENSING* 12 (21): 3570. DOI: 10.3390/rs12213570
- Hooke R. LeB. & Martín-Duque J. F. (2012): Land transformation by humans: A review. *GSA Today* 12 (12): 4–10. DOI: 10.1130/GSAT151A.1
- Houghton R. A. (2012): Carbon emissions and the drivers of deforestation and forest degradation in the tropics. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4 (6): 597–603. DOI: 10.1016/j.cosust.2012.06.006
- Høye T., August T., Balzan M. V., Biesmeijer K., Bonnet P., Breeze T., Dominik C., Gerard F., Joly A., Kalkman V., Kissling W. D., Metodiev T., Moeslund J., Potts S., Roy D. et al. (2023): *Modern Approaches to the Monitoring of Biodiversity (MAMBO)*. *Research Ideas and Outcomes* 9: e116951. DOI: 10.3897/rio.9.e116951
- Hudgins E., Cuthbert R., Haubrock P., Taylor N., Kourantidou M., Nguyen D., Bang A., Turbelin A., Moodley D., Briski E., Kotronaki S. & Courchamp F. (2022): The ecological dimension of global trade: origin and recipient regions of biological invasion costs. In Review
- Hulme P. E., Pyšek P., Jarošík V., Pergl J., Schaffner U. & Vilà M. (2013): Bias and error in understanding plant invasion impacts. *Trends in Ecology & Evolution* 28 (4): 212–218. DOI: 10.1016/j.tree.2012.10.010
- Hutchins P. R., Simantel L. N. & Sepulveda A. J. (2022): Time to get real with qPCR controls: The frequency of sample contamination and the informative power of negative controls in environmental DNA studies. *Molecular Ecology Resources* 22 (4): 1319–1329. DOI: 10.1111/1755-0998.13549
- Huth W., Maurath R., Imgraben H. & Schröder M. (2007): Maize rough dwarf virus – in Deutschland erstmals nachgewiesen. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 59: 173–175
- IPBES – Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (Hrsg.); Montanarella L., Scholes R. & Brainich A. (2018): *IPBES (2018): The IPBES assessment report on land degradation and restoration*. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, Germany. 744 S.
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform On Biodiversity And Ecosystem Services (2019a): *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Zenodo. Bonn, Germany
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (Hrsg.); Balvanera P., Pfaff A., Viña A., Garcia Frapolli E., Hussain S. A., Merino L., Minang P. A., Nagabhatla N. & Sidorovich A. (2019b): *Chapter 2.1 Status and Trends – Drivers of Change*. Zenodo
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform On Biodiversity And Ecosystem Services, Roy H. E., Pauchard A., Stoett P., Renard Truong T., Bacher S., Galil B. S., Hulme P. E., Ikeda T., Sankaran K., McGeoch M. A., Meyerson L. A., Nuñez M. A., Ordonez A., Rahlao S. J. et al. (2023): *IPBES Invasive Alien Species Assessment: Summary for Policymakers*. Deutsche Übersetzung der Kernaussagen: [https://www.de-ipbes.de/files/IPBES\\_IAS\\_SPM\\_Uebersetzung\\_Kernaussagen.pdf](https://www.de-ipbes.de/files/IPBES_IAS_SPM_Uebersetzung_Kernaussagen.pdf) (aufgerufen am 03.07.2024)
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform On Biodiversity And Ecosystem Services (Hrsg.); Pascual U., Balvanera P., Christie M., Baptiste B., González-Jiménez D., Anderson C. B., Athayde S., Barton D. N., Chaplin-Kramer R., Jacobs S., Kelemen E., Kumar R., Lazos E., Martin A., Mwampamba T. H. et al. (2022): *Summary for policymakers of the methodological assessment of the diverse values and valuation of nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)*. Zenodo
- IPCC – Intergovernmental Panel On Climate Change (2013): *Climate Change 2013 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. 1. Aufl. Cambridge University Press
- IPCC – Intergovernmental panel on Climate Change (2014): *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press
- IPCC – Intergovernmental Panel On Climate Change (2018): *Global Warming of 1.5°C: IPCC Special Report on Impacts*

- of Global Warming of 1.5°C above Pre-industrial Levels in Context of Strengthening Response to Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty. 1. Aufl. Cambridge University Press
- IPCC – Intergovernmental panel on Climate Change (2022): Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 1. Aufl. H. O. Pörtner, D. C. Roberts, M. Tignor, E. S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Lösschke, V. Möller, A. Okem & B. Rama (Hrsg.): Cambridge University Press. Cambridge UK and New York, NY, USA. 3056 S.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2023): Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change
- Isbell F., Craven D., Connolly J., Loreau M., Schmid B., Beierkuhnlein C., Bezemer T. M., Bonin C., Bruelheide H., de Luca E., Ebeling A., Griffin J. N., Guo Q., Hautier Y., Hector A. et al. (2015): Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. *Nature* 526 (7574): 574–577. DOI: 10.1038/nature15374
- IUCN – International Union for Conservation of Nature (1994): Guidelines for Protected Area Management Categories. IUCN. Gland, Schweiz and Cambridge, UK. x+261 S.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature (Hrsg.); Dudley N. (Editor) (2008): Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. Gland, Schweiz. x + 86 S.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature (2014): The IUCN Red List of threatened Species. Table 1: Numbers of threatened species by major groups of organisms (1996–2014). IUCN – International Union for Conservation of Nature. Cambridge
- Jacob K., Graaf L., Wolff F., Heyen D., Brohmann B. & Griefhammer R. (2020): Transformative Umweltpolitik. Ansätze zur Förderung gesellschaftlichen Wandels. Umweltbundesamt
- Jactel H. & Brockerhoff E. G. (2007): Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters* 10 (9): 835–848. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2007.01073.x
- Jaeger J. A. G. (2000): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15 (2): 115–130. DOI: 10.1023/A:1008129329289
- Jaeger J., Schwarz-von Raumer H.-G., Esswein H., Muller M. & Schmidt-Luttmann M. (2006): Time Series of Landscape Fragmentation Caused by Transportation Infrastructure and Urban Development: A Case Study from Baden-Württemberg, Germany. *Ecol Soc* 12: DOI: 10.5751/ES-01983-120122
- Jandt U., Bruelheide H., Jansen F., Bonn A., Grescho V., Klenke R. A., Sabatini F. M., Bernhardt-Römermann M., Blüml V., Dengler J., Diekmann M., Doerfler I., Döring U., Dullinger S., Haider S. et al. (2022a): More losses than gains during one century of plant biodiversity change in Germany. *Nature* 611 (NA): 512–518. DOI: 10.1038/s41586-022-05320-w
- Jandt U., Bruelheide H., Berg C., Bernhardt-Römermann M., Blüml V., Bode F., Dengler J., Diekmann M., Dierschke H., Doerfler I., Döring U., Dullinger S., Härdtle W., Haider S., Heinken T. et al. (2022b): ReSurveyGermany: Vegetation-plot time-series over the past hundred years in Germany. *Scientific Data* 9 (1): 631. DOI: 10.1038/s41597-022-01688-6
- Jansen F., Bonn A., Bowler D. E., Bruelheide H. & Eichenberg D. (2020): Moderately common plants show highest relative losses. *Conservation Letters* 13 (1): e12674. DOI: 10.1111/conl.12674
- Jedicke E. (2016): Biodiversitätsschutz. In: W. Riedel, H. Lange, E. Jedicke & M. Reinke (Hrsg.): Landschaftsplanung. Springer Spektrum. Berlin, Heidelberg: 419–428
- Job H. (2014): Regionalökonomische Effekte des Nationalparks Harz
- Joppa L. N. & Pfaff A. (2011): Global protected area impacts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278 (1712): 1633–1638. DOI: 10.1098/rspb.2010.1713
- Junge X., Lindemann-Matthies P., Hunziker M. & Schüpbach B. (2011): Aesthetic preferences of non-farmers and farmers for different land-use types and proportions of ecological compensation areas in the Swiss lowlands. *Biological Conservation* 144 (5): 1430–1440. DOI: 10.1016/j.biocon.2011.01.012
- Kahl S., Denton T., Klinck H., Glotin H., Goëau H., Vellinga W.-P., Planqué R. & Joly A. (2021): Overview of BirdCLEF 2021: Bird call identification in soundscape recordings. 1437–1450
- Kakouei K., Kraemer B. M., Anneville O., Carvalho L., Feuchtmayr H., Graham J. L., Higgins S., Pomati F., Rudstam L. G., Stockwell J. D., Thackeray S. J., Vanni M. J. & Adrian R. (2021): Phytoplankton and cyanobacteria abundances in mid-21st century lakes depend strongly on future land use and climate projections. *Global Change Biology* 27 (24): 6409–6422. DOI: 10.1111/gcb.15866
- Kearney S. G., Adams V. M., Fuller R. A., Possingham H. P. & Watson J. E. M. (2020): Estimating the benefit of well-managed protected areas for threatened species conservation. *Oryx* 54 (2): 276–284. DOI: 10.1017/S0030605317001739
- Keith S. A., Newton A. C., Morecroft M. D., Bealey C. E. & Bullock J. M. (2009): Taxonomic homogenization of woodland plant communities over 70 years. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276 (1672): 3539–3544. DOI: 10.1098/rspb.2009.0938
- Keller I. & Largiadèr C. R. (2003): Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270 (1513): 417–423. DOI: 10.1098/rspb.2002.2247
- King A. D., Donat M. G., Fischer E. M., Hawkins E., Alexander L. V., Karoly D. J., Dittus A. J., Lewis S. C. & Perkins S. E. (2015): The timing of anthropogenic emergence in simulated climate extremes. *Environmental Research Letters* 10 (9): 094015. DOI: 10.1088/1748-9326/10/9/094015
- Klingenstein F., Kornacker P. M., Martens H. & Schippmann U. (2015): Gebietsfremde Arten. Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz. Bundesamt für Naturschutz. Bonn
- van Klink R., Bowler D. E., Gongalsky K. B., Swengel A. B., Gentile A. & Chase J. M. (2020): Meta-analysis reveals de-

- clines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science* 368 (6489): 417–420. DOI: 10.1126/science.aax9931
- van Klink R., August T., Bas Y., Bodesheim P., Bonn A., Fossøy F., Høye T. T., Jongejans E., Menz M. H. M., Miraldo A., Roslin T., Roy H. E., Ruczyński I., Schigel D., Schäffler L. et al. (2022): Emerging technologies revolutionise insect ecology and monitoring. *Trends in Ecology & Evolution* 37 (10): 872–885. DOI: 10.1016/j.tree.2022.06.001
- van Klink R., Bowler D. E., Gongalsky K. B., Shen M., Swengel S. R. & Chase J. M. (2023): Disproportionate declines of formerly abundant species underlie insect loss. *Nature*. 1–6. DOI: 10.1038/s41586-023-06861-4
- Kowarik I. (2011): Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution* 159 (8–9): 1974–1983. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.02.022
- Krehenwinkel H., Weber S., Broekmann R., Melcher A., Hans J., Wolf R., Hochkirch A., Kennedy S. R., Koschorreck J., Künzel S., Müller C., Retzlaff R., Teubner D., Schanzer S., Klein R. et al. (2022): Environmental DNA from archived leaves reveals widespread temporal turnover and biotic homogenization in forest arthropod communities. *S. Creer, D. Weigel, R. Valentin, & T. Gilbert (Hrsg.): eLife* 11: e78521. DOI: 10.7554/eLife.78521
- Kuczynski L., Ontiveros V. J. & Hillebrand H. (2023): Biodiversity time series are biased towards increasing species richness in changing environments. *Nature Ecology & Evolution* 7 (7): 994–1001. DOI: 10.1038/s41559-023-02078-w
- Kühl H. S., Bowler D. E., Bösch L., Bruelheide H., Dauber J., Eichenberg David., Eisenhauer N., Fernández N., Guerra C. A., Henle K., Herbinger I., Isaac N. J. B., Jansen F., König-Ries B., Kühn I. et al. (2020): Effective Biodiversity Monitoring Needs a Culture of Integration. *One Earth* 3 (4): 462–474. DOI: 10.1016/j.oneear.2020.09.010
- Kühn I., Brandl R. & Klotz S. (2004): The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary Ecology Research* 6 (5): 749–764. DOI: NA
- Kyba C. C. M., Kuester T. & Kuechly H. U. (2017): Changes in outdoor lighting in Germany from 2012–2016. *International Journal of Sustainable Lighting* 19 (2): 112. DOI: 10.26607/ijsl.v19i2.79
- Lal R. (2014): Soil conservation and ecosystem services. *International Soil and Water Conservation Research* 2 (3): 36–47. DOI: 10.1016/S2095-6339(15)30021-6
- Lambin E. F. & Meyfroidt P. (2011): Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108 (9): 3465–3472. DOI: 10.1073/pnas.1100480108
- Lausch A., Blaschke T., Haase D., Herzog F., Syrbe R.-U., Tischendorf L. & Walz U. (2015): Understanding and quantifying landscape structure – A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. *Ecological Modelling* 295: 31–41. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2014.08.018
- Lausch A., Bastian O., Klotz S., Leitão P. J., Jung A., Rocchini D., Schaepman M. E., Skidmore A. K., Tischendorf L. & Knapp S. (2018): Understanding and assessing vegetation health by in situ species and remote-sensing approaches. *P. Vihervaara (Hrsg.): Methods in Ecology and Evolution* 9 (8): 1799–1809. DOI: 10.1111/2041-210X.13025
- Leese F., Sander M., Buchner D., Elbrecht V., Haase P. & Zizka V. M. A. (2021): Improved freshwater macroinvertebrate detection from environmental DNA through minimized nontarget amplification. *Environmental DNA* 3 (1): 261–276. DOI: 10.1002/edn3.177
- Leese F., Woppowa L., Bálint M., Höss S., Krehenwinkel H., Lötters S., Meissner K., Nowak C., Rausch P., Vera R., Rulik B., Weigand A. M., Zimmermann J., Koschorrek J. & Züghart W. (2023): DNA-basierte Biodiversitätsanalysen im Natur- und Umweltschutz. Welche Optionen haben wir für eine Standardisierung?. *Bundesamt für Naturschutz*. DE. 53 S.
- Lesbarrères D., Primmer C. R., Lodé T. & Merilä J. (2006): The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations. *Ecoscience* 13 (4): 531–538. DOI: 10.2980/1195-6860(2006)13[531:TEOYOH]2.0.CO;2
- Leuschner C., Wesche K., Meyer S., Krause B., Steffen K., Becker T. & Culmsee H. (2013): Veränderungen und Verarmung in der Offenlandvegetation Norddeutschlands seit den 1950er Jahren. *Wiederholungsaufnahmen in Äckern, Grünland und Fließgewässern*. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 25: 166–182
- Lindenmayer D. B., Lavery T. & Scheele B. C. (2022): Why We Need to Invest in Large-Scale, Long-Term Monitoring Programs in Landscape Ecology and Conservation Biology. *Current Landscape Ecology Reports* 7 (4): 137–146. DOI: 10.1007/s40823-022-00079-2
- Linke S., Gifford T., Desjonquères C., Tonolla D., Aubin T., Barclay L., Karaconstantis C., Kennard M. J., Rybak F. & Sueur J. (2018): Freshwater ecoacoustics as a tool for continuous ecosystem monitoring. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16 (4): 231–238. DOI: 10.1002/fee.1779
- Liu J., Daily G. C., Ehrlich P. R. & Luck G. W. (2003): Effects of household dynamics on resource consumption and biodiversity. *Nature* 421 (6922): 530–533. DOI: 10.1038/nature01359
- Loarie S. R., Duffy P. B., Hamilton H., Asner G. P., Field C. B. & Ackerly D. D. (2009): The velocity of climate change. *Nature* 462 (7276): 1052–1055. DOI: 10.1038/nature08649
- Löbl I., Klausnitzer B., Hartmann M. & Krell F.-T. (2023): The Silent Extinction of Species and Taxonomists—An Appeal to Science Policymakers and Legislators. *Diversity* 15 (10): 1053. DOI: 10.3390/d15101053
- Lockwood J. L., Hoopes M. F. & Marchetti M. P. (2013): *Invasion ecology*. Second edition. Wiley-Blackwell, Chichester, West Sussex, UK. 444 S.
- Lofgren L. A. & Stajich J. E. (2021): Fungal biodiversity and conservation mycology in light of new technology, big data, and changing attitudes. *Current Biology* 31 (19): R1312–R1325. DOI: 10.1016/j.cub.2021.06.083
- Lotze H. K., Reise K., Worm B., van Beusekom J., Busch M., Ehlers A., Heinrich D., Hoffmann R. C., Holm P., Jensen C., Knottnerus O. S., Langhanki N., Prummel W., Vollmer M. & Wolff W. J. (2005): Human transformations of the Wadden Sea ecosystem through time: A synthesis. *59* (1): DOI: 10.1007/s10152-004-0209-z

- Luber G. & McGeehin M. (2008): Climate Change and Extreme Heat Events. *American Journal of Preventive Medicine* 35 (5): 429–435. DOI: 10.1016/j.amepre.2008.08.021
- Lücking R., Aime M. C., Robbertse B., Miller A. N., Ariyawansa H. A., Aoki T., Cardinali G., Crous P. W., Druzhinina I. S., Geiser D. M., Hawksworth D. L., Hyde K. D., Irinyi L., Jeewon R., Johnston P. R. et al. (2020): Unambiguous identification of fungi: where do we stand and how accurate and precise is fungal DNA barcoding? *IMA Fungus* 11 (1): 14. DOI: 10.1186/s43008-020-00033-z
- Lüttgert L., Heisterkamp S., Jansen F., Klenke R., Kreft K.-A., Seidler G. & Bruelheide H. (2022): Repeated habitat mapping data reveal gains and losses of plant species. *Ecosphere* 13 (10): e4244. DOI: 10.1002/ecs2.4244
- Mack L., de la Hoz C. F., Penk M., Piggott J., Crowe T., Hering D., Kaijser W., Aroviita J., Baer J., Borja A., Clark D. E., Fernández-Torquemada Y., Kotta J., Matthaei C. D., O’Beirn F. et al. (2022): Perceived multiple stressor effects depend on sample size and stressor gradient length. *Water Research* 226:
- MacKenzie D. I., Nichols J. D., Royle J. A., Pollock K. H., Bailey L. L. & Hines J. E. (2018): *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Second edition. Academic Press, an imprint of Elsevier. London, United Kingdom. 641 S.
- Mäder P., Boho D., Rzanny M., Seeland M., Wittich H. C., Deggelmann A. & Wäldchen J. (2021): The Flora Incognita app – Interactive plant species identification. *Methods in Ecology and Evolution* 12 (7): 1335–1342. DOI: 10.1111/2041-210X.13611
- Maes J., Paracchini M. L., Zulian G., Dunbar M. B. & Alkemada R. (2012): Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation* 155 (NA): 1–12. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.06.016
- Mahecha M. D., Rzanny M., Kraemer G., Mäder P., Seeland M. & Wäldchen J. (2021): Crowd-sourced plant occurrence data provide a reliable description of macroecological gradients. *Ecography* 44 (8): 1131–1142. DOI: 10.1111/ecog.05492
- Manley R., Temperton B., Doyle T., Gates D., Hedges S., Boots M. & Wilfert L. (2019): Knock-on community impacts of a novel vector: spillover of emerging DWV-B from Varroa-infested honeybees to wild bumblebees. *Ecology Letters* 22 (8): 1306–1315. DOI: 10.1111/ele.13323
- Mantyka-Pringle C. S., Visconti P., Di Marco M., Martin T. G., Rondinini C. & Rhodes J. R. (2015): Climate change modifies risk of global biodiversity loss due to land-cover change. *Biological Conservation* 187: 103–111. DOI: 10.1016/j.biocon.2015.04.016
- Martonne E. de (1926): L’indice d’aridité. *Bulletin de l’Association de Géographes Français* 3: 3–5
- Marx M., Ackermann J., Schmidt S., Utermann J. & Bussian B. M. (2019): Occurrence and Spatial Distribution of Selected Organic Substances in Germany’s Forest Soils. In: N. Wellbrock & A. Bolte (Hrsg.): *Status and Dynamics of Forests in Germany*. Springer International Publishing. Cham: 231–259
- Metzing D., Garve E., Matzke-Hajek G., Adler J., Bleeker W., Breunig T., Caspari S., Dunkel F. G., Fritsch R., Gotschlich G., Gregor T., Hand R., Hauck M., Korsch H., Meierott L. et al. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. In: *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands*. Band 7: Pflanzen. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Landwirtschaftsverlag. Münster: 13–358
- Metzmacher A., Mann T. & Finck P. (Hrsg.) (2018): *Das Nationale Naturerbe. Flächenmanagement auf Naturerbeflächen; Beiträge der Tagung »Flächenmanagement auf Naturerbeflächen« des Bundesamts für Naturschutz vom 23. bis 27. Oktober 2017 an der Internationalen Naturschutzakademie (INA) Insel Vilm*. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg. 124 S.
- Michałowska M. & Rapiński J. (2021): A Review of Tree Species Classification Based on Airborne LiDAR Data and Applied Classifiers. *Remote Sensing* 13 (3): 353. DOI: 10.3390/rs13030353
- Mikkelsen L., Johnson M., Wisniewska D. M., Van Neer A., Siebert U., Madsen P. T. & Teilmann J. (2019): Long-term sound and movement recording tags to study natural behavior and reaction to ship noise of seals. *Ecology and Evolution* 9 (5): 2588–2601. DOI: 10.1002/ece3.4923
- Mitterwallner V., Peters A., Edelhoff H., Mathes G., Nguyen H., Peters W., Heurich M. & Steinbauer M. J. (2023): Automated visitor and wildlife monitoring with camera traps and machine learning. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*. rse2.367. DOI: 10.1002/rse2.367
- Moreno Saiz J., Lozano F. & Ollero H. (2003): Recent progress in conservation of threatened Spanish vascular flora: A critical review. *Biological Conservation* 113 (3): 419–431. DOI: 10.1016/S0006-3207(03)00128-9
- Morin X., Fahse L., Scherer-Lorenzen M. & Bugmann H. (2011): Tree species richness promotes productivity in temperate forests through strong complementarity between species. *Ecology Letters* 14 (12): 1211–1219. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01691.x
- Müller J., Mitesser O., Schaefer H. M., Seibold S., Busse A., Kriegel P., Rabl D., Gelis R., Arteaga A., Freile J., Leite G. A., de Melo T. N., LeBien J., Campos-Cerqueira M., Blüthgen N. et al. (2023a): Soundscapes and deep learning enable tracking biodiversity recovery in tropical forests. *Nature Communications* 14 (1): 6191. DOI: 10.1038/s41467-023-41693-w
- Müller J., Mitesser O., Cadotte M. W., Van Der Plas F., Mori A. S., Ammer C., Chao A., Scherer-Lorenzen M., Baldrian P., Bässler C., Biedermann P., Cesarz S., Claßen A., Delory B. M., Feldhaar H. et al. (2023b): Enhancing the structural diversity between forest patches—A concept and real-world experiment to study biodiversity, multifunctionality and forest resilience across spatial scales. *Global Change Biology* 29 (6): 1437–1450. DOI: 10.1111/gcb.16564
- Munodawafa A. (2007): Assessing nutrient losses with soil erosion under different tillage systems and their implications on water quality. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 32 (15–18): 1135–1140. DOI: 10.1016/j.pce.2007.07.033
- Mupepele A.-C., Böhning-Gaese K., Lakner S., Plieninger T., Schoof N. & Klein A.-M. (2019): Insect conservation in agricultural landscapes: An outlook for policy-relevant re-

- search. GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society 28 (4): 342–347. DOI: 10.14512/gaia.28.4.5
- Nabel M., Selig C., Gundlach J., von der Decken H., Klein M. & Jessel B. (2021): Bodenreport. Vielfältiges Bodenleben – Grundlage für Naturschutz und nachhaltige Landwirtschaft. Bundesamt für Naturschutz. DE. 54 S.
- Nachtsheim D. A., Johnson M., Schaffeld T., Van Neer A., Madsen P. T., Findlay C. R., Rojano-Doñate L., Teilmann J., Mikkelsen L., Baltzer J., Ruser A., Siebert U. & Schnitzler J. G. (2023): Vessel noise exposures of harbour seals from the Wadden Sea. *Scientific Reports* 13 (1): 6187. DOI: 10.1038/s41598-023-33283-z
- Nehring S., Essl F. & Rabitsch W. (2015): Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten. Version 1.3; unter Verwendung von Ergebnissen aus den F+E-Vorhaben FKZ 806 82 330, FKZ 3510 86 0500 und FKZ 3511 86 0300 und FKZ 3514 86 0200. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 48 S.
- Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W., and Essl, F., editors. 2013. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen: unter Verwendung von Ergebnissen aus den F+E-Vorhaben FKZ 806 82 330, FKZ 3510 86 0500 und FKZ 3511 86 0300. BfN Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Nehring, S., Rabitsch W., Kowarik I., and Essl F., editors. 2015b. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere: unter Verwendung von Ergebnissen aus den F+E-Vorhaben FKZ 806 82 330, FKZ 3510 86 0500 und FKZ 3511 86 0300. Bundesamt für Naturschutz, Bonn- Bad Godesberg.
- Nelson E., Sander H., Hawthorne P., Conte M., Ennaanay D., Wolny S., Manson S. & Polasky S. (2010): Projecting Global Land-Use Change and Its Effect on Ecosystem Service Provision and Biodiversity with Simple Models A. M. Merenlender (Hrsg.): *PLoS ONE* 5 (12): e14327. DOI: 10.1371/journal.pone.0014327
- Nentwig W. (2010): *Invasive Arten*. 1. Aufl. utb GmbH. Stuttgart, Deutschland
- Newman M., Wittenberg A. T., Cheng L., Compo G. P. & Smith C. A. (2018): The Extreme 2015/16 El Niño, in the Context of Historical Climate Variability and Change. *Bulletin of the American Meteorological Society* 99 (1): S16–S20. DOI: 10.1175/BAMS-D-17-0116.1
- NMZB – National Monitoringzentrum zur Biodiversität (2023): Fachgremium Bodenbiodiversität. <https://www.monitoringzentrum.de/fachgremium-bodenbiodiversitaet> (aufgerufen am 09.08.2023)
- NMZB – Nationales Monitoringzentrum zur biologischen Vielfalt: Biodiversitätsmonitoring. <https://www.monitoringzentrum.de/biodiversitaetsmonitoring> (aufgerufen am 28.08.2023)
- Nohl V. W. (2009): Grünland und Landschaftsästhetik. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 41 (12):
- Ohnesorge A., John U., Taudien S., Neuhaus S., Kuczynski L. & Laakmann S. (2023): Capturing drifting species and molecules—Lessons learned from integrated approaches to assess marine metazoan diversity in highly dynamic waters. *Environmental DNA* 5 (6): 1541–1556. DOI: 10.1002/edn3.478
- Oliver T. H. & Morecroft M. D. (2014): Interactions between climate change and land use change on biodiversity: attribution problems, risks, and opportunities. *WIREs Climate Change* 5 (3): 317–335. DOI: 10.1002/wcc.271
- Orgiazzi A., Ballabio C., Panagos P., Jones A. & Fernández-Ugalde O. (2018): LUCAS Soil, the largest expandable soil dataset for Europe: a review. *European Journal of Soil Science* 69 (1): 140–153. DOI: 10.1111/ejss.12499
- Ornes S. (2018): How does climate change influence extreme weather? Impact attribution research seeks answers. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115 (33): 8232–8235. DOI: 10.1073/pnas.1811393115
- Outhwaite C. L., McCann P. & Newbold T. (2022): Agriculture and climate change are reshaping insect biodiversity worldwide. *Nature* 605 (7908): 97–102. DOI: 10.1038/s41586-022-04644-x
- Owens A. C. S. & Lewis S. M. (2018): The impact of artificial light at night on nocturnal insects: A review and synthesis. *Ecology and Evolution* 8 (22): 11337–11358. DOI: 10.1002/ece3.4557
- Pawlowski J., Kelly-Quinn M., Altermatt F., Apothéloz-Perret-Gentil L., Beja P., Boggero A., Borja A., Bouchez A., Cordier T., Domaizon I., Feio M. J., Filipe A. F., Fornaroli R., Graf W., Herder J. et al. (2018): The future of biotic indices in the ecogenomic era: Integrating (e)DNA metabarcoding in biological assessment of aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment* 637–638 (NA): 1295–1310. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.002
- Peck D. T., Smith M. L. & Seeley T. D. (2016): Varroa destructor Mites Can Nimbly Climb from Flowers onto Foraging Honey Bees. *PLOS ONE* 11 (12): e0167798. DOI: 10.1371/journal.pone.0167798
- Pereira H. M., Ferrier S., Walters M., Geller G. N., Jongman R. H. G., Scholes R. J., Bruford M. W., Brummitt N., Butchart S. H. M., Cardoso A. C., Coops N. C., Dulloo E., Faith D. P., Freyhof J., Gregory R. D. et al. (2013): Essential Biodiversity Variables. *Science* 339 (6117): 277–278. DOI: 10.1126/science.1229931
- Pereyra P. J. (2016): Revisiting the use of the invasive species concept: An empirical approach. *Austral Ecology* 41 (5): 519–528. DOI: 10.1111/aec.12340
- Pérez-Granados C. & Traba J. (2021): Estimating bird density using passive acoustic monitoring: a review of methods and suggestions for further research. *Ibis* 163 (3): 765–783. DOI: 10.1111/ibi.12944
- Peschko V., Mercker M. & Garthe S. (2020): Telemetry reveals strong effects of offshore wind farms on behaviour and habitat use of common guillemots (*Uria aalge*) during the breeding season. *Marine Biology* 167 (8): 118. DOI: 10.1007/s00227-020-03735-5
- Petermann J. S. & Buzhdygan O. Y. (2021): Grassland biodiversity. *Current Biology* 31 (19): R1195–R1201. DOI: 10.1016/j.cub.2021.06.060
- Pfenninger M., Reuss F., Kiebler A., Schönnenbeck P., Caliendo C., Gerber S., Cocchiararo B., Reuter S., Blüthgen N., Mody K., Mishra B., Bálint M., Thines M. & Feldmeyer B. (2021): Genomic basis for drought resistance in European beech forests threatened by climate change. *eLife* 10: e65532. DOI: 10.7554/eLife.65532

- Pickett S. T. A., Cadenasso M. L., Grove J. M., Nilon C. H., Pouyat R. V., Zipperer W. C. & Costanza R. (2001): Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32 (1): 127–157. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114012
- van der Plas F., Manning P., Allan E., Scherer-Lorenzen M., Verheyen K., Wirth C., Zavala M. A., Hector A., Ampoorter E., Baeten L., Barbaro L., Bauhus J., Benavides R., Benner A., Berthold F. et al. (2016): Jack-of-all-trades effects drive biodiversity–ecosystem multifunctionality relationships in European forests. *Nature Communications* 7 (1): 11109. DOI: 10.1038/ncomms11109
- van der Plas F. (2019): Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. *Biological Reviews*. brv.12499. DOI: 10.1111/brv.12499
- Poorter M. de & Browne M. (2005): Plant protection and plant health in Europe: Introduction and spread of invasive species, held at Humboldt University, Berlin, Germany, 9.–11. June 2005. In: D. V. Alford & G. F. Backhaus (Hrsg.): *Symposium Proceedings No. 81. The Global Invasive Species Database (GISD) and international information exchange: using global expertise to help in the fight against invasive alien species*. Humboldt University Berlin: 49–54
- Pörtner H. O., Scholes R. J., Agard J., Archer E., Arneth A., Bai X., Barnes D., Burrows M., Chan L., Cheung W. L., Diamond S., Donatti C., Duarte C., Eisenhauer N., Foden W. et al. (2021): IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change. *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) and Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*
- Poschod P. (2017): *Geschichte der Kulturlandschaft. Entstehungsursachen und Steuerungsfaktoren der Entwicklung der Kulturlandschaft, Lebensraum- und Artenvielfalt in Mitteleuropa*. 2. Auflage (Hrsg.): Ulmer. Stuttgart. 320 S.
- Prasuhn V. (2012): On-farm effects of tillage and crops on soil erosion measured over 10 years in Switzerland. *Soil and Tillage Research* 120 (NA): 137–146. DOI: 10.1016/j.still.2012.01.002
- Pyšek P., Richardson D. M., Pergl J., Jarošík V., Sixtová Z. & Weber E. (2008): Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 23 (5): 237–244. DOI: 10.1016/j.tree.2008.02.002
- Quinton J. N. & Catt J. A. (2007): Enrichment of Heavy Metals in Sediment Resulting from Soil Erosion on Agricultural Fields. *Environmental Science & Technology* 41 (10): 3495–3500. DOI: 10.1021/es062147h
- Rabitsch W. & Nehring M. (2017): *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde aquatische Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere: Ergebnisse auf dem F+E-Vorhaben FKZ 3514 86 0200*. 458. Aufl. Bundesamt für Naturschutz. DE
- Rabitsch, W. & S. Nehring S., editors. 2021. *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde terrestrische Moose, Flechten und Pilze: Ergebnisse aus dem gleichnamigen F+E-Vorhaben (FKZ: 3514 86 0200)*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Radinger J., Hölker F., Horký P., Slavík O., Dendoncker N. & Wolter C. (2016): Synergistic and antagonistic interactions of future land use and climate change on river fish assemblages. *Global Change Biology* 22 (4): 1505–1522. DOI: 10.1111/gcb.13183
- Rask K. J. & Rask N. (2011): Economic development and food production–consumption balance: A growing global challenge. *Food Policy* 36 (2): 186–196. DOI: 10.1016/j.foodpol.2010.11.015
- Rat der Europäischen Gemeinschaft (1992): RICHTLINIE 92/43/EWG DES RATES vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. 68 S.
- Ratcliffe S., Liebergesell M., Ruiz-Benito P., Madrigal González J., Muñoz Castañeda J. M., Kändler G., Lehtonen A., Dahlgren J., Kattge J., Peñuelas J., Zavala M. A. & Wirth C. (2016): Modes of functional biodiversity control on tree productivity across the European continent. *Global Ecology and Biogeography* 25 (3): 251–262. DOI: 10.1111/geb.12406
- Rduch V. & Peters R. S. (2020): GBOL III: Dark Taxa – die dritte Phase der German Barcode of Life Initiative hat begonnen. *KOENIGIANA* 14 (2): 91–107. DOI: NA
- Redlich S., Zhang J., Benjamin C., Dhillion M. S., Englmeier J., Ewald J., Fricke U., Ganuza C., Haensel M., Hovestadt T., Kollmann J., Koellner T., Kübert-Flock C., Kunstmann H., Menzel A. et al. (2022): Disentangling effects of climate and land use on biodiversity and ecosystem services—A multi-scale experimental design. *Methods in Ecology and Evolution* 13 (2): 514–527. DOI: 10.1111/2041-210X.13759
- Reid W., Mooney H., Cropper A., Capistrano D., Carpenter S. & Chopra K. (2005): *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: synthesis*
- Reinhardt R. & Bolz R. (2012): *Rote Liste und Gesamtartenliste der Tagfalter (Rhopalocera) (Lepidoptera: Papilionoidea et Hesperioidea) Deutschlands*. In: M. Binot-Hafke, S. Balzer, N. Becker, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek, M. Strauch, & Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Naturschutz und biologische Vielfalt*. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. Münster: 165–194
- Reise K. (2005): Coast of change: habitat loss and transformations in the Wadden Sea. *Helgoland Marine Research* 59 (1): 9–21. DOI: 10.1007/s10152-004-0202-6
- Rommel N., Buchner D., Enss J., Hartung V., Leese F., Welti E. A. R., Sinclair J. S. & Haase P. (2024): DNA metabarcoding and morphological identification reveal similar richness, taxonomic composition and body size patterns among flying insect communities. *Insect Conservation and Diversity*. icad.12710. DOI: 10.1111/icad.12710
- Remund D., Liebisch F., Liniger H. P., Heinimann A. & Prasuhn V. (2021): The origin of sediment and particulate phosphorus inputs into water bodies in the Swiss Midlands – A twenty-year field study of soil erosion. *CATENA* 203: 105290. DOI: 10.1016/j.catena.2021.105290
- Ricciardi A. & Cohen J. (2007): The invasiveness of an introduced species does not predict its impact. *Biological Invasions* 9 (3): 309–315. DOI: 10.1007/s10530-006-9034-4

- Richey A. S., Thomas B. F., Lo M., Reager J. T., Famiglietti J. S., Voss K., Swenson S. & Rodell M. (2015): Quantifying renewable groundwater stress with GRACE. *Water Resources Research* 51 (7): 5217–5238. DOI: 10.1002/2015WR017349
- Richter R., Reu B., Wirth C., Doktor D. & Vohland M. (2016): The use of airborne hyperspectral data for tree species classification in a species-rich Central European forest area. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 52: 464–474. DOI: 10.1016/j.jag.2016.07.018
- Rickson R. J. (2014): Can control of soil erosion mitigate water pollution by sediments? *Science of The Total Environment* 468–469: 1187–1197. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.05.057
- Ries M. [Redakteur/in], Balzer S. [Redakteur/in], Gruttke H. [Redakteur/in], Haupt H. [Redakteur/in], Hofbauer N. [Redakteur/in], Ludwig G. [Redakteur/in], Matzke-Hajek G. [Redakteur/in] & Naturschutz [Herausgeber/in D./ B. für (Hrsg.) (2021): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag, Münster. 704 S.
- Rillig M. C. & Mummey D. L. (2006): Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist* 171 (1): 41–53. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2006.01750.x
- Rillig M. C. (2020): Experimental tools for addressing effects of complex substance mixtures in soil: TECHNICAL COMMENT. *SOIL ORGANISMS* 92 (1): 5–7. DOI: 10.25674/so-92iss1pp5
- Robin Y. & Ribes A. (2020): Nonstationary extreme value analysis for event attribution combining climate models and observations. *Advances in Statistical Climatology, Meteorology and Oceanography* 6 (2): 205–221. DOI: 10.5194/ascmo-6-205-2020
- Rocchini D., Luque S., Pettorelli N., Bastin L., Doktor D., Faedi N., Feilhauer H., Féret J., Foody G. M., Gavish Y., Godinho S., Kunin W. E., Lausch A., Leitão P. J., Marcantonio M. et al. (2018): Measuring  $\beta$ -diversity by remote sensing: A challenge for biodiversity monitoring. *F. Parini (Hrsg.): Methods in Ecology and Evolution* 9 (8): 1787–1798. DOI: 10.1111/2041-210X.12941
- Roger F., Ghanavi H. R., Danielsson N., Wahlberg N., Löndahl J., Pettersson L. B., Andersson G. K. S., Boke Olén N. & Clough Y. (2022): Airborne environmental DNA metabarcoding for the monitoring of terrestrial insects—A proof of concept from the field. *Environmental DNA* 4 (4): 790–807. DOI: 10.1002/edn3.290
- Rosenzweig M. L. (1995): *Species Diversity in Space and Time*. 1. Aufl. Cambridge University Press
- Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien (2020a): Rote Liste und Gesamtartenliste der Amphibien (Amphibia) Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. 86 S.
- Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien (Hrsg.) (2020b): Rote Liste und Gesamtartenliste der Reptilien (Reptilia) Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. 64 S.
- Ryslavý T., Bauer H. G., Gerlach B., Hüppop O., Stahmer J., Südbeck P. & Sudfeldt C. (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 13 S.
- Sacher P., Kaufmann S. & Mayer M. (2017): Wahrnehmung der natürlichen Waldentwicklung im Nationalpark Harz durch Besucher. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 49 (9): 291–299
- Sandvik H., Hilmo O., Finstad A. G., Hegre H., Moen T. L., Rafoss T., Skarpaas O., Elven R., Sandmark H. & Gede-raas L. (2019): Generic ecological impact assessment of alien species (GEIAA): the third generation of assessments in Norway. *Biological Invasions* 21 (9): 2803–2810. DOI: 10.1007/s10530-019-02033-6
- Schaefer M. (2012): *Wörterbuch der Ökologie*. 5. neu bearbeitete und erweiterte Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. 379 S.
- Schandl H., Hatfield-Dodds S., Wiedmann T., Geschke A., Cai Y., West J., Newth D., Baynes T., Lenzen M. & Owen A. (2016): Decoupling global environmental pressure and economic growth: scenarios for energy use, materials use and carbon emissions. *Journal of Cleaner Production* 132: 45–56. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.06.100
- Scherer L., Svenning J.-C., Huang J., Seymour C. L., Sandel B., Mueller N., Kumm M., Bekunda M., Bruelheide H., Hochman Z., Siebert S., Rueda O. & van Bodegom P. M. (2020): Global priorities of environmental issues to combat food insecurity and biodiversity loss. *Science of The Total Environment* 730 (NA): 139096. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139096
- Scherer-Lorenzen M., Schulze E., Don A., Schumacher J. & Weller E. (2007): Exploring the functional significance of forest diversity: A new long-term experiment with temperate tree species (BIOTREE). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9 (2): 53–70. DOI: 10.1016/j.ppees.2007.08.002
- Schmidt B. (2018): Die Wirkung von Straßenlärm auf Amphibien. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 25
- Schmidt J., Fassnacht F. E., Lausch A. & Schmidlein S. (2017): Assessing the functional signature of heathland landscapes via hyperspectral remote sensing. *Ecological Indicators* 73: 505–512. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.10.017
- Schmidt N. M., Mosbacher J. B., Eitzinger B., Vesterinen E. J. & Roslin T. (2018): High resistance towards herbivore-induced habitat change in a high Arctic arthropod community. *Biology Letters* 14 (5): 20180054. DOI: 10.1098/rsbl.2018.0054
- Schneider S., Taylor G. W., Kremer S. C., Burgess P., McGroarty J., Mitsui K., Zhuang A., deWaard J. R. & Fryxell J. M. (2022): Bulk arthropod abundance, biomass and diversity estimation using deep learning for computer vision. *Methods in Ecology and Evolution* 13 (2): 346–357. DOI: 10.1111/2041-210X.13769
- Schulte to Bühne H., Tobias J. A., Durant S. M. & Pettorelli N. (2021): Improving Predictions of Climate Change–Land Use Change Interactions. *Trends in Ecology & Evolution* 36 (1): 29–38. DOI: 10.1016/j.tree.2020.08.019
- Schulz R., Bub S., Petschick L. L., Stehle S. & Wolfram J. (2021): Applied pesticide toxicity shifts toward plants and invertebrates, even in GM crops. *Science* 372 (6537): 81–84. DOI: 10.1126/science.abe1148
- Schwemmer P., Mendel B., Sonntag N., Dierschke V. & Garthe S. (2011): Effects of ship traffic on seabirds in offshore wa-

- ters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21 (5): 1851–1860. DOI: 10.1890/10-0615.1
- Seebens H., Bacher S., Blackburn T.M., Capinha C., Dawson W., Dullinger S., Genovesi P., Hulme P.E., van Kleunen M., Kühn I., Jeschke J.M., Lenzner B., Liebhold A.M., Pattison Z., Pergl J. et al. (2021): Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. *Global Change Biology* 27 (5): 970–982. DOI: 10.1111/gcb.15333
- Seifert B. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) Deutschlands: 4. Fassung, Stand 15. November 2006 (Rote Liste) bzw. 31. März 2011 (Gesamtartenliste). In: W. [Mitarbeiter/in] Münch & H. [Mitarbeiter/in] Sonnenburg (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). 467–487
- Senf C., Seidl R. & Hostert P. (2017): Remote sensing of forest insect disturbances: Current state and future directions. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 60: 49–60. DOI: 10.1016/j.jag.2017.04.004
- Senzaki M., Barber J.R., Phillips J.N., Carter N.H., Cooper C.B., Ditmer M.A., Fristrup K.M., McClure C.J.W., Mennitt D.J., Tyrrell L.P., Vukomanovic J., Wilson A.A. & Francis C.D. (2020): Sensory pollutants alter bird phenology and fitness across a continent. *Nature* 587 (7835): 605–609. DOI: 10.1038/s41586-020-2903-7
- Shelton A.O., Gold Z.J., Jensen A.J., D’Agnese E., Andruszkiewicz Allan E., Van Cise A., Gallego R., Ramón-Laca A., Garber-Yonts M., Parsons K. & Kelly R.P. (2023): Toward quantitative metabarcoding. *Ecology* 104 (2): e3906. DOI: 10.1002/ecy.3906
- Shogren A.J., Tank J.L., Andruszkiewicz E., Olds B., Mahon A.R., Jerde C.L. & Bolster D. (2017): Controls on eDNA movement in streams: Transport, Retention, and Resuspension. *Scientific Reports* 7 (1): 5065. DOI: 10.1038/s41598-017-05223-1
- Simberloff D. (2013): *Invasive Species: What Everyone Needs to Know*. 1. Aufl. Oxford University Press
- Simon L. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Blattfußkrebse (Branchiopoda: Anostraca, Conchostraca, Nostraca) Deutschlands. In: Rote Liste der gefährdeten Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Bundesamt für Naturschutz. Bonn: 367–378
- Sinclair J.S., Welti E.A.R., Altermatt F., Álvarez-Cabria M., Aroviita J., Baker N.J., Barešová L., Barquín J., Bonacina L., Bonada N., Cañedo-Argüelles M., Csabai Z., de Eyto E., Dohet A., Dörflinger G. et al. (2024): Multi-decadal improvements in the ecological quality of European rivers are not consistently reflected in biodiversity metrics. *Nature Ecology & Evolution*. 1–12. DOI: 10.1038/s41559-023-02305-4
- Skelton J., Cauvin A. & Hunter M.E. (2023): Environmental DNA metabarcoding read numbers and their variability predict species abundance, but weakly in non-dominant species. *Environmental DNA* 5 (5): 1092–1104. DOI: 10.1002/edn3.355
- Skowronek S., Stenzel S. & Feilhauer H. (2018): Detecting invasive species from above-how can we make use of remote sensing data to map invasive plant species in Germany? *Natur und Landschaft* 93 (9/10): 434–438
- Soltani S., Feilhauer H., Duker R. & Kattenborn T. (2022): Transfer learning from citizen science photographs enables plant species identification in UAV imagery. *ISPRS Open Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 5: 100016. DOI: 10.1016/j.ophoto.2022.100016
- Spake R., Mori A.S., Beckmann M., Martin P.A., Christie A.P., Duguid M.C. & Doncaster C.P. (2021): Implications of scale dependence for cross-study syntheses of biodiversity differences J. Chase (Hrsg.): *Ecology Letters* 24 (2): 374–390. DOI: 10.1111/ele.13641
- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (2021): Was jetzt zu tun ist. Empfehlungen für eine ökologische Transformation. In: SRU: 1–7
- Staab M., Pereira-Peixoto M.H. & Klein A.-M. (2020): Exotic garden plants partly substitute for native plants as resources for pollinators when native plants become seasonally scarce. *Oecologia* 194: 465–480. DOI: 10.1007/s00442-020-04785-8
- Stenzel S., Fassnacht F.E., Mack B. & Schmidlein S. (2017): Identification of high nature value grassland with remote sensing and minimal field data. *Ecological Indicators* 74: 28–38. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.11.005
- Stohlgren T.J. & Schnase J.L. (2006): Risk Analysis for Biological Hazards: What We Need to Know about Invasive Species. *Risk Analysis* 26 (1): 163–173. DOI: 10.1111/j.1539-6924.2006.00707.x
- Stork N.E. (2018): How Many Species of Insects and Other Terrestrial Arthropods Are There on Earth? *Annual Review of Entomology* 63 (1): 31–45. DOI: 10.1146/annurev-ento-020117-043348
- Sueur J., Farina A., Gasc A., Pieretti N. & Pavoine S. (2014): Acoustic Indices for Biodiversity Assessment and Landscape Investigation. *Acta Acustica united with Acustica* 100 (4): 772–781. DOI: 10.3813/AAA.918757
- Sutherland W.J., Pullin A.S., Dolman P.M. & Knight T.M. (2004): The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 19 (6): 305–308. DOI: 10.1016/j.tree.2004.03.018
- Sutherland W.J., Dicks L.V., Petrovan S.O. & Smith R.K. (Hrsg.) (2021): *What Works in Conservation 2021*. Open Book Publishers. Cambridge
- Syrbe R.-U., Schorcht M., Grunewald K. & Meinel G. (2018): Indicators for a nationwide monitoring of ecosystem services in Germany exemplified by the mitigation of soil erosion by water. *Ecological Indicators* 94 (Part 2): 46–54. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.05.035
- Taylor P.D., Fahrig L., Henein K. & Merriam G. (1993): Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos* 68 (3): 571. DOI: 10.2307/3544927
- Thiel R., Winkler H., Böttcher U., Dänhardt A., Fricke R., George M., Kloppmann M., Schaarschmidt T., Ubl C. & Vorberg R. (2013): Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Fische und Neunaugen (Elasmobranchii, Actinopterygii & Petromyzontida) der marinen Gewässer Deutschlands. 5. Fassung, Stand August 2013. In: Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 2: Meeresorganismen: 1–76

- Thomsen P.F. & Sigsgaard E. E. (2019): Environmental DNA metabarcoding of wild flowers reveals diverse communities of terrestrial arthropods. *Ecology and Evolution* 9 (4): 1665–1679. DOI: 10.1002/ece3.4809
- Ticktin T. (2004): The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *Journal of Applied Ecology* 41 (1): 11–21. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2004.00859.x
- Tilman D. & Downing J. A. (1994): Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367 (6461): 363–365. DOI: 10.1038/367363a0
- Turbé A., Strubbe D., Mori E., Carrete M., Chiron F., Clergeau P., González-Moreno P., Le Louarn M., Luna A., Menchetti M., Nentwig W., Pârâu L. G., Postigo J.-L., Rabitsch W., Senar J. C. et al. (2017): Assessing the assessments: evaluation of four impact assessment protocols for invasive alien species. *Diversity and Distributions* 23 (3): 297–307. DOI: 10.1111/ddi.12528
- UBA – Umweltbundesamt (2017): Gewässer in Deutschland. Zustand und Bewertung. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/gewaesser-in-deutschland-zustand-bewertung> (aufgerufen am 03.07.2024)
- UBA – Umweltbundesamt (2021): Lärmwirkungen auf Tiere. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/laerm/laermwirkungen#laermwirkungen-auf-tiere> (aufgerufen am 03.07.2024)
- UBA – Umweltbundesamt (2022a): Umweltprobenbank des Bundes
- UBA – Umweltbundesamt (2022b): Wie viel Boden geht in Deutschland durch Wasser verloren? <https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-flaeche/bodenbelastungen/bodenerosion/bodenerosion-durch-wasser#wie-viel-boden-geht-in-deutschland-durch-wasser-verloren> (aufgerufen am 03.07.2024)
- UBA – Umweltbundesamt (2022c): Struktur der Flächennutzung. Die wichtigsten Flächennutzungen. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/flaeche/struktur-der-flaechennutzung#die-wichtigsten-flaechennutzungen> (aufgerufen am 03.07.2024)
- UBA – Umweltbundesamt (2022d): Trotz Fortschritten nur zehn Prozent der deutschen Gewässer ökologisch intakt. <https://www.umweltbundesamt.de/presse/pressemitteilungen/trotz-fortschritten-nur-zehn-prozent-der-deutschen> (aufgerufen am 03.07.2024)
- UBA – Umweltbundesamt (2023a): Bodenversiegelung. Anstieg der versiegelten Siedlungs- und Verkehrsfläche. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/boden/bodenversiegelung#anstieg-der-versiegelten-siedlungs-und-verkehrsflaeche> (aufgerufen am 03.07.2024)
- UBA – Umweltbundesamt (2023b): Siedlungs- und Verkehrsfläche. Anhaltender Flächenverbrauch für Siedlungs- und Verkehrszwecke. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/flaeche/siedlungs-verkehrsflaeche#anhaltender-flaechenverbrauch-fur-siedlungs-und-verkehrszwecke> (aufgerufen am 10.08.2023)
- UBA – Umweltbundesamt (2023c): Siedlungs- und Verkehrsfläche. Das Tempo des Flächen-Neuverbrauchs geht zurück. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/boden/bodenversiegelung#anstieg-der-versiegelten-siedlungs-und-verkehrsflaeche> (aufgerufen am 03.07.2024)
- UBA – Umweltbundesamt (2023d): Fläche. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/flaeche> (aufgerufen am 03.07.2024)
- UBA – Umweltbundesamt (2023e): UBA-Prognose: Treibhausgasemissionen sanken 2022 um 1,9 Prozent. <https://www.umweltbundesamt.de/presse/pressemitteilungen/uba-prognose-treibhausgasemissionen-sanken-2022-um> (aufgerufen am 03.07.2024)
- UBA – Umweltbundesamt (2023f): Entwicklung und Zielerreichung der Treibhausgasemissionen in Deutschland. [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/bilder/thg-entwicklung\\_2022\\_zielerreichung\\_0.jpg](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/bilder/thg-entwicklung_2022_zielerreichung_0.jpg) (aufgerufen am 03.07.2024)
- UBA – Umweltbundesamt (2023g): Wirkungen von Luftschadstoffen in Ökosystemen. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/wirkungen-von-luftschadstoffen/wirkungen-auf-oekosysteme#wirkungen-von-luftschadstoffen-in-okosystemen> (aufgerufen am 03.07.2024)
- UNFCCC – United Nations Framework Convention on Climate Change (2015): Adoption of the Paris Agreement
- Van Opzeeland I. & Hillebrand H. (2020): Year-round passive acoustic data reveal spatiotemporal patterns in marine mammal community composition in the Weddell Sea, Antarctica. *Marine Ecology Progress Series* 638: 191–206. DOI: 10.3354/meps13258
- Vautard R., Van Aalst M., Boucher O., Drouin A., Haustein K., Kreienkamp F., Van Oldenborgh G. J., Otto F. E. L., Ribes A., Robin Y., Schneider M., Soubeyrou J.-M., Stott P., Seneviratne S. I., Vogel M. M. et al. (2020): Human contribution to the record-breaking June and July 2019 heatwaves in Western Europe. *Environmental Research Letters* 15 (9): 094077. DOI: 10.1088/1748-9326/aba3d4
- Vautz W., Hariharan C. & Weigend M. (2018): Smell the change: On the potential of gas-chromatographic ion mobility spectrometry in ecosystem monitoring. *Ecology and Evolution* 8 (9): 4370–4377. DOI: 10.1002/ece3.3990
- Voigt C. C. (2021): Insect fatalities at wind turbines as biodiversity sinks. *Conservation Science and Practice* 3 (5): e366. DOI: 10.1111/csp2.366
- Wägele J. W., Bodesheim P., Bourlat S. J., Denzler J., Diepenbroek M., Fonseca V., Frommolt K.-H., Geiger M. F., Gemeinholzer B., Glöckner F. O., Haucke T., Kirse A., Kölpin A., Kostadinov I., Kühl H. S. et al. (2022): Towards a multisensor station for automated biodiversity monitoring. *Basic and Applied Ecology* 59 (NA): 105–138. DOI: 10.1016/j.baae.2022.01.003
- Wall D. H., Nielsen U. N. & Six J. (2015): Soil biodiversity and human health. *Nature* 528 (7580): 69–76. DOI: 10.1038/nature15744
- Wallis C. I. B., Paulsch D., Zeilinger J., Silva B., Curatola Fernández G. F., Brandl R., Farwig N. & Bendix J. (2016): Contrasting performance of Lidar and optical texture models in predicting avian diversity in a tropical mountain forest. *Remote Sensing of Environment* 174: 223–232. DOI: 10.1016/j.rse.2015.12.019

- Walters M. & Scholes R. J. (Hrsg.) (2017): The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks. Springer International Publishing, Cham
- Wania A., Kühn I. & Klotz S. (2006): Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany—spatial gradients of species richness. *Landscape and Urban Planning* 75 (1–2): 97–110. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2004.12.006
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2011): Welt im Wandel. Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation
- Weisser W. W., Roscher C., Meyer S. T., Ebeling A., Luo G., Allan E., Beßler H., Barnard R. L., Buchmann N., Buscot F., Engels C., Fischer C., Fischer M., Gessler A., Gleixner G. et al. (2017): Biodiversity effects on ecosystem functioning in a 15-year grassland experiment: Patterns, mechanisms, and open questions. *Basic and Applied Ecology* 23 (Supplement C): 1–73. DOI: 10.1016/j.baae.2017.06.002
- Westrich P., Frommer U., Mandery K., Riemann H., Ruhnke H., Saure C. & Voith J. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen (Hymenoptera: Apidae) Deutschlands. In: Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). Landwirtschaftsverlag. Münster: 373–416
- WHYMAP & Margat J. (2008): Groundwater Resources of the World. Larger Aquifer Systems. [https://www.whymap.org/whymap/EN/Home/whymap\\_node.html](https://www.whymap.org/whymap/EN/Home/whymap_node.html) (aufgerufen am 03.07.2024)
- Williams J. J. & Newbold T. (2020): Local climatic changes affect biodiversity responses to land use: A review. *Diversity and Distributions* 26 (1): 76–92. DOI: 10.1111/ddi.12999
- Wirth V., Hauck M., Brackel W. von, Cezanne R., Bruyn U. de, Dürhammer O., Eichler M., Gnüchtel A., John V., Litterski B., Otte V., Schiefelbein U., Scholz P., Schultz M., Stordeur R. et al. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. In: Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 6: Pilze (Teil 2) – Flechten und Myxozysten: 7–122
- Wischmeier W. & Smith D. (1978): Predicting rainfall erosion losses. Agricultural Handbook no. 537, US Dept of Agriculture. Science and Education Administration
- Wisniewska D. M., Johnson M., Teilmann J., Siebert U., Galatius A., Dietz R. & Madsen P. T. (2018): High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285 (1872): 20172314. DOI: 10.1098/rspb.2017.2314
- Wolf R. (2023): Biodiversität im Anthropozän. *Natur und Recht* 45 (1): 6–22. DOI: 10.1007/s10357-022-4127-0
- Wraase L., Reuber V. M., Kurth P., Fekadu M., Demissew S., Miede G., Opgenoorth L., Selig U., Woldu Z., Zeuss D., Schabo D. G., Farwig N. & Nauss T. (2023): Remote sensing-supported mapping of the activity of a subterranean landscape engineer across an afro-alpine ecosystem T. Sankey & J. Wu (Hrsg.): *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 9 (2): 195–209. DOI: 10.1002/rse2.303
- Xu H., Cao Y., Yu D., Cao M., He Y., Gill M. & Pereira H. M. (2021): Ensuring effective implementation of the post-2020 global biodiversity targets. *Nature Ecology & Evolution* 5 (4): 411–418. DOI: 10.1038/s41559-020-01375-y
- Zeuss D., Bald L., Gottwald J., Becker M., Bellafkir H., Bendix J., Bengel P., Beumer L. T., Brandl R., Brändle M., Dahlke S., Farwig N., Freisleben B., Friess N., Heidrich L. et al. (2023): Nature 4.0: A networked sensor system for integrated biodiversity monitoring. *Global Change Biology* 30 (1): e17056. DOI: 10.1111/gcb.17056
- Zizka V. M. A., Weiss M. & Leese F. (2020): Can metabarcoding resolve intraspecific genetic diversity changes to environmental stressors? A test case using river macrozoobenthos. *Metabarcoding and Metagenomics* 4: 23–34. DOI: 10.3897/mbmg.4.51925



# 3

# AGRAR- UND OFFENLAND

## Autor:innen

Alexandra-Maria Klein, Amibeth Thompson, Sebastian Lakner, Anne-Christine Mupepele, Hubertus Paetow, Christian Sponagel, Claudia Bieling, Christoph Bleidorn, Laura Breitzkreuz, Ute Hasenöhr, Martin Sommer, Franziska Tanneberger, Helge Bruelheide, Kathrin Muus, Anja Schmidt, Josef Settele, Maria Sporbert

## Beitragende Autor:innen

Ingolf Kühn (3.2.2.7 Pflanzen in den Alpen-Lebensräumen, 3.2.3 Anzahl/Änderung nicht einheimischer sowie sich ausbreitender einheimischer Arten im Agrar- und Offenland, 3.4.6 Invasive gebietsfremde Arten im Agrar- und Offenland), François Buscot und Peter Otto (3.2.2.8 Pilze und Mykorrhizapilze), Katrin Böhning-Gaese (3.2.2.9 Vögel), Felix Fornoff (3.2.2.10 Wildbienen), Axel Ssymank (3.2.2.10 Schwebfliegen), Martin Musche und Alexander Harpke (3.2.2.10 Tagfalter und Widderchen), Bartosz Bartkowski, Nico Eisenhauer, Christian Ristok und Christoph C. Tebbe (Box 3.1 Bodenbox), Cäcilia Hagenow (3.4 Direkte Treiber), Nicolas Schoof (3.4.3 Grünlandbewirtschaftung, Thema Brache), Vera Schreiner (Box 3.2), Marion Mehring (Box 3.3), Christopher Morhart (Thema Agroforst)

## Kapitelzusammenfassung

### 1. Die überwiegende Mehrzahl der naturschutzfachlich hochwertigen Biotoptypen in der Agrar- und Offenlandschaft zeigt einen negativen Trend bzgl. der Biodiversität (*allgemein anerkannt*) {3.2.2.3}.

Stark gefährdet sind vor allem artenreiche Äcker, Trocken- und Halbtrockenrasen, Mähgrünland auf frischen Standorten sowie Hoch-, Zwischen- und Niedermoore. Bei andauernden negativen Trends droht der Totalverlust einiger dieser Biotoptypen, wie beispielsweise den Hochmooren. Für die folgenden Biotoptypen sollte eine intensive Langzeitbeobachtung durchgeführt werden: extensive Landwirtschaft, Äcker und Ackerbrachen, Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte, waldfreie Niedermoore und Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte und Hoch-, Zwischen- und Übergangsmoore.

### 2. Die Trends der Artenvielfalt für die Artengruppen des Offenlandes variieren zwischen den Gruppen, dem Zeitraum und den Messgrößen der Artenvielfalt (*allgemein anerkannt*) {3.2.2.5}.

Insgesamt sind die Artenzahl und Abundanz der Großgruppe der Pflanzen in Deutschland mehr oder weniger in ihrer Gesamtheit unverändert, wobei hauptsächlich Daten von Gefäßpflanzen in Zeitreihen vorlagen. In den Großgruppen der Wirbeltiere und der Wirbellosen sind, insgesamt betrachtet, in den letzten Jahrzehnten Arten und Individuen verloren gegangen. Bei der Großgruppe der Wirbeltiere gingen die Zeitreihen hauptsächlich auf Vögel, bei den Wirbellosen auf die Tagfalter zurück, darunter in beiden Gruppen viele gefährdete Arten.

Detaillierter betrachtet, gibt es in den folgenden Artengruppen des Agrar- und Offenlandes starke Rückgänge zu verzeichnen: Ackerwildkrautarten, Pflanzenarten des Feuchtgrünlands und der Moore, bei verschiedenen Insektengruppen (z. B. Wildbienen, Tagfalter, Heuschrecken und Schwebfliegen) und vor allem bei den Feldvögeln sowie bei vielen Fledermausarten. Amphibien sind vor allem durch den Verlust von Laichhabitaten in der Agrar- und Offenlandschaft gefährdet. Große Wissenslücken bestehen bei Bodenlebewesen (z. B. Mikroorganismen oder Nematoden), Insekten im Allgemeinen sowie bei Flechten, Pilzen und Moosen.

Der Rückgang der genetischen Vielfalt innerhalb der Arten betrifft nicht nur die verschiedenen Artengruppen der wild lebenden Pflanzen und Tiere, wie z. B. Schmetterlinge, sondern auch die Kulturpflanzenar-

ten und Nutztiere. Hier ist der Verlust vieler Unterarten, Sorten und Rassen in Zukunft zu befürchten und somit der Verlust wertvollen genetischen Potenzials für die Anpassung an sich ändernde Umweltbedingungen.

### 3. Obwohl der Zusammenhang zwischen Ökosystemleistungen (ÖSL) und Artenvielfalt gut dokumentiert ist, wird dies von den zuständigen Akteuren nur selten in Gesetze oder Maßnahmen umgesetzt (*ungelöst*) {3.3.3, 3.7.1}.

Für mehrere Ökosystemfunktionen/-leistungen gibt es gut belegte Zusammenhänge zur Biodiversität, z. B. Biomasseproduktion, Prädation und Bestäubung. Auch die Mechanismen hinter den Zusammenhängen sind gut beschrieben. Im Alltag wird dies durch einen großen Teil der relevanten Akteure jedoch noch nicht wahrgenommen. Die als besonders wichtig wahrgenommenen ÖSL sind nicht zwangsläufig die am stärksten mit der Biodiversität verknüpften. Es ist jedoch wahrscheinlich, dass ein Biodiversitätsverlust auf Dauer auch negative Auswirkungen auf die weniger direkt verbundenen ÖSL haben wird. Eine genaue Vorhersage, bei welchem Grad des Biodiversitätsverlustes spürbare negative Auswirkungen auf Ökosystemleistungen eintreten, kann nicht getroffen werden. Aufgrund der Komplexität wird es erst möglich sein, eine derartige Vorhersage zu treffen, wenn wir den Auswirkungen wesentlich näher gekommen sind. Zu diesem Zeitpunkt dürfte es jedoch bereits zu spät sein, um die negativen Konsequenzen zu verhindern. Besonders wichtige Ökosystemleistungen für das Agrar- und Offenland sind z. B. die Biomasseproduktion für Nahrungsmittel, Rohstoffe und Energiegewinnung, die Schädlings- und Krankheitskontrolle, die Verbesserung der Bodenqualität und die Regulierung von Schadstoffen durch biologische Prozesse (z. B. Filtration/Speicherung durch Mikroorganismen, Algen, Pflanzen, Tiere). Um diese ÖSL langfristig zu sichern, muss die Erhaltung der Artenvielfalt mit ihren arttypischen Lebenszyklen, Habitaten und Genpools in der Agrar- und Offenlandschaft gewährleistet sein.

### 4. Das aktuelle Intensitätsniveau der Nutzung in der Agrar- und Offenlandschaft ist der wichtigste Treiber für den Rückgang der Biodiversität in Deutschland (*allgemein anerkannt*) {3.4.3}.

Eine reduzierte Heterogenität der Landschaft ist ein wichtiger Treiber für den Rückgang der Biodiversität. Speziell der Verlust von Säumen, Hecken oder Ökotonen (= Randstrukturen und Übergängen zwischen Lebensräumen) führt in Kombination mit einem intensiven Landbau

mit engen Fruchtfolgen zu Lebensraum- und Nahrungspflanzenverlusten sowie Verlusten von Nisthabitaten. Das aktuell hohe Intensitätsniveau der Landwirtschaft beinhaltet oft den Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, die sich auf die Biodiversität negativ auswirken. Der Rückgang von Weidetierhaltung im Grünland und die Entwässerung von Feuchtgrünland und Mooren sowie die Bodenbearbeitung führen weiter zu einem Rückgang der ober- und unterirdischen Biodiversität.

#### **5. Die Interaktion zwischen Klimawandel und Intensivierung hat mehrfache negative Auswirkungen auf die Artenvielfalt (*ungelöst*) {3.4.7}.**

Die Veränderung des Klimas beeinträchtigt die Biodiversität, dieser Treiber ist allerdings im Vergleich zur Landnutzung weniger gut erforscht. Die Interaktion zwischen Klimawandel und der Veränderung der Landnutzung kann einen großen Einfluss auf die Artenvielfalt haben und sollte zukünftig in der Wissenschaft und Politik gemeinsam betrachtet werden. Organismen, die unter Stressoren wie Temperatur- oder Niederschlagsveränderungen leiden, sind voraussichtlich anfälliger für negative Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln.

#### **6. Konsummuster haben einen starken Einfluss auf die für die Ernährung genutzten Flächen und damit auch auf die Biodiversität (*allgemein anerkannt*) {3.5.3, 3.5.4}.**

Die Konsummuster haben sich mit steigender Kaufkraft und wachsender Bevölkerung verändert, wobei sich die Fleischproduktion in Deutschland in den letzten Jahrzehnten verdreifacht hat. Der ökologische Fußabdruck der Lebensmittelproduktion könnte jedoch durch eine fleischarme Ernährung und eine Verringerung der Lebensmittelverschwendung erheblich verringert werden. Die Verringerung der Tierzahlen und des Wegwerfens von Nahrungsmitteln würde den Flächendruck vermindern und es ermöglichen, das Gebiet für eine extensivere Bewirtschaftung oder für die Renaturierung zu nutzen und damit die biologische Vielfalt zu fördern.

#### **7. Flächenkonkurrenz stellt eine bedeutende Hürde für die Förderung von Biodiversität dar, und die Verlagerung zu innovativer Pflanzen- und Proteinproduktion könnte entgegenwirken (*ungelöst*) {3.5.5, 3.7.2.1}.**

Biodiversitätserhaltende, extensive Produktionsverfahren im Offenland konkurrieren in der Regel mit intensiven Flächennutzungen. Darüber hinaus hat die Landwirtschaft seit 1990 durch Siedlungsbau und Infrastruktur kontinuierlich an Fläche verloren, die auch für den Biodiversitätserhalt nicht mehr zur Verfügung steht. Die Flä-

chenkonkurrenz behindert aber nicht nur die Nutzung von Flächen zum Zwecke des Naturschutzes, sondern erschwert auch den Verzicht auf Erträge zugunsten von Maßnahmen des Biodiversitätserhalts innerhalb der produktiven Fläche. Angesichts einer steigenden Nachfrage nach nachwachsenden Rohstoffen, Energie und Nahrungsmitteln erscheinen intensive Landnutzungsverfahren ökonomisch lukrativer. Intensive Nahrungsmittelproduktion und Energieerzeugung aus Anbaubiomasse sind oft mit negativen Einflüssen auf die Biodiversität verbunden. In diesem Sinne ist eine Mehrfachnutzung der Fläche wie z. B. im Agroforstsystem oder Moorflächen mit Photovoltaik sowie der Verlagerung der Produktion von der Fläche hin zu industriellen Produktionsverfahren, z. B. beim Indoor-Farming, als potenziell positiv für die Verminderung der Flächenkonkurrenz und damit für den Biodiversitätserhalt zu beurteilen.

#### **8. Um Biodiversität nachhaltig zu schützen und zu fördern, müssen neben den direkten Treibern auch indirekte Treiber angegangen werden, um eine reine Symptombekämpfung zu vermeiden (*allgemein anerkannt*) {3.5, 3.7.2}.**

Die indirekten Treiber haben in ihrer Wirkung auf die Biodiversität am Ende eine stärkere Bedeutung als die direkten Treiber, da diese maßgeblich von den Ersteren beeinflusst werden. Zudem stehen die indirekten Treiber untereinander in komplexer Interaktion in Bezug auf ihre Wirkung auf die Biodiversität. In diesem Kontext ist beispielsweise der Flächendruck oder die Ausrichtung der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU zu nennen. Von hoher Bedeutung sind auch die gesellschaftlichen Werte und damit das Bewusstsein für den Erhalt der Artenvielfalt. Jedoch sind nicht alle Wirkungsfaktoren direkt beeinflussbar, beispielsweise hat auch die globale Nachfrage nach Agrargütern einen Effekt auf die Artenvielfalt in Deutschland. In diesem Kontext muss durch Kommunikation die Leistung der Landwirt:innen für den Naturschutz in der Gesellschaft stärker honoriert und diese durch politische Instrumente fair vergütet werden.

#### **9. Erfolgsgesteuerte Maßnahmen: Ergebnisorientierte Instrumente sollten verstärkt zum Einsatz kommen und inputorientierte Maßnahmen ergänzen oder nach Möglichkeit ersetzen (*allgemein anerkannt*) {3.6.2.2}.**

Ergebnisorientierte Instrumente, bisher vor allem bei den Agrarumweltmaßnahmen und seit 2023 auch als Ökoregelung in der ersten Säule der GAP, sind bisher vor allem im Grünland verbreitet. Sie bieten aus Sicht der Landwirtschaft eine stärkere Flexibilität und können dadurch auch





**Abbildung 3.0:** Übersicht zu Status und Trends der biologischen Vielfalt (Kap. 3.2) und ihrem Einfluss auf Ökosystemleistungen (Kap. 3.3), den direkten (Kap. 3.4) und indirekten (Kap. 3.5) Treibern von Biodiversitätsänderungen, wichtigen Instrumenten und Maßnahmen (Kap. 3.6) sowie Transformationspotenzialen zum Erhalt der biologischen Vielfalt (Box 3.2 & 3.3) im Agrar- und Offenland.

### 3.1 Lebensraum Agrar- und Offenland

#### 3.1.1 Was ist Agrar- und Offenland?

##### 3.1.1.1 Definition von Agrar- und Offenlandschaften

Agrarlandschaften sind offene oder halb offene, wesentlich von Menschen gestaltete Landschaften, die überwiegend landwirtschaftlich genutzt werden (Leopoldina 2020). Agrarlandschaften nehmen heute 50,6 % der gesamten Landfläche Deutschlands ein (18,1 Mio. ha). Davon werden ca. 70 % durch den Ackerbau und ca. 29 % als Dauergrünland genutzt. Die restliche landwirtschaftlich genutzte Fläche (1 %) besteht aus Dauerkulturen, wie z. B. Obst und Wein (BMEL 2022b). Die Offenlandschaft umfasst neben den landwirtschaftlich genutzten Flächen weitere unbewaldete und nicht bebaute Lebensraumtypen. Beispiele sind Hochmoore, Heiden und Gebüsche, natürliches oder naturnahes Grasland, alpine Matten und Blockhalden. Dünen, Flussauen und offene Binnengewässer mit ihren natürlichen Schilfbänken werden im Kapitel »Binnengewässer und Auen« (Kap. 4) behandelt. Agroforstwirtschaft ist eine Kombination aus landwirtschaftlicher und forstwirtschaftlicher Nutzung, wozu in Deutschland auch die Streuobstwiesen zählen (Nerlich, Graeff-Hönniger & Claupein 2013). Agroforstsysteme werden meist auf Äckern, bisweilen auch auf Grünland angelegt und zählen damit zur Agrarlandschaft. Auch offene Gewässer und Feuchtbiotope sind in der Agrarlandschaft wichtig und werden von ihr beeinflusst. In diesem Kapitel werden neben den Feuchtwiesen noch die Hochmoore als ein wichtiges Feuchtbiotop der Offenlandschaft besprochen. Niedermoore und Sümpfe werden im Kapitel »Binnengewässer und Auen« besprochen. Gewässer werden nur an manchen Stellen in diesem Kapitel erwähnt, weil unter anderem der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln ca. 80 % der Gewässer im Agrar- und Offenland betrifft (Liess et al. 2021). Gärten und öffentliche Grünflächen haben oft eine größere biologische Vielfalt als landwirtschaftlich genutzte Flächen (Theodorou et al. 2020). Auch wenn Gärten in Dörfern eng mit der Agrar- und Offenlandschaft verbunden sind, werden diese Bereiche als städtische Offenlandflächen im Kapitel »Urbane Räume« (Kap. 6) behandelt. Agrar- und Offenlandschaften sind somit räumlich oft nicht zu trennen, weshalb wir die Agrarlandschaft als Teil der Offenlandschaft betrachten. Wenn wir nur die Agrarlandschaft thematisieren, befinden wir uns in einer Landschaft, die durch landwirtschaftliche Kulturen geprägt wird. Auf der anderen Seite gibt es auch Landschaften, die durch Moore geprägt werden. Hier sprechen wir nur von Offenland. In unserem Kapitel thematisieren wir vor allem die Agrarlandschaft und die

Agrar- und Offenlandschaft. Sowohl in der Agrarlandschaft als auch in der Agrar- und Offenlandschaft werden Biodiversitäts- und Produktionsziele gemeinsam betrachtet. In Offenlandschaften, die keine agrarische Nutzung beinhalten, werden vorwiegend Naturschutzziele verfolgt. Die Offenlandschaft wird zum Teil durch Freizeitaktivitäten wie Golfspielen beeinflusst.

##### 3.1.1.2 Regional-geografische Räume innerhalb Deutschlands

Deutschland blickt auf eine lange Geschichte der Landwirtschaft zurück. Diese hat die Gestaltung der Landschaft und die Standortbedingungen beeinflusst. In Deutschland bestehen, je nach vorherrschender Landnutzungsform und klimatischer und geologischer Beschaffenheit, erhebliche regionale Unterschiede. Deutschland selbst gliedert sich in vier geografische Großnaturräume: Norddeutsches Tiefland, Mittelgebirge, Südwestdeutsches Stufenland und die Alpen/das Alpenvorland (BfN 2008). Entlang dieser geografischen Einteilung unterscheiden sich auch die landwirtschaftlichen Praktiken und das Vorkommen nicht bewirtschafteter Offenlandflächen. Kühe und Rinder für die Milch- und Fleischproduktion werden z. B. vorwiegend im Norddeutschen Tiefland, in Teilen des Mittelgebirges und im Alpenvorland gehalten. Getreide wird z. B. großflächig im Norddeutschen Tiefland angebaut (BMEL 2020, S. 17). Diese unterschiedlichen Nutzungsformen in den verschiedenen Naturräumen beeinflussen auch deren Bedeutung für die biologische Vielfalt.

##### 3.1.1.3 Entstehung und Entwicklung der Agrar- und Offenlandschaft

Die Entstehung der Agrarlandschaft wird bereits mit dem Sesshaftwerden der Menschen vor etwa 10.000 Jahren in Verbindung gebracht (Küster 2013; Radkau 2000, S. 79–90). Die ersten Kulturen von Getreide, Hülsen- und Knollenfrüchten, Gemüse und Salatpflanzen, aber auch Textilpflanzen wurden in Mitteleuropa schon im Neolithikum angebaut (Poschlod 2017). Moorkultivierungen spielten in Deutschland seit dem Mittelalter eine größere Rolle und wurden dann ab dem 18. Jahrhundert im Zuge der staatlichen Meliorationen weiter intensiviert (Blackbourn 2007; Kupper 2021, S. 55–68). Leguminosen wurden als Futterpflanzen für Weidetiere angesät. Der Anteil des Ackerlandes an der globalen Landfläche stieg dabei langsam, aber stetig (parallel zum Bevölkerungswachstum). Um 1700 betrug er rund 2–3 % der Landflächen der Welt, heute liegt er bei ca. 15 % (McNeill et al. 2003, S. 230). Auch wenn mit dem Ackerbau zugleich eine Gefahr der Übernutzung und

Degradierung der Böden einherging, ließen der Anbau von landwirtschaftlichen Kulturen und die Nutzung von Weidetieren die Landschaft zunächst vielfältiger werden (Küster 2013), und die biologische Vielfalt wurde dadurch zunächst erhöht (Colombaroli & Tinner 2013). Bis zur »landwirtschaftlichen Revolution« des 18. und 19. Jahrhunderts (Cerman & Steffelbauer 2008; Langthaler 2010) waren das Klima (z. B. Kleine Eiszeit ab 1300), die Bevölkerungsentwicklung und die Bodenfruchtbarkeit vor Ort die wesentlichen Steuerungsfaktoren der Landnutzung (Poschlod 2017). Die gravierendsten Veränderungen mit Auswirkungen auf die biologische Vielfalt werden allerdings den letzten beiden Jahrhunderten zugeschrieben (Dix & Langthaler 2006; McNeill et al. 2003, S. 232). Diese sollen daher im Folgenden im Vordergrund stehen. Hierbei muss allerdings betont werden, dass Deutschland ein sehr heterogenes Land war und ist – ökologisch (von den Alpen bis zur Ostsee), sozioökonomisch (z. B. zentrale vs. periphere Gebiete), kulturell, politisch und rechtlich. So wirkten sich traditionelle Unterschiede im Erbrecht (etwa zwischen Regionen mit Realteilung und mit Anerbenrecht) auch auf die Größe der Betriebe und die Landnutzungen aus – mit Auswirkungen bis in die Gegenwart hinein (Kroeschell & Winkler 2004). Die im Folgenden zusammengefasst dargestellten Entwicklungen können derartige regionale Differenzen und Spezifika nur teilweise erfassen.

Seit Mitte des 18. Jahrhunderts fanden in ganz Europa einschneidende Veränderungen der Agrarpraktiken und Agrarstrukturen statt. Metaprozesse wie die Entstehung der Agrarwissenschaften, politisch motivierte Agrar- und Bodenreformen oder die Industrialisierung des Agrarsektors führten zu einer grundlegenden Transformation der Landbewirtschaftung und des Landschaftsbildes (zusammenfassend Langthaler 2010). Im Folgenden sollen einige der wichtigsten Entwicklungen des »langen« 19. Jahrhunderts<sup>1</sup> kurz aufgeführt werden:

(1) Veränderungen in der Eigentumsstruktur: In der Vormoderne waren 80 % der Gesamtbevölkerung Deutschlands in der Landwirtschaft tätig und überwiegend (neun von zehn der Landwirt:innen) in feudalistischen Systemen organisiert, in denen die Landarbeiter:innen nicht Eigentümer:innen ihres Landes waren (Moeller 1999). Ein erheblicher Teil ihrer Arbeit und ihrer Produkte musste an ihre Grundherren abgegeben werden. In der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts (1780–1850) wurde die Leibeigenschaft im Zuge der sogenannten Bauernbefreiung nach und nach abgeschafft,

und es wurden Landreformen zur Privatisierung von Ackerland durchgeführt (Prass 2016). Zusammen mit der Auffassung der Allmenden als dörflicher Gemeinbesitz (Separation) führten diese Maßnahmen zu erheblichen Veränderungen der Besitz- und damit auch der Agrarstrukturen (Verkoppelung). Diese Agrarreformen bewirkten auch, dass sich in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts allmählich eine unternehmerisch handelnde Bauernschaft entwickeln konnte, mit eigenen Interessenvertretungen (landwirtschaftlichen Vereinen) und neuen Bildungsmöglichkeiten. In landwirtschaftlichen Schulen und Kursen wurden die neuesten agrarwissenschaftlichen Erkenntnisse vermittelt (Lehmbrock 2020).

(2) Optimierung von Anbaumethoden: Im Zentrum der »rationellen Landwirtschaft« in der Tradition von Albrecht Daniel Thaer (1752–1828), dem Vater des wissenschaftlichen Landbaus (Märtinger 2016), standen Fruchtwechselwirtschaft und Stallhaltung. Mit neuen Anbaumethoden wie dem Anbau von Hackfrüchten (Kartoffeln [*Solanum tuberosum*], Futterrüben [*Beta vulgaris*] und Futterleguminosen, Klee [*Trifolium sp.*]), ausgeklügelter Grünlandbewässerung sowie neuen Bodenbearbeitungstechniken konnten die Bodenfruchtbarkeit verbessert und der Ertrag deutlich gesteigert werden – und dies noch innerhalb des solaren Energiesystems und weitgehend ohne Einsatz von Agrochemikalien (Krausmann 2006; Langthaler 2010). Um die landwirtschaftlichen Flächen und Erträge zusätzlich zu steigern, kam es regional auch zu Eingriffen in die traditionellen Kulturlandschaften, zu Rodungen und Entwaldungen oder zum Auflassen von Hecken (Radkau 2000, S. 237–245). Die Versorgung mit Stickstoff und anderen Pflanzennährstoffen blieb zudem ein limitierender Faktor, der im Zeitalter der Industrialisierung und Urbanisierung immer mehr an Bedeutung gewann.

(3) Industrialisierung und Urbanisierung: Mit der Industrialisierung ging im Laufe des 19. Jahrhunderts eine Verstädterung einher, die durch soziale Prozesse wie die Landflucht weiter intensiviert wurde (Schott 2014). Migrationsbewegungen führten zu einem erheblichen Rückgang der landwirtschaftlichen Arbeitskräfte (bis auf 42 % im Jahr 1880 [Kümmerle 2015]). In den urbanen Gebieten stieg aber nicht nur der Bedarf an Arbeitskräften, sondern auch die Nachfrage nach Nahrungsmitteln. Der ländliche Raum wurde – auch dank verbesserter Transportinfrastrukturen – zum Versorgungsgebiet der Städte

<sup>1</sup> Die Zeit zwischen der Französischen Revolution und dem 1. Weltkrieg

(Cronon 1992). Viele bäuerliche (Familien-)Betriebe nutzten diese Chance und orientierten ihre Produktion nun verstärkt an den überregionalen Märkten. Dies brach die bislang lokal weitgehend geschlossenen Stoffkreisläufe zunehmend auf. Die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit wurde damit im 19. Jahrhundert immer mehr zu einer Düngefrage – auch über die regenerativen Grenzen der Stallwirtschaft hinaus (Krausmann 2006).

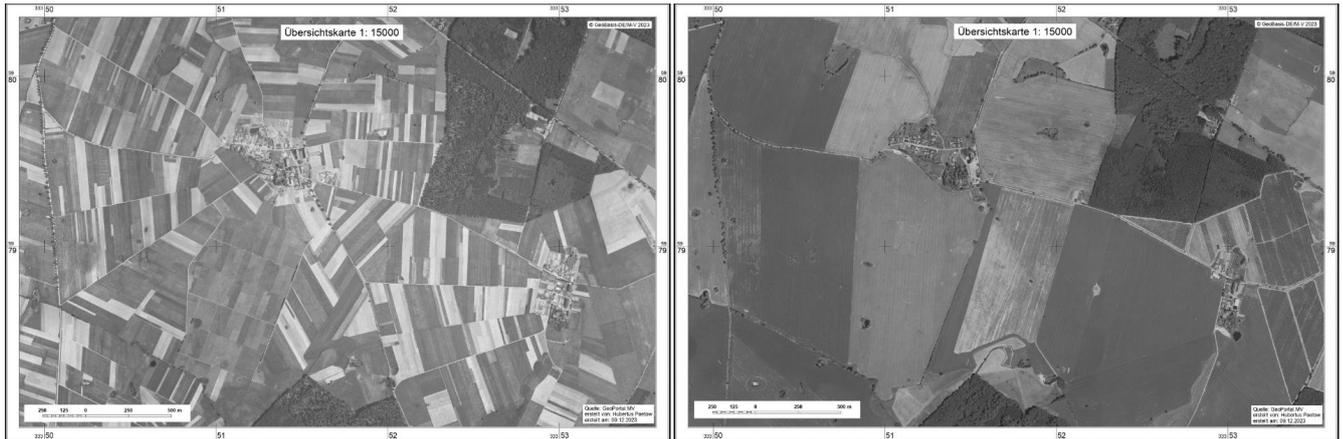
(4) Einführung fossiler Düngemittel: Mit der wachsenden Verfügbarkeit von fossilen Düngemitteln gehörten die Nährstofflimitationen des solaren Zeitalters seit dem späten 19. Jahrhundert zunehmend der Vergangenheit an. Ackerbau wurde von der Viehhaltung und den natürlichen Erneuerungsraten der Böden entkoppelt (Uekötter 2010). Die Mineraldüngerepoche wird im deutschsprachigen Raum vor allem mit der Person Justus von Liebig (1803–1873) in Verbindung gebracht. Desens Forschungen zu Phosphatdünger gelten als Beginn der modernen Agrochemie. Mengenmäßig spielte dieser im 19. Jahrhundert aber keine große Rolle. Viel wichtiger waren ab 1840 Importe von fossilen Düngemitteln wie Guano oder Chilesalpeter. Erst ab den 1920er-Jahren war Kunstdünger billiger als Chilesalpeter (Slotta, Schnepel & Deutsches Bergbau-Museum Bochum 2011; Uekötter 2020, S. 99–132, 278–292). Entscheidend war dabei die 1909 von Fritz Haber entwickelte Ammoniaksynthese aus atmosphärischem Stickstoff und Wasserstoff (Smil 2000). Das Haber-Bosch-Verfahren, mit dem im 1. Weltkrieg auch Nitrate für Sprengstoffe hergestellt wurden, benötigte allerdings große Mengen an Energie. Der Einsatz von Mineral- und Kunstdünger erlaubte eine deutliche Steigerung der Produktion – und damit in Kriegs- und Krisenzeiten auch ein höheres Maß an Autarkie von Lebensmittelimporten (ein erklärtes Ziel nicht nur der nationalsozialistischen Agrarpolitik (Gies 2005).

(5) Mechanisierung: Ein weiteres Charakteristikum der Landwirtschaft im Industriezeitalter war die zunehmende Substituierung von menschlicher und tierischer Arbeit durch Maschinen, die bereits im Laufe des 19. Jahrhunderts eingesetzt wurden. Während Dampfmaschinen eher ein Randphänomen gebildet hatten, veränderten die Einführung und Verbesserung mechanischer Landmaschinen wie Tiefpflüge, Eggen, Mähmaschinen, vor allem aber der benzinbetriebene Traktor die landwirtschaftlichen Praktiken tiefgreifend. In den meisten Ländern Europas setzten sich Traktoren aber im Unterschied zu den USA oder der Sowjetunion erst in der Nachkriegszeit flächendeckend in der Land-

wirtschaft durch (McNeill et al. 2003, S. 232–235). Die Landwirt:innen begannen nun auch, sich in lokalen Genossenschaften zu organisieren, um Maschinen und Verarbeitungsanlagen gemeinsam zu nutzen (Henkel 2012).

Diese parallelen und komplex verschachtelten Entwicklungen hatten im Laufe des »langen« 19. Jahrhunderts eine Intensivierung der Landwirtschaft sowie einen Wandel in den Agrarland- und Offenlandschaften ausgelöst, der sich im 20. Jahrhundert – und insbesondere in der Nachkriegszeit – nochmals beschleunigen und verstärken sollte (Cerman & Steffelbauer 2008; Dix & Langthaler 2006; Kluge 2005; Langthaler 2010). Die von Steffen, Crutzen und McNeill für das Anthropozän konstatierte »Great Acceleration« der 1950er-Jahre (Steffen, Crutzen & McNeill 2017) lässt sich auch in und für die Landwirtschaft feststellen. Zahlreiche Prozesse wie die bereits erwähnte Mechanisierung, der Einsatz von Düngemitteln oder der Strukturbruch des primären Sektors nahmen nun nochmals Fahrt auf oder kamen jetzt erst flächendeckend zum Durchbruch. Die landwirtschaftliche Produktion war im Zuge dieser Entwicklungen einerseits effizienter und produktiver geworden, aber es gab auch vielfache negative Auswirkungen auf die Umwelt, wie Bodenerosion, Wasserverunreinigung und Verlust von Biodiversität, die bereits von den Zeitgenoss:innen kritisch reflektiert wurden (Brakensiek & Grüne 2017).

Die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung war in der Nachkriegszeit die Hauptursache für den starken Verlust der biologischen Vielfalt in den Agrar- und Offenlandschaften Mitteleuropas (siehe im Detail auch das Kap. 3.5 »Indirekte Treiber«). Von den 1950er- bis zu den 2010er-Jahren veränderten sich die Nutzungsintensität und die Ausdehnung von Acker- und Grünland, insbesondere die Dauergrünlandfläche, die Anbaudiversität, die Feldgröße, zum Teil das Saatgut sowie der Dünger- und Pestizideinsatz (Leuschner et al. 2014; Mahlerwein 2016). Diese Prozesse verliefen in West- und Ostdeutschland unter den Bedingungen des Kalten Krieges zwar im Detail unterschiedlich, jedoch ähnelten sich die grundsätzlichen Mechanismen über die Systemgrenzen hinweg: Rückgang in der Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe, Vergrößerung der Schläge, Maschinisierung, Verwendung von Agrochemikalien (z. B. chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel) und die Verengung des Anbauspektrums (Bauerkämper 2006). Westdeutschland stand dabei unter dem Einfluss der europäischen Agrarpolitik, deren Hauptziel es war, einen gemeinsamen Markt für landwirtschaftliche Erzeugnisse zu schaffen, die Selbstversorgung mit Nahrungsmitteln sicherzustellen und die



**Abbildung 3.1:** Luftbildaufnahmen einer Feldflur in Schlutow, Mecklenburg-Vorpommern im Jahr 1953 (nach Abschluss der Bodenreform) und 1991. Übersichtskarte 1:15.000. Quelle: GeoBasis-DE/M-V, erstellt von Hubertus Paetow am 09.12.2023.

ländliche Entwicklung zu fördern (Kluge 2005; Mahlerwein 2016). Dies zielte auch auf eine Modernisierung des Agrarsektors ab. Die Mechanisierung fand nun in großem Umfang statt (d. h., die Zahl der Traktoren nahm zu und ersetzte die Zugtiere [McNeill et al. 2003, S. 232–235]), doch viele Gebiete waren aufgrund der geringen Betriebsgröße und der komplexen Landschaftsstrukturen nicht für Maschinen geeignet. Hier setzte die Flurbereinigung an, die mit dem Flurbereinigungsgesetz vom 14. Juli 1953 auf eine bundeseinheitliche Grundlage gestellt wurde. Um eine Bewirtschaftung nach »neuzeitlichen betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten« (§ 1) zu ermöglichen, strebte man eine Zusammenlegung zersplitterter Mosaikfelder zu größeren, zusammenhängenden Einheiten an. Dabei wurden Hecken oft beseitigt (Oberkrome 2001; Walter 2001). Auch wenn es schon damals regional große Unterschiede gab, zeigte Uekötter (2020), dass verschiedene Feldfrüchte unterschiedliche Maschinen benötigen und mit der Mechanisierung zugleich eine Spezialisierung auf einzelne Anbauprodukte einherging. Der gemischte Anbau wurde somit oft von eingeschränkten Fruchtfolgen abgelöst (Uekötter 2007). Um deren Versorgung mit spezifischen Pflanzennährstoffen zu gewährleisten, wurden wiederum immer häufiger höhere Mengen an Mineraldünger eingesetzt. Dies, aber auch die zunehmende Globalisierung führte zu immer mehr spezifischen Schädlingen und damit einem wachsenden Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, also verschiedenen Pestiziden (Büschfeld 2022; Uekötter 2010). Skaleneffekte führten zudem dazu, dass Großbetriebe gegenüber kleineren Familienbetrieben auf den Agrarmärkten Kostenvorteile hatten. Die Betriebsgrößen stiegen entsprechend im Laufe der Nachkriegszeit, die Zahl der Betriebe – und der in der Landwirtschaft beschäftigten Personen – nahm hingegen ab (Mahlerwein 2016). Landwirtschaft erforderte damit ei-

nen immer höheren Kapital- und immer geringeren Arbeitskräfteeinsatz. Durch die Intensivierung der Landwirtschaft konnten erhebliche Produktionssteigerungen erreicht werden – bis hin zur Überproduktion bei vielen Erzeugnissen. Dies spitzte sich durch die Einführung der Abnahmegarantien durch die EU weiter zu (z. B. sog. Milchquote 1984, Falter 2019; Gerhard 2016). Ebenso wie in Westdeutschland hatten die Wiederherstellung und Modernisierung des Agrarsektors auch in Ostdeutschland hohe Priorität. Hier waren es Kollektivierungsprogramme, die Landwirt:innen motivierten oder zwangen, sich großen landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaften (LPGs) anzuschließen (Kluge, Halder & Schlenker 2001). Dies führte zu einem starken Rückgang an Familienbetrieben und gleichzeitig zu einem extensiven, großflächigen Ackerbau, der zunehmend die Agrar- und Offenlandschaften prägte (Abb. 3.1). Die Mechanisierung steigerte auch hier die Produktionsleistung, allerdings nicht auf das gleiche Niveau wie in Westdeutschland (Kluge 2005, S. 32–49, 98–103).

Die Wiedervereinigung führte zu einer Umstrukturierung des ostdeutschen Agrarsektors, bei der viele LPGs in private Genossenschaften umgewandelt wurden (ebd., S. 47–49). Nach einer vorübergehenden Zunahme der landwirtschaftlichen Betriebe ist die Zahl der Betriebe heute rückläufig. Ein weiteres Charakteristikum der 1990er-Jahre bildete der Bedeutungsgewinn des sogenannten Ökolandbaus. In den 1990er-Jahren (1990–1994) wurde in Deutschland eine Vielzahl von Agrarumweltprogrammen eingeführt, von denen viele auf die Erhaltung der biologischen Vielfalt der landwirtschaftlichen Flächen abzielten (ebd., S. 56–57). Dies verstärkte den Trend zu einem stärker ökologisch orientierten Landbau, der in den 1980er-Jahren als Teil der gesellschaftlichen Umweltdebatten Fahrt aufgenommen hatte. Dabei konnte auf bestehende Strukturen und Vor-

bilder aufgebaut werden. Die Wurzeln reichen hier im deutschsprachigen Raum bis ins frühe 20. Jahrhundert zurück, als die Lebensreformbewegung ein »Zurück zur Natur« postulierte. 1927 wurde Demeter als Verband der anthroposophisch arbeitenden Landwirt:innen gegründet; Bioland, der heute größte Bioanbauverband Deutschlands, wurde 1971 als bio gemüse e. V. ins Leben gerufen (Schaumann, Siebeneicher & Lünzer 2002; Vogt 2000). Ebenfalls in den 1980er-Jahren wurde ein Konzept zur Bewertung der biologischen Vielfalt entwickelt (Mosaikkonzept, Duelli 1992). Dieses basierte auf der Annahme, dass die Anzahl der Arten mit der Variabilität und Heterogenität der Lebensräume zunimmt, d. h., mit der Anzahl der Lebensraumtypen und Mosaikflächen steigt die Artenvielfalt. Hierauf basierten wiederum spätere Agrarumweltprogramme, die die Erhöhung der Vielfalt von Landschaftsstrukturen und damit auch den Artenschutz zum Ziel hatten und haben (z. B. Hecken, Ackerrandstreifen usw.).

### 3.1.2 **Faktencheck Artenvielfalt im Agrar- und Offenland**

Dieser Bericht deckt alle bekannten Bereiche der biologischen Vielfalt ab, vom Artenreichtum bis zur genetischen Vielfalt. Damit ein Erhaltungsziel festgelegt werden kann, muss ein messbares Ziel oder ein Indikator gefunden werden, um die biologische Vielfalt in Deutschland zu bewerten. Hier konzentrieren wir uns auf taxonomische Gruppen, die wichtige Indikatoren für ihren jeweiligen Lebensraum sind (z. B. bodenbrütende Vögel oder spezialisierte Bienen) und durch die Nutzung der Agrar- und Offenlandschaft, historisch gesehen, profitiert haben (Colombaroli & Tinner 2013). Für einige Indikatorarten sind die Informationen umfangreich, über andere hingegen wissen wir noch wenig, was wir in diesem Bericht entsprechend darstellen. Ein Großteil unserer Flora und Fauna ist auf Agrar- und Offenlandschaften angewiesen und hat lange von der Landnutzung profitiert. Arten des Offenlandes nutzen andere Lebensräume wie den Wald nur kurzfristig oder gar nicht. Diese Offenlandarten sind heute am stärksten von den weitreichenden Änderungen in der Landwirtschaft in Europa und Deutschland betroffen (BfN 2017a; Leopoldina 2020; Metzger et al. 2018a).

Ziel dieses Berichts ist es, alle uns zugänglichen Informationen über den Zustand der Agrar- und Offenlandschaft im Hinblick auf die biologische Vielfalt zusammenzufassen und ein Bild davon zu vermitteln, wie sich die biologische Vielfalt in Deutschland verändert hat, und zu beschreiben, warum diese Veränderungen stattfanden. Wir betrachten den aktuellen Zustand der

Agrar- und Offenlandschaften und analysieren auch Trends (Kap. 3.2), um zu sehen, wie sich die Artenvielfalt in diesen Landschaften, insbesondere im Laufe der letzten 30 Jahre, verändert hat. Wir heben die verschiedenen Ökosystemleistungen (Kap. 3.3), die diese Landschaften erbringen, hervor. Wir befassen uns mit den verschiedenen direkten Treibern (Kap. 3.4), die sich positiv oder negativ auf die biologische Vielfalt auswirken, sowie mit den Einflussfaktoren, die einen indirekten Einfluss haben (Kap. 3.5), indem sie entweder direkt oder indirekt die direkten Faktoren beeinflussen. In Verbindung damit untersuchen wir die verschiedenen Maßnahmen (Kap. 3.6), die in diesen Landschaften umgesetzt wurden, um die biologische Vielfalt zu erhöhen oder zu schützen, und wir gehen auf die Erfolge und Misserfolge dieser Maßnahmen ein. Zum Abschluss analysieren wir die vorrangigen Handlungsbedarfe und -optionen, während wir gleichzeitig die bestehenden Informationslücken aufzeigen (Kap. 3.7).

## 3.2 **Status und Trends der Biodiversität im Agrar- und Offenland**

### 3.2.1 **Biodiversitätsmonitoringprogramme im Agrar- und Offenland**

Aktuelle Forschungen und Belege zeigen, dass die Heterogenität in der Agrar- und Offenlandschaft in Deutschland abgenommen hat. Ein Bericht aus dem Jahr 2020 fasst die veröffentlichten Forschungsergebnisse zusammen und stellt Rückgänge bei Vogel-, Insekten- und Pflanzenpopulationen fest (Leopoldina 2020). Die meisten der in der Einleitung (Kap. 2.1.1) genannten Monitoringprogramme sind für die Agrar- und Offenlandschaft relevant, vor allem das Monitoring im Rahmen der Habitats Directive der EU (FFH-Richtlinie), das Monitoring der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert (High Nature Value Farmland, HNV-Farmland) sowie das vom Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) koordinierte und von überwiegend Ehrenamtlichen durchgeführte Monitoring häufiger Brutvögel (MhB) und seltener Brutvögel (MsB).

Das im Rahmen der FFH-Richtlinie eingerichtete Natura-2000-Schutzgebietssystem beinhaltet nicht nur naturnahe Biotoptypen der Offenlandschaft wie Hochmoore und alpine Rasen, sondern auch landwirtschaftliche Flächen. Insgesamt enthalten 18 % der FFH-Gebiete landwirtschaftliche Nutzflächen mit einem Anteil zwischen 25 und 50 % und 24 % sogar einen Anteil von über 50 % (Schroder et al. 2008). Von den Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie sind für dieses Kapitel vor allem drei Gruppen von Lebensraumtypen rele-

vant: natürliches oder naturnahes Grasland, Heiden und Gebüsche sowie Hochmoore. Innerhalb dieser Gruppen werden folgende FFH-Lebensraumtypen von der EU als prioritär eingestuft, d. h., für sie gelten bei Eingriffen oder Beeinträchtigungen nochmals strengere Regeln als für die anderen Lebensraumtypen: Naturnahe Kalktrockenrasen mit Orchideenvorkommen (LRT 6210), Steppenrasen (6240), lückige basophile oder Kalk-Pionierrasen (6110) sowie lebende Hochmoore (7110).

Das **High Nature Value Farmland Monitoring** (HNV, Benzler, Fuchs & Hünig 2015; BfN 2017b) gehörte zu den Monitoringpflichten innerhalb der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP) zur Entwicklung des ländlichen Raums und wird in Deutschland vom BfN koordiniert. Allerdings ist der HNV-Farmland-Indikator heute kein Pflichtindikator mehr. Ursprünglich diente dieser Indikator dazu, kontinuierlich die naturschutzfachliche Qualität des Agrar- und Offenlandes anhand des Vorkommens bestimmter Strukturelemente sowie ausgewählter und auf die verschiedenen Regionen abgestimmter Pflanzenarten zu monitoren. Seit 2009 wurden bundesweit rund 1.700 verschiedene Stichprobenflächen eingerichtet, um die Agrar- und Offenlandlebensräume (Grünland inkl. Obstflächen, Ackerland, Brachen und Weinberge sowie gesetzlich geschützte Biotope oder FFH-Lebensraumtypen) zu identifizieren, die aufgrund von extensiver Nutzung, Naturnähe und ausgeprägten Mosaikstrukturen eine höhere strukturelle und biologische Vielfalt aufweisen als die übliche intensiv genutzte Agrarlandschaft. Diese besonders artenreichen Agrar- und Offenlandflächen werden dann als Flächen mit hohem Naturschutzwert (HNV) bezeichnet. Im Jahre 2022 betrug der gesamte HNV-Anteil der Landwirtschaftsflächen 13,4 %. Insgesamt fielen 2,8 %, 5,0 % und 5,6 % auf die Qualitätsstufen I, II und III. Im Detail ist zu erkennen, dass der Gesamtindikator zwischen 2009 und 2013 von 13,9 auf 12,4 % der Agrarlandschaftsfläche gefallen ist, das bedeutet einen Rückgang um knapp 11 %. Im weiteren zeitlichen Verlauf ist er wieder angestiegen, liegt aber aktuell immer noch um ca. 3,6 % unter dem Ausgangswert. Die einzelnen Qualitätsstufen folgen im Trend dieser Entwicklung; während sich aber die Qualitätsstufe II über den Ausgangswert 2009 hinaus steigern konnte, liegt die quantitativ wesentlich bedeutendere Qualitätsstufe III immer noch um 15 % unter dem Ausgangswert (BfN 2023a).

Auf zum Teil denselben Stichprobenflächen des HNV-Monitorings werden im Auftrag des Bundesamts für Naturschutz (BfN) durch den Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) **die in Deutschland häufigen Brutvögel** erfasst (Kap. 2.1.1, BfN 2024a). Dafür werden

auf jeder der 2.637 Stichprobenflächen (je 1 m<sup>2</sup> entlang einer 3 km langen Route) an vier Terminen pro Saison Brutvögel durch ehrenamtliche Kartierer:innen erfasst. Der **Farmland Bird Index** (FBI) ist das zweite verpflichtende Instrument zur Bewertung der Wirksamkeit der Maßnahmen zur Entwicklung des ländlichen Raums innerhalb der GAP. Damit werden in den Mitgliedstaaten die Bestandssituation und -entwicklung der Vögel der Agrarlandschaft anhand eines für jeden Mitgliedstaat ausgewählten Artensets regelmäßig erfasst und bewertet.

Über diese größtenteils ehrenamtliche Erfassung der Artenvielfalt hinaus gibt es weitere durch Forschungseinrichtungen getragene Initiativen, wie das **Tagfalter-Monitoring Deutschland** (TMD, Kühn 2019), das vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ organisiert wird und auf bundesweit verteilten Transekten seit 2005 Populationstrends erhebt (Kühn et al. 2023).

Das Verbundprojekt **MonViA** wird vom BMEL gefördert, um die biologischen Vielfalt auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Deutschland zu erfassen (MonViA 2021). Das Insektenmonitoring besteht aus verschiedenen Modulen, von welchen sich einige noch in der Entwicklung befinden, andere aber von einzelnen Bundesländern bereits umgesetzt werden. Das Ökosystemmonitoring wurde konzeptionell fertig entwickelt und kommt voraussichtlich im Laufe des Jahres 2024 in die Umsetzung. Ein Gefäßpflanzenmonitoring befindet sich noch in der konzeptionellen Entwicklung. Ebenfalls noch in der Planungs- und Entwicklungsphase befindet sich das **Insektenmonitoring** des BfN (BfN 2024b) mit dem Ziel, häufige und seltene Insekten in Deutschland einheitlich, systematisch und regelmäßig zu erfassen. Auch das Ökosystemmonitoring des BfN (BfN 2024c) befindet sich aktuell noch in Planung und soll zukünftig die Veränderungen der Biotope in der Gesamtlandschaft auf den bundesweit repräsentativen **Stichprobenflächen** (Ackermann, Fuchs & Tschiche 2020) dokumentieren. Auf den bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen wird zukünftig auch das Gefäßpflanzenmonitoring stattfinden (Bruehlheide et al. 2022).

Auch die Nutzung **historischer Datensammlungen** (Scheper et al. 2014; Schmitt et al. 2019) oder **Apps mit Hilfe von Bürgerwissenschaftler:innen** oder auch Citizen Scientists (z. B. iNaturalist, Merlin Bird ID, Seek, Flora Incognita, FitCount usw.) sind Datenquellen, die für langfristige Überwachung hilfreich sein können (Wolf et al. 2022). Durch die aktuelle Implementierung und Verbesserung der künstlichen Intelligenz in diesen Apps oder in der Kameraüberwachung wird die Identifizierung von Arten anhand von Videos oder Bildern im-

mer besser (Mäder et al. 2021; Rzanny et al. 2022; Stark et al. 2023). Natürlich ist hierbei zu beachten, dass Bürgerwissenschaftler:innen oft nicht geschult sind, oder es muss eine Schulung sichergestellt werden.

### 3.2.2 Status und Trends der Lebensräume und Organismengruppen im Agrar- und Offenland

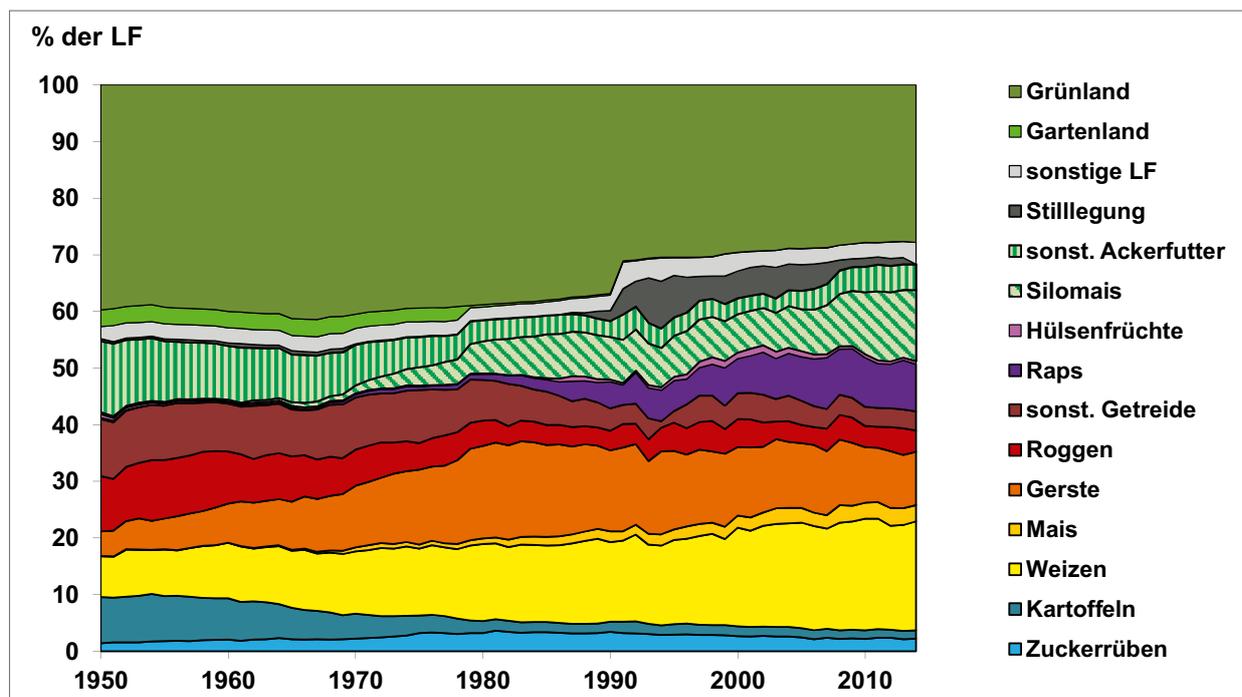
Mit der neolithischen Revolution hat sowohl die Landschaftsvielfalt als auch die Biodiversität in Mitteleuropa jahrtausendlang zugenommen (Fukarek 1979). Erst seit Beginn der stärkeren Mechanisierung und der ersten Flurbereinigung (»Gemeindeteilung« und »Verkoppe- lung«) Mitte des 19. Jahrhunderts und noch stärker mit dem beginnenden großflächigen Einsatz von Mineral- dünger und Pflanzenschutzmitteln sowie der moder- nen Flurbereinigung ab Ende des 2. Weltkriegs (Posch- lod 2017; Ridgway et al. 1978) haben Veränderungen in der landwirtschaftlichen Praxis und Bewirtschaftung wie die Intensivierung der Landnutzung, die Beseiti- gung von Strukturelementen durch die Flurbereinigung oder die Aufgabe von Grünland zu einem Rückgang der Vielfalt der Agrar- und Offenlandschaft und ihrer Biodi- versität geführt. Im Folgenden werden diese Änderun- gen zunächst für die Nutzungstypen in der Agrarland- und Offenlandschaft beschrieben. Im Anschluss werden die zeitlichen Trends der für den Naturschutz wichtigen Gruppen an Lebensraumtypen der HNV- und Natura- 2000-Flächen und die Organismengruppen der Agrar-

und Offenlandschaft dargestellt. Wie schon in Kapitel 2.1.1 »Monitoringprogramme, Biodiversitätserfassun- gen und Forschungsinitiativen« ausgeführt wurde, han- delt es sich um sehr unterschiedliche Quellen, auf de- nen diese Trendangaben beruhen. Dass sich daraus kein vollständig konsistentes Bild für die Agrarlandschaft er- gibt, ist dieser unzureichenden Datenbasis geschuldet.

#### 3.2.2.1 Änderung der Landnutzungstypen seit 1950

Seit der Mitte des 20. Jahrhunderts haben sich die An- teile der Landnutzungstypen in Deutschland stark ge- ändert (Poschlod 2015). Insgesamt nahm der Flächen- anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche von 1950 bis 2012 von 58 auf 52 % ab. Diese Abnahme erfolgte weit- gehend durch eine Zunahme der Siedlungs- und Ver- kehrsflächen. Obwohl dadurch hauptsächlich Ackerland verloren ging, blieb der Anteil der Ackerfläche nahezu konstant bei rund 11,8 Mio. ha (Gömann & Weingart- ner 2018), was durch den Umbruch von Grünland in Ackerland zu erklären ist (Thies, Bathke & Osterburg 2012). Während Grünland im früheren Bundesgebiet noch Mitte der 1960er-Jahre einen Anteil von 41 % an der landwirtschaftlich genutzten Fläche aufwies, fiel der Grünlandanteil bis 2014 auf 28 % (Abb. 3.2).

Heute ist etwa die Hälfte der Fläche Deutschlands landwirtschaftlich genutzt, im Jahr 2020 entsprach dies 16,6 Mio. ha. Die Hälfte der Ackerfläche wird für den Anbau von Getreide verwendet, gefolgt von Silomais



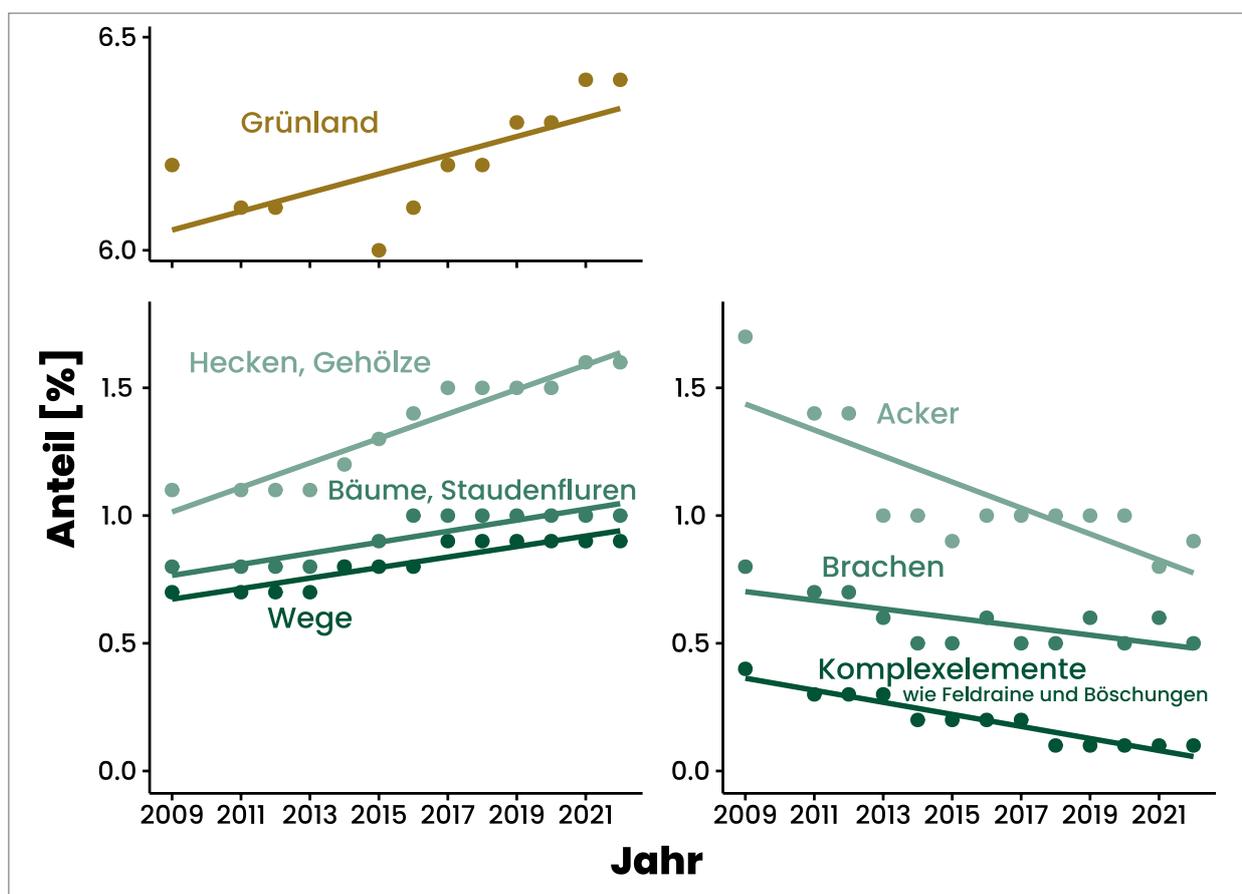
**Abbildung 3.2:** Entwicklung der landwirtschaftlichen Flächennutzung in der Bundesrepublik Deutschland (in Prozent [%] der landwirtschaftlich genutzten Fläche [LF]). Quelle: Gömann & Weingartner 2018, CC-Lizenz: BY-ND 3.0 Deutschland.

und Raps. Auf ca. 7 % der Fläche werden Hack- und Hülsenfrüchte wie Zuckerrüben, Kartoffeln, Erbsen, Ackerbohnen und Sojabohnen angebaut. Nur etwa 1 % werden für Dauerkulturen wie den Obstanbau oder Rebflächen genutzt (Destatis 2022a).

### 3.2.2.2 Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturschutzwert (HNV Farmland)

Für den Trend der Biodiversität in Deutschland ist nicht nur die Änderung der Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungstypen und hier insbesondere die Abnahme des Grünlandanteils an der landwirtschaftlichen Nutzfläche von Bedeutung, sondern auch die Änderung der Artenzusammensetzung und der Artenzahlen innerhalb der Landnutzungstypen. Sowohl für Acker- als auch für Grünland sind hier seit Mitte des 20. Jahrhunderts massive Änderungen zu verzeichnen. Während damals arten- und blütenreiche Äcker alle deutschen Landschaften dominierten, zählen die meisten Arten der Segetal- und Hackfruchtflora zu den größten Verlierern (Metzing et al. 2018a). Ebenso wiesen damals Mähwiesen und Weideflächen eine heute kaum mehr anzutreffende Vielfalt auf, wie Berichte über die damalige

Vegetationszusammensetzung belegen (z. B. Ellenberg 1963; Krause & Speidel 1953). Während vermutlich aus heutiger Sicht fast alle Äcker und Grünlandflächen der damaligen Zeit als Flächen mit hohem Naturschutzwert angesehen worden wären, nehmen diese heute nur noch einen Bruchteil der Fläche ein. Selbst die heute als **Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert (HNV Farmland)** in Deutschland erfassten Flächen haben wenig mit den damals vorhandenen Acker- und Grünlandflächen gemeinsam. Dies lässt sich durch einen einfachen Vergleich der damaligen Vegetationsbeschreibungen (wie sie z. B. in der German Vegetation Reference Database hinterlegt sind; Jandt & Bruelheide 2012) mit den heutigen HNV-Kartierschlüsseln beweisen. Dieser Vergleich sieht einen HNV-Status schon ab vier Kenntaxa in einem 30 m langem Transekt vor (siehe Liste der Kenntaxa in Fuchs 2023, Anhang 6). Das HNV-Farmland-Monitoringprogramm erfasst nur ausgewählte Arten und Strukturen in der Agrar- und Offenlandschaft. So gibt es z. B. 39 Pflanzenarten bzw. Artengruppen in der Liste der Kenntaxa für Ackerflächen im High-Nature-Value-(HNV-)Indikator (Gottwald & Stein-Bachinger 2017); 23 der 39 Arten/Gattungen stehen auf der Roten



**Abbildung 3.3:** Entwicklung der verschiedenen Strukturelemente der Lebensraumtypen des HNV-Farmlands seit 2009. Durchgezogene Trendlinien zeigen einen signifikanten linearen Trend ( $p < 0,05$ ), gestrichelte Linien zeigen keinen signifikanten zeitlichen Trend. Die Eingangsdaten stammen aus BfN 2023a.

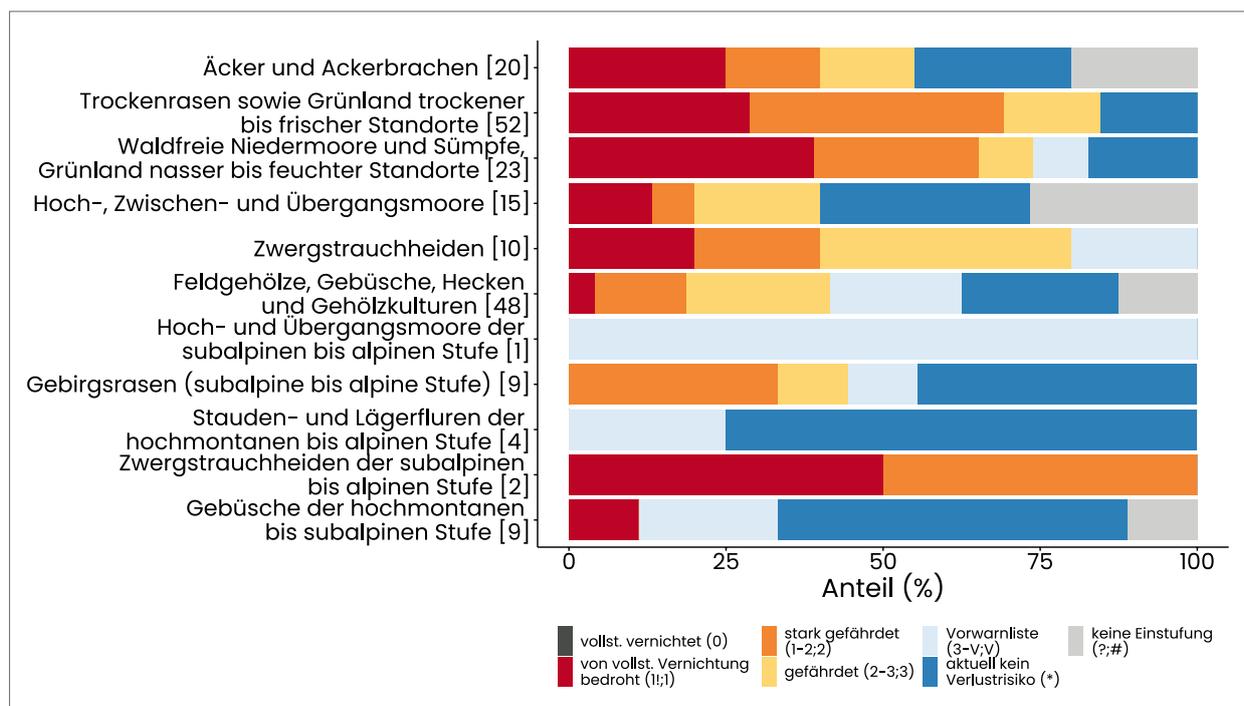
Liste (inklusive der Vorwarnliste). Alle Arten sind häufiger auf ökologisch bewirtschafteten Flächen (34 %) als auf konventionell bewirtschafteten Ackerflächen (18 %) zu finden. Für das Grünland wurden wegen der regional unterschiedlichen Ausprägung nach Regionen differenzierte Kennartenlisten erstellt.

Selbst nach diesen sehr großzügig gesteckten Kriterien für den Naturschutzwert fallen in Deutschland nur 13,4 % der gesamten Agrarfläche in die HNV-Kategorie (BfN 2023a). Dieser HNV-Farmlandanteil hat sich in den letzten Jahren seit Beginn der Erfassung im Jahre 2009 kaum geändert, trotz drastischen Abfalls bis 2013 und danach einer allmählichen Erholung (13,9 %; BfN 2023a, Abb. 3.3). Als Ziel für die Zunahme des Anteils von Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert war allerdings im Jahre 2007 von der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt eine Steigerung um mindestens einen Prozentpunkt pro Jahr im Zeitraum von 2005 bis 2015 festgelegt worden (BfN 2024d; BMUB 2007). Es gibt drei verschiedene Einstufungen: von einem extrem hohen Wert (HNV I) über einen sehr hohen Wert (HNV II) bis zu einem mäßig hohen Wert (HNV III). Während Flächen der Kategorie HNV III von 2009 bis 2022 abgenommen haben (von 6,6 auf 5,6 %), kam es zu einer leichten Zunahme der Flächen mit HNV I (2,6 auf 2,8 %) und HNV II (4,7 auf 5,1 %). Ein Großteil der HNV an der Agrarlandschaftsfläche Deutschlands ist Nutzfläche (8,7 %) mit Strukturelementen (4,7 %, BfN 2023a). Un-

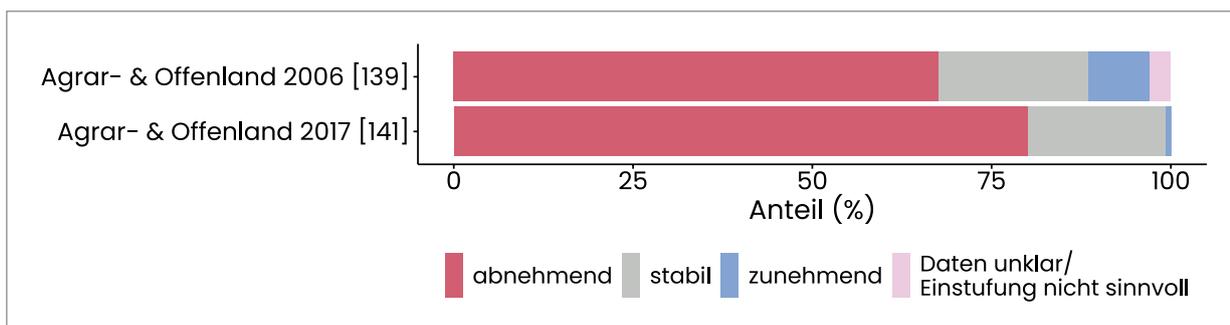
ter den Nutzflächen nehmen die HNV-Grünlandflächen die größte Fläche ein (6,4 %), gefolgt von HNV-Äckern (0,9 %) und Brachflächen (0,5 %, Abb. 3.3). Während zwischen 2009 und 2021 der Anteil an Grünland, Hecken/Gehölzen, Bäumen, Staudenfluren und Wegen signifikant zunahm, sank der Anteil an Acker, Brachen und Komplexelementen (BfN 2023a, Abb. 3.3).

### 3.2.2.3 Status und Trend der gefährdeten Biotoypen Deutschlands (Rote Liste)

Laut Roter Liste der gefährdeten Biotoypen gelten 68,8 % der Offenlandbiotope als langfristig gefährdet (Kategorie 0 bis 3, Abb. 3.4). Die Hälfte der Äcker- und Ackerbrachenbiotope gilt als gefährdet bis stark gefährdet, die extensiv bewirtschafteten Kalkäcker gelten sogar als akut von vollständiger Vernichtung bedroht. Alle Biotoypen der **Trockenrasen** und des **Grünlandes auf trockenen bis frischen Standorten**, die nicht dem artenarmen Grünland zugeordnet sind, sind stark gefährdet und ein Großteil von vollständiger Vernichtung bedroht, beispielsweise das artenreiche Grünland frischer Standorte. Der Großteil der Biotoypen des **Grünlandes nasser bis (wechsel-)feuchter Standorte** gilt als gefährdet. So gelten Pfeifengraswiesen, Brenndolden-Auenwiesen sowie das naturnahe Salzgrünland des Binnenlandes als von vollständiger Vernichtung bedroht. Ebenfalls sehr schlecht ist der Zustand der Biotope der **Hoch-, Zwischen- und Übergangsmoore**, die nicht



**Abbildung 3.4:** Rote-Liste-Status der Biotoypen Deutschlands mit Zuordnung zum Offenland, differenziert nach Biotoypengruppen, nach Rote Liste der gefährdeten Biotoypen Deutschlands. Zahl in eckigen Klammern = Anzahl der Biotoypen je Biotoypengruppe. Modifiziert nach BfN 2017a.



**Abbildung 3.5:** Entwicklungstendenzen der national langfristig gefährdeten Biotoptypen der Hauptgruppe Agrar- und Offenlandschaft im Vergleich 2006 und 2017, nach Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zahl in eckigen Klammern = Anzahl der Biotoptypen je Hauptgruppe. Modifiziert nach BfN 2017a.

den Degenerationsstadien zugeordnet sind; sie gelten fast ausschließlich als stark gefährdet, naturnahe Hochmoore sind der Kategorie »von vollständiger Vernichtung bedroht« zugeordnet. Zudem zeigen diese Biotoptypen eine negative Entwicklungstendenz. Auch nahezu alle Biotoptypen der **Zwergstrauchheiden** gelten als gefährdet. *Calluna*-Heiden sind stark gefährdet, Moor- und Sumpfheiden von der vollständigen Vernichtung bedroht. Wichtige Strukturelemente der Agrar- und Offenlandschaften wie Wallhecken bzw. Knicks, die sich in Schleswig-Holstein und Niedersachsen finden, gelten als gefährdet bis stark gefährdet. **Hecken** oder Wegraine sind Strukturelemente, die über viele Jahre gewachsen sind. Auch **Feldgehölze** mit überwiegend einheimischen (autochthonen) Arten stehen auf der akuten Vorwarnliste. **Streuobstbestände** auf Ackern sind von der vollständigen Vernichtung bedroht. Bei den Biotoptypen mit einem Schwerpunkt in den **Alpen** ist die Situation insgesamt noch eher günstig. Jedoch sind auch dort beispielsweise die **Zwergstrauchheiden der subalpinen bis alpinen Stufe** und **Gebüsche der hochmontanen bis subalpinen Stufe** teils von vollständiger Vernichtung bedroht.

Insgesamt hat sich die Situation für viele Offenlandbiotope verschlechtert, und der Anteil von Biotoptypen mit negativer Entwicklungstendenz hat im Vergleich zu 2006 deutlich zugenommen, 80 % zeigen eine negative Entwicklungstendenz (Abb. 3.5). Der Zustand des Grünlandes hat sich sowohl quantitativ als auch qualitativ verschlechtert. So hat das Dauergrünland im Zeitraum von 1993 bis 2013 bundesweit um 630.000 ha abgenommen (BMEL & Destatis 2021). Die Zahl der als stabil bewerteten Biotoptypen des Grünlandes hat im Zeitraum von 1994 bis 2017 abgenommen, und für keinen dieser Grünland-Biotoptypen wurde eine positive Entwicklungstendenz festgestellt. Entsprechend wird der Anteil ungefährdeter Biotoptypen immer geringer (BfN 2017a; Vischer-Leopold et al. 2018).

### 3.2.2.4 Status und Trend der anderen Biotoptypen Deutschlands

Unter **Agroforstwirtschaft** versteht man eine Form der Landnutzung, bei der Gehölze in Form von Bäumen oder Sträuchern in Kombination mit landwirtschaftlichen oder gärtnerischen Kulturen und/oder Viehhaltung angebaut werden (Nair 1993). Die weit gefasste Definition schließt eine Vielzahl von teils sehr unterschiedlichen Anbausystemen mit ein, die sich von Streuobstwiesen über Waldweiden bis zu Hecken auf Ackererschlägen erstrecken.

Waren Agroforstsysteme (AFS) bis ins letzte Jahrhundert noch omnipräsent, hat ihre Zahl im Laufe der Zeit durch die Einführung von chemischen Düngemitteln (Eichhorn et al. 2006) und in besonders starkem Maße durch die Intensivierung und Mechanisierung der Landwirtschaft (Nerlich, Graeff-Hönninger & Claupein 2013) an Bedeutung verloren. Hinzu kamen Veränderungen durch die Flurbereinigung mit Wegfall von z. B. Streuobst. Mit der systematischen Trennung von Land- und Forstwirtschaft ab dem 19. Jahrhundert und vor dem Hintergrund der Agrarsubventionspolitik zunehmend in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts verloren Agroforstsysteme noch weiter an Bedeutung (Konold & Reeg 2009). In der Folge verschwanden die traditionellen Agroforstsysteme in Mittel- und Nordeuropa weitgehend oder gingen stark zurück, mit einer leichten Erholung in den letzten Jahren (DeFAF 2023; Den Herder et al. 2017). AFS werden erst seit 2019 in Deutschland gefördert, und somit gibt es keine verlässlichen Zahlen über deren Gesamtfläche in Deutschland. Da jedoch bereits die Streuobstwiesen, die alleine in Baden-Württemberg eine Fläche von 116.000 ha einnehmen, mit über 200.000 ha zur Gesamtfläche der AFS beitragen, ist von einem Vielfachen dieser Fläche auszugehen. Eine Studie schätzt die Fläche, die von kleinen verholzenden Landschaftselementen in Deutschland eingenommen wird, auf 900.000 ha, was bereits etwa 4,6 % der land-



**Abbildung 3.6:** Beispiele anhand von Fotos für reich strukturierte Kulturlandschaften in Deutschland im Bliesgau und in Oberfranken und für eine Streuobstwiese auf Kalkmagerrasen (obere Reihe v.l., © M. Sommer). Beispiele für eine blühende Apfelanlage, blühende Hecke und Agroforstwirtschaft (mittlere Reihe, © F. Fornoff). Beispiele für einen autochthonen einjährigen Blühstreifen, eine einjährige Blühfläche mit Kulturpflanzen und eine mehrjährige Blühfläche (untere Reihe, v.l., © M. Sommer).

wirtschaftlichen Fläche entspricht (Golicz et al. 2021). AFS erhöhen die Biodiversität, einschließlich der phylogenetischen und funktionalen Vielfalt, im Vergleich zu konventionellen Ackerbausystemen (Fontana et al. 2014; García-Navas et al. 2022; Reeg et al. 2009; Süveges et al. 2022), obwohl dies nachweislich taxaspezifisch ist (Mupepele et al. 2021a).

Als **Strukturelemente** (oder auch »Grenzlinienlebensräume«) werden Randstrukturen von landwirtschaftlichen Flächen wie Ackerraine, Weideränder oder Hecken bezeichnet (Poschold 2015). Auch Weg- und Straßenränder, Bahndämme, Grabenränder und Waldsäume werden zu diesen oft extrem artenreichen Lebensräumen gezählt. Obwohl diese Strukturen oft keiner Nutzung unterliegen, gelten sie aufgrund ihres anthropogenen Ursprungs als typische Elemente der traditionellen Kulturlandschaft. Sie stellen eine wichtige Vernetzung extensiv genutzter Lebensräume dar und bieten neben vielen Pflanzenarten (Huwer & Wittig 2012) auch einer Vielzahl von Tierarten Nahrungs-, Brut- bzw. Rückzugshabitat (Tagfalter [Sybertz et al. 2017], Wildbienen [von Königslöw, Mupepele & Klein 2021, von Königslöw, Fornoff & Klein 2022a], Singvögel [Goławski & Dombrowski 2002; Kujawa et al. 2020], Spitzmäuse [Jacot, Beerli & Eg-

genschwiler 2006]). Obwohl diese Randstrukturen in der Regel nicht genutzt werden, brauchen sie Pflege, um die Artenvielfalt optimal zu fördern und erhalten zu bleiben.

Anbauflächen von **Dauerkulturen** (Obstplantagen, Wein, Beerenobst, Kurzumtriebsplantagen, Energiepflanzen und andere Kulturen) könnten theoretisch durch ihre lange Standzeit Möglichkeiten bieten, biologische Vielfalt langfristig zu fördern. Viele Dauerkulturen werden in der Regel intensiv bewirtschaftet, vor allem in Bezug auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln bzw. Pestiziden (z. B. Spalierobst, Hopfen, Spargel), sodass sich die biologische Vielfalt in Dauerkulturen nur sehr bedingt entwickeln kann. Nicholson et al. (2023) zeigten u. a. für den Apfelanbau, dass gängige Pflanzenschutzmittel negativ mit der Entwicklung von Hummelpopulationen zusammenhängen, trotz großer Bemühungen der Obstbäuerinnen und -bauern, Kleinstlebensräume wie Blühflächen in den Kulturen zu fördern (von Königslöw, Mupepele & Klein 2021) und Pflanzenschutzmittel zu reduzieren (MLR 2022, jKi 2022). Die Landwirtschaftszählung 2020 ergab, dass 6,9 % der Agrarfläche als Dauerkulturen genutzt werden, davon sind 4,2 % auf Weinbau spezialisiert (DBV 2021). Die als Dauerkulturen genutzte Fläche hat sich

von 2010 bis 2020 nicht verändert (BMEL 2022b). Die Größe der Weinbauflächen in Deutschland blieb in den vergangenen Jahren relativ konstant (Statista 2022a).

### 3.2.2.5 Status und Trends der FFH-Lebensraumtypen des Agrar- und Offenlandes

#### Grünland

Laut FFH-Bericht 2019 weist das Grünland in der atlantischen biogeografischen Region keinen einzigen Lebensraumtyp (LRT) mit günstigem Erhaltungszustand auf (BfN 2019a). In der kontinentalen biogeografischen Region ist nur boreo-alpines Grasland auf Silikatböden (LRT 6150) im günstigen Erhaltungszustand, in der alpinen biogeografischen Region sind es die Pfeifengraswiesen (6410) und feuchte Hochstaudenfluren (6430). Insgesamt wurde eine allgemeine Verschlechterung in der Entwicklung der Erhaltungszustände dokumentiert (Gesamtrend = Entwicklung einer Berichtsperiode von sechs Jahren), ausgenommen auch hier das boreo-alpine Grasland auf Silikatböden, das einen stabilen Erhaltungszustand aufweist (Tab. 3.1).

#### Mähwiesen (FFH-Lebensraumtypen 6510 und 6520)

**Status:** Der Erhaltungszustand der Lebensraumtypen Flachland-Mähwiesen und Berg-Mähwiesen wurde als ungünstig bis schlecht eingestuft (Ellwanger et al. 2020). Ein Drittel der in Deutschland vorkommenden Pflanzenarten ist auf Grünlandflächen angewiesen (Gerowitt et al. 2013). Die Zusammensetzung von Mähgrünland ist extrem heterogen und hängt stark vom Grünlandtyp, vom Standort und von seinen Bedingungen (Region, Höhenlage, Wasserverfügbarkeit, Basizität, Nährstoffgehalte, Kontinentalität, Salztoleranz) sowie von der Bewirtschaftung ab (Dierschke & Briemle 2002; Raehse 2001). Mittlerweile sind aber 44 % aller dort vorkommenden Arten gefährdet oder bereits ausgestorben (Hannappel & Fischer 2020).

**Trends:** Flachland-Mähwiesen und Berg-Mähwiesen sind vor allem durch Nutzungsänderungen und Nutzungsintensivierung gefährdet und haben in den vergangenen Jahrzehnten einen starken Flächenverlust erlitten (Ellwanger et al. 2020). Bei der Untersuchung der lokalen Häufigkeit von Grünlandflächen im letzten Jahrhundert



**Abbildung 3.7:** Beispiele für verschiedene Grünlandlebensräume: obere Reihe v.l.: Silbergrasflur (*Corynephorus canescens*) auf Binnendüne (LRT 2330), Sandmagerrasen mit Heidenelke (*Dianthus deltoides*) und Sand-Grasnelke (*Armeria maritima*, kein FFH-LRT), Mesobrometum mit Helm-Knabenkraut (*Orchis militaris*, LRT 6210), mittlere Reihe v.l.: Feuchtwiese mit Sibirischer Schwertlilie (*Iris sibirica*), Streuwiese mit Sumpf-Gladiole (*Gladiolus palustris*) und Breitblättrigem Wollgras (*Eriophorum latifolium*, LRT 6410), Stromtalwiese mit dem Echten Haarstrang (*Peucedanum officinale*) und Knollen-Kratzdistel (*Cirsium tuberosum*, LRT 6440), untere Reihe v.l.: Salbei-Glatthaferwiese mit Wiesen-Salbei (*Salvia pratensis*), Esparsette (*Onobrychis viciifolia*) und Margerite (*Leucanthemum vulgare*, LRT 6510), saure Bergwiese mit Arnika (*Arnica montana*) und Bärwurz (*Meum athamanticum*) im Osterzgebirge (LRT 6520) und basische Bergwiese mit Ähriger Teufelskralle (*Phyteuma spicatum*) und Grünlicher Waldhyazinthe (*Platanthera chlorantha*) am hohen Meißner (LRT 6520). © M. Sommer.

**Tabelle 3.1:** Auszug aus Ergebnissen des nationalen FFH-Berichts 2019, Erhaltungszustände und Gesamttrends der Lebensraumtypen (LRT) des Grünlandes in der kontinentalen, atlantischen und alpinen biogeografischen Region.

LRT		alpin		atlantisch		kontinental	
Code	Name	Erhaltungszustand	Gesamttrend	Erhaltungszustand	Gesamttrend	Erhaltungszustand	Gesamttrend
2330	Offene Grasflächen mit Silbergras und Straußgras auf Binnendünen	–	–	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd
6110	Basenreiche oder Kalk-Pionierrasen	–	–	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd	ungünstig – unzureichend	sich verschlechternd
6120	Subkontinentale basenreiche Sandrasen	–	–	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd
6130	Schwermetallrasen	–	–	ungünstig – unzureichend	sich verschlechternd	ungünstig – unzureichend	sich verschlechternd
6150	Boreo-alpines Grasland auf Silikatböden	ungünstig – unzureichend	stabil	–	–	günstig	stabil
6170	Alpine und subalpine Kalkrasen	ungünstig – unzureichend	stabil	–	–	–	–
6210	Kalk-(Halb-)Trockenrasen und ihre Verbuschungsstadien (*orchideenreiche Bestände)	ungünstig – unzureichend	stabil	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd
6230	Artenreiche Borstgrasrasen	ungünstig – unzureichend	sich verschlechternd	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd	ungünstig – unzureichend	sich verschlechternd
6240	Steppenrasen	–	–	ungünstig – unzureichend	sich verschlechternd	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd
6410	Pfeifengraswiesen	günstig	stabil	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd
6430	Feuchte Hochstaudenfluren	günstig	stabil	ungünstig – schlecht	unbekannt	ungünstig – unzureichend	sich verschlechternd
6440	Brenndolden-Auenwiesen	–	–	ungünstig – schlecht	stabil	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd
6510	Magere Flachland-Mähwiesen	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd
6520	Berg-Mähwiesen	ungünstig – unzureichend	sich verschlechternd	–	–	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd

wurde festgestellt, dass die Deckung und die Anzahl der Arten häufiger abnehmen als zunehmen und der Rückgang der »Verliererarten« größer ist als der Zuwachs an »Gewinnerarten« (Jandt et al. 2022). Trockene und nährstoffarme Standorte mit oder ohne Beweidungseinflüsse sind am artenreichsten (z. B. Klapp 1965). Feuchte, zu meist nährstoffreichere Standorte sind trotz vorherrschender Wiesenbewirtschaftung etwas artenärmer. Intensiv genutzte Flächen sind artenarm, dagegen führt eine weniger intensive Nutzung (extensive Nutzung) zu artenreichen Beständen. In diesem Zusammenhang sollte beachtet werden, dass eine Flächenstilllegung, also keine Nutzung des Grünlands, zur Verbuschung und weiter meist zu Biodiversitätsverlusten führt (Prangel et al. 2023; Zuna-Kratky 2023). Die Bewirtschaftung von Grünlandflächen verändert die Artenzusammensetzung (Wittig, Müller & Mahnke-Ritoff 2019), allerdings haben verschiedene Arten von Bewirtschaftung, beispielsweise Beweidung vs. Mahd, nicht immer die gleichen Auswir-

kungen auf die Vegetation (Lochon et al. 2018; Masková et al. 2009; Pavlů et al. 2011; Piquera et al. 2016; Scheidel & Bruehlheide 2004). Durch die Bewirtschaftung bzw. deren Fehlen verschieben sich die Pflanzengemeinschaften von Graminoiden, also Gräsern, und Leguminosen und verändern möglicherweise den Lebensraumtyp.

#### **Feuchtwiesen (FFH-Lebensraumtypen 6510, 6520 [feuchte Ausprägungen], 6410, 6440 tlw.)**

**Status:** Der Zustand der Feuchtwiesen gilt als ungünstig bis schlecht (Ellwanger et al. 2020). Feuchtgrünland bedeckte einst eine große Fläche im Norddeutschen Tiefland, ist aber seit mehreren Jahrzehnten infolge der Intensivierung der Landnutzung zurückgegangen. Vor den großen landwirtschaftlichen Veränderungen Mitte des 20. Jahrhunderts waren viele Wiesen durch typische Arten feuchter Wiesengesellschaften aus den Verbänden des Calthion, Bromion racemosi, Molinion und wechselseuchten Ausprägungen des Arrhenatherion gekenn-

zeichnet. Viele der typischen Arten dieser Gesellschaften werden derzeit als bedroht eingestuft (Immoor et al. 2017). Heutzutage sind diese Grünlandflächen vor allem durch Lebensraumverschlechterung aufgrund von großflächigen Entwässerungen, veränderten Mahdregimen, hohem Düngemittleinsatz oder Stilllegungen und damit sekundärer Sukzession stark verändert und weiterhin bedroht (Poptcheva et al. 2009). Besonders betroffen von Verlusten sind die Stromtalwiesen, von denen innerhalb der letzten 50 Jahre außerhalb der Schutzgebiete über 80 % an Fläche verloren gingen (Krause et al. 2011). In den ehemaligen Stromtalwiesen sanken die Artenzahlen in der Zeit über 30–50 %, während der Anteil an stickstoffzeigenden Arten stieg (Wesche et al. 2012). Zudem nahm die Fragmentierung der verbliebenen Bestände zu, die jedoch gegenüber der Eutrophierung einen geringen Stellenwert als Ursache des Biodiversitätsrückgangs hat (Krause et al. 2015). Erwähnt werden muss auch, dass die Feucht- und Nasswiesentypen aus dem pflanzensoziologischen Verband des Calthion bisher keine FFH-Lebensraumtypen darstellen und daher über die FFH-Richtlinie nicht geschützt sind. Das BfN schlägt aufgrund der Gefährdung und des Rückgangs dringend vor, Calthion-Wiesen in eine Novellierung der FFH-Richtlinie aufzunehmen (BfN 2024e).

In Nord- und Mitteldeutschland ging seit den 1950er- und 1960er-Jahren ein großer Teil des Dauergrünlandes verloren. In fünf Untersuchungsgebieten in Flussauen Niedersachsens, Sachsen-Anhalts und Schleswig-Holsteins hat der Grünlandanteil von ursprünglich über 90 % auf unter 50 % abgenommen. Die meisten Verluste betrafen das Feuchtgrünland und das artenreiche mesophile Grünland, von denen nur jeweils 9,1 % bzw. 3,1 % seiner ursprünglichen Ausprägung erhalten sind (Krause et al. 2011; Krause et al. 2014).

**Trends:** Feuchtwiesen sind sowohl durch Nutzungsintensivierung als auch durch Aufgabe der Nutzung gefährdet, insgesamt zeigt sich eine allgemeine Verschlechterung der Erhaltungszustände (Ellwanger et al. 2020). Bei einer langfristigen wiederholten Beprobung von Feuchtgrünland in der Nähe von Bremen (60–70 Jahre) wurde festgestellt, dass das Feuchtgrünland einen Rückgang der Artenvielfalt um 50 % aufweist (Immoor et al. 2017). Dabei war der Verlust an spezialisierten Arten überproportional ausgeprägt (Diekmann et al. 2019). Bei der Analyse der Veränderung der Artenzusammensetzung in diesen Feuchtgrünlandflächen unter verschiedenen Bewirtschaftungsregimen wurde festgestellt, dass Brachflächen die größte Veränderung gegenüber der ursprünglichen Vegetation aufwiesen. Unter Mahd und Düngeregimen kam es zu einer Zunahme von stressto-

leranten Arten, konkurrenzstarken Binsen und Hochstauden (Poptcheva et al. 2009).

Im Holtumer Moor, einer typischen Niederungslandschaft Nordwestdeutschlands mit Nieder- und Hochmoorbildungen, wurde die Vegetation in den Jahren 1963 und 1988 pflanzensoziologisch erfasst (Dierschke & Wittig 1991). Der Vergleich zeigt eine starke Veränderung, insbesondere der Grünlandgesellschaften. Anstelle der 1963 vorhandenen artenreichen Feuchtwiesen und -weiden und vielfältigen Wechsel der Grünlandgesellschaften, die vorwiegend durch unterschiedlichen Grundwassereinfluss bestimmt waren, herrschten 1988 großflächig recht monotone, meist artenarme Futterwiesen, Mähweiden und Weiden, monotone Weiden, Hochgraswiesen und Ackerland.

#### **Trockenrasen (FFH-Lebensraumtypen 6210, 6240, 6120, 6110 [tlw.]**

**Status:** Der Erhaltungszustand der Trockenrasen gilt als unzureichend bis schlecht (Ellwanger et al. 2020). Trockenrasen haben aufgrund von Landnutzungsänderungen, atmosphärischem Stickstoffeintrag, Klimawandel und Beweidungsmanagement sowohl einen Vegetationswandel als auch eine Veränderung der Zusammensetzung und einen Artenverlust erfahren (Hüllbusch et al. 2016; Schwabe et al. 2004).

**Trends:** Insgesamt zeigt sich eine allgemeine Verschlechterung der Erhaltungszustände der Trockenrasen (Ellwanger et al. 2020). In einer Synthesestudie wurde festgestellt, dass spezialisierte Arten wie z. B. der Steife Augentrost (*Euphrasia stricta*) und die gewöhnliche Kuhschelle (*Pulsatilla vulgaris*) in Trockenrasenhabitaten in ihrer Häufigkeit abnehmen (Diekmann et al. 2019). Hingegen zeigte sich eine leichte Zunahme mesotropher Arten, wie Aufrechter Trespe (*Bromus erectus*) und Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum* [Diekmann et al. 2019]). Im Vergleich zu untersuchten Flächen im Feuchtgrünland (s. o.) waren die Verluste und Veränderungen im Trockenrasen geringer, hier zeigten sich langfristige Entwicklungen hin zu einer Zunahme von mesotrophen Arten. Weiterhin wurde in Langzeituntersuchungen eine Zunahme der Artenzahl in Verbindung mit einem Artenwechsel festgestellt (Heinrich, Marstaller & Voigt 2016; Hüllbusch et al. 2016). Zeitliche Trends in der Vegetation der Trockenrasen sind stark mit klimatischen Trends (Temperatur und Niederschlag) korreliert (Matesanz et al. 2009). Somit ist davon auszugehen, dass der Klimawandel in den kommenden Jahren die Entwicklung des Lebensraums Trockenrasen stark beeinflussen wird, auch wenn ggf. neue Flächen entstehen könnten.

**Borstgrasrasen (FFH-Lebensraumtypen 6230 und 6150 [tlw.]**

**Status:** Borstgrasrasen, also extensives Grünland auf saurem Untergrund mit Vorkommen des Borstgrases (*Nardus stricta*), ist ein weitverbreiteter, aber in vielen Regionen stark gefährdeter Lebensraum, der vor allem durch Nutzungsaufgabe oder Intensivierung der Landnutzung beeinträchtigt oder vernichtet wurde und wird (Leuschner & Ellenberg 2017). Seine nährstoffarmen Böden machen ihn anfällig für Eutrophierung und Versauerung (Duprè et al. 2010; Pepler-Lisbach & Könitz 2017). Artenreiche montane Borstgrasrasen (FFH-LRT 6230) sind in der FFH-Richtlinie als prioritärer Lebensraum eingeordnet, zu dessen Schutz besonders strenge gesetzliche Regelungen gelten (§ 34 Abs. 4 BNatSchG). In den meisten Fällen ist die traditionelle extensive Beweidung mit Schafen oder Rindern die Methode der Wahl zum Erhalt des Lebensraums und seiner typischen Artenausstattung (Schwabe & Kratochwil 2022).

**Trends:** Trotz der prioritären Einordnung der Borstgrasrasenlebensräume zeigt sich eine allgemeine Verschlechterung des Erhaltungszustandes (Ellwanger et al. 2020). Bei einer langfristigen Beprobung von Borstgrasrasen nahmen die Abundanz und der Reichtum von Wirtschaftsgrünlandarten (Molinio-Arrhenatheretea) zu, während die Anzahl und Abundanz von Borstgrasrasenarten abnahm (Pepler-Lisbach & Könitz 2017). Eine Wiederholungsstudie im osthessischen Bergland zeigte, dass nach 30 Jahren erhöhte Stickstoffeinträge und verringerte Bewirtschaftungsintensität zum Rückgang typischer Borstgrasrasenarten führten. Der durch Stickstoffeinträge gestiegene pH-Wert hatte starken Einfluss auf Veränderungen des Gesamtartenreichtums und der Artenzusammensetzung, was sich in der Zunahme von krautigen Arten und Basiphyten und der Abnahme des Grasartenreichtums zeigte (Pepler-Lisbach et al. 2020). Eine Langzeituntersuchung über fast 70 Jahre weist die negativen Auswirkungen von Stickstoffeintrag auf den Artenreichtum in Borstgrasrasen nach. Der Rückgang des Artenreichtums ist hauptsächlich auf die zunehmende Stickstoffverfügbarkeit und weniger auf die veränderte Bewirtschaftung und die Bodenversauerung zurückzuführen (Duprè et al. 2010). Während Charakterarten (z.B. *Nardus stricta*, *Arnica montana*, *Danthonia decumbens*, *Calluna vulgaris*) und andere nährstoffarme Bedingungen bevorzugende Arten (z.B. *Festuca ovina* agg., *Briza media*, *Thymus pulegioides*, *Carex panicea*) abnehmende Abundanzen zeigten, nahmen Grünlandarten (z.B. *Holcus lanatus*, *Trifolium pratense*, *T. repens*) zu. Brandmanagement zeigte einen positiven Einfluss auf Populationen der geschützten und als Heil-

pflanze genutzten Arnika (*Arnica montana* [Wittig et al. 2020]).

**Stromtalwiesen (FFH-Lebensraumtyp 6440)**

**Status:** Brenndolden-Auenwiesen, auch Stromtalwiesen genannt (FFH-LRT 6440), sind artenreiche Lebensräume in den Flusstälern von Elbe und Oder und mit kleineren Vorkommen an Rhein und Main. Die Vorkommen an der Donau sind größtenteils durch Intensivierung und Bebauung zerstört (Burkart et al. 2004). Diese alte Mähwiesengesellschaft ist eine Ersatzgesellschaft der Hartholzauwälder und vor allem gekennzeichnet durch einen zwischen den Jahreszeiten extrem stark schwankenden Grundwasserstand, sodass man sie als extreme Form des wechselfeuchten Grünlandes ansehen kann. In Stromtalwiesen wächst eine sehr hohe Zahl extrem seltener und gefährdeter Pflanzenarten, z.B. die Brenndolde (*Selinum dubium*), der Langblättrige Blauweiderich (*Pseudolysimachion longifolium*), das Spießblättrige Helmkraut (*Scutellaria hastifolia*), das Hohe und das Niedrige Veilchen (*Viola elatior* und *V. pumila*) oder die Weidenblättrige Sumpfschafgarbe (*Achillea salicifolia*).

**Trends:** Diese artenreichen Lebensräume sind sehr selten geworden und durch Nutzungsaufgabe sowie Landnutzungsintensivierung weiterhin stark bedroht (Šeffer, Janák & Šefferová Stanová 2008; Wesche et al. 2012). Weitere wesentliche Gefährdungen für die Brenndoldenwiesen sind Veränderungen der Überflutungs- und Grundwasserstandverhältnisse, Aufforstung oder Umbruch. Problematisch wird hier bisweilen auch ein naturschutzinterner Konflikt, da die auf den Standorten der Stromtalwiesen natürlicherweise vorkommenden Hartholzauwälder zu den artenreichsten und naturschutzfachlich wertvollsten Wäldern Deutschlands gehören, ebenfalls sehr selten und stark gefährdet sind und zudem ebenfalls einen streng geschützten FFH-Lebensraumtyp (91F0) darstellen.

**Hochmoore**

Es gibt vier FFH-Lebensraumtypen, die mit dem Lebensraumtyp Hochmoore verbunden sind: **Lebende Hochmoore** (FFH-LRT 7110) finden sich vorwiegend in Niedersachsen, Schleswig-Holstein sowie in den Mittelgebirgen und besonders gut ausgeprägt am nördlichen Alpenrand. **Noch renaturierungsfähige Hochmoore** sind geschädigte Hochmoore, die aus ehemals lebenden Hochmooren hervorgegangen sind (FFH-LRT 7120). Die Ausdehnung degenerierter Hochmoore ist mittlerweile in Deutschland jedoch größer als die noch lebender Hochmoore. **Torfmoor-Schlenken** (FFH-LRT 7150)



**Abbildung 3.8:** Beispiele für Hochmoor. Murnauer Moos (LRT 7110) und Hochmoorbult mit den drei typischen Blühpflanzen des Hochmoors: Rosmarinheide (*Andromeda polifolia*), Rundblättriger Sonnentau (*Drosera rotundifolia*), Moosbeere (*Vaccinium oxycoccos*). © M. Sommer.

liegen häufig in oder am Rand von Schlenken in Hoch-, Übergangs- und Niedermooren. Gut ausgeprägte Vorkommen finden sich beispielsweise im Bereich der Lüneburger Heide, dem Westfälischen Tiefland sowie dem voralpinen Hügel- und Moorland. Übergangs- und Schwingrasenmoore (FFH-LRT 7140), die zwar mineralbodenbeeinflusst sind, aber im Randbereich von Hochmooren häufig vorkommen, finden sich z.B. in den Quellregionen der Mittelgebirge und in den Randlagen von Seen und Moorgewässern. Die Vorkommen im Alpenvorland sind besonders gut ausgeprägt. Dort sind Übergangsmoore sowohl innerhalb oder an den Rändern von Hochmooren als auch innerhalb von (armen) Niedermooren zu finden.

**Status und Trends:** Laut FFH-Bericht 2019 weisen alle Hochmoorlebensraumtypen (LRT) einen ungünstigen bis schlechten Erhaltungszustand auf (Ellwanger et al. 2020). Auch die Entwicklung der Erhaltungszustände (EHZ) zeigt fast ausnahmslos eine Verschlechterung bzw. bleibt stabil auf einem ungünstigen bis schlechten Niveau (Tab. 3.2). Am Beispiel des Schwarzwalds zeigten Sperle & Bruelheide (2021), dass im Zeitraum zwischen 1972 und 2020 von 88 Arten zwei höhere Pflan-

zenarten der Moore ausgestorben waren und 37 in der Zahl der Vorkommen in den insgesamt 124 untersuchten Moore abnahmen, mit im Durchschnitt 33 % ihrer ursprünglichen Häufigkeit. Lediglich im alpinen Raum zeigen lebende Hochmoore und Torfmoor-Schlenken einen günstigen Erhaltungszustand. Hochmoore sind auch klimatisch wichtige Lebensräume, weil sie in der Lage sind, Kohlenstoff effizient und langfristig zu speichern. Allerdings wurden Moore für die Land- und Forstwirtschaft und den Torfabbau großflächig entwässert, wodurch Tausende Tonnen Kohlenstoff wieder in die Atmosphäre gelangten. Entwässerte Moore machen zwar nur 3 % der landwirtschaftlichen Flächen in der EU aus, tragen jedoch zu 25 % der gesamten Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft bei (Greifswald Moor Zentrum, National University of Ireland & Galway & Wetlands International 2020). Die Erhaltung und Renaturierung dieser Lebensräume kann nicht nur die Treibhausgasemissionen reduzieren, sondern auch seltenen Pflanzen- und Tierarten Schutz bieten. Laut der Roten Liste Deutschlands sind Moore einer der am stärksten bedrohten Lebensräume mit dem höchsten Anteil an bedrohten Arten (Hendricks & Jessel 2017). Noch na-

**Tabelle 3.2:** Auszug aus Ergebnissen des nationalen FFH-Berichts 2019, Erhaltungszustände und Gesamttrends der Lebensraumtypen (LRT) des Moores in der kontinentalen, atlantischen und alpinen biogeografischen Region.

LRT		alpin		atlantisch		kontinental	
Code	Name	Erhaltungszustand	Gesamttrend	Erhaltungszustand	Gesamttrend	Erhaltungszustand	Gesamttrend
7110	Lebende Hochmoore	günstig	stabil	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd	ungünstig – unzureichend	sich verschlechternd
7120	Noch renaturierungsfähige Hochmoore	ungünstig – unzureichend	stabil	ungünstig – schlecht	unbekannt	ungünstig – schlecht	stabil
7140	Übergangs- und Schwingrasenmoore	ungünstig – unzureichend	stabil	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd	ungünstig – unzureichend	sich verschlechternd
7150	Torfmoor-Schlenken	günstig	stabil	ungünstig – unzureichend	stabil	ungünstig – unzureichend	sich verschlechternd

turnahe Hochmoore sind von Torfabbau und Nährstoffeintrag gefährdet. Entwässerung und Freizeit- oder landwirtschaftliche Nutzung sind weitere Gefährdungen. Neben ehemaliger und aktueller Entwässerung und Nutzung als landwirtschaftliche Flächen stellt besonders für Hochmoore als extrem nährstoffarme Biotope der Eintrag von Luftstickstoff einen Gefährdungsfaktor dar, der deutlich größere Auswirkungen hat als in nährstoffreicheren Lebensräumen (Hurkuck et al. 2014; Succow & Jeschke 2022; Vesala et al. 2021).

### Heiden und Gebüsche

**Feuchte Heiden mit Glockenheide** (*Erica tetralix*, FFH-LRT 4010) kommen auf sauren sandig-moorigen Böden oder Torfböden in der atlantischen und kontinentalen Region Deutschlands vor. Besonders gut ausgeprägte Vorkommen finden sich im Münsterländischen Tiefland und im Bereich der Lüneburger Heide, oft im Komplex mit oder im Randbereich von degradierten Hochmooren. Auf trockenen Standorten kommen neben der Glockenheide verstärkt Heidekraut (*Calluna vulgaris*) und Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) hinzu. Diese **Trockenen Heiden** (FFH-LRT 4030) finden sich im Nordost- und Nordwestdeutschen Tiefland, etwa die großen Heidebestände der Lüneburger Heide auf armen sauren Sandböden, und in den Mittelgebirgen, wo sie einen eigenen Subtyp des LRT darstellen (Bergheide), der durch Dominanz von Zwergsträuchern der Gattung *Vaccinium* gekennzeichnet ist (vor allem Blaubeere und Preiselbeere neben *Calluna vulgaris*). **Wacholderheiden** (FFH-LRT 5130) entstanden vorwiegend dort, wo Heiden oder Halbtrockenrasen nicht mehr ausreichend be-

wirtschaftet wurden und sich der Wacholder (*Juniperus communis*) ausbreiten konnte. Neben der Lüneburger Heide finden sich gut ausgeprägte Wacholderheidenvorkommen auf der Schwäbischen und Fränkischen Alb auf armen Sandböden.

**Status und Trends:** Der Erhaltungszustand der feuchten Heiden gilt als ungünstig bis schlecht mit einer Tendenz zur weiteren Verschlechterung (Tab 3.3). Während der Zustand der trockenen Heiden und Wacholderheiden in der kontinentalen Region als ungünstig bis schlecht eingestuft wird, befinden sich diese Lebensräume in der atlantischen Region Deutschlands in einem günstigen Zustand (Ellwanger et al. 2020). Durch die Aufgabe der ehemals extensiven Bewirtschaftung sowie den Umbruch und die Aufforstung sind Heidelebensräume gefährdet. Auch Nährstoffeinträge wie Stickstoffeinträge über die Luft und Düngemittel aus angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen führen zu einer Beeinträchtigung der Lebensraumqualität. Das stellt für viele konkurrenzschwache Pflanzenarten, die ausschließlich auf diesen nährstoffarmen Heideböden wachsen, eine Gefahr dar. Diese wird sich durch den Klimawandel verschärfen.

#### 3.2.2.6 Ergebnisse der Literatur- und Datenanalysen von Biodiversitätstrends (Weighted-Vote-Count-Analyse)

Ziel der hier zugrunde liegenden Analyse war es, das Literaturwissen zu zeitlichen Biodiversitätstrends zu extrahieren und ein räumlich explizites, möglichst umfassendes Bild der vorhandenen Datenlage zu gewinnen, das über eine reine Experteneinschätzung hinausgeht.

**Table 3.3:** Auszug aus Ergebnissen des nationalen FFH-Berichts 2019, Erhaltungszustände und Gesamttrends der Lebensraumtypen (LRT) der Heide und des Gebüsches in der kontinentalen sowie der atlantischen biogeografischen Region.

LRT		alpin		atlantisch		kontinental	
Code	Name	Erhaltungszustand	Gesamttrend	Erhaltungszustand	Gesamttrend	Erhaltungszustand	Gesamttrend
4010	Feuchte Heiden mit Glockenheide	-	-	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd
4030	Trockene Heiden	-	-	günstig	sich bessernd	ungünstig – schlecht	sich verschlechternd
4060	Alpine und boreale Heiden	günstig	stabil	-	-	günstig	stabil
4070	Latschen- und Alpenrosengebüsche	günstig	stabil	-	-	günstig	stabil
4080	Subarktische Weidegebüsche	günstig	stabil	-	-	-	-
40A0	Subkontinentale peripannonische Gebüsche	-	-	-	-	ungünstig – unzureichend	sich verschlechternd
5110	Buschbaumgebüsche	-	-	-	-	ungünstig – unzureichend	stabil
5130	Wacholderheiden	-	-	günstig	stabil	ungünstig – unzureichend	sich verschlechternd

Es wurde dabei englischsprachige und deutschsprachige Literatur berücksichtigt. Englischsprachige Literatur wurde gemäß den Empfehlungen für systematische wissenschaftliche Untersuchungen in der Ökologie (Foo et al. 2021; Gusenbauer & Haddaway 2020) im Web of Science und in Scopus gesucht. Um gezielt auf die Biodiversität abzielen, wurden passende Schlagwörter im Bereich der Biodiversität, des Lebensraumtyps und der Region definiert. Die vollständigen Jahresindizes einer Liste von relevanten deutschsprachigen Zeitschriften wurden anhand der Überschriften nach potenziell relevanten Artikeln durchsucht (Anhang A2.2). Forschungsberichte wurden u. a. über die Webseiten von UBA, BfN, des Thünen-Instituts sowie über die Webseiten der Landesumweltämter und weiterer länderspezifischer Behörden identifiziert. Zudem wurden Recherchen über Google und Google Scholar durchgeführt, um relevante Publikationen aus dem deutschsprachigen Raum zu identifizieren. Weitere Quellen bestanden z. B. in ausgewählten akademischen Abschlussarbeiten (Bachelor-/Masterarbeiten und Dissertationen). Weitere relevante Artikel wurden während des Schreibprozesses durch die Autorenschaft ergänzt. Hinzu kam die statistische Auswertung von vorhandenen Monitoringdaten und Daten aus Wiederholungsstudien. Eine ausführliche Beschreibung der Methodik sowie eine Liste der analysierten Artikel und Datensätze finden sich in Anhang A2.1.

Es ist zu betonen, dass es nicht »das eine« Maß für biologische Vielfalt gibt, sondern die biologische Vielfalt mit verschiedenen Maßzahlen (bspw. Artenzahl, Biomasse, Artenzusammensetzung) bestimmt werden sollte (Sinclair et al. 2024). Aufgrund der hohen Variabilität zwischen Arten und Lebensräumen konnte bislang keine der genannten einzelnen Untersuchungen, auch wenn sie auf langen Zeitreihen, aggregierten Daten oder Kartierungen beruhen, ein Gesamtbild über Biodiversitätsänderungen in Deutschland liefern. Der *Faktencheck Artenvielfalt* geht einen wichtigen Schritt, diese Lücke zu schließen.

Anders als bei den Rote-Liste-Trends, die Populationsentwicklungen einzelner Arten in den Blick nehmen, fokussiert diese Analyse auf Facetten der biologischen Vielfalt von Lebensgemeinschaften (Artenzahl, Häufigkeiten und »Effektive Artenzahl«, die die Häufigkeitsverteilung von Arten einer Gemeinschaft berücksichtigt).

Wir kategorisieren die Biodiversitätsmaße in drei größere Gruppen:

- **Artenzahl** ist die präsenzbasierte Anzahl unterschiedlicher Taxa, unabhängig von ihrer Dominanz oder Seltenheit. Für Organismengruppen, die mehrfach im Jahr gemessen werden, werden jährliche Ar-

tenlisten erstellt, da uns die Langzeittrends und nicht die saisonalen Entwicklungen interessieren. Von Zeitreihen, die aus der Literaturanalyse stammen, wird der Trend so übernommen, wie er in der jeweiligen Publikation beschrieben wurde, von denen, die auf Rohdaten basieren, wird der zeitliche Trend der log-transformierten Artenzahl errechnet.

- Eine Reihe von Diversitätsmaßen bezieht die relative Abundanz der Arten in den Lebensgemeinschaften mit ein. Indizes wie Shannon, Simpson oder die Serie der Hill-Numbers sind weit verbreitet. Während in der Literaturanalyse die jeweils angegebenen Maße benutzt werden, wurde für die Analyse der vorliegenden Daten die effektive Anzahl der Arten (Effective Number of Species, ENS) als Diversitätsmaß verwendet. Das Diversitätsmaß ENS ist weniger als andere Maße durch Unterschiede bei der Probenahme, der Größe des Artenpools und räumlicher Aggregation von Individuen beeinflusst (Chase & Knight 2013). Zur Vereinfachung werden in der Darstellung alle dominanzbezogenen Diversitätsmaße unter der Rubrik ENS dargestellt.
- Unabhängig von der Artenzahl und Diversität kann sich auch die Individuenzahl oder deren Biomasse in einem Lebensraum verändern. Dabei ist für verschiedene Organismengruppen die Angabe von Abundanz oder Biomasse pro Art oft eine logische Folge der Biologie bzw. des Monitoringansatzes. Dennoch werden beide Maße, die Gesamtbiomasse und die gesamte Abundanz (pro Flächenmaß oder Volumen), hier gemeinsam als **Abundanz** vorgestellt. Auch wenn die Maße zwischen den verschiedenen Zeitserien differieren, sind diese innerhalb der jeweiligen Zeitserie konsistent.

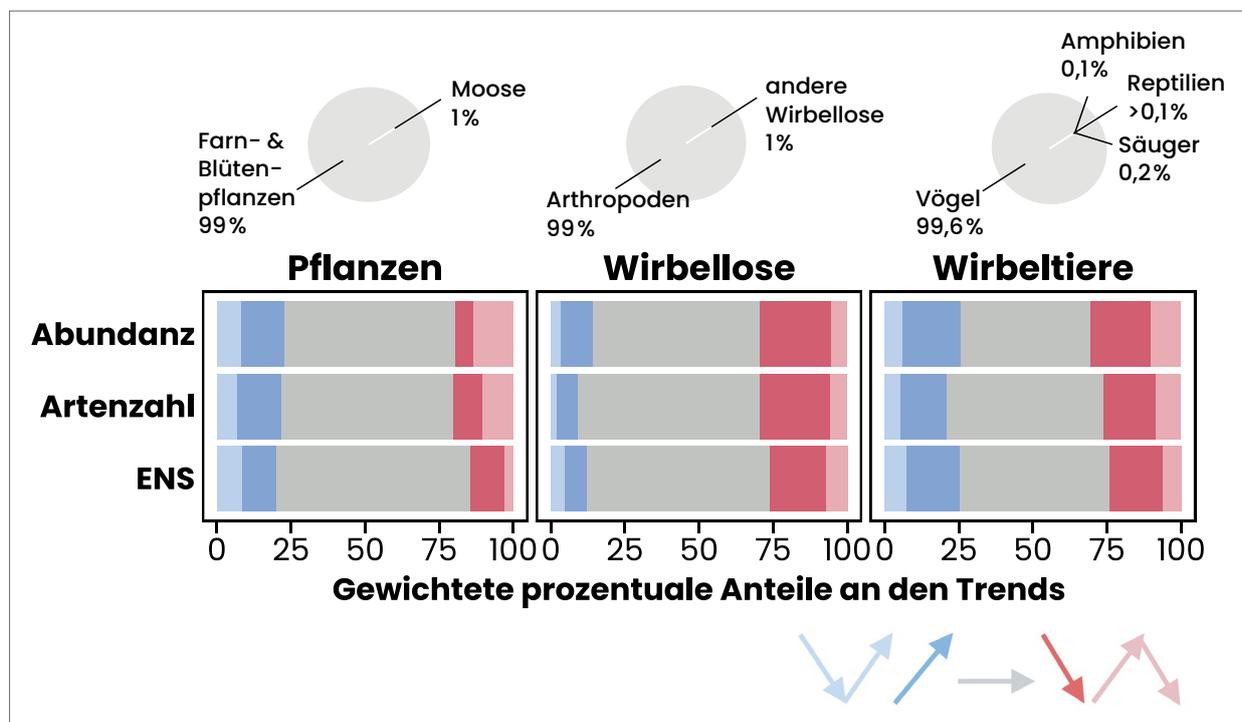
Zur Auswertung der zeitlichen Biodiversitätstrends nutzen wir die Methode des Weighted Vote Count (gewichtete Stimmzählung). Beim Vote Count wird jeder einzelnen Studie oder jedem Datensatz ein bestimmtes Ergebnis zugewiesen und dann der prozentuale Anteil der Stimmen für jedes Ergebnis angegeben. Anstelle einer einfachen Mittelwertbildung werden im *Faktencheck Artenvielfalt* die Stimmen beim **Weighted Vote Count** nach der Anzahl der Beobachtungsjahre gewichtet. Dadurch erhalten Studien mit einer größeren Anzahl an Beobachtungsjahren ein stärkeres Gewicht. Die zeitlichen Trends werden dann den Kategorien positiv, negativ, neutral, negativ zu positiv (Zunahme nach vorheriger Abnahme) und positiv zu negativ (Abnahme nach vorheriger Zunahme) zugeordnet. Für die Literaturanalyse wird dies aus den Schlussfolgerungen der Artikel

übernommen, für die Datenanalyse erfolgt die Zuordnung anhand der statistischen Analyse von linearen und nicht linearen Regressionen.

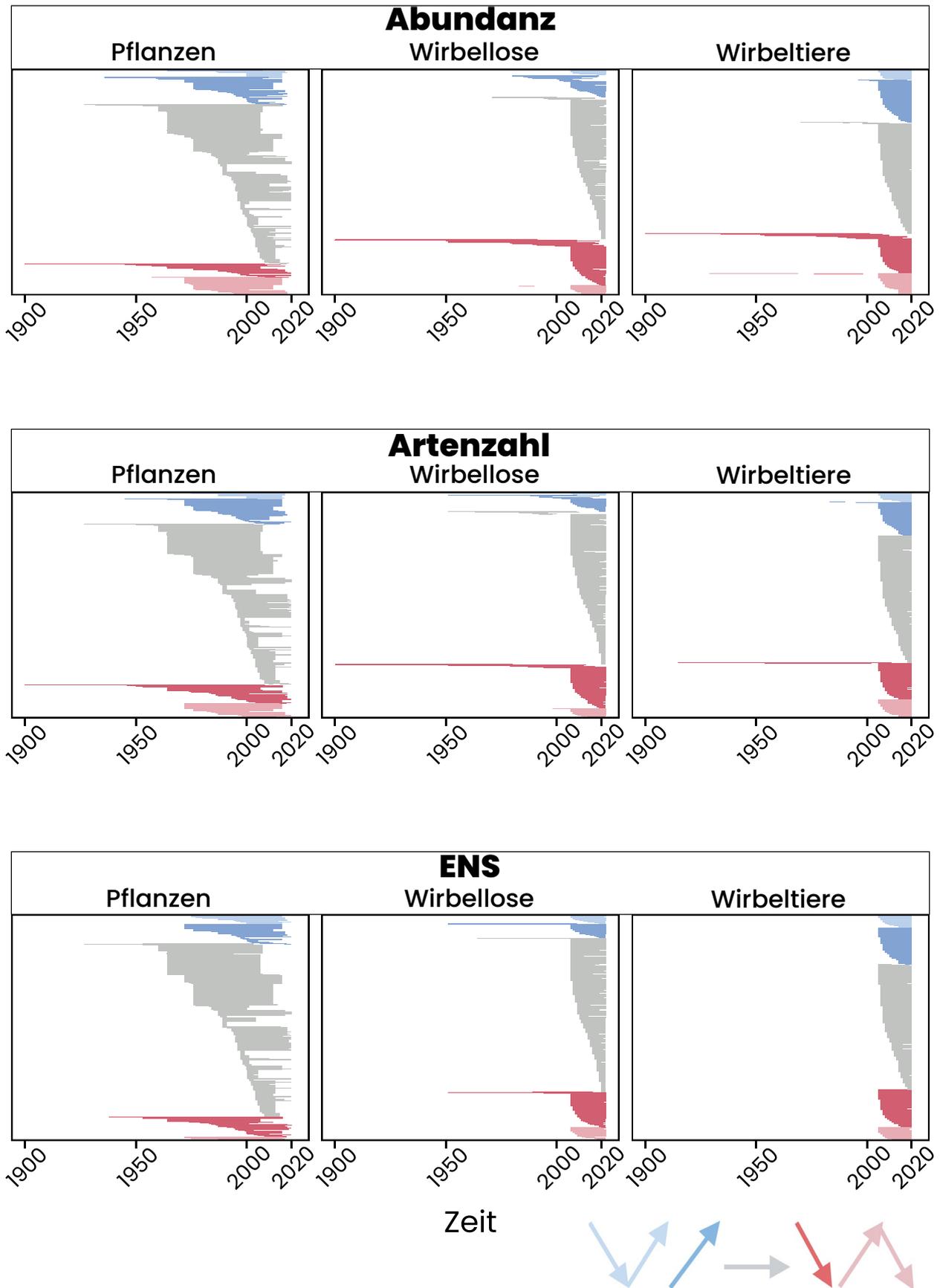
Während die Roten Listen vor allem detaillierte Informationen zu Einzelarten verschiedener Organismengruppen liefern, findet die Auswertung des Weighted Vote Count ausschließlich auf Ebene der Hauptgruppen (Pflanzen, Pilze & Flechten, Wirbeltiere, Wirbellose) statt. Es ist ferner zu berücksichtigen, dass die Zeitreihen nur einen Ausschnitt der Biodiversitätsveränderung darstellen können, weil auf stark degradierten oder verschwundenen Habitatflächen ein Monitoring normalerweise nicht weitergeführt wird. Extreme Verschlechterungen werden so nicht erfasst, obwohl sie vielerorts auftreten. Für ein vollständigeres Bild von Biodiversitätsveränderungen müsste die Umwandlung von Flächen oder Flächenanteilen einzelner Habitattypen einbezogen werden, was aber außerhalb der Möglichkeiten des *Faktencheck Artenvielfalt* lag.

Aus der Recherche (Stand 19.12.2023) entfielen von insgesamt 15.272 einzelnen Biodiversitätstrends 8.891 auf den Lebensraum »Agrar- und Offenland«, was fast 60 % aller Trends ausmacht (Abb. 2.7). 8.562 Trends stammen aus ausgewerteten Datensätzen und 329 Trends aus gesichteter Literatur. Aufgeteilt auf die Hauptgruppen der Organismen, fokussierte die Mehrheit der Studien

auf Pflanzen (4.119 Trends). Auf die Hauptgruppe der Wirbellosen entfielen 2.317 Trends und auf die Hauptgruppe der Wirbeltiere 2.455 Trends (Abb. 3.9). Die Studien untersuchten zeitliche Änderungen der Abundanz (3.037 Trends), Artenzahl (2.975 Trends) und die effektive Anzahl der Arten (ENS; 2.879 Trends). In den Gruppen der Pflanzen, Wirbeltiere und Wirbellosen war ein erheblicher Prozentsatz der gewichteten Trends neutral (44–65 %; Abb. 3.9). Der Anteil positiver (15–20 %) und negativer (20–23 %) Trends war für die Pflanzen für alle drei Biodiversitätsmaße jeweils ausgewogen. Hingegen war bei den Wirbellosen für alle drei Biodiversitätsmaße der Anteil der negativen Trends höher (14–30 %) als der Anteil der positiven Trends (9–15 %). Es ist zu betonen, dass die absolute Mehrheit (95 %) der Wirbelosentrends aus Daten des Tagfalter-Monitorings Deutschland (TMD; [www.tagfalter-monitoring.de](http://www.tagfalter-monitoring.de)) stammt. Auf die Ergebnisse wird unter »Status und Trends der Tagfalter und Widderchen« detaillierter eingegangen (Kap. 3.2.2.10). In der Gruppe der Wirbeltiere war für Abundanz und Artenzahl der Anteil negativer Trends (24–31 %) höher als der Anteil positiver Trends (20–25 %). Bei der effektiven Artenzahl war der Anteil positiver und negativer Trends für die Wirbeltiere ausgeglichen. Für die Gruppe der Wirbeltiere ist zu erwähnen, dass der Großteil der Trends (98 %) aus Daten des



**Abbildung 3.9:** Gewichtete prozentuale Anteile an den Trends der gemessenen Biodiversitätsmaße (Abundanz, Artenzahl, effektive Anzahl der Arten [ENS]) für die jeweiligen Großgruppen (Pflanzen, Wirbellose und Wirbeltiere) im Lebensraum Agrar- und Offenland. Die Farben repräsentieren die Trends: Wechsel von negativ zu positiv (hellblau), positiv (blau), neutral (kein Trend, grau), negativ (rot) und Wechsel von positiv zu negativ (rosa). Die Tortendiagramme zeigen jeweils den prozentualen Anteil an Trends aus den Organismengruppen der Pflanzen, Wirbellosen und Wirbeltiere.

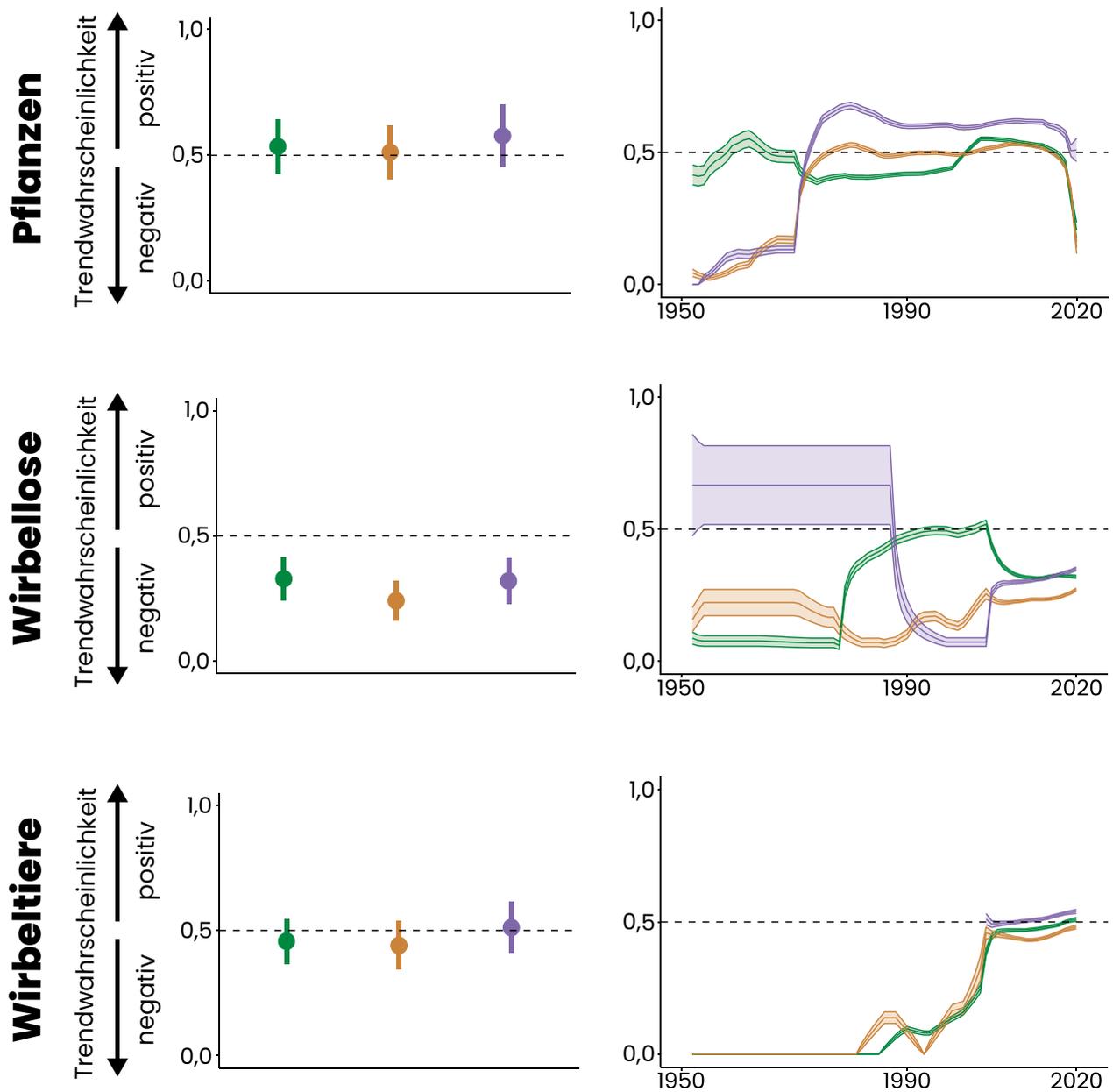


**Abbildung 3.10:** Gewichtete Trends der gemessenen Biodiversitätsmaße (effektive Anzahl der Arten – ENS, Artenzahl, Abundanz) für die jeweilige Artengruppe im Lebensraum Agrar- und Offenland. Jede Linie repräsentiert eine Studie, die Liniendicke ist die Gewichtung (»weight«, quadratwurzeltransformiert), die Ausdehnung der Linie stellt die Dauer der Studie vom Startjahr bis zum Endjahr dar. Die Farben repräsentieren die Trends: positiv (blau), Wechsel von negativ zu positiv (hellblau), neutral (kein Trend, grau), negativ (rot) und Wechsel von positiv zu negativ (hellrot).

Monitorings häufiger Brutvogelarten (MhB) stammt. Auf diese Ergebnisse wird unter »Status und Trends der Vögel« detaillierter eingegangen (Kap. 3.2.2.9).

Es muss darauf hingewiesen werden, dass mehrere Gründe dazu führen können, dass im Weighted Vote Count mehr positive Trends zu finden sind, als es die Roten Listen für die Organismengruppen widerspiegeln. Zum einen gibt es bei Monitoringdaten einen statistischen Bias hin zu positiven Trends der Artenzahl, weil die Detektionswahrscheinlichkeiten für lokale Aussterbe- und Einwanderungsereignisse nicht gleich sind.

So wird ein lokales Einwandern von neuen Arten in der Regel eher festgestellt als ein Aussterben von vorhandenen Arten. Dadurch entsteht ein temporäres Ungleichgewicht zugunsten von neu hinzukommenden Arten, das erst nach Jahrzehnten abnimmt und daher einen positiven Trend vortäuscht (für Details siehe Kap. 2.1.4). Zudem stammt eine Vielzahl der Studien, die in den Weighted Vote Count eingegangen sind, aus Habitat-typen, die im Fokus des Naturschutzes stehen, in Naturschutzgebieten durchgeführt wurden oder Untersuchungen des Erfolgs einer bestimmten durchgeführten



**Artenzahl Abundanz ENS**

**Abbildung 3.11:** Wahrscheinlichkeit eines positiven Trends in den jeweiligen Biodiversitätsmaßen (Abundanz, Artenzahl und effektive Anzahl der Arten [ENS]) für jede der drei Großgruppen (Pflanzen, Wirbeltiere und Wirbellose). Linke Säule: Mittelwert und Standardabweichung. Rechte Säule: Auftragung über Zeit mit Konfidenzintervall.

Maßnahme dokumentieren. Diese Informationen zu Schutzstatus bzw. durchgeführten Maßnahmen wurden gemeinsam mit den Trendangaben aus der Literatur extrahiert, werden aber in dieser Gesamtübersicht nicht differenziert, da diese Informationen nicht für alle Datensätze zugänglich waren und deshalb nicht in die Analyse einbezogen werden konnten. Das bedeutet, dass jegliche Analysen aus dem Weighted Vote Count stets mit einer möglichen positiven Überschätzung von Trends einhergehen. Ebenso ist zu beachten, dass die Datenlage stark zwischen den einzelnen Lebensraumtypen, Organismengruppen und Regionen variiert und somit nicht repräsentativ für die Gesamtzahl an Arten und Biotopen in Deutschland ist (Abb. 2.6, 2.7).

Die Anzahl der Beobachtungsjahre (= Messzeitpunkte) der Studien reichte von zwei Jahren bis 55 Jahren, im Mittel lag sie bei sechs Jahren. Wir berücksichtigen nur Messdaten ab dem Jahr 1900. Für den Lebensraum Agrar- und Offenland war das früheste Startjahr einer Studie bereits 1900, die jüngste Studie startete im Jahr 2020, das mediane Startjahr war 2005 (Abb. 3.10). Das heißt, viele Studien können keine Aussage über die Biodiversitätsveränderungen der Zeit vor 1980 treffen (84 % der Studien), der Beginn der 1990er-Jahre ist zumindest bei 25 % der Studien einbezogen. Es fällt außerdem auf, dass die Beobachtungsdauer sich auf die Detektion von Trends auswirkt, die bei neutralen Trends im Mittel bei 14 Jahren liegt, bei signifikanten Trends (signifikant positiv oder negativ) aber im Mittel bei 18 Jahren liegt.

Unter Anwendung eines Moving-Window-Ansatzes konnten die Datenpunkte je Organismengruppe und unterteilt nach den jeweiligen Antwortvariablen aggregiert und in ihren Veränderungen im Laufe der Zeit visualisiert werden. Bei dieser Analyse kann, wenn neutrale Trends ausgeblendet werden, die Wahrscheinlichkeit eines positiven Trends berechnet und gegen die Nullhypothese getestet werden. Hierdurch zeigen sich gemeinsame Trends noch einmal deutlicher (Abb. 3.11). Bei der Interpretation ist jedoch zu beachten, dass potenziell starke Trendänderungen sowohl nach unten als auch nach oben oft durch das Hinzukommen weiterer Datenserien zustande kommen und nicht durch eine rapide Änderung innerhalb der Zeitreihen. Bei Pflanzen sind die ENS-Trends im Mittel positiv, Trends für Abundanz und Artenzahl zeigen zeitweise zwar eine positive Tendenz, in jüngerer Zeit dominieren jedoch negative Vorzeichen. Bei der Gruppe der Wirbellosen zeigt sich in den 1990er-Jahren zwar zwischenzeitlich eine positive Tendenz in der Abundanz, insgesamt dominieren in dieser Gruppe in jüngerer Zeit jedoch klar die negativen gegenüber den positiven Trends für alle drei Biodiversitäts-

itätsmaße. Ab dem Jahr 2000 sind in dieser Gruppe fast ausschließlich Tagfaltertrends zu sehen, da sie in diesem Zeitraum 95 % der Wirbellosenaten umfassen (Details siehe »Status und Trends der Tagfalter und Widderchen«; Kap. 3.2.2.10). Aus den ausgewerteten Rohdaten und Studien von Wirbeltieren kann fälschlicherweise eine positive Entwicklung abgelesen werden. Es zeigt sich aber durchgehend eine erhöhte Wahrscheinlichkeit für negative Entwicklungen. Wie bei den Wirbellosen dominiert auch hier ab dem Jahr 2000 eine Organismengruppe. Bei den Wirbeltieren sind fast ausschließlich Trends der häufigen Brutvögel zu sehen, da sie in diesem Zeitraum 98 % der Wirbeltierdaten umfassen (Details siehe »Status und Trends der Vögel«; Kap. 3.2.2.9).

### 3.2.2.7 Status und Trends der Gefäßpflanzen im Agrar- und Offenland

#### Gefäßpflanzen

##### Ackerwildkräuter

**Vorkommen und Gefährdungsstatus:** Die ehemals äußerst vielfältige Ackerwildkrautflora von extensiv bewirtschafteten Äckern ist aufgrund der seit den 1950er-Jahren stark veränderten Ackerbewirtschaftung (z. B. mineralische Düngung, chemische Unkrautbekämpfung, Umwandlung wenig produktiver Standorte in Grünland, verbesserte Saatgutreinigung, Veränderung der Bodenbearbeitung, schneller Stoppelumbruch) von vielen Äckern verschwunden oder mehr oder weniger stark gefährdet (Baessler & Klotz 2006; Kutzelnigg 1984). In den Roten Listen der gefährdeten, verschollenen und ausgestorbenen Pflanzenarten erscheinen zahlreiche Vertreter der Ackerwildkrautflora oft in Gruppen mit den höchsten Gefährdungsgraden (z. B. Korneck et al. 1998; Korneck, Schnittler & Vollmer 1996; Korsch & Westhus 2004; Lange et al. 2022; Ristow et al. 2006). Die neue Rote Liste Bayerns, die 2023 erschien, zeigt kaum Änderungen. Lediglich die absolute Zahl der gefährdeten Arten ist etwas gesunken, da die Neophyten nicht mehr bewertet wurden (LfU in Vorbereitung). Auf der Roten Liste des Bundes befinden sich knapp 40 % der gefährdeten Arten der Pflanzenformation »Ackerunkrautvegetation« (Eggers & Zerger 1998; Metzger et al. 2018b). Dies entspricht aktuell 80 aktuell bedrohte Ackerwildkräuter, von denen 35 dem basischen Spektrum der Segetalvegetation zugeschrieben werden. Von den in Bayern vorkommenden Ackerwildkräutern sind aktuell knapp die Hälfte auf der Roten Liste des Bundes und über 50 % auf der bayerischen Roten Liste (Lang et al. 2022). Die letzten bekannten Vorkommen der in Deutschland vom Aussterben bedrohten Arten wie z. B. der Breitblättrigen Haftdolden (*Turgenia latifolia*) oder



**Abbildung 3.12:** Beispiele für extensiv genutzte Wiesen mit Ackerwildkräutern: obere Reihe: Klatschmohn (*Papaver rhoeas*) auf einem extensiven Getreideacker (© Alexandra-Maria Klein), Kopfbirse (*Juncus capitatus*) auf einem Feuchttacker (© Martin Sommer), Acker-Feuerlilie (*Lilium croceum*, © Martin Sommer), mittlere Reihe: extensiver Emmer-Acker (*Triticum dicoccum*, © Martin Sommer), Kornblume (*Centaurea cyanus*, © Alexandra-Maria Klein), Färberwaid (*Isatis tinctoria*) als Charakterart einer historischen Kulturlandschaft im Kaiserstuhl (© Alexandra-Maria Klein), untere Reihe: Extensivacker mit Kornrade (*Agrostemma githago*, © Martin Sommer), Kuhnelke (*Vaccaria hispanica*, © Martin Sommer) und Saat-Hohlzahn (*Galeopsis segetum*, © Martin Sommer).

der Sichel-Wolfsmilch (*Euphorbia falcata*) sind auf den Flächen Teil des Schutzackerprojekts »100 Äcker für die Vielfalt« (Meyer & Leuschner 2015).

**Trends:** Ab Ende des 19. Jahrhunderts war ein Rückgang der Ackerwildkrautarten und der ursprünglich meist artenreichen Pflanzengesellschaften auf Ackerstandorten zu beobachten. Das Ackerland ist der Lebensraum mit den stärksten Abnahmen in Populationsgröße und Diversität der Vegetation in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft (Ellenberg & Leuschner 2010). Arten, die zuvor als häufig und weit verbreitet galten, wurden immer seltener. Aktuelle Wiederholungsaufnahmen im nord- und mitteldeutschen Ackerland lassen erkennen, dass die Ackerpflanzengesellschaften seit den 1950er-Jahren Verluste von 25 % im regionalen Artenpool und Diversitätsverluste von rund 70 % erlitten haben und damit regelrecht zusammengebrochen sind (Albrecht & Bachthaler 1990; Meyer et al. 2014). Auch Hessen-Forst (FENA) hat bei Untersuchungen der Vorkommen bestimmter stark gefährdeter Ackerwildkräuter in Hessen

den Rückgang der Fundorte und Populationen zwischen 1950 und 2010 untersucht und dramatische Rückgänge bei fast allen Arten festgestellt. So wurde der Kleinsling (*Anagallis minima*) nur noch an sechs von ehemals über 50 Fundstellen nachgewiesen, mit meist sehr kleinen Populationen von wenigen Exemplaren (Bönsel, Schmidt & Barth 2013).

In der ausführlichen Bibliografie zu Ackerwildkräutern und deren Entwicklungen von BfN 2013a findet sich ein Großteil der wichtigen Literatur zu diesem Thema. Segetalarten sind auch als Nahrungspflanzen für samenfressende Feldvögel sowie für feldbrütende Vögel, die sich von den Insekten ernähren, die auf den Ackerwildkräutern, von denen sie zum Teil abhängig sind, Nektar saugen, von großer Bedeutung. Die starken Verluste dieser relevanten Nahrungs- und Nektarpflanzen können damit als eine der Ursachen für die starken und anhaltenden Bestandsrückgänge der Vögel der Agrarlandschaft in den letzten Jahrzehnten in Deutschland angesehen werden (Meyer et al. 2013a).

### Pflanzen in den Alpenlebensräumen

**Vorkommen und Gefährdungstatus:** Uns ist derzeit keine wissenschaftliche Arbeit bekannt, die sich auf Status und Trends von Pflanzen ausschließlich in den deutschen Alpen bezieht. Entweder sind vorhandene Daten aus Deutschland nur in länderübergreifenden Arbeiten enthalten, oder Arbeiten beziehen sich auf einen kleinen Ausschnitt der deutschen Alpen oder auf ausgewählte Arten bzw. Populationen.

**Trends:** Regional bzw. lokal scheint der Rückgang von 33 bislang unzureichend dokumentierten Populationen von 67 »vom Aussterben bedrohten« Gefäßpflanzen in den bayerischen Alpen bei Weitem geringer zu sein (16 % der Arten) als im Rest des Landes, bei einem höheren Anteil von Arten mit unveränderter (45 %) oder sogar zunehmender Populationsgröße (19 % [Zehm et al. 2020]). Bei 22 Beständen von acht im Alpenraum vorkommenden Farnarten wurde hingegen nur in zwei Fällen eine Populationszunahme ermittelt, sechs Bestände waren unverändert, und elf Vorkommen zeigten negative Bestandsentwicklungen (Horn, Bennert & Zehm 2017). Allerdings hat im Nationalpark Berchtesgaden der Artenreichtum alpiner Rasenbestände im Mittel deutlich zugenommen (Kudernatsch et al. 2016).

Überregional konnten schon Pauli et al. (2012) mithilfe erster Daten aus dem GLORIA-Netzwerk zeigen, dass die Artenzahl in Hochgebirgen zwischen 2001 und 2008 zugenommen hat, wobei diese Zunahme ein Nettoeffekt von an Wärme angepassten Gewinnern und an Kälte spezialisierten Verlierern ist (Gottfried et al. 2012). Entsprechend wurde am Schrankogel in Tirol gezeigt, dass an Kälte angepasste Pflanzenarten (Spezialisten) in ihrer Abundanz abnahmen, während wärmebedürftige Arten, deren Hauptverbreitungsgebiet in niedrigeren Höhen liegt, in ihrer Abundanz zunahm (Steinbauer et al. 2020). Eingebettet in eine europäische Analyse von wiederholten Vegetationsaufnahmen, wurde über 122 Berggipfel aus den Ostalpen gezeigt, dass der Pflanzenartenreichtum seit dem Ende des 19. Jahrhunderts zugenommen hat, dieser Anstieg sich aber seit dem Ende des 20. Jahrhunderts massiv verstärkt hat (Steinbauer et al. 2018). Dies ist mit einer Zunahme der Klimaerwärmung korreliert. Ebenso wurde in einer anderen Studie gezeigt, dass auf 52 Gipfeln in Europa die Artenzahl anstieg, dies aber insbesondere Arten betraf, die ohnehin schon weitverbreitete Generalisten sind (Staude et al. 2022). Allerdings gibt es Hinweise, dass dies verstärkt auf silikatischen Gipfeln gilt, während auf Gipfeln auf Kalk (durch die sich der größte Teil der deutschen Alpen auszeichnet) die Artenzahl sogar abnehmen kann, wobei sich die Abundanzänderungen reziprok und somit

ähnlich wie die Artenzahl verhalten (Nicklas et al. 2021). Auch gebietsfremde Arten zeigen weltweit einen zunehmenden Trend; aus Europa sind allerdings nur Daten aus der Schweiz in diese Analyse eingegangen (Iseli et al. 2023).

Darüber hinaus wurde bei 183 Arten aus 1.576 wiederholt untersuchten Plots der europäischen Alpen gezeigt, dass die Höhenzunahme schneller verlief als der Arealrückgang am unteren Ende, es aber im Mittel eine Zunahme der Abundanzen, insbesondere bei den Stickstoffliebenden Arten gibt (Rumpf et al. 2018). Bei 135 Arten aus diesem Datensatz wurde bei 60 % eine sogenannte Aussterbeschuld festgestellt, während es bei nur 35 % einen »Besiedlungskredit« gibt (Rumpf et al. 2019). Bei einer Aussterbeschuld kommen Arten noch vor, die unter den gegebenen Klimabedingungen eigentlich nicht mehr zu erwarten wären, während ein Besiedlungskredit bedeutet, dass bestimmte Arten noch zu erwarten sind. Eine Abnahme der Artenzahl ist also in Zukunft zu erwarten.

Die o. g. Untersuchungen legen nahe bzw. zeigen, dass insbesondere die Klimaerwärmung für die Änderungen in den Artenzahlen verantwortlich ist. Aber auch Landnutzungsänderungen stellen eine mögliche Ursache für Vegetationsveränderungen alpiner Pflanzenbestände dar. Dazu zählen die durch den Alpentourismus steigenden Besucherzahlen (Pauchard et al. 2009), damit verbundene Störungen (Dainese et al. 2017), aber auch die Aufgabe von traditioneller Almwirtschaft (z. B. Radlmair, Plachter & Pfadenhauer 1999; Tasser & Tappeiner 2002). Dies ist jedoch eher auf lokaler Skala zu beobachten und spiegelt sich nicht bzw. noch nicht auf der Landschaftsskala wider (Zimmermann et al. 2010).

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Aus den Rohdaten und der Literatúrauswertung ergaben sich insgesamt 4.114 Biodiversitätstrends für Gefäßpflanzen. Diese verteilten sich auf Abundanz (1.391), Artenzahl (1.386) und ENS (1.337). Wie in Kap. 3.2.2.5 gezeigt, war in der Gruppe der Gefäßpflanzen ein erheblicher Prozentsatz der gewichteten Trends neutral (Abundanz: 57 %, Artenzahl: 58 %, ENS: 65 %, Abb. 3.9), während der Anteil positiver und negativer Trends für alle drei Biodiversitätsmaße jeweils ausgewogen war. Diese Ergebnisse spiegeln nicht unbedingt das Bild, das die Roten Listen für die Gefäßpflanzen zeigen. Hier ist zu berücksichtigen, dass eine Vielzahl der Studien, die in den Weighted Vote Count eingegangen sind, aus Lebensraumtypen stammen, die im Fokus des Naturschutzes stehen, in Naturschutzgebieten durchgeführt wurden oder aus Erfolgskontrollen zu bestimmten durchgeführten Maßnahmen stammen. Das heißt,

dass von einer stark positiven Überschätzung der gefundenen Trends auszugehen ist. Des Weiteren kann ein stabiler Trend in der Artenzahl oder Abundanz auch zustande kommen, wenn lebensraumtypische Arten, oftmals Spezialisten, durch Generalisten ersetzt werden.

### 3.2.2.8 Status und Trends der Pilze im Agrar- und Offenland am Beispiel der Ackerpilze unter besonderer Berücksichtigung der Mykorrhizabildner

#### Pilze inklusive Mykorrhizapilze

**Vorkommen und Gefährdungstatus:** Als obligat heterotrophe Organismen gewinnen Pilze ihre Kohlenstoffressourcen durch Saprotrrophismus, Parasitismus oder symbiotische Assoziationen (Carlile, Watkinson & Gooday 2007). Die Vielfalt und Heterogenität von Substraten, Wirten und Symbionten resultiert in einer sehr hohen Diversität, die global auf bis zu 3,8 Mio. Pilzarten geschätzt wird (Hawksworth & Lücking 2017), wovon lediglich ca. 150.000 (ca. 4 %) beschrieben sind (Cheek et al. 2020). Ackerland ist durch das Vorkommen von wenigen Nutzpflanzenarten und einen meist geringen Gehalt an organischen Bodensubstanzen charakterisiert, weshalb in Ackerböden der Biomasseanteil von Pilzen im Vergleich zu Bakterien stark reduziert ist (Waring, Averill & Hawkes 2013). Es dominieren wenige Pilztaxa über eine Fülle nur schwach vertretener Arten. Dabei stellen Askomyzeten, gefolgt von Basidio-, Zygo-, Chytridio- und Glomeromyzeten, die Hauptgruppe dar (Jiao & Lu 2020). Durch die krautigen Nutzpflanzen bedingt, sind die Mykorrhizapilze auf die artenarmen Glomeromycota beschränkt (Smith & Read 2010). Die kumulierten Effekte von Dünger, Fungiziden sowie Bodenbearbeitung bewirken einen Rückgang der Artenvielfalt von

Bodenpilzen (Rillig et al. 2019). Fruchtkörper bildende Arten (Großpilze) gehören überwiegend zu den Blätterpilzen und sind nach terricoler (bodenbewohnend) oder herbicoler (pflanzenbewohnend) Lebensweise zu differenzieren, typisch sind u. a. Ackerlinge (*Agrocybe*), Mührblinge (*Psathyrella*), Scheidlinge (*Volvariella* s.l.) und Schnitzlinge (*Tubaria*). Als evolutionär sehr junger Lebensraum beherbergt das Ackerland keine biotopspezifischen gefährdeten Großpilzarten, sondern ist lediglich Sekundärstandort (Dämmrich et al. 2016). Anders ist die Situation bei obligat phytopathogenen Kleinpilzen an Kulturpflanzen (z. B. gefährdet Brandpilz *Tilletia caries* an Weizen und Dinkel) oder Wildkräutern extensiv bewirtschafteter Äcker (z. B. vom Aussterben bedroht Brandpilz *Entyloma arnosericidis* an Lämmersalat [BfN 2023b]).

**Trends:** Obwohl die Erfassung bedrohter Pilze durch den geringen Anteil beschriebener Arten erschwert ist, weisen Bodenpilze Charakteristika auf, die wirksame spezifische Artenschutzkonzepte erfordern (Guerra et al. 2021). Omic-Methoden haben Artenzahlen von über 1.000 pro g Boden ans Licht gebracht. Wie bei allen Bodenmikroorganismen besteht eine hohe zeitliche und räumliche Dynamik der Gemeinschaften (Nilsson et al. 2019). Das System Boden-Pflanze wird inzwischen als Holobiont betrachtet (Vandenkoornhuysen et al. 2015), bei welchem die Diversität von Pilzen und Bakterien nicht nur die Vitalität der Pflanzen bedingt, sondern auch die Bildung und Struktur von Böden (Hartmann & Six 2023) sowie die Stabilität der Stoffkreisläufe (Wagg et al. 2019) in Ökosystemen. Eine Intensivierung der Agrarbewirtschaftung beschränkt die Interaktionsnetzwerke der Bodenorganismen aus drei Reichen (Pilze, Bakterien, Tiere), die maßgeblich für die Bodengesund-



**Abbildung 3.13:** Beispiele von Pilzen im Agrar- und Offenland: erstes Bild: Der Rissige Ackerling (*Agrocybe dura*) kommt im späten Frühjahr regelmäßig auf Äckern vor, auf denen vorher Kreuzblütengewächse wie Raps wuchsen. Aber auch Wiesen und Parkanlagen werden von dieser Pilzart besiedelt (© Wolfgang Spengler); zweites Bild: Der Große Scheidling (*Volvopluteus gloiocephalus*) ist ein typischer Pilz von Böden mit hohem Anteil an Pflanzenresten. Auf Äckern kann dies z. B. Stroh oder Kartoffelkraut sein. Im Grünland wächst er gern auf Viehweiden (© Wolfgang Spengler); drittes Bild: Der Brandpilz *Entyloma arnosericidis* kommt ausschließlich auf Lämmersalat (*Arnoseric minima*) vor (© Julia Kruse). Auf dessen Laubblättern ruft er charakteristische Blattflecken hervor. Lämmersalat ist durch den Einsatz von Kalk, Mineraldünger und Herbiziden stark zurückgegangen. Deutschland trägt für den Erhalt beider Arten globale Verantwortung. Insert: der Lämmersalat in Vergesellschaftung mit Acker-Hundskamille (*Anthemis arvensis*) und Einjährigem Knäuel (*Scleranthus annuus*; © Julia Kruse).

heit sind (Wall, Nielsen & Six 2015). Die Stabilität und Komplexität solcher Netzwerke ist z. B. für eine Anpassung von Böden an den Klimawandel essenziell (Yuan et al. 2021) und daher ein wichtiger ökosystemarer Indikator für den Naturschutz. Eine Intensivierung der Bewirtschaftung kann durchaus eine selektive Erhöhung der Artenvielfalt von Bodenorganismen inklusive Pilze bedingen (Gossner et al. 2016). Ein solcher Anstieg der Vielfalt mag eine Folge der funktionellen Entkopplung von Bodenkompartmenten aufgrund der Limitierung der mikrobiellen Interaktionsnetzwerke sein. Diversität auf Artenebene sollte also nicht als ausschließliches Maß für Wertigkeit betrachtet werden. Die Erfassung von Größe, Konnektivität, Modularität und Schlüsselarten mikrobieller Interaktionsnetzwerke in Böden sollte daher auch Teil eines auf Natur- und Artenschutz bezogenen Monitorings werden (Yuan et al. 2021). Der Schutz von Bodenpilzen müsste mit einer skalenergreifenden, makroökologischen Perspektive innovativ konzipiert werden, welche die biologischen, chemisch-physikalischen, aber auch gesellschaftlichen Ebenen integriert (Eisenhauer et al. 2021). Eine solche Herangehensweise ermöglicht z. B. den Erfolg einer »Agroökologischen Transformation« (Wilhelm, van Es & Bu-

ckley 2022). Die Initiative »SoilBon« (<https://geobon.org/bons/thematic-bon/soil-bon>) bietet dafür einen adäquaten Monitoringrahmen (Guerra et al. 2021). Unter den genannten Prämissen dürfte ein Artenschutz von Bodenpilzen Erfolg haben.

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** In der Literatursichtung fanden sich bisher keine Studien zu zeitlichen Biodiversitätstrends von Pilzen im Agrar- und Offenland.

### 3.2.2.9 Status und Trends der Wirbeltiere im Agrar- und Offenland

#### Amphibien

**Vorkommen und Gefährdungsstatus:** Von den 21 in Deutschland vorkommenden Amphibienarten leben 19 Arten (90,5 %) in Kulturlandschaften (BMVEL 2002). Dazu gehören Arten wie Gelbbauchunke (*Bombina variegata*), Kreuzkröte (*Bufo calamita*), Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus fuscus*), Seefrosch (*Rana ridibunda ridibunda*), Kammmolch (*Triturus cristatus*) und Bergmolch (*Triturus alpestris alpestris*). Unter den Rote-Liste-Arten befinden sich 13 Arten (62 %), die alle auch in der Kulturlandschaft vorkommen. Davon sind die fünf stark gefährdeten Arten eng an Abgrabungen oder



**Abbildung 3.14:** Beispiele von Wirbeltierarten im Agrar- und Offenland: (obere Reihe) Gelbbauchunke (*Bombina variegata*, © Joachim Pelikan), Alpensalamander (*Salamandra atra*, © Joachim Pelikan), Westliche Blindschleiche (*Anguis fragilis*, © Joachim Pelikan), (mittlere Reihe) Westliche Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*, © Joachim Pelikan), Turteltaube (*Streptopelia turtur*), Star (*Sturnus vulgaris*, © Joachim Pelikan), (untere Reihe) Wiedehopf (*Upupa epops*, © Joachim Pelikan), Feldhase (*Lepus europaeus*, © Joachim Pelikan) und Feldhamster (*Cricetus cricetus*, © Sven Tränkner).

Kleinstgewässer in der Kulturlandschaft gebunden, die zunehmend verloren gehen (Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020a), wie Geburtshelferkröte (*Alyzes obstetricans*), Gelbbauchunke, Kreuzkröte, Rotbauchunke (*Bombina bombina*) und Wechselkröte (*Bufo viridis*). Hauptgefährdungsursachen sind der fortschreitende Verlust von Lebensräumen wie Geröllhalden, Lesesteinmauern, Mooren, Trockenrasen und Heckenstrukturen. Andere Gefährdungen sind direkte Schädigung wie die Auswirkung von Dünger (Schneeweiss & Schneeweiss 1997) und Pflanzenschutzmitteln, die Einflüsse der Mahd oder mechanischer Bodenbearbeitung (Oppermann & Claßen 1998; Saumure, Herman & Titman 2007) sowie Aufforstung (Sowig 2007). Weiter werden Amphibien stark durch invasive Prädatoren und Krankheiten beeinflusst (Falaschi et al. 2020).

**Trends:** Insgesamt haben die Populationen der meisten Amphibienarten im Laufe der Jahre abgenommen, während nur wenige Arten stabil geblieben sind, wie z. B. der Alpensalamander (*Salamandra atra*; Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020a). Mehrere Arten, wie die Gelbbauchunke oder die Kreuzkröte, sind sehr stark zurückgegangen und nehmen weiterhin deutlich ab. Auch Kammolch, Rotbauchunke, Wechselkröte, Laubfrosch und Moorfrosch sind weiterhin im Rückgang begriffen. Es wurde jedoch beobachtet, dass sich die lokalen Populationen der Rotbauchunke stabilisieren oder sogar zunehmen, was auch für Moorfrösche und Knoblauchkröten aufgrund von Teichrenaturierungsprojekten gilt (Schneeweiß et al. 2016). Nur der Bergmolch scheint eine weitgehend stabile Populations-tendenz zu zeigen.

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** In der Literatursichtung fanden sich bisher nur vier Studien zu zeitlichen Biodiversitätstrends von Amphibien im Agrar- und Offenland, davon zeigte jeweils eine einen positiven Trend in der Abundanz (Rotbauchunke und Laubfrosch nach Revitalisierung von Feldsöllen) und in der Artenzahl (Entwicklung einer halb offenen Weidelandschaft im Großraum Hamburg), die dritte und vierte Studie fand keine zeitliche Veränderung in der Abundanz (Einfluss von Mineraldüngerausbringung auf Ackerflächen auf wandernde Amphibien).

### Reptilien

**Vorkommen und Gefährdungsstatus:** Zwölf der 14 in Deutschland vorkommenden Reptilienarten sind in Kulturlandschaften zu finden, neun davon stehen auf der Roten Liste (BMVEL 2002). Dazu gehören Arten wie die Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*),

Westliche Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*), Zauneidechse (*Lacerta agilis*) und Waldeidechse (*Lacerta vivipara*). Die Europäische Sumpfschildkröte ist vom Aussterben bedroht, und die westliche Smaragdeidechse ist stark gefährdet (Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020b). Andere Arten, wie die Westliche Blindschleiche (*Anguis fragilis*), Schlingnatter (*Coronella austriaca*) oder Ringelnatter (*Natrix natrix*, *N. helvetica*), nutzen die Agrar- und Offenlandschaft und sind von invasiven Arten sowie der Zerschneidung oder Eutrophierung ihrer Lebensräume negativ betroffen (Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020b).

**Trends:** Insgesamt ist bei allen Reptilienarten ein Rückgang zu verzeichnen, wenn auch in unterschiedlichem Ausmaß. Auch der aktuelle Trend ist artspezifisch. Die Individuenzahl der vom Aussterben bedrohten Sumpfschildkröte hat stark abgenommen, dennoch wurde sie aufgrund des Erfolgs von Naturschutzmaßnahmen in der aktuellen Version der Roten Liste auf »stabil« herabgestuft (Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020b). Die vorgenannten Eidechsenarten sind ebenfalls zurückgegangen und tun dies auch weiterhin, ähnlich wie die Schlingnatter.

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** In der Literatursichtung fand sich bisher lediglich eine Studie zu zeitlichen Biodiversitätstrends von Reptilien in den Agrar- und Offenlandschaften.

### Vögel

**Vorkommen und Gefährdungsstatus:** Von den 259 einheimischen Vogelarten sind 112 (43 %) als gefährdet eingestuft (Ryslavy et al. 2020). Von diesen kann ein hoher Prozentsatz (über 50 %) mit Agrar- und Offenlandarten in Verbindung gebracht werden. Dies ist im Vergleich zu anderen Lebensräumen wie dem Wald ein überproportional großer Anteil (BMVEL 2002). Für 13 Vogelarten (3,9 %) sind die Vorkommen auf Lebensräume der Agrar- und Offenlandschaften beschränkt (BMVEL 2002). Erlöschen (Kategorie 0) sind z. B. die Blauracke (*Coracias garrulus*), Zwergtrappe (*Tetrax tetrax*) und Schwarzstirnwürger (*Lanius minor*), vom Aussterben bedroht (Kategorie 1) die Großtrappe (*Otis tarda*), Raubwürger (*Lanius excubitor*), Sperbergrasmücke (*Sylvia nisoria*), Wachtelkönig (*Crex crex*), Brachpieper (*Anthus campestris*), Haubenlerche (*Galerida cristata*), Kornweihe (*Circus cyaneus*), Rotkopfwürger (*Lanius senator*), Zippammer (*Emberiza cia*), Bekassine (*Gallinago gallinago*) und Großer Brachvogel (*Numenius arquata*). Stark gefährdet (Kategorie 2) sind der Feldschwirl (*Locustella naevia*), Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*), Ortolan (*Emberiza*

*hortulana*), Wiesenpieper (*Anthus pratensis*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Rebhuhn (*Perdix perdix*), Turteltaube (*Streptopelia turtur*) und Wiesenweihe (*Circus pygargus*). Gefährdet (Kategorie 3) sind der Baumfalke (*Falco subbuteo*), Wendehals (*Jynx torquilla*), Ziegenmelker (*Caprimulgus europaeus*), Bluthänfling (*Linaria cannabina*), Wiedehopf (*Upupa epops*), Feldlerche (*Alauda arvensis*), Mehlschwalbe (*Delichon urbicum*), Star (*Sturnus vulgaris*) und die Zaunammer (*Emberiza cirulus*).

**Trends:** Insgesamt sind die Langzeittrends der Vögel der offenen und halboffenen Agrarlandschaft in ganz Europa stark rückläufig. Die größte, umfassendste und detaillierteste Analyse der Bestandstrends von Vögeln in Europa analysierte 170 Vogelarten auf 20.000 Untersuchungsflächen in 28 Ländern inklusive eines breiten Spektrums an Ursachen für die Bestandstrends (Rigal et al. 2023). Sie zeigte einen Rückgang der Agrar- und Offenlandvögel von 57 % über einen Zeitraum von 37 Jahren (Rigal et al. 2023). Ein Zusammenhang mit der Agrarlandschaft ist dabei eindeutig; Waldvögel zeigten nur einen Rückgang von 18 %, Siedlungsarten von 28 % (Rigal et al. 2023). In Deutschland haben zwischen 2006 und 2018 die Bestände der Arten der Agrar- und Offenlandschaft um 30 % abgenommen (Kamp et al. 2021). Insbesondere sind in der Zwischenzeit ehemals häufige Vogelarten auf der Liste der gefährdeten Arten. Die Anzahl der Feldlerchen hat in den letzten 25 Jahren um 50 % abgenommen, der Turteltauben um 89 %, der Rebhühner um 91 % und der Kiebitze um 93 % (Busch et al. 2020; DDA 2023). Dagegen verzeichnen einige der weniger häufigen Arten in Europa Zunahmen sowohl in der Abundanz als auch in der Biomasse (Inger et al. 2015).

Die Ursachen für die Rückgänge sind vielfältig, lassen sich jedoch insgesamt auf die gesteigerte Produktivität der Agrarlandschaft zurückführen. Bei der Analyse der negativen Bestandstrends auf europäischer Ebene konnte ein enger Zusammenhang mit dem Flächenanteil landwirtschaftlicher Betriebe mit überproportionaler Dünge- und Pflanzenschutzmittelanwendung gezeigt werden (Rigal et al. 2023). Dies ist der stärkste Treiber für negative Bestandsentwicklungen der Vögel in Europa; bei 31 von 50 Arten hat dieser Faktor negative Folgen, bei 19 Arten positive. Die Zunahme der Urbanisierung hat ebenfalls einen negativen Effekt, allerdings sind dadurch zwölf Arten negativ und neun positiv betroffen. Der Klimawandel hat einen ambivalenten Effekt, durch den 27 Arten negativ und 28 Arten positiv beeinflusst werden (Rigal et al. 2023). Auch eine andere Studie, die verschiedene Treiber vergleichend analysierte, zeigte einen engen Zusammenhang negativer Bestandstrends mit den Lebensräumen Acker, Wiesen und Wei-

den, bei statistischer Kontrolle für eine Vielzahl anderer Faktoren, z. B. Zugverhalten (Langstreckenzieher vs. Kurzstreckenzieher und Standvögel), Klima (kalt- vs. warmadaptiert) und Ernährung (Insekten, Samenfresser, Allesfresser [Bowler et al. 2019]). Dies bedeutet, dass Vögel der Äcker, Wiesen und Weiden im Vergleich zu den Vögeln der Wälder und der Gewässer überproportional zurückgehen, auch wenn man ihr Zugverhalten, ihre Klimatische und ihre Nahrungsniše berücksichtigt (Bowler et al. 2019).

Starke Rückgänge finden sich bei vielen Wiesenbrütern, die mit dem Verlust von Grünland und einer intensiven Bewirtschaftung der Wiesen (Düngung, häufiger Mahd) erklärt werden können (Bowler et al. 2019). Starke Rückgänge finden sich auch bei Insektenfressern, was einen Rückgang der Insekten und damit des verfügbaren Nahrungsangebots widerspiegelt (Bowler et al. 2019; Fartmann et al. 2019). Rückgänge finden sich aber auch bei Körner- und Samenfressern (Bowler et al. 2019; Kamp et al. 2021). Dies ist wahrscheinlich mit einem Verlust von Brachflächen verbunden (Flade & Schwarz 2013). Im Gegensatz dazu zeigen Regionen mit einem hohen Anteil an Ökolandbau und Brachflächen und einem geringen Anteil an Mais positive Bestandstrends bei den meisten Agrar- und Offenlandarten (Flade & Schwarz 2013). Trotz der im Vergleich zu anderen Artengruppen sehr guten Datenlage besteht nach wie vor Bedarf an möglichen Treiberdaten, insbesondere zum Management von landwirtschaftlich genutzten Flächen sowie der Agrarlandschaft. Faktoren wie der Verlust der Landschaftsheterogenität, Einsatz von Pflanzenschutzmitteln bzw. Pestiziden und die Veränderung des Grundwasserspiegels durch Entwässerung wirken sich nachweislich auf Vogelpopulationen aus. Daten dazu stehen für Deutschland allerdings nicht in der erforderlichen zeitlichen und räumlichen Auflösung zur Verfügung (Busch et al. 2020).

Bei den wöchentlichen Zählungen von 2010 bis 2022 gab es keine wesentlichen Veränderungen in der Landschaftsstruktur, sondern eher eine Zunahme des Maisanbaus und einen Verlust von Kleinstrukturen (z. B. Büsche oder einzeln stehende Bäume) sowie einen Anstieg der mittleren Tagestemperaturen um etwa 0,1°C pro Jahr (insgesamt 1,4°C, Pfeifer, Stadler & Brandl 2023). Hinsichtlich Individuenzahlen hielten sich in den einzelnen Monaten positive und negative Trends der Vogelarten, die im jeweiligen Monat mindestens in fünf Jahren beobachtet wurden, die Waage. Nur wenige Arten zeigten einen signifikanten Trend. Die Artenzahlen haben im Untersuchungszeitraum jedoch zugenommen. Obwohl dies als Folge des Klimawandels gedeutet

werden könnte, wurde während des Untersuchungszeitraums eine Zunahme der durchschnittlichen Körpergröße anstelle einer erwarteten Abnahme festgestellt. Die Autor:innen interpretieren Letzteres als Erfolg der Schutzmaßnahmen, die unter anderem auch durch den kooperativen Naturschutz mit der Landwirtschaft zu begründen sein könnte.

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Aus den Rohdaten und der Literaturauswertung ergaben sich insgesamt 2.444 Biodiversitätstrends für Vögel. Die Trends verteilten sich auf Abundanz (832), Artenzahl (809) und ENS (803). Abundanz (44 %), Artenzahl (53 %) und ENS (50 %) zeigen überwiegend neutrale Trends. Der Anteil der negativen Trends überwiegt den der positiven Trends jeweils leicht (Abundanz positiv: 26 %, negativ: 31 %; Artenzahl positiv: 21 %, negativ: 26 % und ENS positiv: 25 %, negativ: 25 %). Positive Trends zeigten sich in Studien, die beispielsweise die Entwicklung in Naturschutzprojekten bzw. nach der Umstellung von konventionellem auf ökologischen Landbau untersuchten.

### Säugetiere

**Vorkommen und Gefährdungsstatus:** In Deutschland gibt es 66 natürlich vorkommende Landsäugetierarten ohne die Fledermäuse; 53 (80,3 %) dieser Arten leben in Agrar- und Offenlandschaften. Ebenso kommen zwei Arten (3 %) speziell in der Agrar- und Offenlandschaft vor (BMVEL 2002). Insgesamt stehen 22 Arten (33 %) auf der Rote Liste, wovon 15 Arten (23 %) in der Agrar- und Offenlandschaft vorkommen. Offenlandbewohnende Säugetiere umfassen vorwiegend kleinere Säugetiere wie Spitzmäuse (Feldspitzmaus [*Crocidura leucodon*], Gartenspitzmaus [*Crocidura suaveolens*], Feldmäuse [z. B. *Microtus arvalis*]) und Fledermausarten. Synanthrope Fledermausarten wie die Große Hufeisennase (*Rhinolophus ferrumequinum*) und die Wimperfledermaus (*Myotis emarginatus*) bevorzugen halb offene Agrarlandschaften, die durch Waldstücke, Hecken und Baumreihen gekennzeichnet sind und Schlafplätze und Nahrungsgebiete miteinander verbinden (Dietz, Pir & Hillen 2013). Sie nutzen auch offene Landschaften zur Jagd. Die Beseitigung dieser Landschaftsstrukturen stellt eine der Hauptgefährdungsursachen dieser Fledermausarten dar (Olivier et al. 2019). Sie werden jedoch im Kapitel Wald (Kap. 3.2.2.2 Fledermäuse [Chiroptera]) ausführlich behandelt. Weitere wichtige Arten in der Agrar- und Offenlandschaft sind Feldhamster (*Cricetus cricetus*) und -hase (*Lepus europaeus*) und in Alpenregionen das Murmeltier (*Marmota marmota*), auf die im Folgenden näher eingegangen wird.

Der Feldhamster (*Cricetus cricetus*) ist eine heimische Hamsterart, die ein selbstverständlicher Teil des Lebensraums Acker ist. Die Baue der Feldhamster sind zwischen 40 cm (im Sommer) und 2 m (im Winter) tief. In den ersten beiden Erhebungen der Roten Liste wurde er als gefährdet eingestuft, derzeit gilt er jedoch als vom Aussterben bedroht (BfN 2020). In Nordrhein-Westfalen ist er seit 2017 sogar ausgestorben, und seit 2019 gab es Versuche, ihn dort wieder anzusiedeln (Pieper 2019).

Der Feldhase (*Lepus europaeus*) bewohnt ursprünglich Steppen und besiedelt derzeit in Deutschland offene Landschaften mit Hecken, Büschen oder angrenzenden Wäldern, kommt aber auch in halboffenen Landschaften wie lichten Wäldern, Steppen und Dünen vor. Die Art gilt aktuell als gefährdet und wird in einigen deutschen Bundesländern wie Brandenburg und Sachsen-Anhalt sogar als stark gefährdet eingestuft (Klawitter et al. 2005; LAU 2020).

Das Murmeltier (*Marmota marmota*) kommt im offenen Grasland oberhalb der Baumgrenze in den Alpen (Bayerischen Kalkhoch-, Allgäuer- und Berchtesgadener Alpen und Karwendel- und Wettersteingebirge) vor. Eine kleine Population wurde im Schwarzwald angesiedelt. Murmeltiere wurden aus mehreren Gründen übermäßig bejagt. Das Fleisch galt mancherorts als Delikatesse, ihr Fett und Fell wurden in der Volksmedizin verwendet, und ihre Zähne waren beliebte Jagdtrophäen. Aufgrund der Überjagung in der Vergangenheit ist das Murmeltier heute geschützt. Laut IUCN werden die Populationen als stabil eingeschätzt. Es wurde jedoch festgestellt, dass die genetische Vielfalt der Art sehr gering ist (Gossmann et al. 2019). Die genaue Größe und Entwicklung der Populationen sind jedoch nicht bekannt. Das Monitoringprojekt »Murmeltiere gesucht« nutzt die Hilfe von Citizen Science, um die Murmeltierpopulation in den Bayerischen Alpen zu erfassen und die Grundlage für ihren langfristigen Schutz und ihre Erhaltung zu schaffen (DAV 2017). Der heutige Bestand der Tiere wird durch den Klimawandel und die Zerstörung ihres Lebensraums bedroht.

**Trends:** Die aktuelle Neubewertung der Roten Liste ergab, dass mehr als die Hälfte der Säugetierarten in Deutschland in den letzten 150 Jahren einen negativen Populationstrend aufwiesen. Dies ist jedoch nicht bei allen Arten der Fall, denn etwa 18 % der bewerteten Arten haben in den letzten 15 Jahren einen positiven Trend verzeichnet. Bei vielen Arten liegen noch immer keine ausreichenden Informationen über ihre aktuellen und früheren Bestände vor. Der langfristige Bestandstrend der Spitzmausarten ist mäßig zurückgegangen und nimmt weiter ab, der Trend für die Feldspitzmaus ist al-

lerdings unbekannt. Der Bestand der Feldmaus ist mäßig zurückgegangen und nimmt auch weiterhin mäßig ab. Die Trends bei Fledermäusen sind artspezifisch. Die Populationsgrößen der Großen Huftisennase haben zunächst sehr stark abgenommen, sind aber derzeit stabil (BfN 2020).

Die Population des Feldhamsters ist stark zurückgegangen und hat sich seit der letzten Aufnahme in die Rote Liste sogar drastisch verschlechtert (Meinig et al. 2014). Obwohl die Treiber für den Rückgang bekannt sind und Maßnahmen zur Wiederherstellung des Lebensraums und der Populationen unter anderem in Kooperation mit der Landwirtschaft ergriffen wurden, führen die großflächige intensive Ackerbewirtschaftung und der Flächenverbrauch zu einem weiteren Rückgang der Populationen (Weinhold 2006).

Der Feldhase, der von kleinräumigen ländlichen Strukturen und der extensiven Bewirtschaftung von Feldern, Wiesen und Weiden profitierte, war einst ein »Gewinner« der Agrar- und Offenlandschaft. Aufgrund der landwirtschaftlichen Intensivierung ist die Population des Feldhasen seit den 1960er-Jahren jedoch stark zurückgegangen, da es ihm an Futter und Verstecken mangelt (DLR 2024). Der Verlust von Brachflächen und eine geringere Fruchtbarkeit tragen ebenfalls zum Rückgang der Population bei (Cybulska, Hackländer & Schai-Braun 2021; Schai-Braun et al. 2020). Ähnlich wie beim Feldhamster geht die Population trotz Kenntnis der Ursachen für den Rückgang weiter zurück, aber die Umsetzung von Maßnahmen wie Flächenstilllegungen kann zur Förderung der Art beitragen (Schai-Braun et al. 2020). Der Getreideanbau von extensiven Betrieben mit geeigneten Hecken oder anderen Strukturelementen wirkt sich nicht negativ auf den Feldhasen aus (Cybulska, Hackländer & Schai-Braun 2021). Die Entwicklungstendenzen für Feldhamster und Feldhasen zeigen laut Roter Liste auch weiterhin eine Bestandsabnahme (BfN 2020).

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** In der Literatursichtung fanden sich bisher nur sechs Studien zu zeitlichen Biodiversitätstrends von Säugetieren im Agrar- und Offenland. Drei Studien zeigen einen negativen Trend, zwei keinen Trend und eine einen positiven Trend.

### 3.2.2.10 Status und Trends der Wirbellosen im Agrar- und Offenland

**Vorkommen und Gefährdungstatus:** Wirbellose Tiere im Offenland sind vor allem durch die artenreichen Gliedertiere, wie Spinnentiere (Arachnida) oder Insekten (Insecta), repräsentiert. Es gibt aber auch viele Schneckenarten (Gastropoda), die auf Offenlandlebens-

räume angewiesen sind. Die meisten Studien liegen für Insekten vor, welche mit ca. 33.000 nachgewiesenen Arten fast 70 % der in Deutschland vorkommenden Arten der Tiere ausmachen. Der Gefährdungstatus ist für 6.921 dieser Arten in aktuellen Roten Listen dokumentiert (Ries et al. 2019), die vor allem gut untersuchte Gruppen wie Tag- und Nachtfalter (Lepidoptera), Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae), Stechimmen (Hymenoptera: Bienen, Wespen, Ameisen usw.), Köcherfliegen (Trichoptera) und Heuschrecken (Saltatoria) abdecken. Bei den Spinnentieren wurden vor allem die Webspinnen (Araneae) mit ihren 971 heimischen Arten gut bearbeitet. Es gelten 52 % der bekannten Arten als ungefährdet, während 32 % der Arten auf der aktuellen Roten Liste als bestandsgefährdet oder schon ausgestorben kategorisiert sind (Blick et al. 2016).

**Trends:** Für 3.086 von 6.921 (45 %) in den aktuellen Roten Listen bewerteten Insektenarten war der langfristige Bestandstrend rückläufig (Ries et al. 2019). Ein positiver Bestandstrend konnte tatsächlich nur für 150 Arten nachgewiesen werden, wobei berücksichtigt werden muss, dass Neobiota nicht mit in die Analyse einbezogen wurden. Im Rahmen der sogenannten Krefeld-Studie (Hallmann et al. 2017) wurde mithilfe von Malaisefallen, die über 27 Jahre in 63 Naturschutzgebieten in Deutschland eingesetzt wurden, die gesamte Fluginsektenbiomasse analysiert. Hierbei wurden im Laufe der 27 Studienjahre ein saisonaler Rückgang von 76 % und ein Rückgang im Hochsommer von 82 % der Fluginsektenbiomasse festgestellt. Eine weitere Studie konnte diesen Trend bestätigen. In den von 2008 bis 2017 jährlich beprobten Graslandschaften gingen die Biomasse um 67 %, die Häufigkeit um 78 % und die Artenzahl um 34 % zurück (Seibold et al. 2019). Eine Metaanalyse langfristiger Trends ergab, dass der Gesamt-rückgang des Insektenbestandes vor allem auf einen Rückgang der häufigen Arten zurückzuführen ist. Auch seltenere Arten zeigten Bestandsrückgänge, doch wurden diese Rückgänge durch Zunahmen bei anderen Arten ausgeglichen (van Klink et al. 2023). Die Wichtigkeit der Betrachtung der Häufigkeit von Insekten als wichtiges Maß zur Beurteilung langfristiger Veränderungen in Insektengemeinschaften wurde bereits in einer Studie von Schuch et al. (2012) demonstriert, in der die Daten zum Vorkommen von Zikaden (Auchenorrhyncha), Wanzen (Heteroptera) und Heuschrecken (Orthoptera) in Graslandschaften aus den Jahren 1951 und 2009 verglichen wurden. Hierbei wurde des Weiteren festgestellt, dass es allgemein einen Trend zur Homogenisierung von Insektengemeinschaften gibt und der Anteil von Generalisten



**Abbildung 3.15:** Beispiele von wirbellosen Arten im Agrar- und Offenland: (obere Reihe) Variabler Widderbock (*Chlorophorus varius*, © Julian Taffner [Terra Aliens]), Tigerschnegel (*Limax maximus*, © Julian Taffner [Terra Aliens]), Gelbe Kräuselspinne (*Nigma flavescens*, © Julian Taffner [Terra Aliens]), (mittlere Reihe) Zahnrost Sägornbiene (*Melitta tricincta*, © Felix Fornoff), Knautien Erd- bzw. Sandbiene (*Andrena hattorfiana*, © Felix Fornoff), Erzswebfliegen (*Chelisia sp.*, © Felix Fornoff), (untere Reihe) Schwebfliege (*Chrysotoxum intermedium*, © Felix Fornoff), Ampfer-Grünwidderchen (Widderchen: *Adscita staitices*, © Joachim Pelikan) und Hauhechel Bläuling (Tagfalter: *Polyommatus icarus*, © Joachim Pelikan).

zunimmt. Ein ähnlicher Trend konnte auch bei der Untersuchung von Schmetterlingsgemeinschaften in Süddeutschland aufgezeigt werden, bei denen zusätzlich auch ein Rückgang der Artenvielfalt gefunden wurde (Habel et al. 2016; Habel, Samways & Schmitt 2019). Eine durch die Änderung der Landnutzung besonders bedrohte Gruppe sind mistbewohnende koprophage Käfer (*Geotrupidae*). Eine weitere Studie (Englmeier et al. 2022) demonstriert die Abnahme der Artenvielfalt von Mistkäfern auf lokaler und regionaler Ebene entlang eines Gradienten von Habitaten mit naturnaher zu intensiver Landnutzung. Eine neue, über Nordwesteuropa durchgeführte Studie zeigt negative Beeinflussungen von Laufkäfern und Spinnen auf dem Acker durch einen erhöhten Anteil von landwirtschaftlicher Fläche in der Agrar- und Offenlandschaft. Der Artenreichtum von Laufkäfern nahm allerdings mit wachsenden Erträgen zu. Dies zeigt, dass Ertragssicherheit und Biodiversität sich nicht zwingend ausschließen (Mei et al. 2023). Eine Untersuchung zu Laufkäfern (*Carabidae*) in der Lüneburger Heide zwischen 1994 und 2017 zeigte zwar keinen Rückgang in der Biomasse, aber in der Artenzahl (um 33 %) und in der phylogenetischen Diversität (um 23 %)

von Laufkäfern (Homburg et al. 2019). Wildbienen (*Apidae*) sind typische Bewohner von Offenlandflächen, und weltweit wird ein Rückgang des Artenreichtums dieser Tiergruppe verzeichnet (Zattara & Aizen 2021). Für Deutschland gibt es bisher keine publizierten vergleichenden Langzeitdaten spezifisch für Wildbienen. Ein Vergleich von Habitattypen zeigt aber, dass Agrarlandschaften artenärmer als urbane Bereiche sein können (Theodorou et al. 2020). Rückläufige Trends sind auch bei offenlandbewohnenden Schnecken zu beobachten, wo bspw. verschiedenste Arten, die zu den Heideschnecken gezählt werden, als rückläufig gelten (BfN 2012).

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** In der Literatursichtung zu zeitlichen Biodiversitätstrends fanden sich 2.317 Studien und Beobachtungen zu Wirbellosen, fünf davon aus nicht-arthropoden Taxa. Diese fünf Studien umfassen Regenwürmer und Landschnecken und zeigen positive (2), keine (2) und negative (1) Trends. Die Trendanalysen zeigten bei den Arthropoden für alle drei Biodiversitätsmaße ähnliche Tendenzen. Die Mehrheit der gewichteten Trends war stabil (60–62 %), die negativen Trends (26–30 %) überwogen die positiven Trends (12–14 %).

## Wildbienen

**Vorkommen und Gefährdungstatus:** Die Checkliste der Wildbienen Deutschlands nennt gegenwärtig 585 Arten (Scheuchl, Schweiger & Kuhlmann 2018), wobei die Rote Liste von 2011 nur 561 Arten als bodenständig erachtet (Westrich et al. 2011). Eine Revision der Roten Liste wird voraussichtlich ebenfalls eine höhere Anzahl an Bienenarten nennen, da sich die Artenzahl durch Einwanderung südlicher Arten generell positiv entwickelt. Sie wird vermutlich auch die für Deutschland erste neobiotische Art, Asiatische Mörtelbiene (*Megachile sculpturalis*), als bodenständig listen. Nur 37 % der Arten gelten derzeit als nicht gefährdet, 52 % sind mindestens als gefährdet, 26 Arten sind als extrem selten und 39 Arten als ausgestorben oder verschollen eingestuft. Hierbei ist zu beachten, dass die Datengrundlage für diese Bewertung bis in die 1980er-Jahre zurückgeht und eine Neubewertung dringend aussteht. Allein der Vergleich der Roten Liste der Bienen 1998 zu 2011 diagnostiziert eine langfristige Bestandsabnahme bei 233 Arten gegenüber fünf Arten, deren Bestand zugenommen hat (Westrich et al. 2011).

**Trends:** Neben den Rückschlüssen aus den Roten Listen gibt es für Deutschland keine flächendeckenden Datenerhebungen, welche einen deutschlandweiten Trend belegen (Mupepele et al. 2023). In europäischen und nordamerikanischen Studien ist ein Rückgang der Wildbienenpopulationen vor allem für Hummeln mehrfach belegt (Arbetman et al. 2017; Biesmeijer et al. 2006; Cameron et al. 2011; Goulson, Lye & Darvill 2008; Nooten & Rehan 2020; Potts et al. 2010; van Dooren 2019). Da die landschaftliche Entwicklung in Deutschland eine vergleichbare Richtung einschlägt, ist dieses Muster auch für Deutschland zu erwarten.

Eine statistische Auswertung der Roten Liste Deutschland hat gezeigt, dass die Aussterbefährdung bei manchen Bienengruppen besonders hoch ist. Zu diesen besonders gefährdeten Bienengruppen gehören Arten, die im Spätsommer fliegen, auf einen Lebensraum spezialisiert sind oder eine kurze Flugphase haben. Im Gegensatz dazu verringern das Auftauchen im Frühjahr und das Vorkommen in städtischen Gebieten die Gefährdung. Die Kombination dieser Faktoren führt derzeit zu einer Verschiebung der deutschen Bienen Vielfalt in Richtung generalistischer, wärmeliebender, frühlingsfliegender und stadtbewohnender Arten (Hofmann, Zohner & Renner 2019). Die europäische Literatur bestätigt, dass große Arten stärker vom Rückgang betroffen sind als kleinere, wie z. B. für Hummeln in den Niederlanden gezeigt wurde (van Dooren 2019).

**Ursachen:** Wildbienen sind in ihrer Lebensweise sehr unterschiedlich; 75 % der Arten legen Nester an, wäh-

rend sich ca. 25 % als Kuckucksbienen in den Nestern anderer Bienen entwickeln. Diese enge Verknüpfung von Arten führt leicht zu Ko-Aussterbeereignissen, hingegen kommt der Schutz einer nestbauenden Art häufig auch anderen Arten zugute. Des Weiteren nisten Wildbienenarten an unterschiedlichen Standorten; über 50 % nisten im Erdreich von 5 bis 70 cm Tiefe, auf Wiesen, Weiden, an Hängen, Böschungen und Geländeabbruchkanten mit unterschiedlichen Präferenzen für die Bodenbeschaffenheit und Hangneigung (Westrich 2019). Besonders Hummeln (ca. 10 % der Arten) benötigen Hohlräume, die zuvor von Mäusen oder Vögeln als Niststätte genutzt wurden, und weitere 10 % der Wildbienen nisten in markhaltigen Pflanzenstängeln oder hohlen Stängeln sowie Mauerlöchern und Ritzen. Wenige Arten bauen ihre Nester frei an oberirdische Strukturen. Neben dieser Nistressourcen Vielfalt sind wiederum 25 % der Arten für ihre Larvenernährung auf eine Pflanzenfamilie, Gattung oder Art spezialisiert. Neben einzelnen Arten wie dem Wilden Spargel (*Asparagus officinalis*), Frühlings-Zahntrost (*Odontites vernus*) und Natternkopf (*Echium vulgare*) sind Wildbienen vor allem auf Glockenblumen, Schmetterlings-, Korb- und Lippenblütler spezialisiert. Kommen diese Pflanzen nicht dauerhaft in großer Menge und unmittelbarer Nähe zu geeigneten Nistplätzen vor, finden die entsprechenden Arten keinen geeigneten Lebensraum (Westrich 2019). Als Beispiel sind zur Anlage von einem Nest mit sechs Brutzellen der mittelgroßen Knautien-Sandbiene (*Andrena hattorfiana*) elf Pflanzenindividuen der Ackerwitwenblume (*Knautia arvensis*) nötig. Um eine Population von Dutzenden Individuen zu erhalten, werden entsprechend mehr Pflanzen benötigt (Larsson & Franzén 2007). Andere Rechnungen von Blüten mit weniger Pollenvolumen zeigen einen noch wesentlich größeren Blütenbedarf auf (Larsson & Franzén 2007; Müller et al. 2006). Der Rückgang an Blühressourcen ist nicht nur für spezialisierte Bienen eine Gefahr, auch Generalisten nehmen mit abnehmenden Blütenressourcen ab. Diese Wirtspflanzenabhängigkeit wird häufig als Ursache für Bienenrückgänge genannt (Biesmeijer et al. 2006; Goulson et al. 2015; Scheper et al. 2014).

Der Blühressourcenverlust ist in der Regel eine Konsequenz aus anderen Landnutzungsänderungen, die zu weniger Blüten Vielfalt und -häufigkeit und somit zu Lebensraumverlusten führen. Der Verlust von Blütenpflanzen ist in Kapitel 3.2.2.6 ausführlich beschrieben. Neben Weiden (*Salix* sp.) sind die meisten spezialisierten Wildbienenarten auf krautige Pflanzen angewiesen. Diese erstrecken sich über alle größeren terrestrischen Lebensräume. Sie reichen von Feuchtbiotopen mit Gilb-

weiderich (*Lysimachia vulgaris*, Wirtspflanze von *Macropis europaea*) und Blutweiderich (*Lythrum salicariae*, Wirtspflanze von *Tetraloniella salicariae* und *Melitta nigricans*) über Wiesenblumen wie Kriechender Hahnenfuß (*Ranunculus repens*, Wirtspflanze von *Chelostoma florissomme*) und Wiesenglockenblumen (*Campanula patula* Wirtspflanze von *Andrena pandellei*) zu Waldarten wie dem Waldziest (*Stachys sylvatica*, Wirtspflanze von *Antophora fucata*) sowie zu Trockenstandorten mit Gewöhnlichem Hufeisenklee (*Hippocrepis comosa*, Wirtspflanze von *Osmia gallarum*) und Aufrechtem Ziest (Wirtspflanze von z. B. *Rophites algirus* und *Osmia andrenoides*, Westrich 2019). Der Verlust von Biotoptypen ist in Kapitel 3.2.2.3 ausführlich beschrieben.

Neben dem Vorkommen von ausreichend Blütenressourcen ist auch eine zeitliche Konstanz besonders wichtig. Zum einen fliegen Bienenarten, phänologisch im Jahresverlauf versetzt, jeweils nur für wenige Wochen und benötigen daher in ihrem kurzen Aktivitätsfenster Nahrung. Gibt es eine Lücke durch z. B. flächendeckende Mähaktivität oder bei Trockenheit das Fehlen von Ausweichlebensräumen wie Feuchtgebieten, schlägt sich dies direkt auf die Reproduktion nieder. Zum anderen benötigen langlebige Bienenarten wie Holzbienen oder soziale Arten wie Hummeln und Schmal- und Furchenbienen das gesamte Jahr hinweg ein ausreichendes Blütenangebot (Westrich 2019).

Der Verlust von Nistressourcen ist auf größerer Skala nahezu unerforscht. Vermutlich ist die schwierige Erfassbarkeit von z. B. Erde, Hecken oder Mäusenestern, in denen Wildbienen nisten, die Hürde, um Nistressourcen zu evaluieren. Als Beispiel bieten mit Pflanzenschutz behandelte Felder vor der Einsaat Offenboden, welcher für Wildbienen attraktiv sein könnte, ob sie dort nisten, ist nicht dokumentiert. Ebenso fehlt die Information, ob weitere Bodenbearbeitung die ruhenden Bienenlarven stört und somit Felder zur Brutfalle werden. Gut belegt ist, dass Wildbienen aufgrund ihrer Nutzung von vielfältigen Kleinstlebensräumen bzw. Lebensraumstrukturen von landschaftlicher und räumlicher Komplexität profitieren (Westrich 2019).

Pflanzenschutzmittel wie Insektizide, aber auch Fungizide können sich negativ auf Wildbienen auswirken (z. B. Nicholson et al. 2023; Sgolastra et al. 2017; Tamburini et al. 2021), ob diese auch mit dem Rückgang von natürlichen Populationen in Zusammenhang gebracht werden können, ist noch nicht geklärt (Knapp et al. 2023; Tamburini et al. 2021). Schmale Blühstreifen, welche neben intensiven Feldkulturen angebaut werden, wurden als biologische Fallen vermutet, da sie Wildbienen aus der Umgebung anlocken, diese dort aber mit Pflanzen-

schutzmitteln in Kontakt geraten. Eine Studie zeigt hingegen, dass selbst einjährige Blühstreifen sowohl Bienen als auch Schmetterlinge in ihren Populationen stärken (Schmied et al. 2022). Dies bedeutet nicht automatisch, dass sich die Bienenpopulationen durch einjährige Blühstreifen vergrößern. Allerdings zeigen deutsche Studien aus Halbfreilandversuchen, dass einjährige Blühressourcen Pestizideffekten entgegenwirken und Hummel- und Mauerbienenpopulationen mit einer diversen Ernährung keine Populationsrückgänge erleiden (Klaus et al. 2021; Wintermantel et al. 2022). Daher ist die Wirkung von Blühstreifen auch in intensiven Agrarlandschaften gegenwärtig als positiv für Bienen zu bewerten. Allerdings sollte die Förderung in mehrjährige Blühlebensräume und Programme investiert werden.

### Schwebfliegen

**Vorkommen und Gefährdungsstatus:** Die Familie der Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae) ist eine der artenreichsten Insektenfamilien, die zusammen mit den Wildbienen (Hymenoptera: Apoidea) als Adulte wichtige Bestäuber von Kultur- und Wildpflanzen sind (BfN 2009; Ssymank et al. 2008). Von den 463 einheimischen Schwebfliegenarten in der deutschen Roten Liste sind 147 (31,7 %) als bestandsgefährdet oder ausgestorben eingestuft (Ssymank et al. 2011). Von diesen kann ein hoher Prozentsatz (ca. 50 %) mit Agrar- und Offenlandarten in Verbindung gebracht werden. Dabei handelt es sich vor allem um Arten des extensiv genutzten trockenen Graslandes, der Heiden, der Moore und Feuchtgrasländer sowie teilweise auch Arten der beweideten Hochgebirgsrasen. Da viele Schwebfliegenarten Teilsiedler (Adulte und Larven in unterschiedlichen Lebensräumen) sind, benötigen auch viele Waldarten mit Larven im Totholz angrenzendes blütenreiches Offenland für die Adulten zum Blütenbesuch oder kleinräumige Wald-Offenland-Mosaik der Kulturlandschaften. Viele Offenlandarten des trockenen Graslandes (z. B. Gattungen *Paragus*, *Eumerus*, *Merodon* und *Chrysotoxum*) oder des Feuchtgraslandes (*Anasimyia*, *Orthonevra*, *Lejops vittatus*) sind heute weitgehend auf Kulturlandschaften beschränkt.

Erloschen (Kategorie 0) sind z. B. *Eumerus grandis*, *Eumerus uncipes* und *Pipizella maculipennis*, vom Aussterben bedroht (Kategorie 1) *Cheilosia griseifacies* und *Sphaerophoria potentillae*, *Cheilosia loewi*, *Chrysotoxum elegans*, *C. lineare*, *C. octomaculatum*, *Eumerus longicornis*, *E. ovatus*, *E. sinuatus*, *Lejops vittatus*, *Melangyna ericarum*, *Merodon constans*, *Mesembrius peregrinus*, *Orthonevra elegans*, *Pipizella pennina*, *Platycheirus immarginatus*, *Psarus abdominalis* und *Sphaerophoria po-*

*tentillae*, stark gefährdet (Kategorie 2) sind *Anasymia transfuga*, *Chamaesyphus scaevoides*, *Cheilosia pascuorum*, *Eumerus sabulorum*, *Lejogaster tarsata*, *Melanogaster parumplicata*, *Merodon armipes*, *Paragus tibialis*, *Parhelophilus consimilis* und *Riponnensia splendens*, gefährdet (Kategorie 3) sind *Anasymia contracta*, *Arctophila superbiens*, *Cheilosia impudens*, *C. nebulosa*, *C. personata*, *Eumerus tricolor*, *Orthonevra geniculata*, *Pelecocera tricincta* und *Sphaerophoria philanthus*. Die aktuelle europäische Rote Liste Schwebfliegen stuft auch europaweit 37 % der Schwebfliegen als gefährdet ein (Vujić et al. 2022).

**Trends:** Insgesamt sind die Trends der Schwebfliegen in Deutschland und europaweit rückläufig. Nach der deutschen Roten Liste wies rund ein Drittel der Arten negative Bestandstrends auf. Zwar gibt es nur wenige Langzeitreihen oder Vergleichsstudien über lange Zeiträume, aber die Biomassenrückgänge der Fluginsekten (Hallmann et al. 2017) waren in den rund drei Jahrzehnten mit ca. 76 % alarmierend hoch. Spätere Studien der Schwebfliegen zeigten Rückgänge unabhängig von der Körpergröße und enge Korrelationen der Biomassenrückgänge mit dem Verlust an Artendiversität von Schwebfliegen und in den Aktivitätsabundanz (gemessen mit Malaisefallen; Hallmann et al. 2019; Hallmann et al. 2021). Es ist daher davon auszugehen, dass der Prozentsatz rückläufiger Arten (inzwischen) viel höher liegt als noch in der Roten Liste von 2011 angenommen. Bei manchen Offenlandarten liegt der Rückgang bei 80 bis über 90 % in den letzten 30 Jahren. Besonders stark sind Insekten- und Schwebfliegenrückgänge in Landschaften mit hohem Ackerflächenanteil, auch in den Schutzgebieten selbst (Eichler et al. 2022, DINA-Projekt), während große geschlossene Schutzgebiete wie z. B. der Nationalpark Bayerischer Wald kaum Rückgänge verzeichnen. Eine neue Bewertung der Krefelddaten zeigt, dass sich klimatische Veränderungen, vor allem extreme Wetterereignisse und Wetteranomalien, auf die Biomasse von Fluginsekten, darunter Schwebfliegen, auswirken (Müller et al. 2023). Somit ist anzunehmen, dass der Klimawandel sich in Zukunft stark auf die Artenvielfalt von Schwebfliegen und anderen Fluginsekten auswirken wird.

Die **Ursachen** für die Rückgänge sind komplex, lassen sich jedoch insgesamt neben veränderten klimatischen Bedingungen (Müller et al. 2023) auf die gesteigerte Produktivität und damit Bewirtschaftungsintensität der Agrarlandschaft (Brühl et al. 2021), Verluste von Pflanzenartenreichtum im Grünland (Schwebfliegenarten mit phytophagen Larven) sowie hydrologische Veränderungen durch Entwässerung, Gewässerverbau und Grund-

wasserentzug zurückführen. Im extensiven Grünland spielt die Bewirtschaftungsaufgabe, vor allem von Grenzertragsstandorten, die Sukzession und Verluste der Offenlandlebensräume zur Folge haben, eine wichtige Rolle. In fast allen Fällen sind Lebensraumverluste die Folge, für die auch die Zahlen der deutschen Roten Liste Biotop (BfN 2017a) mit einem Anteil von 65 % aller Biotop, die ein unterschiedlich hohes Verlustrisiko aufweisen oder bereits vollständig vernichtet sind, wichtige Hintergrundinformationen liefern. Schwebfliegen besiedeln fast alle terrestrischen Biotop und sind, abgesehen von einem kleinen Anteil weitverbreiteter Arten, oft an bestimmte Biotop oder Biotopkomplexe gebunden.

Die europäische Rote Liste (Vujić et al. 2022) bestätigt diese Gefährdungsursachen für das Offenland im Wesentlichen, nennt aber auch direkte Flächenverluste durch Siedlungs- und Verkehrsflächen, Forstwirtschaft (für die waldabhängigen Arten) und Klimawandel mit zunehmender Bedeutung (v. a. Hochgebirgsarten). Hierzu gibt es auch eine detaillierte Gefährdungsanalyse mit einem daraus abgeleiteten Maßnahmenplan (Lees et al. 2022).

### Tagfalter und Widderchen

**Vorkommen und Gefährdungstatus:** In Deutschland leben etwa 3.700 Schmetterlingsarten. Der ganz überwiegende Teil davon sind Nachtfalter. Aufgrund ihrer Lebensweise werden in Deutschland insbesondere Tagfalter und Widderchen systematischer erfasst als die Nachtfalter, weshalb sich auch die Datenbasis dafür vergleichsweise gut darstellt. Die Tagfalter machen allerdings nur 188 Arten aus. Davon wiederum sind in Deutschland 44 Arten nur in den alpinen Regionen nahe der südlichen Landesgrenze zu finden. Zudem gibt es 24 Arten von Widderchen, von denen wiederum eine Art nur in alpinen Bereichen vorkommt. Praktisch alle diese Arten bewohnen das Offenland bzw. entsprechende Lichtungen in Wäldern, weshalb sie für das vorliegende Kapitel entsprechend relevant sind. In geschlossenen Wäldern gibt es kaum Tagfalter und Widderchen (vgl. Kap. 4.2.2.2).

In Deutschland besteht ein deutliches Süd-Nord-Gefälle in der Artenvielfalt der Tagfalter und Widderchen. Auch ohne den Alpenanteil kommen in Bayern und Baden-Württemberg wesentlich mehr Arten vor als in Schleswig-Holstein oder Mecklenburg-Vorpommern (Tab. 3.4). Viele der wärmeliebenden Arten leben nur im südlichen Deutschland, wo auch ihre Nahrungspflanzen in der Regel weiter verbreitet sind. Arten, deren Heimat kontinental geprägte Klimagebiete sind, erreichen in Ost- oder Nordostdeutschland ihre Verbreitungsgrenze,

**Tabelle 3.4:** Einstufung in die RL-Kategorien des Bundes und der Länder für die Tagfalter und Widderchen. Abkürzungen der Roten Liste in Klammern (Quellen in Settele et al. 2024 aufgeführt).

Land	Anzahl Arten	Ausgestorben oder verschollen (0)	Vom Aussterben bedroht (1)	Stark gefährdet (2)	Gefährdet (3)	Vorwarnliste (V)	Extrem selten (R)	Nicht bewertet / etabliert (Nb/E/?)	Daten unzureichend (D)	Gefährdung unbekanntes Ausmaßes (G)	Ungefährdet
D	208	7	13	37	29	25	25	5	5	2	60
SH	97	18	16	12	8		1	15	1		26
HH	87	31	5	5	6	2		14	3		21
MV	126	17	20	16	20		10	8			35
NI+HB	139	17	40	22	16	9		11			24
ST	149	22	20	22	21	9	2	7	1	3	42
BE	110	33	18	7	9	4		5	3		31
BB	135	22	21	25	13	11	2	6	1		34
SN	147	17	23	21	14	11	1	20	1	1	38
TH	152	15	22	13	20	6	2	8			66
HE	155	26	9	27	20	18	7	7	5	6	30
NW	146	31	24	25	15	11	3	11			25
RP	150	18	20	29	27	19	1	5	2	2	27
SL	134	13	12	5	13	9	2	22	2		56
BW	166	6	25	22	37	35		10			31
BY	197	9	12	44	33	19	16	8	4	1	51

zum Beispiel der Östliche Perlmutterfalter (*Argynnis laodice*).

Entsprechend den diversen Roten Listen für Deutschland und für die einzelnen Bundesländer stellt sich die Gefährdungssituation wie folgt dar.

Deutschlandweit sind 29 % der Arten als ungefährdet und 27 % als stark gefährdet (Kategorien 0–2) eingestuft. In den einzelnen Bundesländern schwankt der Wert der ungefährdeten Arten zwischen 17 und 42 % und der stark gefährdeten zwischen 22 und 57 %.

**Trends:** Neben den Rückschlüssen aus den Roten Listen gibt es für Deutschland auch flächendeckende Datenerhebungen, welche deutschlandweite Trends belegen. Diese sind zum einen durch die systematische Zusammenstellung der Vorkommen der Arten über die Zeit hinweg in dem 2020 erschienenen Verbreitungsatlas der Tagfalter und Widderchen Deutschlands (TAD, Reinhardt et al. 2020) festgehalten. Es zeigt sich, dass manchmal Arten die Gebiete im Randbereich ihrer Verbreitungsareale nicht dauerhaft besiedeln können und nur einige Jahre auftreten, um dann wieder aus Deutschland zu verschwinden, so z. B. der Östliche Große Fuchs (*Nymphalis xanthomelas*), der 2004 und in den Folgejahren in Norddeutschland und den Niederlanden verstärkt auftrat (und sich nun lokal in Niedersachsen gut etabliert hat). In der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts sind

einige Arten nach Schleswig-Holstein und Mecklenburg vorgedrungen, deren vorherige Verbreitungsgrenze südlicher lag: Schachbrettfalter (*Melanargia galathea*), Waldbrettspiel (*Pararge aegeria*), Kleines Ochsenauge (*Hyponephele lycaon*) und Landkärtchenfalter (*Araschnia levana*). Auch von Nordosten nach Süden und Westen gibt es Ausbreitungen: Gold-Dickkopffalter (*Carterocephalus silvicola*), Spiegelfleck-Dickkopffalter (*Heteropterus morpheus*) und auch der Vogelwicken-Bläuling (*Polyommatus amandus*) haben in der Vergangenheit weite Teile Deutschlands erobert. Der Große Feuerfalter (*Lycaena dispar*) dringt von Südwestdeutschland in Richtung Osten vor und in Ostdeutschland von Norden nach Süden. Auf der anderen Seite gibt es zahlreiche gut dokumentierte Beispiele von Arten, die sich auf dem Rückzug befinden. Extrembeispiele sind das Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*), der Braune Eichen-Zipfelfalter (*Satyrrium ilicis*), die meisten Mohrenfalter-Arten (*Erebia spp.*), der Mittlere Perlmutterfalter (*Fabriciana niobe*) oder der Goldene Scheckenfalter (*Euphydryas aurinia*). Die Verbreitungen der einzelnen Arten in Deutschland sind detailliert in Reinhardt et al. (2020) dargestellt. Diese Trends spiegeln sich im Prinzip auch in den Einstufungen der Roten Listen wider (Reinhardt & Bolz 2011), wobei eine stringente Anwendung der nun gültigen RL-Kriterien in einer für 2025 zur

Veröffentlichung vorgesehener neuer Roter Liste unter Berücksichtigung von Verbreitung (TAD) und Trends (TMD s. u.) einige Verschiebungen in den Zuordnungen zu den Kategorien nach sich ziehen dürfte.

Eine weitere flächendeckende Datenerhebung stellt das Tagfalter-Monitoring Deutschland (TMD; [www.tagfalter-monitoring.de](http://www.tagfalter-monitoring.de)) dar, bei dem Tagfalter wie Widderchen erfasst werden. Dieses startete im Jahr 2005 unter wissenschaftlicher Leitung des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung – UFZ und in Kooperation mit der Gesellschaft für Schmetterlingsschutz e. V. (GfS). Seitdem werden regelmäßig Daten gesammelt, und zwar zu den häufigen ebenso wie zu den seltenen und gefährdeten Arten, sowohl unter Beteiligung von bislang insgesamt ca. 500 ehrenamtlich tätigen Transektzähler:innen wie auch durch Regionalkoordinator:innen (Fachleute, die den Zählern aus ihrer Umgebung Hilfestellungen geben). Da die Größe der Populationen von Jahr zu Jahr sehr schwanken kann, sind Aussagen zu ihrer Entwicklung erst nach längeren Zeiträumen möglich. Die Daten des TMD geben uns mittlerweile die Möglichkeit, verlässliche Trendanalysen für einzelne Arten zu erstellen. Im TMD-Jahresbericht für 2022 (Kühn et al. 2023) wurden Trends ausgewählter weiter verbreiteter Arten für den Zeitraum von 2006 bis 2022 veröffentlicht.

Ein Rückgang lässt sich z. B. für den Hauhechel-Bläuling (*Polyommatus icarus*) aufzeigen. Diese weitverbreitete Offenlandart zeigt seit Beginn des Projektes einen konstanten Rückgang. Anders sieht es beim ebenfalls weitverbreiteten Zitronenfalter (*Gonepteryx rhamni*) aus, dessen Bestand sich positiv entwickelt hat. Ein gutes Beispiel für die Notwendigkeit langer Zeiträume in der Datenerfassung liefert der C-Falter (*Polygonia c-album*), dessen Populationen in den Jahren 2006 bis 2012 stark zurückgingen. 2017 hatte die Art jedoch ein sehr gutes Jahr, sodass über den Zeitraum von 2006 bis 2022 kein eindeutiger Trend zu erkennen ist. Hier wird sich erst in den folgenden Jahren zeigen, wie sich die Bestände langfristig entwickeln.

Insgesamt lassen sich mittlerweile Trends für etwa die Hälfte der außeralpinen Tagfalter und Widderchen Deutschlands (82 Arten) berechnen. Eine Abnahme zeigte sich bei 28 Arten (34 %), eine Zunahme bei 15 (18 %), stabil bzw. unsicher waren 39 Arten (48 %, Kühn et al. 2023).

**Ursachen:** Es ist klar, dass streng an einen Lebensraum gebundene Arten mit dessen Veränderung bzw. Vernichtung unmittelbar bedroht sind. Vielfach werden aber auch Arten, die über Jahrzehnte als häufig und in ihren Ansprüchen als unspezifisch galten, plötzlich seltener oder verschwinden aus Gebietsteilen, ohne dass es

bemerkt wurde und vielfach auch ohne dass die Ursachen erklärt werden könnten.

Arten mit sehr kompliziertem Lebenszyklus wie der Dunkle und der Helle Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Phengaris nausithous*, *P. teleius*) sind besonderen Gefährdungsfaktoren ausgesetzt. Die Raupen dieser beiden Arten sind monophag und kommen demnach ausschließlich dort vor, wo ihre Wirtspflanze, der Große Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*), wächst. Die Weibchen legen ihre Eier an bzw. zwischen die Einzelblüten der Blütenköpfe der Pflanzen. Damit sich die Pflanzen entwickeln können und die Weibchen zur Eiablage geeignete Blütenköpfe vorfinden und später, damit sich die Raupen entwickeln können, ist die Mahd entsprechender Wiesen in der Zeit von Mitte Juni bis Anfang September sehr kritisch. Die Pflanzen sind gleichzeitig auch Nektarquelle und Rendezvousplatz für die Falter. Die Jungrauen fressen die Wiesenknopf-Blüten bzw. -Früchte und verlassen im vierten Stadium die Pflanze. Am Boden werden sie von bestimmten Ameisen »adoptiert«, das heißt in deren Nester getragen. Es müssen also auch geeignete Bedingungen für die Ameisen gegeben sein. Fatale Folgen haben auch lang andauernde Überschwemmungen von Flussniederungen, wenn dadurch die Ameisenbaue zerstört werden. In den Nestern leben die Bläulingsraupen entweder räuberisch von der Ameisenbrut, oder sie werden von den Ameisen mit Nahrung versorgt. Der Ameisenstaat kann die Verluste nur verkraften, wenn er optimal entwickelt ist. Die Wiesenknopf-Ameisenbläulinge überwintern im Ameisennest, verpuppen sich im Juni und verlassen es im Juli als Falter. Dieses Beispiel macht deutlich, wie stark unterschiedliche Bewirtschaftungsmaßnahmen darüber entscheiden, ob der komplexe Entwicklungszyklus einer Art ablaufen kann oder nicht (Settele et al. 2024).

### Nutzungsaufgabe und -intensivierung

Neben ganz offensichtlichen Ursachen für die Beeinträchtigung der Fauna allgemein wie Flächenversiegelung und Verkehrswegebau sind für den Rückgang der heimischen Tagfalter und Widderchen heute zwei Hauptgefährdungsfaktoren zu nennen, zum einen das »Nicht-mehr-Stattfinden« habitatbildender Landnutzungen (Kahlschlag, Nieder-/Mittelwald, Streunutzung, bäuerlicher Materialabbau usw.) und zum anderen die immer noch anhaltende Intensivierungstendenz im mittleren Grünland durch Düngung, Biogasgärreste und häufigere Mahd. Auch in renaturierten Tagebauen und aufgegebenen Truppenübungsplätzen gehen wertvolle Habitate verloren. In den letzten Jahren und Jahrzehnten ist – mit besonders schlimmen Auswirkungen für

Tagfalter – die flächendeckende Abschaffung von Kahlschlägen im Rahmen des naturnahen Waldbaus dazu gekommen. Bei neuen Landnutzungen, wie z. B. durch Photovoltaikanlagen (PV), kommt es bezüglich der Auswirkungen entscheidend darauf an, welche Flächen dafür in Anspruch genommen werden. Magergrünland, Extremstandorte von Abbaubereichen oder militärische Konversionsflächen verlieren ihre Faltervielfalt durch das Aufstellen von PV-Paneelen, weil diese essenzielle Larvalhabitate überschatten. Stark gedüngte Äcker oder Wiesen können durch PV-Anlagen dagegen aufgewertet werden, wenn in den Randbereichen breite, gut besonnte Magerstandorte entwickelt und gepflegt werden, so z. B. durch Oberbodenabtrag, Magerwieseneinsaat und extensive Beweidung (Settele et al. 2024).

### **Klima- und Landschaftswandel**

Wissenschaftliche Modelle wie auch konkrete Beobachtungen zeigen, dass in Abhängigkeit von den jeweils zugrunde gelegten bzw. vorhandenen Ausprägungen des Klimawandels viele europäische Tagfalterarten große Teile ihres nutzbaren Klimaraumes verlieren (Settele et al. 2008). Der »Community Temperature Index« beispielsweise zeigt temperaturbedingte Veränderungen von Tagfaltergemeinschaften an (Devictor et al. 2012). Dieser Index kann sowohl auf regionaler als auch europäischer Skala als Klimawandelindikator verwendet werden und wurde für Deutschland durch Musche et al. (2023a) berechnet. Auch durch Landnutzung verursachte Veränderungen, wie z. B. die Zerstückelung oder die unterlassene Pflege von Lebensräumen, beeinflussen die Tagfalterpopulationen stark. Der »European Grassland Butterfly Indicator« weist einen kontinuierlichen europaweiten Rückgang der Tagfalterarten des Grünlandes innerhalb der letzten beiden Jahrzehnte nach (van Swaay et al. 2022). Der Indikator umfasst auch die Daten der Grünlandarten aus dem TMD und ist Teil von Artikel 9 des neuen Nature Restoration Law der Europäischen Kommission.

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Die absolute Mehrheit (95 %) der Trends zu Arthropoden stammt aus Daten des TMD. Die Trendanalysen wurden zum Zwecke der Vergleichbarkeit zwischen den Lebensraumkapiteln jeweils auf Skala der Hauptgruppen (Wirbellose, Wirbeltiere, Pflanzen) durchgeführt (Abb. 3.9–3.11). Betrachtet man explizit die Trends zu Tagfaltern aus Literatur und den Datenreihen des TMD, zeigen alle drei Biodiversitätsmaße ähnliche Tendenzen. Die Mehrheit der gewichteten Trends war stabil (60–62 %), die negativen Trends (25–29 %) überwogen deutlich die positiven Trends (9–13 %).

### **3.2.3 Anzahl/Änderung nicht einheimischer sowie sich ausbreitender einheimischer Arten im Agrar- und Offenland**

Gebietsfremde Arten sind Arten, die durch menschliche Einflüsse in einen Lebensraum eingeführt und etabliert werden, manchmal absichtlich z. B. durch Nutztiere oder Nutzpflanzen, manchmal aus Versehen z. B. durch Transport oder Freisetzung. Für weitere Informationen siehe Kapitel 2.1.2. Ein großer Teil der gebietsfremden Pflanzenarten ist aus Sicht des Naturschutzes unproblematisch, bei den Tieren ist der Anteil invasiv werdender Arten z. T. weitaus höher (Jeschke & Strayer 2005). Ein kleiner Teil der gebietsfremden Arten ist problematisch. Dies bedeutet, dass sie einen negativen Einfluss auf die einheimische Lebensgemeinschaft haben, und daher werden sie als invasiv eingestuft. Invasive Arten werden im Kapitel Direkte Treiber (Kap. 3.4.6) behandelt. Daneben gibt es Arten, die sich, z. B. bedingt durch den Klimawandel, selbständig ausbreiten, ohne durch den Menschen eingeführt worden zu sein. Hierfür wurde der Begriff »neueinheimisch« (*neonative*) geprägt (Essl et al. 2019).

**Gefäßpflanzen:** Es gibt ca. 4.000 etablierte Gefäßpflanzen in Deutschland, und davon sind ca. 400 Neophyten (Metzing et al. 2018b). Beispiele etablierter nicht-invasiver gebietsfremder Arten sind das weitverbreitete Kleine Springkraut (*Impatiens parviflora*) oder die Gewöhnliche Mahonie (*Mahonia aquifolium*, Nehring et al. 2013), die als Zierpflanzen eingeführt wurden und in der freien Landschaft verwilderten. Andere Arten wurden jedoch durch den Gartenbau eingeführt und haben sich durch die Ausbreitung von Samen in landwirtschaftlich genutzten oder offenen Landschaften ausgebreitet, wie z. B. der Japanische Spierstrauch (*Spiraea japonica*) oder das Scheinkreuzkraut (*Erechtites* sp.). Diese Arten stellen Ressourcen für Bestäuber bereit, aber negative Auswirkungen oder eine Invasivität sind noch nicht erwiesen. Auch klimatisch bedingt wandern nicht einheimische Arten aus angrenzenden Gebieten ein, wie z. B. der Meerfenchel (*Critmum maritimum*, BfN 2011).

Sowohl die Anzahl als auch der Anteil gebietsfremder Pflanzenarten nahm mit zunehmender Anzahl einheimischer Arten in Naturschutzgebieten in Tschechien signifikant zu, und diese Beziehung wurde durch die Höhenlage beeinflusst, wobei gebietsfremde Arten in höheren Lagen abnahmen (Pyšek, Jarošík & Kučera 2002). Da diese Trends auch für Europa berichtet werden (Alexander et al. 2011; Seebens et al. 2021), ist davon auszugehen, dass sie in Deutschland ähnlich sind.

Als bedeutendster Einfuhrtreiber für gebietsfremde Gefäßpflanzen wird mit 40–50 % der Gartenbau in

Deutschland angesehen (Nehring et al. 2013). Saatgutverunreinigungen und Verwilderungen aus landwirtschaftlicher Kultur machen dabei 15 % aus (Nehring et al. 2013). Zum Beispiel kommt die Vielblättrige Lupine (*Lupinus polyphyllus*) in der Landwirtschaft vor, weil sie als Gründüngung Verwendung findet. Der Weltbiodiversitätsrat bewertet den Tourismus und internationalen Handel als Haupttreiber des Biodiversitätsverlustes (IPBES 2023). Das gilt zwar nicht für Deutschland, aber auch hier wird dies womöglich in Zukunft eine Rolle spielen. Der sich schnell ausbreitende Neophyt Kurzfrüchtiges Weidenröschen (*Epilobium brachycarpum*) hat sich zunächst im Mittelmeerraum etabliert und könnte zu einem schädlichen Beikraut in unseren Weinbergen und anderen Dauerkulturen in Deutschland werden (Gregor et al. 2013). Unter den Goldruten befinden sich zwei weitere invasive Arten (*Solidago canadensis*, *Solidago gigantea*) im Offenland, die sich aufgrund ihrer schnellen Wachstumsrate, ihrer durch den Wind verbreiteten Samen und ihrer allelopathischen Wirkung (negativer Einfluss auf andere Pflanzenarten) auf Ruderalstandorten leicht etablieren konnten und zudem die Bestäubergemeinschaften beeinflussen (Morón et al. 2009). Zu erwähnen ist auch der Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*), bei dessen Kontakt es bei Sonneneinstrahlung zu starken Verbrennungen der Haut kommen kann, oder die Beifußblättrige Ambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*) mit extrem allergieauslösenden Pollen. Die genannten Arten spielen vor allem auf Ruderalstandorten eine Rolle, bisher aber nicht auf bewirtschaftetem Grünland.

**Wirbeltiere:** Bislang sind 14 **Amphibien-** und 18 **Reptilienarten** in Deutschland eingeführt (Nehring et al. 2015). Nur zwei von den Amphibien sind etablierte (beständige) und invasive Vorkommen, nämlich der Nordamerikanische Ochsenfrosch (*Lithobates catesbeianus*) und der Alpenkammolch (*Triturus carnifex*). Von den Reptilienarten ist keine in Deutschland etabliert. Es ist nicht bekannt, ob gebietsfremde Arten dieser Gruppen den Lebensraum Agrar- oder Offenlandschaft bewohnen und welche Auswirkungen sie auf einheimische Arten haben könnten. Unter den Amphibien haben sich beim Nordamerikanischen Ochsenfrosch (*Lithobates catesbeianus*) besonders in den Altrheinauen der Oberrheinischen Tiefebene nennenswerte Populationen aufgebaut. Der Levantinische Wasserfrosch (*Pelophylax bedriagae*) ist eine weitere Art, für die Maßnahmen vorgeschlagen werden, um ihre Ansiedlung zu verhindern, ebenso wie für den Alpenkammolch (*Triturus carnifex*), der sich bereits angesiedelt hat und mit dem einheimischen gefährdeten Kammolch konkurriert (Nehring et al. 2015). Unter den eingeführten **Vogelarten**

sind 17 Arten in Deutschland etabliert und 55 Arten unbeständig geworden (Nehring et al. 2015). Es sind zwei neueinheimische Vogelarten bekannt, die sich aufgrund des Klimawandels in ihrem Lebensraum ausbreiten, nämlich der Bienenfresser (*Merops apiaster*) und die Beutelmeise (*Remiz pendulinus*; Poschlod 2017). Im Jahre 2015 wurden elf etablierte und sechs unbeständige terrestrische **Säugetierarten** auf der BfN-Neozoen-Liste geführt (Nehring et al. 2015).

**Wirbellose:** Es gibt 311 bekannte gebietsfremde Insektenarten, von denen 226 etabliert sind, 107 Coleoptera und 119 sonstige Insekten (25 Spinnenarten und 54 Schneckenarten) in Deutschland (BfN 2022). Eine Art, die auf der Vorwarnliste stand und nun in die Unionsliste aufgenommen wurde, ist die Asiatische Hornisse (*Vespa velutina nigrithorax*), die an zwei Standorten in Deutschland gefunden wurde und sich momentan ausbreitet (BfN 2013b; Nehring & Skowronek 2020). Sie könnte einen Fraßdruck auf andere Insekten haben, was auch ihre Bestäubungsleistung deutlich verringern könnte. Aufgrund des Klimawandels und der Veränderung der jahreszeitlichen Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse gibt es mehrere Wirbellose, die sich entweder in ihrem Verbreitungsgebiet ausgebreitet, ihre Populationsgröße erhöht haben oder als neueinheimische Arten nach Deutschland eingewandert sind. Dazu gehören fünf **Heuschreckenarten**, die sich in ihrem Verbreitungsgebiet ausgebreitet haben (Langflügelige Schwertschrecke [*Conocephalus discolor*], Europäische Gottesanbeterin [*Mantis religiosa*], Südliche Eichenschrecke [*Meconema meridionale*], Weinhähnchen [*Oecanthus pellucens*], Gewöhnliche Sichelschrecke [*Phaneroptera falcata*]), zwei **Käferarten**, die aus dem Mittelmeerraum eingewandert sind (Westlicher Bartläufer [*Leistus fulvibarbis*], Vierpunkt-Laubläufer [*Notiophilus quadripunctatus*]), und eine, die ihr Verbreitungsgebiet ausgedehnt hat (Hornissenbock [*Plagionotus detritus*]), vier **Libellenarten**, die sich ausgebreitet haben (Südliche Mosaikjungfer [*Aeshna affinis*], Pokaljungfer [*Cercion lindenii*], Feuerlibelle [*Crocothemis erythraea*], Südliche Bisenjungfer [*Lestes barbarous*]), vier Schmetterlingsarten, die eingewandert sind (Brombeer-Perlmutterfalter [*Brenthis daphne*], Steppengelbling [*Coli erate*], Maghreb-Linieneule [*Dysgonia algira*], Kadens Staubeule [*Platyperigea kadenii*]), und vier, die sich weiter ausgebreitet haben (Kurzschwänziger Bläuling [*Cupido argiades*], Großer Feuerfalter [*Lyceana dispar*], C-Falter [*Polygonia c-album*], Braunkolbiger Braun-Dickkopffalter [*Thymelicus sylvestris*]), und eine **Wildbienenart**, die möglicherweise eingewandert ist (Filzige Furchenbiene [*Halictus pollinosus*]), eine, die sich ausgebreitet hat (Gelbbindige

Furchenbiene [*Halictus scabiosae*]), und drei Arten, die zugenommen haben (Smaragdgrüne Furchenbiene [*Halictus smaragdulus*], Filzzahn-Blattschneiderbiene [*Megachile pilidens*], Blauschwarze Holzbiene [*Xylocopa violacea*]) (Poschlod 2017).

### 3.2.4 Wissenslücken und Defizite

Trotz der großen Zahl von Studien (Abb. 3.9), die in landwirtschaftlich genutzten oder offenen Landschaften durchgeführt wurden, gibt es für bestimmte Tiergruppen noch viele Informationslücken und einen Mangel an Langzeitbeobachtungen. So haben sich die meisten Studien mit der Vielfalt von Pflanzen befasst, während nur ein geringer Prozentsatz Wirbeltiere oder Wirbellose untersuchte. Ebenso wurden die meisten Studien über Pflanzen über einen langen Zeitraum (zehn Jahre oder mehr) durchgeführt, während die meisten Studien über wirbellose Tiere über einen kurzen Zeitraum (weniger als zehn Jahre) durchgeführt wurden. Diese Diskrepanz könnte durch den zeitlichen Ablauf der Überwachungsprogramme in Deutschland erklärt werden, da die Überwachung der Vegetation schon länger etabliert ist als die Überwachungsprogramme für wirbellose Tiere. Aber auch innerhalb der Gruppe der wirbellosen Tiere gibt es eine Vorliebe für bestimmte Gruppen, wobei der Schwerpunkt auf den wichtigen Bestäubern (Wagner et al. 2021 [Abb. 4a]) oder dem relevanten Bodenleben für die landwirtschaftliche Produktion (Box 3.1) liegt.

Weiter gibt es in der Agrar- und Offenlandschaft erhebliche Defizite in der Auswertung und Bewertung von Biodiversitätsveränderungen. Oft beziehen sich die Daten nur auf Artenzahlen, aber Populationsveränderungen werden über längere Zeiträume nicht dargestellt. Eine wachsende Anzahl an Studien fokussiert auf Insektenbestäuber und die Bestäubung von Kulturpflanzen (von Königslöw, Fornoff & Klein 2022b), aber zu anderen funktionell wichtigen Gruppen gibt es kaum Daten und Auswertungen über die Veränderungen in der funktionellen Zusammensetzung von Arten in Lebensgemeinschaften. Weiter wissen wir kaum etwas darüber, wie Arten ihre Lebensweise unter zunehmender Trockenheit in der Agrar- und Offenlandschaft verändern werden. Modellierungen zu phänologischen, morphologischen, aber auch chemischen Veränderungen und dem Sozialgefüge bei manchen Insektengruppen sind dringend nötig. Auch die Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsszenarien auf Nahrungsnetze und Pyramiden müssen wissenschaftlich stärker untersucht werden. Ein großes Defizit gibt es auch in unserem Wissen um die genetische Diversität von wild lebenden Pflanzen- und Tierarten, vor allem die Bodenbiodiversität ist sehr wenig erforscht. Zusammenfassend ist festzustellen, dass trotz Monitoringprogrammen weiterhin Bedarf an Daten, die mehr als nur die reinen Artenzahlen erfassen, dringend nötig ist (z. B. DAV 2017, Busch et al. 2020).

#### Box 3.1: Bodenbiodiversität im Agrar- und Offenland

**Relevante Experimente und Monitoringprogramme:** GCEF, Jena Experiment, Biodiversitätsexploratorien, Bodendauerbeobachtungsflächen des Umweltbundesamtes (UBA), Moorbodenmonitoring (MoMoK), Bodenzustandserhebung Landwirtschaft, erweitert für mikrobiologisches Monitoring aus MonViA ab 2023, EJP SOIL funded project SIREN and MINOTAUR, SoildiverAgro

**Wichtige Artengruppen:** Bakterien, Archaeen, Pilze (auf Ackerflächen eher Zersetzer, im Grünland eher Mykorrhiza), Fadenwürmer (Nematoda), Regenwürmer (Lumbricidae), Kleinarthropoden wie Springschwänze (Collembola)

#### **Status und Trends der Biodiversität im Boden:**

Viele Arten im Agrar- und Offenland verbringen zumindest einen Teil ihres Lebenszyklus im Boden. So kommen zum Beispiel von den 49 aus Deutschland bekannten Regenwurmart 39 auch im Offenland vor (Graefe, Römbke & Lehmitz 2019), von denen ihrerseits 36 Arten (elf Arten extrem selten oder gefährdet) auf der Roten Liste des BfN erfasst werden (Lehmitz et

al. 2016). Von den 56 aus Deutschland bekannten Hundertfüßerarten kommen neun Arten im Offenland vor (Barber 2009; Spelda 1999; Voigtländer 2005). Davon werden ihrerseits wiederum neun auf der Roten Liste des BfN erfasst (null Arten extrem selten oder gefährdet, Decker et al. 2016). Weiterhin ist bekannt, dass von den 118 aus Deutschland vorkommenden Doppelfüßerarten 25 Arten im Offenland verbreitet sind (Hauser & Voigtländer 2019). Davon werden ihrerseits wiederum 25 auf der Roten Liste des BfN erfasst (drei Arten extrem selten oder gefährdet, Reip et al. 2016). Die biologische Vielfalt im Boden wird in zahlreichen, jedoch meist separaten Monitoringinitiativen in Deutschland teilweise bis umfassend untersucht. So gibt es zum Beispiel in den »Biodiversitätsexploratorien« recht umfassende Erhebungen über verschiedene Taxa hinweg. Weiterhin werden auf den Bodendauerbeobachtungsflächen des Umweltbundesamtes (UBA; anhand weniger Bioindikatoren), im Rahmen des »Moorbodenmonitoring für den Klimaschutz« (MoMoK) und der »Bodenzustandserhebung Landwirtschaft« die Biodiversität anhand ausgewählter Taxa wie Regenwürmer und Springschwänze im Boden

in Agrar- und Offenlandschaften über mehrere Jahre hinweg erfasst. In diesem Kontext ist ab 2023 auch ein mikrobiologisches Monitoring geplant (»Das bundesweite Monitoring der biologischen Vielfalt in Agrarlandschaften« – MonViA). Aufgrund der Heterogenität der bisher erhobenen Daten sind allerdings keine Zeitreihenanalysen publiziert, die klare Trends und zugrunde liegende Treiber zweifelsfrei identifizieren können (Phillips et al. 2017). Um diese Wissenslücke zu schließen, werden weiterhin an verschiedenen Standorten miteinander verglichen und zum anderen diverse, teils großflächige Experimente durchgeführt (wie in der »Global Change Experimental Facility« – GCEF in Bad Lauchstädt). Ergebnisse aus diesen Vergleichen legen nahe, dass die Bodenbiodiversität vor allem in landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen immer weiter zurückgeht. Besonders gefährdete Artengruppen sind z. B. Regenwürmer, Mykorrhizapilze, Springschwänze und bestimmte Mikroorganismengruppen. Außerdem gibt es Hinweise darauf, dass sich bodenassoziierte Pflanzenpathogene in landwirtschaftlichen Flächen anreichern, was z. B. Auslöser der bakteriellen Ringfäule der Kartoffel (*Clavibacter michiganensis subsp. sepedonicus*) und der Schleimkrankheit der Kartoffel (*Ralstonia solanacearum*) war (Miller, Beed & Harmon 2009). Diese Anreicherung wird vermutlich primär durch den Anbau von Rein- bzw. Monokulturen (Rottstock et al. 2014) und der globalen Erwärmung (Delgado-Baquerizo et al. 2020) verursacht. Eine intensive Bewirtschaftung von Agrar- und Offenlandschaften wird deshalb als Gefahr für die Bodengesundheit angesehen (BfN 2021; FAO et al. 2020; Wall, Nielsen & Six 2015).

#### **Auswirkungen von Biodiversitätsveränderungen für Ökosystemfunktionen und -leistungen im Boden:**

Zahlreiche wichtige Ökosystemfunktionen in Agrar- und Offenlandschaften werden von den Bodenlebewesen erfüllt (Soliveres et al. 2016). Dazu gehören die Bioturbation (das »Durchwühlen« bzw. »Durchmischen« des Bodens) und die mit ihr einhergehende Durchlüftung des Bodens; die Zersetzung und Mineralisierung von abgestorbenen organischen Substanzen (z. B. für Ackerpflanzen) und damit die biogeochemischen Kreisläufe; die Fixierung von Luftstickstoff, die Kohlenstoffspeicherung (z. B. Aufbau stabiler, organischer Bodensubstanz [Lange et al. 2015]) sowie die Stabilisierung von Bodenaggregaten (Lehmann, Zheng & Rillig 2017). All diese Funktionen sind essenziell für den Anbau und Ertrag von Nutzpflanzen für menschliche Nahrung, Tierfutter, Biomasse für Energie und Materialien sowie medizinisch relevante Pflanzen (Banerjee & van der Heijden 2023). Die Bodenbiodiversität hat aber auch wesentlichen Einfluss auf regulierende Ökosystemleistungen – insbesondere Klimaregulierung durch Kohlenstoffspeicherung (Lange et al. 2015); Schädlingskontrolle und Krankheitsbekämpfung durch Nützlinge (z. B. Mykorrhizen, Bakterien [Latz et al. 2012] oder räuberische Wirbellose [Eisenhauer et al. 2011]); den Schutz von Gewässern (und damit auch des Trinkwassers) vor Nähr- und Schadstoffbelastungen durch deren Bindung bzw. Abbau im Boden (Bandowe et al. 2019; Leimer et al. 2016); Bestäubung (einige Bestäuberarten verbringen einen Teil ihres Lebenszyklus im Boden, die sogenannten bodennistenden Wildbienen [Klein et al. 2018]) sowie Erosionsschutz (Pérez et al.

2013). Diese und weitere regulierende Ökosystemleistungen werden dabei häufig durch ein Wechselspiel aus Bodenbiodiversität und Pflanzendiversität bereitgestellt. Am Beispiel des Erosionsschutzes konnte gezeigt werden, dass Pflanzendiversität und Wurzeldichte den Erosionsschutz erhöhen (Gould et al. 2016; Pohl et al. 2009), insbesondere in gestörten Habitaten (Pohl et al. 2012). Veränderungen in der Diversität der bodenlebenden Gemeinschaften haben daher potenziell negative Auswirkungen auf zentrale Ökosystemleistungen.

#### **Direkte Treiber von Biodiversitätsänderungen im Boden:**

Landwirtschaftliches Management im Vergleich zu nicht bewirtschafteten Lebensräumen hat zahlreiche negative Auswirkungen auf Bodenlebewesen, insbesondere mechanische Bodenbearbeitung (Pflügen) sowie grundsätzlich der Einsatz schwerer Maschinen; Entwässerung von Moorböden für landwirtschaftliche Produktion; kurze Fruchtfolgen (Eisenhauer 2016; Venter, Jacobs & Hawkins 2016); intensive Düngung sowie intensive Tierhaltung (Bodenverdichtung, Eutrophierung). Auch das massive Ausbringen von Pflanzenschutzmitteln kann drastische Folgen für viele Artengruppen im Boden haben (Beaumelle et al. 2021). Konkret ist bekannt, dass Regenwürmer vor allem aufgrund ihrer Anfälligkeit gegenüber Pestiziden (Pelosi et al. 2013) und Pflügen (Emmerling 2001) bedroht sind. Für Mykorrhizapilze sind Düngung und die mechanische Störung des Pilzmyzels durch Pflügen besonders problematisch (Beare et al. 1997). Auch Springschwänze zeigen meist höhere Abundanzen und Diversität bei pflugloser Bewirtschaftung. Für Mikroorganismen sind u. a. die mineralische Düngung (Gryndler et al. 2006), die Trockenlegung von Niedermooren (Emsens et al. 2020), der Verlust von Pflanzenartenvielfalt, z. B. in Rein- bzw. Monokulturen (Lange et al. 2015), Wind- und Wassererosion (Pimentel & Kounang 1998) sowie die Zerstörung von Bodenaggregaten durch Verdichtung, verursacht von z. B. schweren Landmaschinen (Hamza & Anderson 2005), entscheidend. Obwohl meist positive Einflüsse organischer Düngung auf Bodenbiodiversität und -gesundheit beobachtet wurden, gibt es auch Hinweise, dass darin enthaltene Antibiotika und Antiparasitika (v. a. aus konventioneller Produktion) von Nutztieren nicht abgebaut werden und auf Weideflächen gelangen (BfN 2021). Mit Medikamentenrückständen kontaminierter Dung schädigt diese Organismen, verbleibt oft lange Zeit auf den Weideflächen, ohne biologisch abgebaut werden zu können, und stellt somit ein potenzielles Umweltproblem dar (BfN 2019b; BfN 2021).

Der Klimawandel ist ein weiterer wichtiger Treiber von Biodiversitätsänderungen im Boden und hat nicht nur durch Veränderungen in den jährlichen Durchschnittstemperaturen und Niederschlagsmengen (die sich positiv bis negativ auf die Vielfalt im Boden auswirken können), sondern vor allem durch die veränderte zeitliche Verteilung (Verschiebung des meisten Jahresniederschlags in die Wintermonate) und durch Wetterextreme (Hitze- und Trockenperioden, Fluten) einen negativen Einfluss (Phillips et al. 2023). Gleichwohl können steigende Temperaturen bei ausreichender Bodenfeuchte die Aktivität von Mikroorganismen im Boden steigern, wodurch der Humusabbau beschleunigt wird – mit negativen Auswirkungen

für die Klimaregulierungsleistung von Böden (Riggers et al. 2021; Wiesmeier et al. 2020).

#### **Indirekte Treiber von Biodiversitätsveränderungen im Boden:**

Es gibt in der deutschen und EU-Agrarumweltpolitik nur wenige Instrumente, die spezifisch den Boden (Bartkowski et al. 2021) oder gar die Bodenbiodiversität (Königer et al. 2022; Zeiss et al. 2022) adressieren – einer der wichtigsten indirekten Treiber von Bodenbiodiversitätsveränderungen. Dies hat sich auch im Zuge der Gemeinsamen-Agrarpolitik-(GAP)-Reform ab 2023 nicht wesentlich verändert. Die Auswirkungen der existierenden Instrumente z. B. der GAP der EU auf die Bodenbiodiversität sind unklar. Gleichwohl beinhalten die Teilstrategien des European Green Deal (insb. die Farm-to-Fork-Strategie) zahlreiche Ziele, die für die Bodenbiodiversität von Bedeutung sind: Reduktion des Pflanzenschutzmitteleinsatzes, Ausweitung des Ökolandbaus, Reduktion der Düngung. Das Soil Monitoring and Resilience Law der EU sowie die anstehende Reform des Bundesbodenschutzgesetzes könnten hier zu Verbesserungen führen.

Technologische Veränderungen haben ebenfalls Auswirkungen auf die Bodenbiodiversität in Agrar- und Offenlandschaften. Hier insbesondere die maschinelle Bodenbearbeitung sowie die präzise, bedarfsgerechte Düngung und Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (*precision farming* [Techen & Helming 2017]). Die Schnelligkeit und das Ausmaß der

#### **Maßnahmen: Erfolg und Hindernisse**

Geeignete Maßnahmen zur Verbesserung des Zustands der Bodenbiodiversität reichen von Anpassungen im Rahmen der derzeitigen Bewirtschaftungen bis hin zur Flächenstilllegung. Bei den Anpassungen sind Änderungen im Mahdregime und in der Fruchtfolge mit dem Ziel der Erhöhung von Pflanzentartenvielfalt (Eisenhauer et al. 2013; Lange et al. 2015; Scherber et al. 2010), das Anlegen von Blühstreifen, das Düngen mit organischem Dünger, das Belassen von Biomasse auf dem Acker und die pfluglose Bewirtschaftung zu nennen. Bei Letzterer gibt es im Falle der Direktsaat allerdings einen Zielkonflikt, da sie in vielen Fällen ohne Einsatz von (Total-)Herbiziden schwer umsetzbar ist. Wie oben angemerkt, ist die Reduktion des Ein-

Anwendung dieser technologischen Entwicklungen ist allerdings noch unklar (Ledermüller, Fick & Jacobs 2021).

Außerdem stellen aktuelle Trends zur fortschreitenden Bodenversiegelung Bedrohungen für die Bodenbiodiversität dar. Das Umweltbundesamt berichtete Anfang 2023, dass nicht nur ca. 45 % der Siedlungs- und Verkehrsflächen in Deutschland aktuell versiegelt sind (das heißt bebaut, betoniert, asphaltiert, gepflastert oder anderweitig befestigt), sondern auch, dass sich aufgrund des steigenden Bedarfs an neuem Wohnraum zuletzt wieder ein leichter Zuwachs erkennen lässt (UBA 2023a). Der Zuwachs der versiegelten Fläche lag in den Jahren 2020/21 bei 93 km<sup>2</sup> pro Jahr (UBA 2023a). Da die Bodenversiegelung einen dramatischen Eingriff für die Bodenbiodiversität darstellt, gibt es hier besonderen Handlungsbedarf (FAO et al. 2020).

Auch gesellschaftliche Trends, vor allem Konsummuster, haben indirekten Einfluss auf die Bodenbiodiversität. Damit beispielsweise die Fruchtfolgen erweitert werden können, muss nach den zusätzlichen Kulturen eine Nachfrage entstehen (Gütschow, Bartkowski & Felipe-Lucia 2021). Zertifizierungsprogramme können hier ebenfalls positive Auswirkungen haben, z. B. die sogenannten Humuszertifikate (Wiesmeier et al. 2020) oder MoorFutures (Joosten et al. 2015), wenn auch als Ko-Benefit von primär auf Kohlenstoffspeicherung abzielenden Maßnahmen. Auch sind in diesem Kontext Informationskampagnen von Bedeutung, bspw. im Kontext des Bodens des Jahres (2023: der Ackerboden).

satzes von Pflanzenschutzmitteln zentral für den Schutz der Bodenbiodiversität in Agrarflächen. Weiterhin können sich eine Minimierung der Bodenbearbeitungsintensität und der Zwischenfruchtanbau deutlich positiv auf Bodenbiodiversität auswirken (FAO et al. 2020; Nabel et al. 2021; Phillips et al. 2023). Zudem scheint eine extensive Weidewirtschaft besonders positive Effekte auf einige Artengruppen im Boden zu haben, wie zum Beispiel auf Regenwürmer (Phillips et al. 2019). Auf Moorböden könnte die Bodenbiodiversität von einem Stopp der Entwässerung zur Wiederherstellung von naturnahen Bedingungen profitieren. Insgesamt lässt die Datengrundlage aktuell allerdings keine Evaluierung der Maßnahmen zu.

### **3.3 Auswirkungen von Biodiversitätsveränderungen auf Ökosystemleistungen im Agrar- und Offenland**

#### **3.3.1 Einleitung**

Veränderungen in der Biodiversität können auch mit Veränderungen in der Funktion eines Ökosystems und den damit verbundenen Leistungen einhergehen (MEA 2005, Kap. 1.2.2.1). Leistungen sind der Nutzen für den Menschen, der durch die Natur erbracht wird, z. B. Bestäubung von Nutzpflanzen, Schädlingsreduktion an landwirtschaftlichen Kulturen durch räuberische Organismen und Produktion von Biomasse (z. B. Heu) oder

Klima- und Wasserregulation (Bösch et al. 2018; Czúcz et al. 2018). Biodiversität kann dabei zu mehreren Funktionen führen, die wichtig für die Agrarproduktion sind (Pywell et al. 2015; Tschardt et al. 2012a). So wurde bspw. gezeigt, dass mikrobielle Diversität zu einer verbesserten Multifunktionalität führt und den Nährstoffkreislauf fördert (Wagg et al. 2019). Gleichzeitig führt eine höhere Pflanzendiversität auch zu einer höheren Bodenmikrobiomdiversität und ihren Ökosystemleistungen (Chen et al. 2019). Es wurde eine Literaturrecherche zu Ökosystemleistungen (ÖSL) in Agrar- und Offenland in Deutschland und deren Auswirkung auf die Biodiversität durchgeführt (s. Anhang A3.1 für weitere

Details). In den folgenden Abschnitten werden wir die Ergebnisse dieser Recherche und die für die Agrarlandschaft wichtigen ÖSL darstellen und ihre Veränderung über die Zeit beleuchten. Dies beinhaltet unter anderem die Produktion von Lebensmitteln oder Bodenbildung und Kohlenstoffspeicherung (Box 3.1). Ziel ist es, Rückschlüsse über eine generelle Veränderung über die Zeit in der Biodiversität mit Veränderungen in Ökosystemleistungen in Zusammenhang bringen zu können (Waldén et al. 2023, Tab. 3.5).

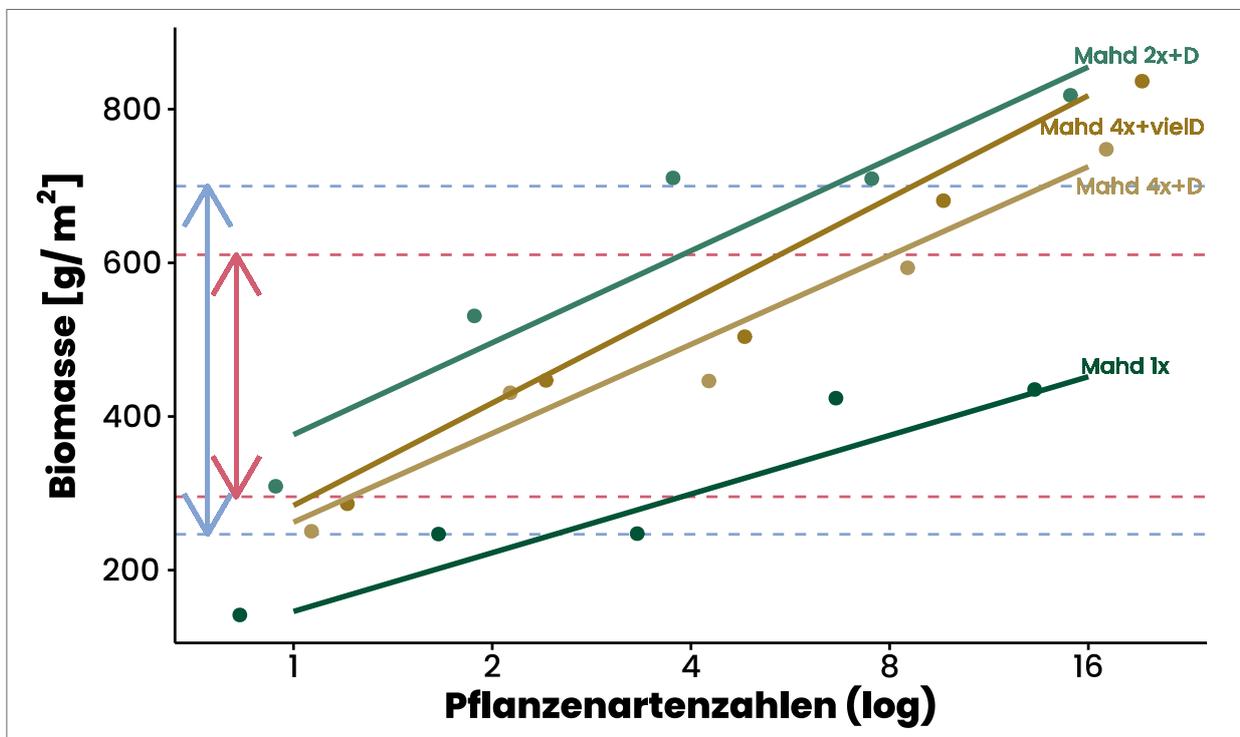
### 3.3.2 Ausgewählte Ökosystemleistungen in der Agrar- und Offenlandschaft

#### 3.3.2.1 Versorgende Ökosystemleistungen

Die Produktion von pflanzlicher **Biomasse**, z. B. in Form von Feldfrüchten (Weizen [*Triticum sp.*], Mais [*Zea mays*], Raps [*Brassica napus*]), ist eine zentrale Leistung in der Agrarlandschaft. Gewünscht ist oft eine hohe Produktion von Biomasse, d. h. die Maximierung des Ernteertrags. Biomasse kann unterschiedliche Leistungen erbringen, wie z. B. die direkte Produktion von pflanzlichen Nahrungsmitteln (z. B. im Jahr 2022 43,3 Mio. t Getreide; 10,3 Mio. t Kartoffeln [DBV 2023]), aber auch Futtermitteln (Heu) für Nutztiere. Auch als Energie-

pflanzen besitzt Biomasse (z. B. Raps) eine große Bedeutung (Dautzenberg & Hanf 2008; Rodionova et al. 2017). Hier gibt es bereits Studien, die den Effekt von Energiepflanzenproduktion auf Biodiversität untersuchen und einen generell positiven Effekt bei entsprechender Umsetzung feststellen konnten (Dauber, Jones & Stout 2010; Pedroli et al. 2013). Pflanzliche Ressourcen, wie z. B. das Schilfrohr, werden als Baumaterial verwendet, aber ihre Versorgung hängt von den Maßnahmen zur Wiederbefeuchtung und Wiederherstellung trockengelegter Feuchtgebiete ab (Wichmann & Köbbing 2015).

Der Einfluss der Biodiversität auf die Produktion von Biomasse variiert je nach Kontext (Gong et al. 2022). Für windbestäubte Feldfrüchte spielen vor allem die Bodenfruchtbarkeit, Wasser und Klima eine Rolle. Es gibt allerdings einen grundsätzlichen Zusammenhang zwischen Biomasseproduktion und Biodiversität mit einer insgesamt höheren Pflanzenproduktion in diversen Ökosystemen, wie in der Abbildung für eine experimentelle Glatthaferwiese gezeigt (Weigelt et al. 2009; Willig 2011, Abb. 3.16). Dieser Zusammenhang wurde als Diversität-Produktivitäts-Zusammenhang mehrfach untersucht, und so war z. B. die Heuernte nach der Biodiversitätsrestauration von Wiesen auch Jahre spä-



**Abbildung 3.16:** Die Grafik zeigt den Zusammenhang von Produktivität (Pflanzenbiomasse) in Abhängigkeit von der Anzahl der Pflanzenarten. Farblich sind unterschiedliche Bewirtschaftungsstrategien dargestellt (M1x = eine Mahd im Jahr, M2x + D = zwei Mahden im Jahr plus 100 kg N Düngung, M4x + D = vier Mahden im Jahr plus 100 kg N Düngung, M4x+vielD = vier Mahden im Jahr plus 200 kg N Düngung). Die blauen Linien zeigen den mittleren Unterschied in der Biomasse zwischen den verschiedenen Diversitätsniveaus. Die roten Linien zeigen den mittleren Unterschied in der Biomasse zwischen den verschiedenen Bewirtschaftungsstrategien. Die Pfeile zeigen an, dass die Auswirkungen der Diversität größer sind als die Auswirkungen der Bewirtschaftung auf die Pflanzenbiomasse. Somit hat die Biodiversität der Pflanzen einen größeren positiven Effekt auf die Produktivität von Grünland als das Grünlandmanagement. Modifiziert von (Weigelt et al. 2009).

ter noch höher in diverseren als weniger diversen Wiesen (Bullock et al. 2001; Bullock, Pywell & Walker 2007). Die Ursachen für diesen Zusammenhang können zum Beispiel durch Mutualismen oder durch die Verhinderung von rapider Ausbreitung von Krankheitserregern bedingt sein (Smith et al. 2021). Der Diversitäts-Produktivitäts-Zusammenhang spielt allerdings in der aktuellen Agrarbewirtschaftung, bei der die Biomasseproduktion vor allem durch den Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden maximiert wird, kaum eine Rolle. Dass Diversität allerdings einen positiven Effekt selbst über das Management wie Düngen hinaus aufweist, hat jedoch für die zukünftige Agrarproduktion ein sehr hohes Potenzial (Khalsa et al. 2012; Mupepele et al. 2021b; Weigelt et al. 2009). Dieses Potenzial muss allerdings noch für großflächige, diverse Agrarsysteme gezeigt werden (Alarcón-Segura et al. 2022).

**Das genetische Material** ist als Genpool in einem Ökosystem zu verstehen und spiegelt entsprechend zusätzlich zur Artenvielfalt auch die genetische Vielfalt innerhalb von Arten wider. In der Agrarlandschaft spielt die genetische Vielfalt zum Beispiel für Krankheitsresistenzen, den Ernährungswert oder auch die Resilienz, also das Potenzial für Anpassungen an zukünftige noch unbekanntere Herausforderungen, eine wesentliche Rolle (Bailey-Serres et al. 2019; Hajjar, Jarvis & Gemmill-Herren 2008; Zhu et al. 2000).

Je diverser der Genpool, umso höher die Wahrscheinlichkeit, dass eine genetische Variante dabei ist, die besser an neue Gegebenheiten angepasst ist, wie sich beispielsweise in der »Southern Corn Leaf Blight«-Krise in den 1970er-Jahren in den USA gezeigt hat, bei der nur eine der kommerziell angebauten Maisvarianten durch den Schädlingspilz besonders beeinträchtigt wurde (Wade 1972). Auch bei der irischen Hungersnot 1840, verursacht durch die Kartoffelfäule, waren die in Irland angebauten Kartoffeln gegen den aus Nordamerika eingeschleppten Krankheitserreger nicht resistent (Ristaino 2002). Auch Genome Editing kann dazu beitragen, die genetische Diversität von Kulturpflanzen zu erhöhen. Genome Editing kann aber im Gegensatz zum Diversitätspool nur zielgerichtet eingesetzt werden, wenn das Problem bereits bekannt ist (Garland & Curry 2022; Janni et al. 2020).

### 3.3.2.2 Regulierende Ökosystemleistungen

**Wasserverfügbarkeit und -qualität** sind wichtige Leistungen, die durch Agrarökosysteme erbracht und beeinträchtigt werden können. Die Wasserqualität wird in der Agrar- und Offenlandschaft durch die Einbringung von Düngemitteln und Pestiziden verschlechtert und kann

umgekehrt durch eine Reduktion wieder verbessert werden (Chambers et al. 2006; Gordon, Finlayson & Falkenmark 2010; Sattler & Nagel 2010). Auch ein geringerer Oberflächenabfluss, beispielsweise durch Kurzumtriebsplantagen, begrenzt das Risiko der Auswaschung von Nährstoffen in angrenzende Gewässer (Börjesson 1999; Dimitriou et al. 2009). Die Wasserverfügbarkeit und die Regulierung der lokal vorhandenen Wassermenge, um sowohl Überschwemmungen als auch ausgedehnten Trockenheiten und Wassermangel vorzubeugen, gehören ebenfalls zu den Ökosystemleistungen.

Während Wasserverfügbarkeit selbst einen großen Einfluss auf die globalen Diversitätsmuster hat (Zhang et al. 2023), kann umgekehrt die Biodiversität die Wasserverfügbarkeit in der Agrar- und Offenlandschaft beeinflussen. So können Wetterextremereignisse wie Überschwemmung und Trockenheit durch diverse Pflanzengemeinschaften besser gepuffert werden, wie der regulierende Effekt auf die Wassertemperatur zeigt (Barth & Döll 2016). Auch die Wasserqualität kann sich durch einen diversen Gewässerrandstreifen aus einer Kombination von Gras- und Baumarten, die Nährstoffe und andere Sedimentpartikel z.B. aus Ackerland zurückhalten können, beeinflusst werden und so zu einer Verbesserung der Wasserqualität beitragen (Cole, Stockan & Helliwell 2020; Correll 2005; Knight et al. 2010; Valkama et al. 2019).

**Boden** bildet die Grundlage für Pflanzenproduktion. Sowohl der Nährstoffgehalt als auch die Struktur spielen eine Rolle (Nabel et al. 2021). Der Ackerboden wurde aufgrund seines hohen Vorkommens (30 % der Fläche Deutschlands) und seiner Bedeutung für die biologische Vielfalt und die Ökosystemleistungen zum Boden des Jahres gewählt (BMEL 2023c). In Moorböden (ca. 8 % unserer landwirtschaftlichen Nutzfläche) besteht das Potenzial zur Torfbildung und damit zur Festlegung und **Speicherung von Kohlenstoff**. Mit der großflächigen Entwässerung der Moorböden – vor allem für eine »trockene« Landwirtschaft – ging ein großflächiger Verlust von moortypischer und moorspezifischer Biodiversität einher (Joosten et al. 2015). Ein Großteil des Kohlenstoffs im Grasland ist in der Wurzelbiomasse gespeichert (Hungate et al. 1997; Hungate et al. 2009). Es wurde festgestellt, dass eine höhere Pflanzendiversität den Kohlenstoffeintrag in die mikrobielle Gemeinschaft der Rhizosphäre erhöht, was sowohl zu einer gesteigerten mikrobiellen Aktivität als auch zur Kohlenstoffspeicherung führt (Lange et al. 2015). Die Bewirtschaftung kann sich auch auf die Effizienz der Kohlenstoffspeicherung im Wurzelsystem auswirken, wobei die Beweidung im Vergleich zum Mähen ein größeres Potenzial

zur Kohlenstoffbindung aufweist (Senapati et al. 2014). Eine erhöhte Kohlenstoffkonzentration im Boden führt in artenreichen Grünländern auch zu einer verbesserten Temperaturpufferung (Huang et al. 2024). Auch in Agroforstsystemen wird die Wind- und Wassererosion reduziert (Otto et al. 2008a; Udawatta et al. 2002), der Humusaufbau gefördert (Weber 2003), die ober- und unterirdische Kohlenstoffbindung erhöht (Kumar & Nair 2011) und die Verbesserung der Bodenqualität gefördert (Beuschel et al. 2020).

Diversität im Boden beeinflusst Bodenbildung und **Humusaufbau** (BfN 2021). Für weitere Informationen zu diesen ÖSLs siehe Kapitel 8 »Boden«. Ackerböden erbringen eine Vielzahl von Ökosystemleistungen, die von der Nahrungsmittelproduktion über den Wasserkreislauf bis zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit reichen. Gleichzeitig sind sie verschiedenen Gefährdungen ausgesetzt, die eine nachhaltige Bewirtschaftung und Schutzmaßnahmen erfordern (BMEL 2023a).

**Bestäubung** ist in der Agrar- und Offenlandschaft sowohl für Ackerwildkräuter und Hecken als auch bestäubungsabhängige Feldfrüchte wie Äpfel oder Raps entscheidend (Garratt et al. 2023; Olhnuud et al. 2022; Osterman et al. 2021a). Ein Großteil der weltweit angebauten Feldfrüchte sind von tierischer Bestäubung abhängig (Allen-Perkins et al. 2022; Klein et al. 2007). Es geht dabei um die grundsätzliche Bestäubung durch eine an die Aufgabe und Varietät angepasste Art, die entsprechend vorhanden sein muss (Burns & Stanley 2022; Lippert, Feuerbacher & Narjes 2021), auch bei variierenden Wetterbedingungen (Forcella et al. 2021; Jacquemyn, Brys & Honnay 2009; Rohde & Pilliod 2021). Wichtig ist, darüber hinaus auch die unterschiedliche Effizienz einzelner Bestäuberarten zu berücksichtigen (Bishop & Nakagawa 2021; Page et al. 2021) und das Potenzial, Ausfälle bei einer Art kompensieren zu können (z. B. bei gleichzeitig auftretenden Konkurrenzblüten [Osterman et al. 2021a]) und den Rückgang einer Art durch Krankheiten auszugleichen (Winfree et al. 2007). Diversität der Bestäuber kann Ernteerträge steigern (Dainese et al. 2019; Tamburini et al. 2019; Woodcock et al. 2019), insbesondere die von Wildbienen und Schwebfliegen (Földesi et al. 2016; Hoehn et al. 2008; Mallinger & Gratton 2015). Auch die Ertragsstabilität kann durch Tierbestäubung erhöht werden (Bishop, Garratt & Nakagawa 2022; Garibaldi et al. 2011) und die Risiken der Ernteausfälle verringern. In Deutschland nimmt allein der Obstbau, der bestäubungsabhängig ist, eine Gesamtproduktions-

fläche von 50.000 ha ein (BMEL 2022c). Das betrifft das Einkommen von 6.500 Betrieben (BMEL 2022c).

**Schädlingskontrolle** beschreibt die Dienstleistung, bei der für die Landwirtschaft und vor allem für den Ernteertrag schädliche Organismen, wie beispielsweise Maiswurzelbohrer (*Diabrotica virgifera*) durch andere räuberisch oder parasitisch lebende Organismengruppen, z. B. Spinnen oder parasitische Wespen, in ihrer Häufigkeit kontrolliert und entsprechend niedrig gehalten werden. In der aktuellen konventionellen Landwirtschaft werden Schädlinge dagegen vor allem durch Pestizideinsatz reguliert<sup>2</sup> (Bürger, de Mol & Gerowitt 2012; Sattler, Kächele & Verch 2007). Heute wird in Deutschland in der Regel mit integriertem Pflanzenschutz gewirtschaftet, aber auch hier finden Pestizide Anwendungen, um die Ertragssicherheit zu gewährleisten, weil der biologische Anbau, vor allem in den Sonderkulturen wie im Obstanbau, zu niedrigeren Erträgen führt (Samnegård et al. 2019).

Biodiversität kann einen Einfluss auf die natürliche Regulierung von Schädlingen durch natürliche Feinde haben (García, Miñarro & Martínez-Sastre 2018; Lundin et al. 2013). Meist ist es die Diversität auf Landschaftsebene mit dem Vorhandensein von Hecken oder Altgras- und Blühstreifen und anderen nicht direkt wirtschaftlich genutzten Landschaftselementen, die einen positiven Einfluss auf das Vorhandensein von Nützlingen hat. Diese Elemente können dann direkt Schädlingspopulationen kontrollieren (Chaplin-Kramer et al. 2011; Redlich et al. 2018). Aber auch die Diversität der Anbausysteme (z. B. Mischkulturanbau) selbst hat einen Einfluss auf die verbesserte natürliche Schädlingskontrolle (Alarcón-Segura et al. 2022; Barnes et al. 2020; Beillouin et al. 2021). Die Bewirtschaftungs- oder Landschaftsstruktur kann auch dazu dienen, Schädlinge zu reduzieren oder ihre natürlichen Feinde zu fördern (Gallé et al. 2019; Török et al. 2011). Eine Diversifizierung der Agrarproduktion verbessert die Schädlingskontrolle (Tamburini et al. 2020).

### 3.3.2.3 Kulturelle Ökosystemleistungen

Menschen profitieren allerdings nicht nur von diesen bereitstellenden, regulierenden oder unterstützenden Ökosystemleistungen. Überdies haben Natur und Landschaft auch einen erheblichen **immateriellen Wert** für das menschliche Wohlbefinden. Identität, Ortssinn und **kulturelles Erbe** stehen oft in einer synergetischen Beziehung zu traditionellen ländlichen Landschaften (Bie-

2 Die Begriffe »Schädlinge« und »Nützlinge« beziehen sich allein auf den in der Landwirtschaft gängigen Sprachgebrauch und sind nicht wertend zu verstehen.

ling 2014; Piechocki et al. 2003; UNESCO 2017). Als vertraute Heimat stiftet und stärkt die natürliche Umwelt regionale Identitäten und Gemeinschaften. So konnten im Biosphärenreservat Schwäbische Alb empirisch starke Verbindungen zwischen Identität, Kulturerbe, Inspiration, ästhetischen Werten und Erholung nachgewiesen werden (Bieling 2014; Müller et al. 2019; Nohl 2009; Piechocki et al. 2003). Auch in den Alpen waren und sind das landwirtschaftliche Erbe wie biodiversitätsreiche Grünlandflächen und Almen für die Bürger:innen des Gebiets ein wesentlicher gemeinschaftsstiftender Bezugspunkt – man denke etwa an die

als Dorffeste begangenen Almabtriebe (Rewitzer et al. 2017). Naturobjekte von hohem kulturhistorischen Wert und regionalem Identifikationspotenzial wie alte Einzelbäume oder Wasserfälle finden sich entsprechend auch oft auf der Liste besonders geschützter Naturdenkmäler wieder.

Natur und Landschaft sind damit also normativ aufgeladen und können unterschiedliche gruppenspezifische **Werte** wie Zusammengehörigkeit, Bodenständigkeit, Gesundheit, Ordnung, Freiheit oder Schönheit verkörpern (Fontana et al. 2014; Kühne 2013). Die Ästhetik der Landschaft spielt bei dieser Inwertsetzung oft

**Tabelle 3.5:** Liste an Studien, die einen Zusammenhang zwischen einer Veränderung in der Biodiversität und einer Ökosystemleistung in Lebensräumen des Agrar- und Offenland gezeigt haben, basierend auf einer Literatursuche (Anhang A3.1). Die ÖSL basieren auf der internationalen Klassifikation von Ökosystemleistungen (Common International Classification of Ecosystem Services – CICES) der Europäischen Umweltagentur (Kap. 2.2.2, Haines-Young and Potschin 2018). Die Facette ist ein Biodiversitätsmaß und beschreibt die untersuchte Gruppe der jeweiligen Studie. Die Einflüsse der Biodiversitätsmaße auf die ÖSL wurden aus den Studien extrahiert und kategorisiert als positiver (+), negativer (-), kein (o) oder nicht linearer (^) Einfluss, Einfluss nicht klar, aber wahrscheinlich (?). Studien aus Deutschland und Nachbarländern sind mit einem R für regional, I für international oder eine \* für Synthese/Review markiert.

Ökosystemleistung	Lebensraum	Facette	Einfluss	Quellen
Bestäubung (2.2.2.1)	Alle	Artenzahl (Bestäuber)	+	van der Plas 2019
		Artenzahl (Pflanzen)	o	van der Plas 2019
	Ackerflächen	Artenzahl (Pflanzen)	+	Hudewenz et al. 2012
		Artenzahl (Wildbestäuber + Honigbienen)	+	Garibaldi et al. 2013
		Abundanz (Wildbienen)	+	Winfree et al. 2007
	Grasland	Funktionelle Diversität (Blütenpflanzen)	-	Fornoff et al. 2017
	Hecken	Abundanz (Wespen)	+	Jacobs et al. 2010
	Streuobstwiesen	Abundanz (Honigbienen)	o	Blitzer et al. 2016
		Abundanz (Wildbienen)	+	Blitzer et al. 2016
		Abundanz (Wildbestäuber)	+	Garratt et al. 2013
		Abundanz (Wildbienen + Honigbienen)	+	Park et al. 2016; Vicens & Bosch 2000
		Artenzahl (Wildbienen)	+	Blitzer et al. 2016; Földesi et al. 2016; Mallinger & Gratton 2015; Russo et al. 2017
		Funktionelle Diversität (Wildbienen)	+	Blitzer et al. 2016; Martins, Gonzalez & Lechowicz 2015
Tropisch, Agroforst	Artenzahl (Wildbiene)	+	Hoehn et al. 2008	
Erhaltung von Aufzuchtpopulationen und -habitaten (einschließlich Schutz des Genpools) (2.2.2.3)	Ackerflächen	Artenzahl (Bäume)	+	Michalczuk 2020
Fasern und andere Materialien aus kultivierten Landpflanzen, Pilzen, Algen und Bakterien zur direkten Verwendung oder Verarbeitung (ausgenommen genetisches Material) (1.1.1.2)	Ackerflächen	Artenzahl (Pflanzen)	+	Roscher et al. 2005; Wendling et al. 2019
		Funktionelle Diversität (Pflanzen)	+	Wacker et al. 2009
	Grasland	Artenzahl (Forbs)	-	Dolt, Goverde & Baur 2005
		Artenzahl (Gras)	o	Dolt, Goverde & Baur 2005
		Artenzahl (Pflanzen)	+	Marquard et al. 2009; van der Plas 2019; Schulze et al. 2018; Stein et al. 2008; Tylianakis et al. 2008
		Artenzahl (Pflanzen)	-	Daßler et al. 2008
Artenzahl (Pflanzen)	?	Weidlich et al. 2017		

Ökosystemleistung	Lebensraum	Facette	Einfluss	Quellen
Fasern und andere Materialien aus Pflanzen aus In-situ-Aquakultur zur direkten Verwendung oder Verarbeitung (ausgenommen genetisches Material) (1.1.2.2)	Grasland	Artenzahl (Pflanzen)	o	Habekost et al. 2008
Fasern und andere Materialien von Wildpflanzen zur direkten Verwendung oder Verarbeitung (ausgenommen genetisches Material) (1.1.5.2)	Grasland	Artenzahl (Pflanzen)	-	Feßel, Meier & Leuschner 2016; Marquard et al. 2013
			o	Burri et al. 2018
			Unimodal	Brun et al. 2019
			?	Mariotte et al. 2013
Höhere und niedere Pflanzen (ganze Organismen), die zur Züchtung neuer Stämme oder Sorten verwendet werden (1.2.1.2)	Grasland	Genetische Diversität (zwischen und innerhalb von Populationen)	+	Smulders et al. 2000
Kontrolle der Erosionsraten (2.2.1.1)	Alpin	Artenzahl (Pflanzen)	(+)	Pohl et al. 2009; Pohl et al. 2012
	Grasland	Artenzahl (Pflanzen)	(+)	Gould et al. 2016
Kontrolle von Schädlingen (einschließlich invasiver Arten) (2.2.3.1)	Alle	Artenzahl (Schadinsekten)	+	van der Plas 2019
	Ackerflächen	Abundanz (Mäuse/Wühlmäuse)	o	Fischer et al. 2018
		Artenzahl (Kulturpflanzen)	+	Redlich et al. 2018; Zhu et al. 2000
	Streuobstwiesen	Abundanz (Vögel)	+	García, Miñarro & Martínez-Sastre 2018
Kulturpflanzen (einschließlich Pilze und Algen) und deren Produkte als Nahrungsmittel (1.1.1.1)	Ackerflächen	Artenzahl (Bestäuber)	o	Woodcock et al. 2019
		Artenzahl (Mikroben)	-	Gong et al. 2022
		Artenzahl (Pflanzen)	+	Bischoff, Auge & Mahn 2005
		Artenzahl (Pflanzen)	-	Gong et al. 2022
	Grasland	Funktionelle Diversität (Gräser)	o	Carlsson et al. 2017
Kulturpflanzen (einschließlich Pilze, Algen) zur Energiegewinnung (1.1.1.3)	Ackerflächen	Artenzahl (Bestäuber)	o	Woodcock et al. 2019
		Artenzahl (Pflanzen)	+	Khalsa et al. 2012)
		Artenzahl (Pflanzen)	o	von Cossel et al. 2019
Merkmale lebender Systeme, die in Bezug auf die Kultur und Kulturerbe eine Rolle spielen (3.1.2.3)	Grasland	Artenzahl (Pflanzen)	+	Maurer et al. 2006
Regulierung der Bodenqualität (2.2.4)	Grasland	Artenzahl (Pflanzen)	+	Lange et al. 2015
Regulierung der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre und der Ozeane (2.2.6.1)	Alle	Artenzahl (Pflanzen)	?	van der Plas 2019
	Grasland	Funktionelle Diversität (Leguminosen)	+	Nyfelner et al. 2011
		Artenzahl (Gräser + Leguminosen)	+	Gubsch et al. 2011
		Artenzahl (Pflanzen)	+	Lange et al. 2015; Oelmann et al. 2011
Saatgut, Sporen und anderes Pflanzenmaterial, das für die Erhaltung oder den Aufbau einer Population gesammelt wird (1.2.1.1)	Grasland	Artenzahl (Pflanzen)	-	Rottstock et al. 2017
		Genetische Diversität ( <i>P. vulgaris</i> )	+	DiLeo et al. 2017
	Heuwiese	Artenzahl (Pflanzen)	+	Odat et al. 2010
Schädlingsbekämpfung (einschließlich invasiver Arten) (2.2.3.1)	Alle	Artenzahl (Pflanzen)	o	Fricke et al. 2022
	Grasland	Artenzahl (Pflanzen)	?	Eisenhauer et al. 2010
	Weinberg	Artenzahl (Pflanzen)	+	Beaumelle et al. 2021

Ökosystemleistung	Lebensraum	Facette	Einfluss	Quellen
Verwitterungsprozesse und ihre Auswirkungen auf die Bodenqualität (2.2.4.1)	Alle	Artenzahl (Pflanzen)	+	van der Plas 2019
		Artenzahl (Zersetzer)	?	van der Plas 2019
	Ackerflächen	Artenzahl (Kulturpflanzen)	?	Rendon et al. 2020
		Artenzahl (Pflanzen)	o	Beuschel et al. 2020
	Grasland	Artenzahl (Pflanzen)	+	Prommer et al. 2020
		Abundanz (Regenwürmer)	+	Eisenhauer et al. 2009
Karstfelsen Verwüstung von Böden	Artenzahl (Pflanzen)	+	Wan, Xiong & Zhang 2022	
Wildpflanzen und deren Produkte als Nahrungsmittel (1.1.5.1)	Ackerflächen	Artenzahl (Ackerwildkraut)	+	Andreasen & Stryhn 2008
	Grasland	Artenzahl (Pflanzen)	+	Jochum et al. 2020
Zersetzungs- und Fixierungsprozesse und ihre Auswirkungen auf die Bodenqualität (2.2.4.2)	Buschland	Artenzahl (Collembola)	+	Peguero et al. 2019
		Grasland	Artenzahl (Pflanzen)	+
	Artenzahl (Pflanzen + Leguminosen)		+	Abbas et al. 2013
	Funktionelle Diversität (Pflanzen + Leguminosen)		+	Abbas et al. 2013
	Naturnahes Grasland	Shannon Evenness (Pflanzen Funktionelle Diversität)	+	Andruschkewitsch et al. 2014

eine Schlüsselrolle, und der Wert kann zwischen verschiedenen gesellschaftlichen Akteuren variieren (Küchen et al. 2023). Gängige Idealvorstellungen einer »schönen Natur« sind dabei einerseits von regionalen Traditionen und ästhetischen Gewohnheiten geprägt (also der Ästhetik des Vertrauten), greifen darüber hinaus aber auch einen übergreifenden Motivschatz auf, der bis zur Landschaftsästhetik der Romantik und des Biedermeier im frühen 19. Jahrhundert zurückverfolgt werden kann, als die wilde »freie Natur« und wohlgeordnete bäuerliche Kulturlandschaft als Gegenbilder zu Industrialisierung und Urbanisierung konstruiert und ideologisch überformt wurden (Burckhardt 2006; Cosgrove 1998; Schama 1996).

Natur und Landschaft dienen aber nicht nur als geistig-spirituelle Rückzugsorte, sondern bilden zugleich wesentliche konkrete **Erholungslandschaften** und Freizeiträume (García, Miñarro & Martínez-Sastre 2018). Sport und Erholung in der Natur gelten als Quell der Gesundheit, wobei der Erholungswert umso höher eingeschätzt wurde, je größer das natürliche Umfeld, beispielsweise ein Park oder Wald, war (Wallner et al. 2018). Als Orte von Freizeit, Erholung und Tourismus bilden Natur und Landschaft zudem einen wichtigen Faktor der Regionalentwicklung – und werden zum Teil bewusst als »Wunschlandschaften« gestaltet (Tasser et al. 2012; van Zanten et al. 2016). Der Zusammenhang zu Biodiversität in einer Landschaft, in der der Erho-

lungswert besonders groß ist, kann nur bedingt hergestellt werden, wobei eine höhere strukturelle Diversität in einer Landschaft als Biodiversität durchaus auch zu erhöhtem Erholungsbefinden führen kann (Frank et al. 2013; de Groot et al. 2010; Lee et al. 2022; Tribot, Deter & Mouquet 2018).

### 3.3.3 Synergien und Zielkonflikte zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen im Agrar- und Offenland

Nicht immer hat ein hoher Biodiversitätsschutz einen positiven Effekt auf Ökosystemleistungen (van der Plas 2019). In der Agrarlandschaft entstehen Zielkonflikte in Form von Trade-offs beispielsweise, wenn durch die Effizienzsteigerung bei der Produktion von Nahrungsmitteln Ackerwildkräuter verdrängt werden (BfN 2013a; Kohlbrecher et al. 2012; Meyer et al. 2013b). So kann eine Mischung verschiedener Kultursorten in nebeneinanderliegenden Reihen (*intercropping*) zu einer erhöhten Resistenz gegen Pathogene führen (Zhu et al. 2000; Mundt 2002, Duan et al. 2022), während aber ein positiver Effekt auf den Ertrag noch nicht zweifelsfrei nachgewiesen werden konnte. Auch innerhalb der Ökosystemleistungen kann es zu solchen Zielkonflikten kommen, z. B. wenn die landwirtschaftliche Produktion gesteigert werden kann, diese allerdings eine Bewässerung erfordert, die zu Veränderungen der Wasserqualität und -quantität führt (Gordon, Finlayson & Falkenmark 2010; Lauten-

bach et al. 2013). Zu Zielkonflikten kann es auch kommen, wenn gesellschaftliche Akteure Ökosystemleistungen unterschiedlich bewerten, wie beispielsweise in einer Studie in den deutschen Alpen, bei der der Energiegewinn aus Wiesen und Weiden als unterschiedlich wichtig eingestuft wurde (Hölting et al. 2020; Schmitt et al. 2022).

Die Auswirkungen von Veränderungen der Diversität in der Agrar- und Offenlandschaft bewegen sich darüber hinaus in einem Trilemma (Wissenschaftlicher Beirat 2020). Zum einen dient **Biodiversitätsschutz** dem Erhalt von Ökosystemleistungen, zum anderen ist es aber auch ein gesellschaftliches Ziel für den Schutz um seiner selbst willen. **Ernährungssicherung** und Maximierung von Ernteerträgen stehen aber oft im Gegensatz zum Biodiversitätsschutz. Auch der **Klimaschutz** kommt als weitere Komponente und Anspruch an die Agrarlandschaft für diese Ökosystemleistung hinzu. Zielkonflikte zwischen Biodiversitäts- und Klimaschutz entstehen bei der Nutztierhaltung und der Abwägung von Weide- gegen Stallhaltung bei Milchkühen und Rindern. Die Weidehaltung fördert die Diversität von Dungzersettern, sodass die Ökosystemfunktion und -dienstleistung von organisch zu zersetzendem Material (u. a. Dung) aufrechterhalten werden kann. Außerdem werden Weidetiere zum Erhalt extensiv genutzter, artenreicher Grünlandflächen eingesetzt. Große frei gehaltene Weidetiere, wie sie häufig bei Rewilding-Vorhaben eingesetzt werden, führen zudem zu der Etablierung einer Eigendynamik in der Landschaft, die zahlreiche positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt mit sich bringt (Allen et al. 2015, Pereira & Navarro 2015). Eine Weidehaltung und Dung bedeuten jedoch gleichzeitig einen erhöhten Methanausstoß in die Atmosphäre, der nicht zur Biogasproduktion genutzt werden kann, und steht damit in einem Spannungsverhältnis zu Klimaschutzbestrebungen. Dabei ist zu beachten, dass eine Weidetierhaltung der Stallhaltung vorzuziehen ist, auch weil der Ammoniakausstoß geringer ist (Bucher et al. 2016; Flessa et al. 1996; Nickel et al. 2016; Raine & Slade 2019; Saggart et al. 2004; Schoof et al. 2018).

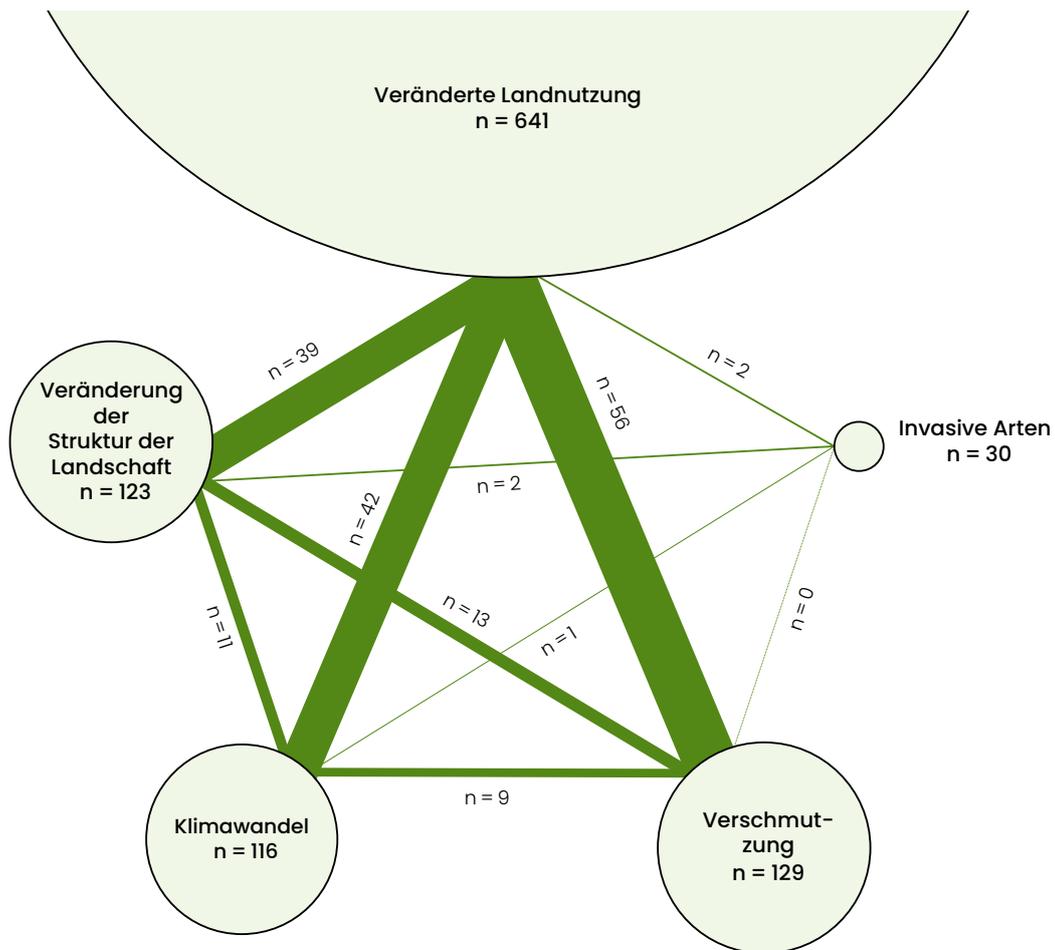
Biodiversitätsschutz, Ernährungssicherheit und Klimaschutz führen aber nicht nur zu Zielkonflikten, sondern bieten auch die Möglichkeit zu Win-win-win-Situationen mit Synergien. Synergien zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz lassen sich beispielhaft am Schutz der Moore und der Wiedervernässung von Agrarland erläutern. Die Wiedervernässung der Moore kann bis zu 7 % der aktuellen Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft einsparen. In Kombination mit Paludikultur (d. h. »nasser« Land- und Forstwirtschaft) kann sowohl ein Schutz der vorhandenen Moordiversität als

auch Klimaschutz mit starker Emissionsminderung und Wiederbelebung einer natürlichen CO<sub>2</sub>-Senke erreicht werden (Tanneberger et al. 2021; Tanneberger et al. 2022). Infolge der CO<sub>2</sub>-Speicherung durch Moore sank die globale Durchschnittstemperatur in den letzten 10.000 Jahren um etwa 0,6 °C (Dewitz et al. 2023). Synergien können außerdem durch den Anbau von diversen Feldfruchtssystemen oder Fruchtfolgegewechsels entstehen, die zum einen biodiversitätsfördernd sind, zum anderen durch die höhere Biomasseproduktion auch mehr CO<sub>2</sub> für den Klimaschutz binden können (Wüstemann et al. 2017). In Agroforstsystemen lassen sich auch zusätzliche Einnahmequellen, zum Beispiel durch Wertholz- oder Honigproduktion, erschließen (Morhart et al. 2014; Nahm et al. 2014), durch welche Produktivitätseinbußen durch Bäume auf den Schlag kompensiert oder sogar überkompensiert werden können.

### 3.4 Direkte Treiber von Biodiversitätsveränderungen im Agrar- und Offenland

#### 3.4.1 Einleitung

Direkte Treiber sind Einflüsse, die sich unmittelbar auf die biologische Vielfalt auswirken und diese damit verändern. Im Agrar- und Offenland wirken diverse direkte Treiber auf die biologische Vielfalt ein. Es wurde eine Literaturrecherche zu direkten Treibern in Agrar- und Offenlandschaften in Deutschland und deren Auswirkung auf die Biodiversität durchgeführt (s. Anhang A3.1 für weitere Details). In den folgenden Abschnitten werden wir die Ergebnisse dieser Recherche und die für die Agrar- und Offenlandschaft wichtigen direkten Treiber darstellen und ihre Interaktion beleuchten (Abb. 3.17). Die wichtigsten sind hier **Landnutzungsänderungen** (Kap. 3.4.3) und, damit verbunden, **Pflanzenschutzmittel-** sowie **Nährstoffeinträge** (Kap. 3.4.4) und der **Klimawandel** (Kap. 3.4.5, Leopoldina 2020). In einem kürzlich durchgeführten Review über die Treiber des Insektenrückgangs wurde festgestellt, dass die Veränderungen hauptsächlich durch anthropogene Faktoren wie die Intensivierung der Landwirtschaft, den Klimawandel und die Verstädterung negativ beeinflusst werden, während Naturschutzaktivitäten einen positiven Einfluss haben (Rumohr et al. 2023). Es wurde ebenfalls festgestellt, dass der Einsatz von Pflanzenschutz- und Düngemitteln mit einer intensivierten Landbewirtschaftung und veränderter Landnutzung zusammenhängt. Außerdem wird die Artenvielfalt stark von der Intensität der Nutzung beeinflusst (Kap. 3.4.3). Die relevantesten Auswirkungen sind der Verlust von natürlichem Lebensraum und Nahrung



**Abbildung 3.17:** »Forschungsinteresse«: Die Kreise stellen die Anzahl an Veröffentlichungen dar, die sich mit der jeweiligen Kategorie direkter Treiber von Biodiversitätsveränderungen befassen, und die Linien stellen die Anzahl an Veröffentlichungen dar, die sich mit den beiden Kategorien befassen, deren Kreise sie verbinden. Die Größe der Kreise und die Strichdicke sind proportional zur jeweiligen Anzahl an Publikationen. Die Informationen dazu entstammen der systematischen Literatursuche für das Kapitel Agrar- und Offenland sowie ausgewählter deutschsprachiger Literatur.

sowie eine direkte schädliche Wirkung auf die Gesundheit und Fitness von Organismen. Rückgänge von Vogel-, Insekten- und Pflanzenpopulationen im Agrar- und Offenland (Kap. 3.2.1) sind hauptsächlich auf die Intensivierung der Landnutzung zurückzuführen. Intensivierung findet in mehreren Bereichen statt: vermehrter Anbau ertragreicher, aber artenarmer Ackerkulturen, erhöhter und präventiver Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, erhöhte Düngung, die intensive mechanische Bodenbearbeitung, Vergrößerung der Ackerflächen und, damit einhergehend, Verlust struktureller Vielfalt in der Landschaft sowie die fehlende Vernetzung zwischen Schutzgebieten und der Verlust von artenreichem Grünland infolge eines Strukturwandels (Kap. 3.4.2). Diese Faktoren sind weitgehend das Ergebnis biologischer, technologischer und institutioneller Innovationen, die geschaffen wurden, um die Ernährungssicherheit im Kontext einer schnell wachsenden Weltbevölkerung zu gewährleisten (Kap. 3.5). Hinzu kommen weitere Faktoren wie der Klimawandel (Kap. 3.4.5), die Flächenversie-

gelung durch die Ausdehnung von Städten (Kap. 3.4.2) und die Ausbreitung invasiver Arten (Kap. 3.4.6). Einzelnen betrachtet, können diese Faktoren große Veränderungen in landwirtschaftlichen und offenen Landschaften verursachen. Die Kombination von Faktoren kann diese Auswirkungen jedoch noch massiv verstärken. So wurde beispielsweise festgestellt, dass die Kombination aus landwirtschaftlicher Intensivierung und Klimawandel zu einem raschen Rückgang der Artenvielfalt bei Insekten führt (Raven & Wagner 2021). Aktuelle Studien zeigen, dass bestimmte Pflanzenschutzmittel subletale Effekte auf Hummeln und Mauerbienen haben können, wenn sie einer eintönigen Nahrung (Monokultur) ausgesetzt sind, aber die Pflanzenschutzmittel-/Pestizid-Effekte gemildert werden oder gar nicht vorhanden sind, wenn den Bienen diverser Pollen zur Verfügung steht (Klaus et al. 2021; Knauer et al. 2022; Wintermantel et al. 2022). Somit ist es wichtig, dass unsere Agrar- und Offenlandschaften divers blühende Lebensräume beinhalten. Im Folgenden werden die wichtigsten Faktoren, die

die Artenvielfalt in den Agrar- und Offenlandschaften beeinflussen, zusammengefasst.

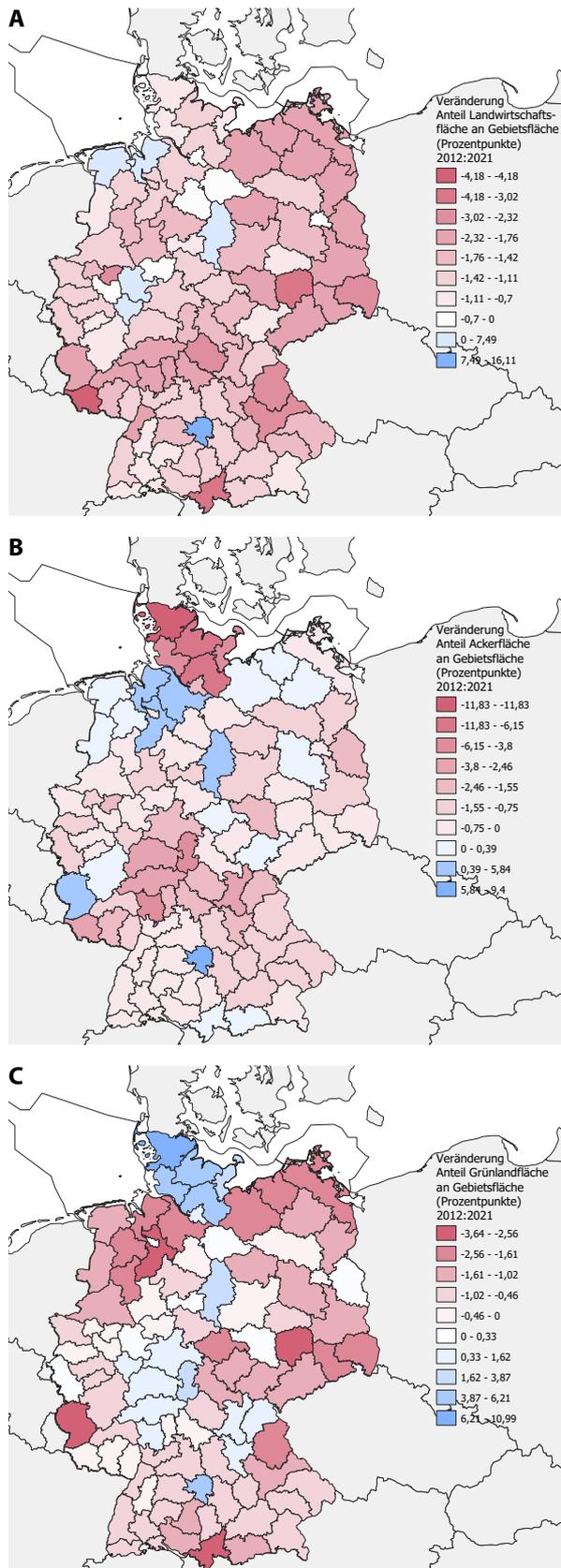
### 3.4.2 Veränderung der Struktur der Landschaft im Agrar- und Offenland

Die Struktur der Agrar- und Offenlandschaft hat sich in den letzten Jahrhunderten durch menschliche Einflüsse wie **Flurbereinigung**, **Umwandlung in Siedlungen oder Infrastrukturen** sowie durch **Aufgabe der Nutzung** stark verändert (Elliott et al. 2023; Schmidtchen & Bork 2003, siehe auch Kap. 3.1.1). Der Verlust dieser Komplexität bzw. Strukturvielfalt wirkt sich negativ auf den Artenreichtum aus (d. h. Mosaikkonzept [Duell 1997; Kristen 2008]), allerdings ist dies je nach Taxa unterschiedlich (Dauber et al. 2003). **Historische Landnutzungsformen sind oft entscheidend für die heutige Diversität** (Scherreiks et al. 2022).

Die größte Veränderung in der Landschaftsstruktur ist die **Homogenisierung** der landwirtschaftlichen Flur (siehe auch Abb. 3.2). Dies ist zum überwiegenden Teil auf die **Flurbereinigung** (auch Flurneuordnung genannt) sowie die Zusammenlegung von Betrieben zurückzuführen, was im Laufe der Jahrzehnte zu einer Vielzahl von »Flurschäden« geführt hat. Die Flurbereinigung hat mit dem Start der EWG 1957 und damit des gemeinsamen Agrarmarkts seit 65 Jahren eine tiefgreifende Wirkung auf die Strukturvielfalt und damit auch auf die Biodiversität. Gründe hierfür sind (i) die Zusammenlegung von Schlägen mit einem landesweiten Rückgang von durchschnittlich sieben Schlägen pro Betrieb auf drei nach der Flurbereinigung im Jahr 1979 und dann von drei auf einen bis zum Jahr 1998 (Kap. 3.1.1.3 [Auernhammer 2000a; Auernhammer 2000b]), sowie (ii) die Entfernung von vielen (die Bewirtschaftung störenden) Strukturelementen wie Rainen, Hecken und Feldgehölzen, wobei sich in Deutschland die Ausdehnung der Hecken und Feldgehölze seit den 1950er-Jahren im Durchschnitt um etwa die Hälfte reduziert hat und seit 2009 unverändert bei rund 1,1 % liegt (Deutsche Bundesregierung 2020), allein in Norddeutschland reduzierte sich die Heckendichte zwischen 1954 und 1979 um knapp 70 % (Nentwig et al. 2004 nach Knauer 1993). Weitere wichtige Einflussfaktoren sind die Kanalisierung von Fließgewässern und (iv) die Verbreiterung und Befestigung von Feldwegen sowie (v) die Vereinheitlichung der landwirtschaftlichen Flur in großem Maßstab (Wolf 2023). Da nur wenige wissenschaftliche Daten über die Auswirkungen der Flurbereinigung erhoben wurden, handelt es sich bei vielen Informationen um regionale Beispiele oder Hochrechnungen (Poschold 2017). Auch heute noch werden bei Flurbereinigungen

große Bewirtschaftungseinheiten geschaffen, in denen Flächen intensiver, aber mit ökologischen Maßnahmen gepaart, bewirtschaftet werden. Die Erkenntnis, dass Strukturvielfalt und damit Artenvielfalt einen großen positiven Einfluss auf landwirtschaftliche Nützlinge wie Bestäuber oder Feinde von Schädlingen (bei Vögeln wie bei Insekten) haben, sowie zunehmender politischer Druck führen neuerdings zu sogenannten ökologischen Flurbereinigungsverfahren (siehe auch Kap. 3.5.2), bei denen Strukturen wie Hecken, die z. T. bei früheren Verfahren beseitigt wurden, nun wiederhergestellt werden (ArgeLandentwicklung 2016; Gottwald 2017). **Grenzertragsstandorte** können im Vergleich zu intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen ein hohes Maß an Vielfalt beherbergen (Dauber & Miyake 2016), wurden aber aufgrund komplexer sozioökonomischer Faktoren vielerorts aus der Nutzung genommen (Schneeberger 2005; Robinson & Sutherland 2002; Rutherford et al. 2008). Es hat sich gezeigt, dass die Wiederherstellung von Grenzertragsflächen die Abundanz und den Reichtum der Arthropodengemeinschaft erhöht (Dolezal, Esch & MacDougall 2021) oder gefährdete Pflanzengemeinschaften wiederherstellt (Litterski et al. 2003). Die Umwandlung dieser Flächen für die **Biogaserzeugung** kann negative Auswirkungen auf die Vielfalt der Pflanzen oder wirbellosen Tiere haben (Dauber et al. 2015), während sie sich zuerst positiv auf Vögel oder Feldhasen auswirkt (Bellamy et al. 2009; Petrovan et al. 2017). Auch der Anbau auf Grenzertragsflächen zur Biogaserzeugung kann positive wirtschaftliche und ökologische Auswirkungen haben (Wagner et al. 2019). Selbst der Anbau von mehrjährigem Weizen kann die mikrobielle Biomasse und Aktivität verbessern (Audu et al. 2022).

**Zerschneidungen und Flächenverlust durch die Anlage von Siedlungen und Infrastrukturmaßnahmen** haben auch Auswirkungen auf die umliegenden Lebensräume. Siedlungsgebiete, aber auch bspw. Straßen, Eisenbahnlinien oder Energieversorgungsstrassen zerschneiden die Landschaft und verstärken negative Randeffekte, z. B. durch Veränderung des Mikroklimas, Verkehrslärm oder andere menschenbedingte Störungen. So wird beispielsweise geschätzt, dass die Straßenmortalität jeden Sommer zum Verlust von beträchtlichen Mengen an Bestäuberinsekten führt (Baxter-Gilbert et al. 2015). Auch erneuerbare Energien benötigen Flächen, und in den vergangenen drei Jahren (2020–2023) hat Bayern die Anzahl seiner Solarparks auf landwirtschaftlichen Flächen auf nunmehr 200 Stück verdoppelt. Jedoch können sich Solarparks mit extensiv gepflegtem Grünland auch positiv auf die Biodiversität auswirken, solange hierfür keine ökologisch wertvollen Lebensräume beeinträch-



**Abbildung 3.18:** Veränderung des Anteils der (A) Gesamtwirtschaftsfläche, (B) Ackerfläche (Anbaufläche für Feld- und Beerenfrüchte) und (C) Grünlandfläche (gemähte oder beweidete Gras- und Rasenflächen) in einer Gebietseinheit zwischen 2012 und 2021 (in Prozentpunkten); rot = Abnahme, blau = Zunahme. Datengrundlage: IÖR-Monitor © Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (2022).

tigt werden. Andererseits stellen diese Gebiete aufgrund der notwendigen Umzäunung eine Barriere für viele Wildtiere dar und tragen zur Zerschneidung bei. Im Idealfall können solche Flächen Lebensraumnetzwerke für Arten von Trocken-, Feucht- und Waldbiotopen darstellen und sollten nach EEG-Novelle 2021 Korridorsysteme für größere Säugetiere enthalten (Niemann et al. 2017). Ebenso wurde festgestellt, dass die unmittelbare Umgebung um Windenergieanlage, die in homogenen Agrarlandschaften errichtet wurden, wichtige Lebensräume für bestimmte Gruppen von Bestäubern sind (Pustkowiak et al. 2018). Dagegen scheinen die negativen Auswirkungen auf Insekten nur gering zu sein, wie Nachtfänge an einer Windenergieanlage bei Karlsruhe ergaben (Trusch, Falkenberg & Mörtter 2020). Die Auswirkungen auf Säugetiere und Vögel sind jedoch negativ, da sie die Gebiete meiden (Barré et al. 2018; Tolvanen et al. 2023). Allerdings wird die Aufstellung neuer Windenergieanlagen mit den Naturschutzbehörden abgestimmt, um ökologische Schäden zu minimieren (Dorda 2018). Mittlerweile haben fast alle Bundesländer Vorgaben für die Abschaltzeiten von Windenergieanlagen zum Fledermausschutz (KNE 2023).

### 3.4.3 Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme im Agrar- und Offenland

In Deutschland gibt es deutliche lokale Unterschiede (Abb. 3.18) sowie erhebliche Veränderungen in der Art und Intensität der Landnutzung. Insbesondere die Intensivierung der Landwirtschaft und die Veränderung bei der Grünlandbewirtschaftung werden im Folgenden behandelt.

#### 3.4.3.1 Intensivierung im Feldfruchtanbau

Die Intensitätssteigerung in der Landnutzung gehört zu den Hauptursachen für die Veränderung der Landschaft in Deutschland. Die Intensivierung wird direkt durch schlechte Böden und indirekt durch technologische, institutionelle oder politische Veränderungen vorangetrieben (Kap. 3.5.3, Plieninger et al. 2016; van Vliet et al. 2015). Bei der Intensivierung besteht ein Zielkonflikt zwischen Artenreichtum und Produktion (Beckmann et al. 2019). Die Umstellung auf ökologische Bewirtschaftung und kleinere Betriebe erhöht die biologische Vielfalt einer Vielzahl von Taxa (d. h. Vögel, Säugetiere, Wirbellose, Pflanzen, Nützlinge wie Bienen und räuberische Insekten [Batáry et al. 2017; Hole et al. 2005; Samnegård et al. 2019]). Studien haben ergeben, dass sich Intensivierung und/oder Landnutzungsänderungen generell negativ auf die Flora und Fauna (Newbold et al. 2015;

Storkey et al. 2012), die Bodenbiodiversität (Tsiadouli et al. 2015) und speziell die Arthropodenvielfalt (Chisté et al. 2016; Seibold et al. 2019) auswirken. Um die Wettbewerbsfähigkeit der Betriebe bei begrenzter Flächenverfügbarkeit für die Ernährungssicherheit zu erhalten, wurde die Landnutzung in der Vergangenheit kontinuierlich intensiviert. Der Anstieg des Mineraldünger- und Pflanzenschutzmitteleinsatzes kennzeichnet die zunehmende Intensivierung (Kap. 3.4.4). Nährstoffeinträge werden erhöht, und gleichzeitig werden größere, schwerere und leistungsfähigere Maschinen eingesetzt, was auf vielen Böden auch zu Bodenverdichtung führt (Ehlers, Werner & Mähner 2000; Gronle et al. 2015; Kahle et al. 2019), mit negativen Folgen für bodenassoziierte Tiergruppen wie Regenwürmer. Die Intensivierung beinhaltet auch engere Fruchtfolgen, Verringerung der Vielfalt der Feldfrüchte und die intensive mechanische Bodenbearbeitung. Zum Erosionsschutz werden verstärkt Zwischenfrüchte als Winterbegrünung angebaut, die nach einer direkten Stoppelpflanzung nach der Ernte eingesät werden. Dies führt neben dem positiven Effekt des Erosionsschutzes und der Förderung der Bodenbiodiversität zur Unterdrückung der Reifung und Aussamung heimischer Ackerwildkräuter und verhindert die früher übliche Beweidung der Stoppelfelder und somit auch die damit einhergehende Samenausbreitung durch Weidetiere.

Fortschritte in der landwirtschaftlichen Produktionstechnik haben direkte Auswirkungen auf die biologische Vielfalt auf Äckern. Während verbesserte Saatgutreinigung Anfang des letzten Jahrhunderts einige Arten mit großen Samen und ohne dauerhafte Samenbank, wie die Kornrade, stark zurückgedrängt hat, spielen vor allem seit den 1950er-Jahren andere Faktoren wichtige Rollen. Großen Einfluss haben hohe Bestandsdichten aufgrund verbesserter Bodenbearbeitung, präziserer Aussaattechnik, Einsatz von Fungiziden und gesteigerter Mineraldüngung, die das Aufkommen von konkurrenzschwachen Ackerbegleitkräutern erschweren (Gerhards, Dieterich & Schumacher 2013; Jahn et al. 2014). Ein schadschwellenorientiertes Beikrautmanagement im Sinne des integrierten Pflanzenbaus hat sich nach wie vor noch nicht überall durchgesetzt. Die Bedeutung der Vermeidung von Herbizideinsätzen insbesondere für die weniger konkurrenzstarken und damit auch nicht ertragsrelevanten Beikräuter ist vielen noch nicht bewusst. Schadschwellen für vor allem Problemunkräuter, die mit Herbiziden bekämpft werden, führen i. d. R. auch zum Abtöten all jener kleinen und konkurrenzschwachen Unkräuter, die die Ernte bzw. den Ertrag kaum beeinträchtigen (Lang et al. 2016). Auch Praktiken

wie die Kalkung auf ertragsschwachen Sandäckern wirken sich negativ auf die Artenvielfalt aus (Meyer et al. 2013b; Wesche et al. 2012). Effiziente Drainagen entwässern die Ackerböden, wodurch die Ackerwildkräuter krumenfeuchter Äcker, eine Gruppe mit besonders vielen gefährdeten Arten, immer weniger Standorte finden (BfN 2013a; Kohlbrecher et al. 2012; Meyer et al. 2013b). Diese Praktiken werden zudem voneinander beeinflusst. So führten unter anderem die immer größer werdenden Maschinen zusammen mit den Zusammenlegungen und der Flurbereinigung auch zu größeren Schlägen, was wiederum zu einem immer stärkeren Verlust der Strukturvielfalt in der Landschaft geführt hat.

Zudem ist die Kulturvielfalt in der Agrarlandschaft seit den 1950er-Jahren stark zurückgegangen (Meyer et al. 2013c). In den letzten 100 Jahren sind laut Schätzungen der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) 75 % der Kulturpflanzen unwiederbringlich verschwunden (FAO 1997). Heute decken gerade mal 30 Pflanzenarten 95 % des Kalorienbedarfs der Weltbevölkerung – allein die Hälfte davon sind Weizen, Reis und Mais. Vor allem die Ausweitung des Maisanbaus mit intensiver Beikrautbekämpfung statt Anbau von Sommergetreide ist an dieser Stelle hervorzuheben (Gerhards, Dieterich & Schumacher 2013). Die rasche Zunahme des Maisanbaus hat die Ackerlandschaft dramatisch verändert und birgt die Gefahr des Ausbruchs von Schädlingen und Krankheiten (Steinmann & Dobers 2013). Historisch genutzte Gemüsesorten und das Wissen über ihren Anbau sind in Gefahr, verloren zu gehen. Deshalb wurden mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft drei Projekte zur Erhaltung und Nutzung alter Gemüsesorten durchgeführt (BLE 2023). Das Obst und Gemüse, das wir in den Supermärkten finden, wird von einigen wenigen Arten dominiert, und die teilweise weniger haltbaren alten Sorten sind fast verschwunden. Durch den Ausbau erneuerbarer Energien in den letzten Jahrzehnten entfallen mittlerweile knapp 16 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen auf den Anbau nachwachsender Rohstoffe für die Erzeugung von Biogas (vor allem Mais), Biokraftstoffen und Bioethanol (vor allem Raps und Weizen) sowie zur stofflichen Verwertung. Knapp 60 % der Landwirtschaftsflächen dienen dem Anbau von Tierfutter, und lediglich 24 % der Fläche werden zur Lebensmittelproduktion für den direkten menschlichen Konsum genutzt (Destatis 2022c).

### 3.4.3.2 Grünlandbewirtschaftung

Artenreiches Grünland entsteht als Folge einer spezifischen und kontinuierlichen Form der Landnutzung

durch Mahd oder Beweidung. Seit den 1960er- und 1970er-Jahren hat sich die ökologische Qualität des Grünlandes, angetrieben durch ein starkes Bevölkerungswachstum, eine Globalisierung der Agrarmärkte und damit eine Intensivierung der Nutzung, insgesamt deutlich verschlechtert. Wichtige Faktoren der Intensivierung sind der hohe Einsatz von Düngemitteln, die häufige Mahd (Heu- und Silagegewinnung), Entwässerungsmaßnahmen, ein Rückgang der Weidehaltung, eine regionale Konzentration von Nutztieren und, damit verbunden, eine Akkumulation von Nährstoffen, die räumliche Vergrößerung der Schläge sowie, damit verbunden, das Wegfallen hochwertiger begleitender Strukturen wie Säume oder fließende Wald-Offenland-Übergänge (Poschlod 2015). Wiesen werden heute statt ein- oder zweimal drei- bis sechsmal, in niederschlagsreichen Regionen wie dem Allgäu sogar bis zu siebenmal gemäht. Auch der Zeitpunkt der ersten Mahd hat sich weithin nach vorn verschoben, was ebenfalls einen starken Eingriff in das Artengefüge darstellt. Das gilt auch für den extensiven Nutzungsbereich. Beispielsweise ist der Rückgang des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) eindeutig auf die weiträumig viel früheren Mahdtermine zurückzuführen. Neben den Ernteverfahren ist auch die verwendete Erntetechnik für den Rückgang vieler Tierarten des Grünlandes, vor allem Arthropoden und Amphibien, verantwortlich (Humbert, Ghazoul & Walter 2009; Steidle et al. 2022). Der Einsatz moderner rotierender Mähetechnik (Trommel- und Scheibenmäher) sowie seit einigen Jahren von sogenannten Aufbereitern führt bei etlichen Arten zu hohen Individuenverlusten (von Berg et al. 2023). Eine große Rolle spielt auch die Anzahl und Geschwindigkeit der nachfolgenden Arbeitsgänge wie Zetten/Wenden und Schwaden sowie natürlich die Form der Bergung des Ernteguts (Schoof et al. 2024). Ansätze zu einer Verbesserung bieten seit einigen Jahren die Agrarumweltprogramme der Bundesländer, in denen u. a. eine insektenschonende Mahdtechnik mit Messerbalken honoriert wird.

Der mögliche Rückgang der Arten und deren Populationen ergibt sich zum einen durch eine wiederholte direkte Verletzung oder Tötung von Individuen bei der Wiesenernte oder indirekt durch die Reduktion der Nahrungsgrundlage in Form von Beutetieren und Pflanzen sowie durch das abrupte, großflächige Beseitigen von Rückzugsorten und Verstecken. Der Goldstandard einer naturverträglichen Mahd ist das gezielte Belassen eines Refugiums. Es gleicht die zuvor genannten negativen Effekte auf einer Teilfläche aus und ermöglicht die rasche Wiederbesiedelung nach der Mahd. Ab einer jährlichen Nutzungshäufigkeit von drei Schnitten

ist eine Wiese aber auch bei schonender Technik und mit Refugien nur noch für wenige Tierarten besiedelbar (Schoof et al. 2019; Schoof et al. 2024).

Ein weiterer Aspekt, der vor allem die Veränderung der Pflanzenartenzusammensetzung im Grünland beeinflusst, sind die Düngung inklusive des kontinuierlichen, regional heterogenen Luftstickstoffeintrags (Socher et al. 2013). Historisch waren etliche Ökosysteme durch Nährstoffarmut geprägt. Die Vegetation auf solchen Standorten ist oft licht und artenreich. Durch die erhebliche Steigerung der Nährstoffverfügbarkeit im Grünland sind Wiesen- und Weidenausprägungen magerer Nährstoffverhältnisse heute unter starker Bedrängnis (Diekmann et al. 2019; Jandt et al. 2022; Midolo et al. 2019). Das Intensivgrünland mit seinen wenigen und züchterisch bearbeiteten Futterpflanzen ist für praktisch alle Tiere kein geeigneter Ersatz (Schoof et al. 2019). Einige FFH-Grünland-Lebensraumtypen wie Hochmoore oder Pfeifengraswiesen stehen heute vielerorts schon alleine aufgrund des permanenten Luftstickstoffeintrages unter starkem negativen Veränderungsdruck (Bobbink, Loran & Tomassen 2022).

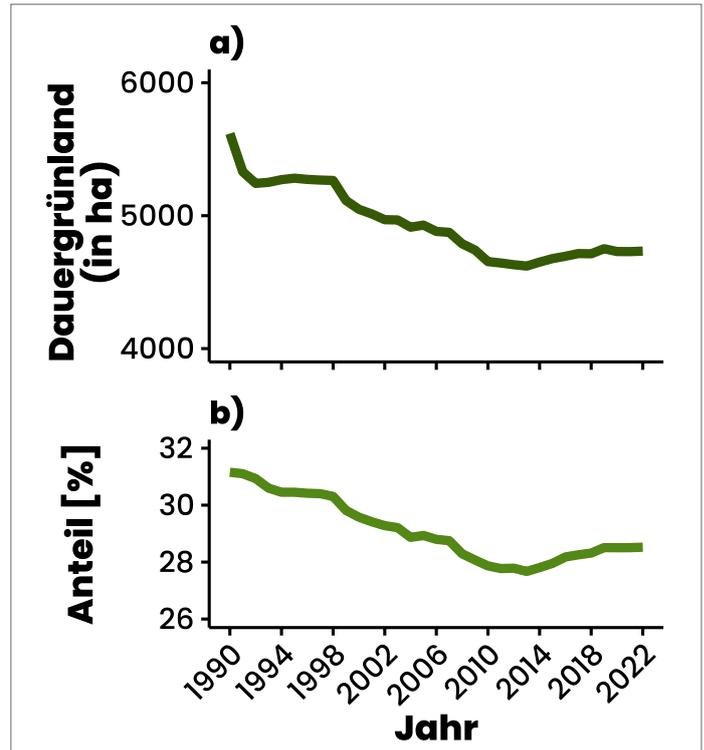
Die Landnutzungsänderungen bilden sich auch in Veränderungen der Gesamtgrünlandfläche ab. So ist der Anteil des Dauergrünlands an der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Zeitraum von 1990 bis 2020 von 5,3 Mio. ha, das entspricht 31 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche, auf 4,7 Mio. ha bzw. 28,5 % gesunken. Dieser negative Trend hat sich in den letzten Jahren, vor allem seit der Einführung förderrechtlicher Umwandlungsverbote und der geringeren Biogasförderung, jedoch verlangsamt und stabilisiert (Abb. 3.19). Der negative Trend war lange Zeit vor allem auf die Umstellung der Fütterung von Nutztieren sowie das politisch forcierte Aufkommen von Biogasanlagen zurückzuführen (Wilke 2013, siehe auch Kap. 3.5.2).

Die Verluste des Grünlandes gehen allerdings in zwei Richtungen. Neben der häufigen Umwandlung in Ackerland (nur bis 2013) wurden und werden betriebswirtschaftlich uninteressante Standorte aufgegeben, sodass sich Grünland speziell in Mittelgebirgen teilweise und unerwünscht in Richtung Wald entwickelt. Zu diesem Problem haben sich seit den 1990er-Jahren in einigen Mittelgebirgsregionen Initiativen und Förderprojekte gebildet, um gezielt die (extensive) Bewirtschaftung aufrechtzuerhalten bzw. wieder zu etablieren. Beispiele hierfür sind das Naturschutzgroßprojekt Bergwiesen im Osterzgebirge oder das Mittelgebirgsprogramm in Nordrhein-Westfalen.

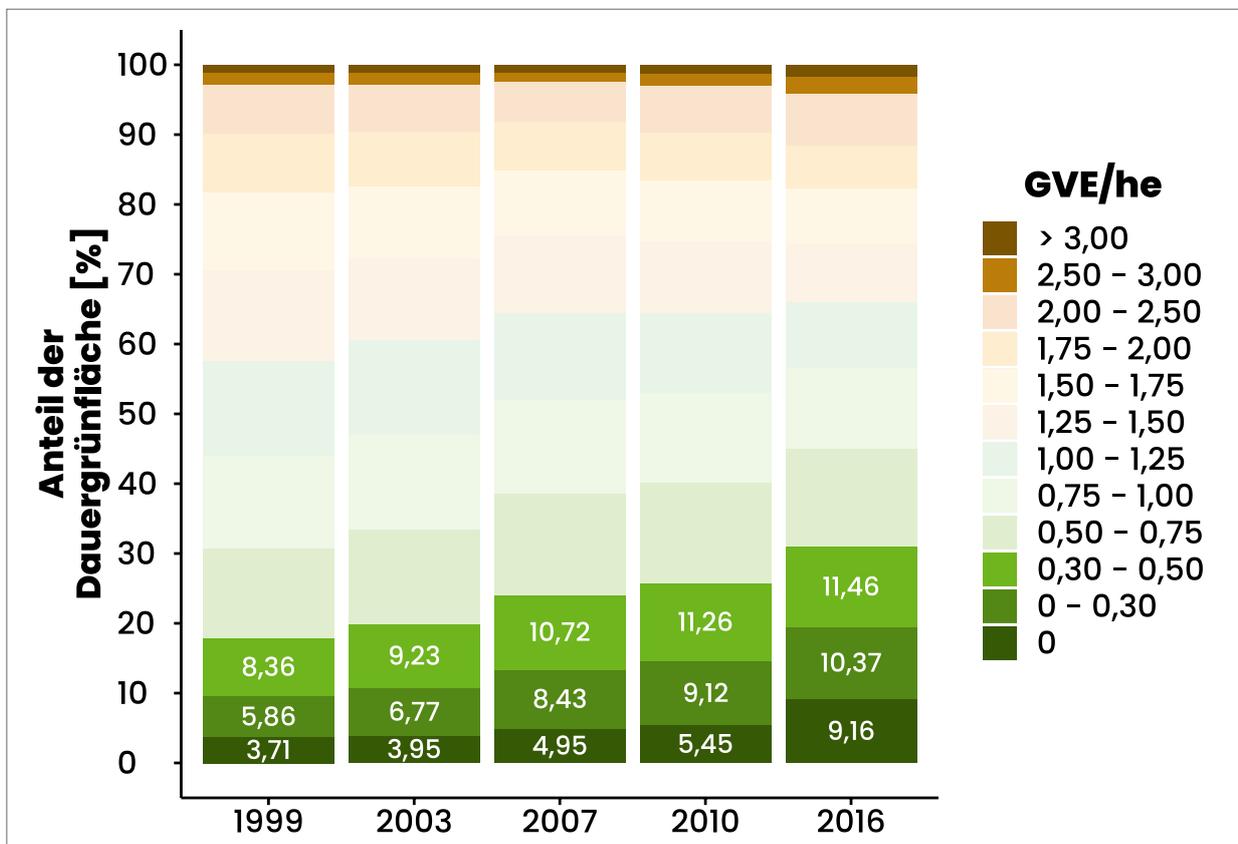
Das kann auch durch das Vertragsnaturschutzangebot prinzipiell angegangen werden, ohne dass der Ag-

rarmarkt fundamental umgestaltet werden müsste. Allerdings wird die Tierhaltung in Mittelgebirgen heute viel eher im Nebenerwerb betrieben, und sehr oft spielen auch nicht landwirtschaftliche Ursachen eine Rolle bei der Betriebsaufgabe oder der Reduktion der Nutztierzahl eines Betriebes. Weitere Ursachen sind eine geringere Identifikation der nachfolgenden Generation, die zu harte Arbeit, hohe bürokratische Hürden, Sommerdürren und die Ausbreitung des Wolfes (Brossette et al. 2022).

Die Abbildung zeigt den Anteil Grünland, geordnet nach Viehbesatzdichte. Hierbei zeigt sich, dass Grünland mit sehr geringen Viehbesatzdichten (< 0,5 GVE pro ha) sich seit 1999 von 18 % auf 31 % erhöht hat (Abb. 3.20; Lakner 2020). Dies deutet darauf hin, dass extensives Dauergrünland an vielen Standorten nicht rentabel zu bewirtschaften ist, weil auf ihm nur Einstreu oder energiearmes Futter erzeugt werden kann oder weil steile Hanglagen den Einsatz von großem Gerät nicht möglich machen. Auch deshalb wurde die Grünlandnutzung teilweise aufgegeben. Auch der Anteil an Grünland mit sehr hohen Viehbesatzdichten (> 3 GVE pro ha) hat seit 1999 zugenommen, allerdings in deutlich geringerem Maße. Die Grafik legt nahe, dass die größere Gefahr für



**Abbildung 3.19:** Rückgang des Dauergrünlands (a) und Anteil der Fläche des Dauergrünlands (b) an der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland seit 1991. Die Eingangsdaten stammen aus BMEL & Destatis 2021.



**Abbildung 3.20:** Anteil der Dauergrünlandfläche in Abhängigkeit von betrieblichem Viehbesatz (in Großvieheinheiten [GVE] pro ha) von 1999 bis 2016. Es zeigt, dass die extensiven Weiden zugenommen haben. Die Eingangsdaten stammen aus Röder et al. 2022 nach Daten des Stat. Bundesamtes, sowie modifiziert von Lakner 2020.

den Erhalt von Grünlandpflanzengesellschaften von der Aufgabe der Bewirtschaftung ausgeht. Limitierend muss jedoch erwähnt werden, dass insbesondere der Pferdebestand in der obigen Auswertung möglicherweise unterschätzt wurde und es dadurch gerade hinsichtlich der Nutzungsintensität auf extensiven Standorten zu Verzerrungen kommen kann. Nach Schätzungen von Schmitz & Isselstein (2018) beläuft sich der Flächenbedarf der Pferdehaltung auf mindestens 11 % des Grünlands, sofern Bestandsdaten der Tierseuchenkasse 2016 herangezogen werden. Nach Bestandsdaten der Deutschen Reiterlichen Vereinigung (FN) von ca. 1,3 Mio. Pferden beträgt der Flächenbedarf jedoch bis zu 15 % des Grünlands (Schmitz & Isselstein 2018). Die Agrarstrukturerhebung als maßgebliche Quelle des Viehbesatzes in Abb. 3.20 weist für Deutschland im Jahr 2020 knapp 0,5 Mio. Einhufer aus (Destatis 2020), was somit deutlich unter der genannten Schätzung der FN liegt. Zudem kann davon ausgegangen werden, dass in der Pferdehaltung überwiegend ein Zukauf von Raufutter stattfindet (Schmitz & Isselstein 2018). Auf einzelbetrieblicher Ebene könnte es somit trotz Rückgangs des Viehbesatzes durch zusätzlichen Futtermittelverkauf an Pferde haltende Betriebe zu keiner sinkenden Intensität der Grünlandnutzung kommen.

### 3.4.3.3 Rückgang der Weidetiere

Die Weidehaltung von Nutztieren wie Rindern und Schafen ist parallel zur industrialisierten Futtermittelproduktion zurückgegangen. Weidehaltung bewirkt im Vergleich zur Schnittnutzung eine höhere Biodiversität. Gilden wie die Dungfauna sind nur unter Beweidung denkbar, wohingegen im extensiven Nutzungsbereich eine Schnittnutzung vor allem bei blühenden Kräutern und Bestäubern zu einer höheren Diversität auf kleinem Raum führen kann (Filazzola et al. 2020; Tälle et al. 2016). Die Effekte der Beweidung hängen prioritär von ihrer Intensität ab (Cuchillo Hilario, Wrage-Mönnig & Isselstein 2017). Eine intensive Haltung mit hohen Tierzahlen pro Hektar und Jahr, einem hohen Düngemittelsatz und einem gegebenenfalls unsachgemäßen Einsatz von Veterinärmedizin lässt im Vergleich zur extensiven, sachgerechten Beweidung nur eine sehr geringe Biodiversität zu (Barzan, Bellis & Dardanelli 2021; Huaranca, Novaro & Valdivia 2022; Zhang et al. 2022). Verschiedene Weidetiere haben verschiedene Vorlieben für bestimmte Grünlandarten, und somit beeinflusst nicht nur die Besatzstärke, sondern auch die Nutztierart und -rasse die Artenzusammensetzung (Dennis et al. 2012). Wie auch bei der Schnittnutzung spielt der Nutzungszeitpunkt bei der Beweidung eine weitere wichtige Rolle. Diversität und Abundanzen der Fauna sind bei der Beweidung

von deutlich mehr Faktoren abhängig als bei der relativ »simplen« Schnittnutzung (Georgi et al. 2023). So weiden Rinder im Vergleich zu Schafen eher unselektiv. Schafe hingegen bevorzugen vor allem junge Pflanzen und neigen dazu, alternde Gräser zu verschmähen, was bei der Pflege von artenreichem Grünland eine Herausforderung darstellt. Im direkten Vergleich konnte gezeigt werden, dass extensive Weidetierhaltung die Pflanzenvielfalt stärker fördern kann als eine Schnittnutzung (Wrage et al. 2011). Die Unterschiede werden deutlich, wenn der Bezugsraum beachtet wird. Auf kleinem Raum kann die Diversität der Gefäßpflanzenarten auf Wiesen extrem hohe Werte annehmen. Mehr als 70 Arten auf 20 m<sup>2</sup> kommen vor. Allerdings sind Wiesen hinsichtlich ihrer Nährstoffverteilung, Bodenverdichtung und Struktur viel homogener aufgebaut. Obwohl sie auf kleinem Raum sehr artenreich sein können, kann ihre Artenausstattung bei großräumiger Betrachtung unter der einer Weide liegen, die wesentlich heterogener ist und mehr Nischen generieren kann. Letztlich sind solche Vergleiche allerdings nur in wenigen Fällen zielführend. Landwirtschaftlich, aber auch naturschutzfachlich ergänzen sich die beiden Nutzungssysteme und sollten nicht gegeneinander ausgespielt werden.

Während die Gesamtzahl der Rinder in Deutschland unter großen regionalen Unterschieden insgesamt in jüngerer Vergangenheit nur geringfügig rückläufig war (ca. 10 %), gibt es starke Veränderungen in ihrer Haltungform, vor allem einen Rückgang der Weidehaltung sowie eine Zunahme ganzjähriger Stallhaltungssysteme (Destatis 2021a). Dieser Rückgang der Weidehaltung ist verbunden mit einer Reduktion von Rinderdung im Agrar- und Offenland, was wiederum eine Vielzahl darauf angewiesener Insekten beeinflusst (Filazzola et al. 2020). Die Artenvielfalt profitiert vor allem im Bereich der Dungfauna auch im intensiven Nutzungsbereich von einer Beweidung (Tälle et al. 2016; Zhang et al. 2022). Die biomassereiche Gemeinschaft der Dungkäfer und -fliegen ist eine wichtige Nahrungsquelle, insbesondere für etliche Vogelarten, aber auch Fledermäuse (Bucher et al. 2016; Nickel et al. 2016; Nickel 2019; Nickel & Reisinger 2022). So dürfte die Bedeutung des Rückgangs der Weidetierhaltung als Ursache für den Rückgang der Insektenbiomasse und der darauf angewiesenen Arten höherer Trophieebenen unterschätzt sein.

Ein weiterer Treiber für den Rückgang der Biodiversität im Zusammenhang mit dem Verschwinden von Weidetieren im Freiland ist der Rückgang der Hüte- und Wanderschäferi mit dem Hüten der Herden ohne Zäune und (bei der Wanderschäferi) langen Wanderungen zwischen Sommer- und Winterweiden (Posch-

lod 2017). Während Beweidung unter den geschilderten Voraussetzungen allgemein eine hohe Biodiversität erzeugen kann (Pulungan et al. 2019), haben speziell ziehende Schafherden zusätzlich eine hohe Bedeutung für den Pflanzensamenaustausch zwischen verschiedenen Weideflächen bzw. auf Landschaftsebene (Albert et al. 2015; Fischer, Poschlod & Beinlich 1995; Fischer, Poschlod & Beinlich 1996; Römermann, Tackenberg & Poschlod 2005; Stender et al. 1997).

In Deutschland nimmt die Anzahl der Schäfereibetriebe kontinuierlich ab. Echte Wanderschäfererei ist beinahe komplett zum Erliegen gekommen. Gab es im Jahr 1999 noch insgesamt 303 Wanderschäferbetriebe, wurden 2010 noch 125 gemeldet und 2016 nur noch 97 (Bundesregierung 2019; Ostendorff et al. 2019). Die Gründe für die sinkenden Zahlen sind vielfältig: Neben sehr geringen Preisen für Wolle und Fleisch hängt die Existenz vieler Schäfer:innen von Förderungen der Agrarumweltmaßnahmen ab. Wie bei allen anderen Nutzungsformen des Grünlandes ist aber auch bei der Schafhaltung nicht per se eine hohe Biodiversität garantiert. Es kommt immer auf das Zusammenspiel von Standort und Weidemanagement an.

Ein großer Vorteil der Weidetierhaltung ist auch die Trennung von Kot und Urin auf der Weide. Im Gegensatz zu Stallhaltungen gehen so die Ammoniakemissionen und damit die diversitätsbeeinträchtigende Stickstoffdeposition an anderen Orten deutlich zurück (Ammann et al. 2019).

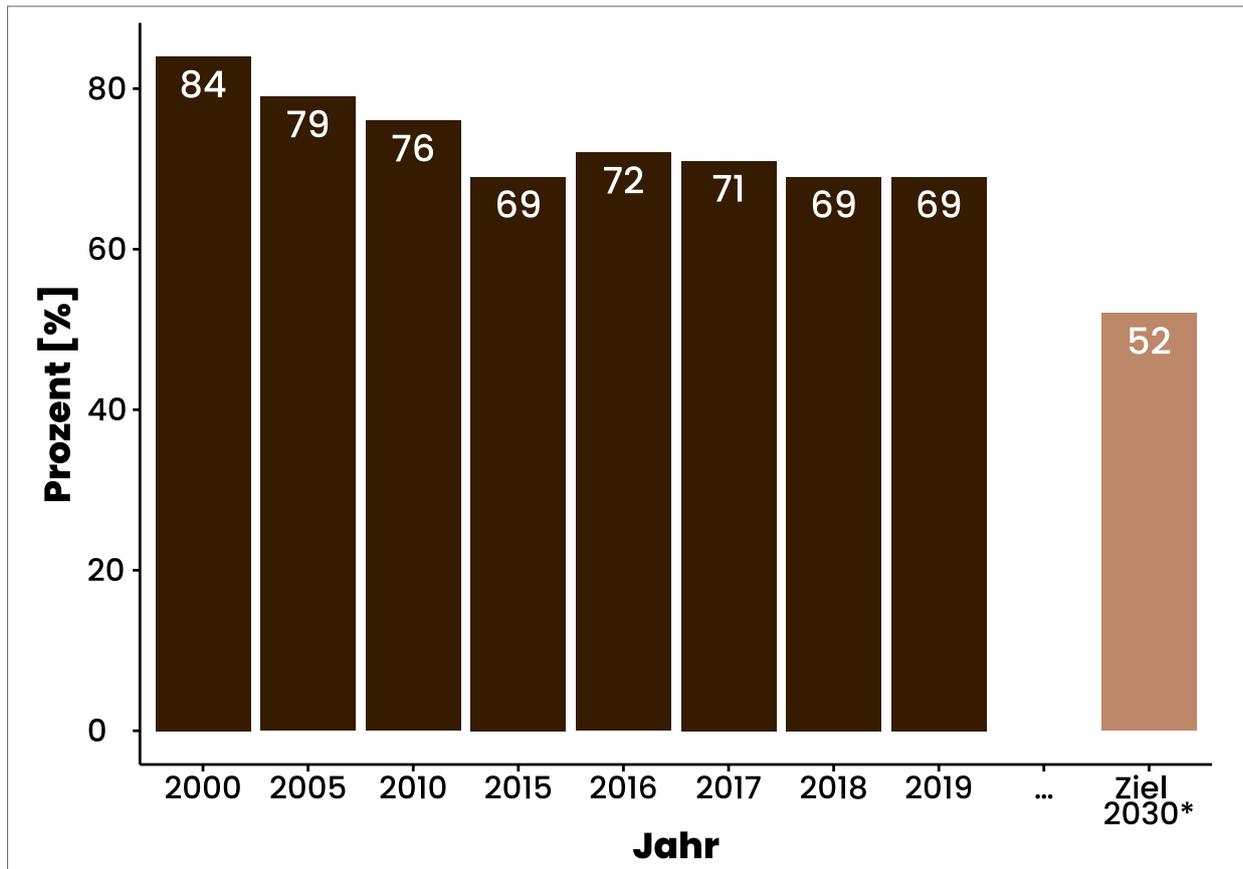
#### 3.4.3.4 Andere Treiber der Landnutzungsänderung

Auch die Diversität der Grünlandformen und die damit verbundene Diversität der Organismen auf Landschaftsebene, die von diesem Ökosystem abhängen, spielt bei den Ursachen des Diversitätsverlustes eine Rolle. In vielen Gebieten Deutschlands kam es in den letzten Jahrzehnten zu einem drastischen **Rückgang der Feucht- und Nasswiesen**. Die Ursachen hierfür sind Entwässerung, Düngung, Umwandlung in Ackerland und Aufforstung (Krause et al. 2011). Die landwirtschaftliche Dränung bzw. Entwässerung von Landfläche sorgt dafür, dass die Ertragskraft der landwirtschaftlichen Flächen verbessert wird. Sie ermöglicht eine mechanisierte Landwirtschaft und steigert die Wirtschaftlichkeit der Betriebe. Bessere Ernten und größere Ertragsmengen sind die Folge. Damit einher geht jedoch der Verlust der ursprünglichen Ökosysteme, d. h. Feucht- und Nasswiesen, und ihrer angepassten Flora und Fauna (z. B. terrestrische und aquatische Pflanzen, Süßwasserschnecken, Insektenlarven, Amphibien und Ackervögel [Herzon & Helenius 2008]).

In den landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands sind im oberen Meter insgesamt 2,5 Mrd. t Kohlenstoff als organische Bodensubstanz (Humus und Torf) gespeichert (Jacobs et al. 2018). Das ist mehr als doppelt so viel wie in der oberirdischen Biomasse aller deutschen Wälder oder etwa ein Zehnfaches der gesamten jährlichen Emissionen von CO<sub>2</sub> in Deutschland (BMEL 2018). Torf ist ein beliebtes Pflanzsubstrat für den Gartenbau, aber **Torfabbau** hat nachteilige Folgen: Moore werden trockengelegt, Lebensräume zerstört und riesige Mengen Kohlenstoff freigesetzt. 95 % der deutschen Torfabbaugelände liegen in Niedersachsen. Hier werden jährlich rund 6,5 Mio. m<sup>3</sup> Torf abgebaut. Im Klimaschutzprogramm 2030 hat sich die Bundesregierung verpflichtet, darauf hinzuwirken, dass im Freizeitgartenbau auf den Einsatz von Torf in den kommenden Jahren nahezu vollständig verzichtet wird (BMU 2019). Laut dem Bodenzustandsbericht der Bundesregierung von 2018 gehen in Deutschland pro Hektar Ackerland jedes Jahr durchschnittlich etwa 0,2 t an organischem Kohlenstoff (Hauptbestandteil von **Humus**) verloren (Jacobs et al. 2018). Der Humusgehalt in Ackerböden nimmt nach dem Umbruch von Grünland stark ab. Während die Humusgehalte in den Oberböden im Grünland zwischen 4 und 15 %, bei forstlicher Nutzung noch bei 2–8 % liegen, sinken sie unter Ackernutzung auf 1–4 % ab (UBA 2015). Damit beträgt der Humusgehalt im Oberboden dann weit weniger als die Hälfte des Gehalts von Grünland- oder Waldböden, obwohl es ursprünglich zumeist die reichhaltigsten Böden waren, die unter den Pflug genommen wurden (Düwel 2007; Vos et al. 2019). Einige Schritte zu einem Humusaufbau wie die Nutzung von Untersaaten und Zwischenfrüchten werden heute von der öffentlichen Hand gefördert. Weitere humusfördernde Methoden wie Mulchsaat, der Einsatz von Komposten oder Elemente von Agroforstwirtschaft werden zunehmend auch von konventionellen Landwirt:innen angewendet, die die zugrunde liegende Ökologie verstehen und umsetzen wollen.

#### 3.4.4 Verschmutzung im Agrar- und Offenland

In Agrar- und Offenlandschaften wird eine Großzahl von Stoffen durch den Menschen eingebracht. Hierzu zählen vor allem Düngemittel, die zu einer Anreicherung von Nitrat führen, Pflanzenschutzmittel bzw. Pestizide, Medikamente, Mikroplastik, aber auch Luftverschmutzung (z. B. Ruß und Feinstaub). Verschmutzung wirkt sich auf alle Ebenen in der Agrar- und Offenlandschaft aus und verursacht unter anderem verunreinigte, verarmte Böden mit direkten und indirekten Auswirkungen auf die ober-, unterirdische und aquatische Biodiversität.



**Abbildung 3.21:** Flächenanteil empfindlicher Landökosysteme mit Überschreitung der Belastungsgrenzen für Eutrophierung von 2000 bis 2019. Trotz rückläufiger Stickstoffeinträge wurden die Belastungsgrenzen für die Einträge von Stickstoff im Jahr 2019 immer noch auf 69 % der Fläche empfindlicher Ökosysteme überschritten. Modifiziert nach Daten aus Kranenburg et al. (2024) in Vorbereitung PINETI-4, Abschlussbericht. Modellierung und Kartierung atmosphärischer Stoffeinträge.

\* Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung: Der Anteil der Flächen, die von zu hohen Stickstoffeinträgen betroffen sind, soll zwischen 2005 und 2030 um 35 % sinken. Bei einem Wert von 79 % im Jahr 2005 ergibt sich für 2030 ein Zielwert von 52 %.

#### 3.4.4.1 Düngemittel

Der erhöhte **Düngemittleinsatz**, getrieben u. a. durch die Konzentration der Tierbestände in bestimmten Gebieten und den damit verbundenen Anfall von Wirtschaftsdünger sowie hohe Gaben von Mineraldüngern besonders im Gemüseanbau, führt zu einem Überschuss und Eintrag von Stickstoffverbindungen wie z. B. Nitrat in die Ökosysteme. Dadurch werden monotone, nährstoffreiche Habitate geschaffen (wie in Kap. 3.4.3 für Grünland beschrieben). In diesen Gebieten kommen nur Pflanzen vor, die an hohe Nährstoffgehalte im Boden angepasst sind. Dies wirkt sich wiederum auf die Zusammensetzung der Insekten- und anderer Tiergemeinschaften aus, und wichtige lokal typische Magerstandorte gehen mitsamt ihrer angepassten Flora und Fauna verloren (Leopoldina 2020; Meyer et al. 2014). Über 70 % der in Deutschland heimischen Pflanzenarten kommen nur auf stickstoffarmen Standorten vor (BfN 2018). Eine weitere Folge ist die Versauerung des Bodens. Dies wirkt sich nicht nur negativ auf »oberirdische« Tiere und Pflanzen aus, sondern auch auf Boden-

organismen. Ein saurer Boden kann weniger Nähr- und Schadstoffe aufnehmen, wodurch die Puffer- und Speicherfähigkeit des Bodens verloren geht. Dem wird zwar in der landwirtschaftlichen Praxis durch Kalkungen erfolgreich entgegengewirkt, das hat allerdings wiederum negative Folgen auf typische Arten in von Natur aus sauren Standorten auf Sand. So ist die typische Ackerwildkrautflora auf armen Sandäckern ebenso stark bedroht wie jene auf nährstoffarmen Kalkäckern. Zudem werden mit kontaminierten Düngemitteln und Klärschlämmen weitere Stoffe wie Schwermetalle oder Medikamente ausgebracht. Deutschland ist hinter Frankreich und der Türkei das Land mit dem dritthöchsten Düngemittelverbrauch in Europa (Statista 2021). Dies liegt unter anderem daran, dass Deutschland einen Gunststandort (geeignete Böden, Temperaturen und Niederschläge) darstellt, also proportional viel Fläche mit Kulturen angebaut wird, die dem Boden viele Nährstoffe entziehen. Veränderungen in der Politik und im öffentlichen Bewusstsein haben in den letzten zehn Jahren zu einem Rückgang des Stickstoffverbrauchs um 30 % geführt, je-

doch erfüllt Deutschland die Düngemittelvorgaben der EU-Kommission trotz dieses Rückgangs nicht (Destatis 2022b). Die Flächenanteile mit einer Überschreitung der Belastungsgrenzen für Eutrophierung sind in den letzten 20 Jahren langsam, aber stetig gesunken, laut Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung sollen diese bis 2030 auf 50 % reduziert werden (Abb. 3.21).

#### 3.4.4.2 Pflanzenschutzmittel / Pestizide

Der Einsatz von **Pflanzenschutzmitteln bzw. Pestiziden** (wie Herbiziden, Fungiziden, Insektiziden oder Rodentiziden) führt zu einer Zunahme von xenobiotischen (vom Menschen hergestellten) Chemikalien in den Landschaften und hat einen erheblichen negativen Einfluss auf unsere Ökosysteme, vor allem in der Agrar- und Offenlandschaft (Ali et al. 2021; Geiger et al. 2010; Nicholson et al. 2023). Als Pestizide werden Stoffe bezeichnet, die zum Schutz von Lebewesen gegen »Schadorganismen« eingesetzt werden, und deshalb werden sie auch als Pflanzenschutzmittel bezeichnet. Hierbei unterscheidet man je nach Zielorganismus zwischen Herbiziden (gegen Pflanzen), Insektiziden (gegen Insekten), Fungiziden (gegen Pilze wie Schimmel und Mehltau), Rodentiziden (gegen Nagetiere), Acarizide (gegen Milben) und weiteren Mitteln. Je nachdem, ob diese Stoffe zum Schutz von Material, Mensch und Tier oder von Kulturpflanzen eingesetzt werden, werden sie als Biozidprodukt oder Pflanzenschutzmittel klassifiziert. Bei den Auswirkungen von Pestiziden kann man zwischen direkten und indirekten Effekten unterscheiden. Zu den direkten Effekten zählen die Vergiftung und Tötung von Organismen, wobei neben den Zielorganismen der Pflanzenschutzmittel auch viele weitere Tiere und Pflanzen von diesen Stoffen beeinflusst werden können (Tosi et al. 2022). Indirekte Effekte beziehen sich eher auf Veränderungen in den Lebensräumen der Organismen, durch welche sie negativ beeinflusst werden. Anders als direkte Effekte sind indirekte oder auch kombinierte Effekte nicht leicht nachweisbar und werden bei Zulassungsprozessen von Wirkstoffen nur selten beachtet. Indirekte Effekte von Pestiziden sind veränderte Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Organismen, die nicht Zielorganismen der Mittel sind. Sie können sich über mehrere Stufen im Nahrungsnetz ausbreiten und somit enorme Störungen in Ökosystemen verursachen. Auch wenn die Pestizide selbst schon nicht mehr nachgewiesen werden können, können sich die indirekten Auswirkungen noch lange durch veränderte Interaktionen im Ökosystem halten. Hierzu zählen unter anderem die Knappheit von Nahrungspflanzen für Nektar suchende Insekten oder die Abwesenheit von Deckung

durch fehlenden Bewuchs an Ackerrändern für Säugetiere (Jahn et al. 2014).

Am Beispiel von Insekten können die Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf die Biodiversität gezeigt werden. In der Agrar- und Offenlandschaft werden Insektenpopulationen simultan durch verschiedene Treiber bedroht. Neben dem Klimawandel und dem Lebensraumverlust durch monotone Flächen haben auch Pflanzenschutzmittel einen starken negativen Einfluss (Geiger et al. 2010; IPBES 2016). Insektizide werden gegen Organismen mit Schadwirkung in der Landwirtschaft wie Blattlaus (Aphidoidea), Apfelwickler (*Cydia pomonella*) oder Kirschessigfliege (*Drosophila suzukii*) eingesetzt, um diese zu töten. Sie wirken meist direkt auf die Muskulatur oder das Nervensystem. Beispielsweise wirken Neonikotinoide auf verschiedene Weisen als Neurotransmitter oder enzymhemmend, wodurch in den Nerven der Insekten Rezeptoren blockiert werden (Jeschke & Nauen 2008). Infolgedessen kommt es zu Muskelkrämpfen, Lähmungen und dem Tod des Insekts. Obwohl die Anwendung von Neonikotinoiden, die um Größenordnungen toxischer sind als herkömmliche Mittel, im Freiland weitgehend verboten ist, kommt es immer wieder zu Notfallzulassungen. Pestizide wirken selten spezifisch genug, um sich neben den Zielorganismen nicht auch auf weitere Organismen auszuwirken. Entlang von Transekten von Äckern in Naturschutzgebieten hinein konnten Köthe et al. (2023) zeigen, dass im Acker ausgebrachte Herbizide noch bis in 50 m Entfernung in erheblichen Konzentrationen im Boden und in Pflanzen nachweisbar sind. Somit werden neben den Schadinsekten auch wichtige Bestäuber, Schädlingsbekämpfer und andere Insekten beeinträchtigt (Nicholson et al. 2023; Tosi et al. 2022). Bei Bestäubern und Landwirbeltieren konnte die angewandte Gesamttoxizität in der Agrarlandschaft Deutschlands in den letzten Jahren leicht reduziert werden, für viele Gruppen wie Bodenorganismen, Fische oder Landpflanzen stieg die ausgebrachte Gesamttoxizität jedoch stark an (Bub et al. 2023). Aber auch Pflanzenschutzmittel, die nicht direkt gegen Insekten angewendet werden, können eine schädliche Wirkung auf sie haben. Sie stören Nervensystem, Verdauung, Orientierung oder auch Fortpflanzung und beeinflussen die Populationen somit langfristig (Motta, Raymann & Moran 2018; Smith et al. 2021). Glyphosat, dessen Wiederzulassung Ende 2023 von der EU entschieden wurde, kann sich negativ auf das Orientierungssystem und die Darmbakterien von Honigbienen auswirken (Motta, Raymann & Moran 2018). Außerdem können Herbizide, die Ackerwildkräuter vernichten und sich somit indirekt auf das Vorkommen von In-

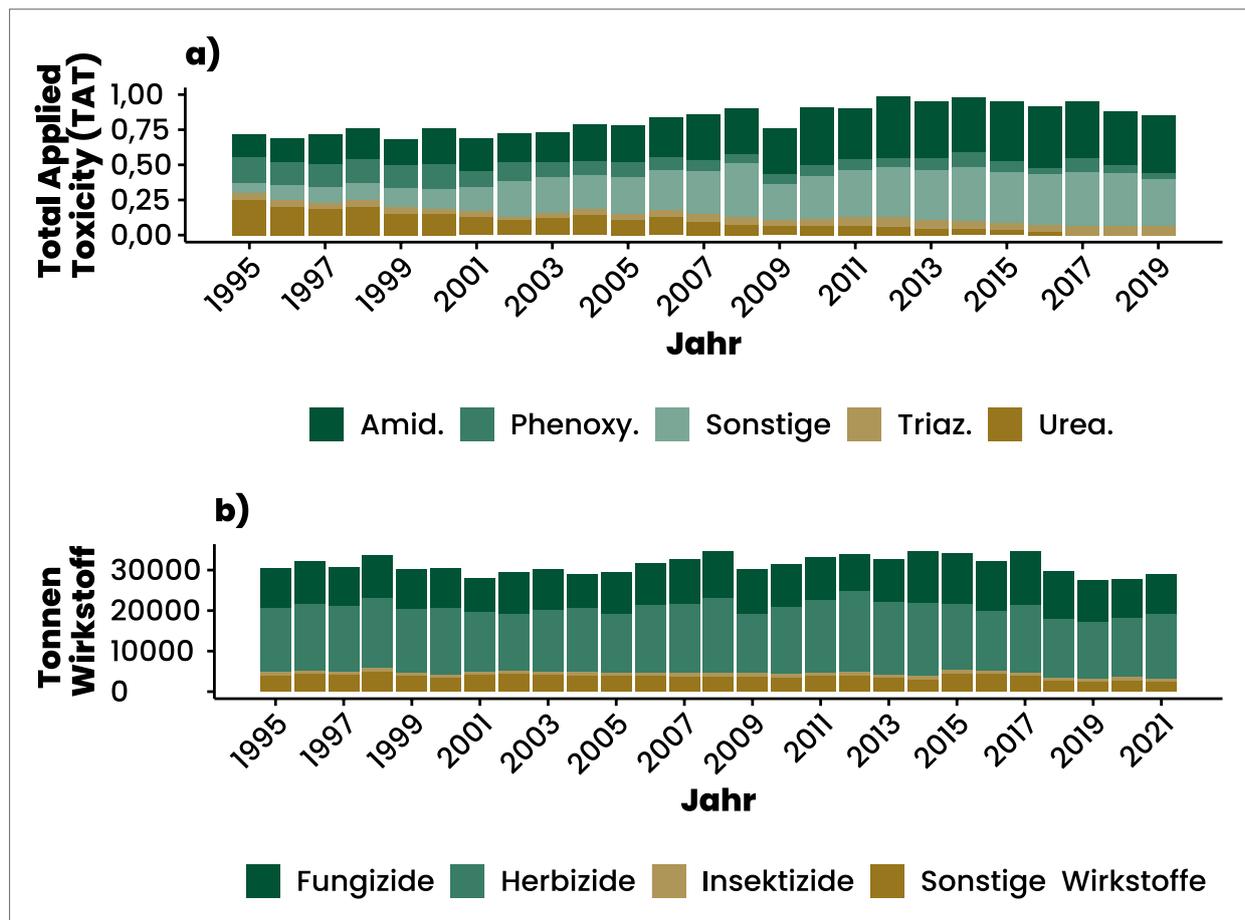
sektenpopulationen auswirken, die auf diese Pflanzen als Nahrungsquelle oder Lebensraum angewiesen sind. Somit ist es wichtig, alternative Beikrautbekämpfungen zu entwickeln und zu erforschen.

Da Insekten für die Bestäubung von etwa 80 % der Kulturpflanzen und 90 % der Wildpflanzen verantwortlich und für die Bodenfruchtbarkeit und die Populationskontrolle von »Schadorganismen« essenziell sind, wirkt sich der negative Trend der Insektenpopulationen direkt auf unsere Ökosysteme und Nahrungsmittelproduktion aus (Stanley et al. 2015).

Auch Wirbeltiere – die nicht Zielorganismen von Pflanzenschutzmitteln sind – können durch Wasser- oder Nahrungsaufnahme negativ von der Ausbringung von Pestiziden beeinflusst werden (Ames et al. 2022). Durch einen Prozess, der Bioakkumulation genannt wird, können sich Schadstoffe wie Pflanzenschutzmittel auch auf höheren trophischen Ebenen (z. B. Raubtiere) ansammeln, obwohl die Stoffe selbst nur von Organis-

men aus niedrigeren trophischen Ebenen aufgenommen werden (Badry et al. 2021). Beispielsweise wurden Pestizide in der Leber von Greifvögeln gefunden, obwohl sie nicht selbst mit den Stoffen in Kontakt kommen (indirekte Vergiftung), sondern mit Rodentiziden belastete Mäuse fressen oder Singvögel, welche wiederum vergiftete Insekten aufgenommen hatten (Badry et al. 2021; Laakso, Suomalainen & Koivisto 2010).

In Deutschland werden pro Jahr ca. 30.000 t Wirkstoffe verkauft (BVL 2023). Diese Zahl hat sich während der letzten 50 Jahren nicht wesentlich verändert, und die Toxizität ist in ihrer Gesamtheit für Organismen im aquatischen Bereich und im Boden gestiegen, aber nicht für terrestrische, oberirdisch lebende Organismen (Abb. 3.22a, Bub et al. 2023; BVL 2020; Neumeister 2020). Hinzu kommen ca. 50.000 t Zusatzstoffe, wodurch insgesamt ca. 80.000 t Pflanzenschutzmittel abgesetzt werden (52 % Herbizide, 33 % Fungizide, 7 % Wachstumsregler, 5 % Insektizide und Akarizide; ohne



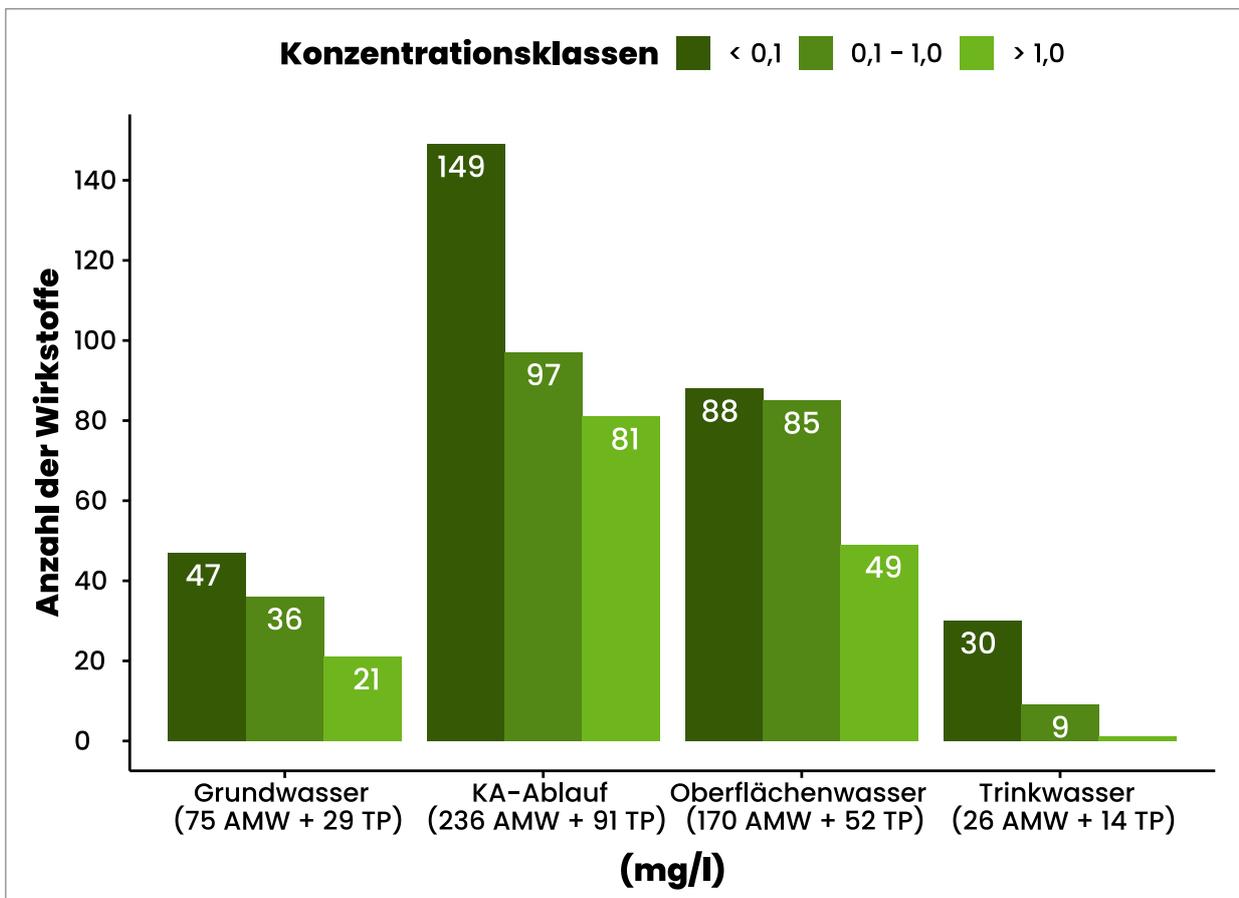
**Abbildung 3.22:** Vergleich der Toxizität und der Menge der in Deutschland verwendeten Pflanzenschutzmittel von 1995 bis 2019/2021. a) Zeigt die gesamte angewandte Toxizität der auf Landpflanzen verwendeten Herbizide. Wirkstoffe sind Amid. = Amides und Anilides, Phenoxy. = Phenoxy, Triaz. = Triazines, Urea. = Phenyl- und Sulfonylureas, Sonstige = andere Werkstoffe. Mit Erlaubnis angepasst von Bub et al. 2023. Copyright © 2023, American Chemical Society. b) zeigt die Wirkstoffe und Entwicklung des Absatzes von Wirkstoffen in Pflanzenschutzmitteln von 1995 bis 2021. Wirkstoffe sind Fungizide, Herbizide, Insektizide inklusive Akarizide als Spritzmittel im Freiland und weitere Wirkstoffe. Modifiziert vom Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL), Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland. Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 (früher § 19) Pflanzenschutzgesetz.

Gase im Vorratsschutz, Abb. 3.22b). Wie viele und welche Pflanzenschutzmittel auf der Fläche ausgebracht werden, wird allerdings in Deutschland nicht zentral erfasst oder ausgewertet. Etwa 90 % der verkauften Menge der Pflanzenschutzmittel werden in der Landwirtschaft eingesetzt, die etwa die Hälfte der Fläche in Deutschland ausmacht, daher besteht hier besonderer Handlungsbedarf. Laut einer Studie zum Kleingewässermonitoring erfüllen 83 % der landwirtschaftlichen Gewässer die pestizidbezogenen ökologischen Ziele nicht (Liess et al. 2021). Dies wirkt sich negativ auf die Populationen der aquatischen Insekten aus und hat dementsprechend drastische Folgen in den betroffenen Ökosystemen (siehe auch Kap. 5.4.1.2). Eine weitere Studie hat die Pestizidrückstände in Insektenproben aus Naturschutzgebieten ausgewertet und gezeigt, dass alle Proben mit durchschnittlich ca. 17 Stoffen pro Probe belastet waren (Brühl et al. 2021). Es wurden 47 verschiedene Wirkstoffe gefunden, von denen einige schon seit Jahren nicht mehr zugelassen sind. Bei diesen Studien ist zu berücksichtigen, dass der Istzustand von Schadstoffen in den Proben untersucht wurde, nicht aber die Quelle

der Schadstoffe (UBA 2023b). Obwohl deutsche Landwirt:innen flächendeckend nach dem Prinzip des integrierten Pflanzenschutzes und damit nach dem Schwellenprinzip (Pestizide dürfen nur angewendet werden, wenn Schädlinge die Ernte massiv bedrohen) wirtschaften, zeigen aktuelle Studien immer noch gestörte Populationsentwicklungen von Erdhummeln im Zusammenhang zu gängigen Pestiziden im Apfel- und Rapsanbau (Nicholson et al. 2023). In Deutschland wird sowohl auf Bundes- als auch auf Landesebene eine deutliche Reduktion von Pflanzenschutzmitteln angestrebt. Baden-Württemberg hat beispielsweise seit 2018 den Pestizideinsatz um 10 % verringert (MLR 2022).

#### 3.4.4.2 Weitere Schadstoffe

Neben den Anwendungen von Pflanzenschutzmitteln müssen noch weitere Schadstoffquellen in der Agrar- und Offenlandschaft betrachtet werden. Durch zusammenhängende Stoffkreisläufe sammeln sich z. B. auch Biozide aus der Forstwirtschaft, Medikamente wie Entwurmungsmittel oder Antibiotika aus der Tierhaltung und der menschlichen Nutzung sowie diverse Pestizide



**Abbildung 3.23:** Anzahl der gemessenen Arzneimittelwirkstoffe (AMW) inkl. Transformationsprodukte und Metabolite (TP) mit Positivbefund in Kläranlagenabläufen (KA), Oberflächen-, Grund- und Trinkwasser in maximal nachgewiesener Umweltkonzentration in Mikrogramm pro Liter. Dargestellt nach Konzentrationsklassen der höchsten gemessenen Konzentration. Modifiziert von der UBA-Datenbank »Arzneimittel in der Umwelt«, [www.uba.de/db-pharm](http://www.uba.de/db-pharm).

aus gärtnerischer Nutzung in unseren Ökosystemen an (Abb. 3.23).

Ein weiterer Treiber für die Bodenverschmutzung ist **Mikroplastik**. Die deutsche Landwirtschaft verbraucht pro Jahr etwa 1,1 Mio. t Kunststoff, was 4,7 % des Gesamtverbrauchs Deutschlands entspricht (Bertling, Zimmermann & Rödig 2021). Durch die Düngung mit Klärschlamm und Kompost, den Einsatz von Agrarfolien und andere landwirtschaftliche Tätigkeiten werden in Deutschland jährlich mehr als 13.000 t Kunststoffe freigesetzt (Bertling, Zimmermann & Rödig 2021). Dies reduziert die Anzahl der Bodenorganismen wie Regenwürmer und Springschwänze, aber auch von Pflanzen, Pilzen und Insekten (Wei et al. 2022; Zhang et al. 2021, allerdings mit nur mangelhafter kritischer Überprüfung der Primärstudien; siehe (Collaboration for Environmental Evidence 2021). Seit einigen Jahren gibt es gute Ansätze, die Plastikmengen durch Rücknahmesysteme wie PAMIRA für Pflanzenschutzmittelbehälter oder ERDE für Erntekunststoffe zu reduzieren.

#### 3.4.4.3 Luftverschmutzung

Industrie und Verkehr setzen giftige Stoffe in der Luft frei, welche stark negativen Einfluss auf die Biodiversität haben können. Die toxischen Stoffe schaden Organismen und Ökosystemen, indem sie die genetische Diversität von Populationen verändern, das reproduktive Potenzial von Individuen reduzieren, den Ertrag von Pflanzen verringern und generell die Struktur und Funktion von Ökosystemen negativ beeinflussen (Barker & Tingey 2012). Hierbei spielen vier Mechanismen der Luftverschmutzung eine besondere Rolle: (i) direkte phytotoxische Wirkungen von Gasphasenbestandteilen, (ii) indirekte Wirkungen durch die Ablagerung von Säurebildnern, (iii) indirekte Wirkungen durch die Ablagerung von Nährstoffen und (iv) direkte Toxizität von Ozon (Stevens et al. 2020). Die Effekte des Ausstoßes von gasförmigem Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Ammoniak wirken sich beispielsweise negativ auf Flechten aus, da sie ihre Nährstoffe zumeist mit der nassen Deposition aufnehmen (Lovett et al. 2009). »Saurer Regen« infolge hohen Schwefeldioxidausstoßes durch fossile Kraftwerke galt als eine mögliche Ursache für das sogenannte Waldsterben in den 1980er- und 1990er-Jahren (Schäfer & Metzger 2009). Der hohe Schwefeldioxidausstoß dürfte auch ähnliche Effekte auf die Pflanzen im Offenland gehabt haben. Diese wurden bislang allerdings kaum erforscht. Einer der größten Effekte ist der zusätzliche Eintrag von Stickstoff über die Luft, was zunehmend zur Eutrophierung vor allem von nährstoffarmen Ökosystemen führt. Im Jahr 2019 waren 69 % der

Fläche empfindlicher Ökosysteme Deutschlands durch zu hohe Stickstoffeinträge bedroht (UBA 2023c).

Ein weiterer Effekt ist die Erhöhung der Ozonwerte in Bodennähe, die unter anderem dazu führt, dass Arten, die weniger ozontolerant sind, von solchen verdrängt werden, die höhere Werte tolerieren können (Miller, Taylor & Wilhour 1982). Die Effekte der Luftverschmutzung auf die Biodiversität in der Agrar- und Offenlandschaft haben bisher nur wenig Aufmerksamkeit erhalten. Umfassende Studien, die diese Auswirkungen erforschen und Maßnahmen empfehlen, werden dringend benötigt (Liu et al. 2020). Die Effekte aller dieser weiteren Stoffe auf Organismen und Biodiversität sind im Vergleich zu Pflanzenschutzmitteln kaum untersucht.

#### 3.4.5 Klimawandel im Agrar- und Offenland

Der Klimawandel, wie z. B. Veränderungen der mittleren Temperatur und der Niederschläge oder Wetterextreme, hat bereits Auswirkungen auf die deutschen landwirtschaftlichen Erträge und die Produktivität der Viehbestände (EEA 2019). Erwartet wird noch ein **Anstieg der Durchschnittstemperaturen**, wobei eine Veränderung in Deutschland im Jahresdurchschnitt auf etwa 1,8 °C erwartet wird und in einigen Regionen sogar ein Anstieg auf bis zu 2,9 °C möglich ist (Kap. 2.3.5). Dabei beeinträchtigen höhere Temperaturen auch den Wasserhaushalt der Pflanzen und erhöhen die Bodenverdunstung.

In Kombination mit den Temperaturänderungen wird eine **Veränderung des Niederschlagsregimes** vorhergesagt. Erwartbar ist eine Verschiebung der Regentage in die Wintermonate mit langen Dürrephasen im Sommer, wie es die letzten Jahre vermehrt vorgekommen ist (IPCC 2023). Auch die Anzahl und Intensität der Regen- und Dürrephasen werden voraussichtlich zunehmen. So zeigen beispielsweise die Jahrestrends insgesamt feuchtere Tendenzen (aufgrund extremer Niederschlagsereignisse), aber einzelne Monate (besonders im Sommer) zeigen häufigere und/oder schwerere Dürren (Trnka et al. 2016). Kurz zusammengefasst, lässt sich sagen, dass wir auf eine Zeit der Wetterextreme zusteuern (Robinson et al. 2021), in der Jahrhundertdürren oder Überflutungen wie im Jahr 2021 im Ahrtal die Norm und nicht die Ausnahme bilden.

Insgesamt wird es also zu einer **Verschiebung der Wetterverhältnisse** kommen, wobei sich das mediterrane Klima nach Norden verlagert. Außerdem wird eine **Verschiebung der Phänologie der Pflanzen** erwartet, die zu einer Fehlanpassung zwischen Bestäubern und blühenden Pflanzen führen kann.

Monokulturen können bei einer Veränderung der Wetterverhältnisse und vor allem bei Extremwetterereignissen besonders anfällig sein. Artenreichtum könnte dazu beitragen, einige dieser erwartbaren negativen Effekte zu kompensieren, da positive Diversitätseffekte auch in trockenen Jahren erhalten bleiben und Ökosysteme mit einer höheren funktionalen Vielfalt sich schneller von Störungen erholen können (Craven et al. 2016; Isbell et al. 2015; Komainda et al. 2020). Allerdings zeigen experimentelle Befunde auch, dass Artenreichtum allein Gemeinschaften nicht gegen den Klimawandel resistent macht (Dormann, von Riedmatten & Scheerer-Lorenzen 2017).

**Änderungen in der Temperatur:** Höhere Durchschnittstemperaturen werden dazu führen, dass es im Winter weniger oder keine Frostperioden mehr gibt, was die Überlebensfähigkeit und die Vermehrung von Pflanzenschädlingen erhöht (Fournet et al. 2018). Dies führt zu einem vermehrten Auftreten von Schädlingen auf Nutzpflanzen und kann somit zu der Notwendigkeit führen, mehr Pflanzenschutzmittel bzw. Pestizide einzusetzen, damit es nicht zu Ernteeinbußen kommt.

Höhere Temperaturen werden bei Pflanzen außerdem vermehrt zu Hitzestress führen, was sich vor allem bei Nutzpflanzen negativ auf den Ertrag auswirken kann. Erst kürzlich zeigte eine Studie, dass der europäische Weizen eine reduzierte genetische Klimaresistenz aufweist (Kahiluoto et al. 2019). Es lässt sich also sagen, dass sich neben dem Klima auch die Fähigkeit mitteleuropäischer Nutzpflanzen, mit Klimaextremen umzugehen, ändern kann. Dank genetischer Veränderungen konnte aber zum Beispiel die Hitzetoleranz von Nutzpflanzen erhöht werden (Janni et al. 2020). Wir befinden uns also gerade in einem Wettrennen von Klimawandel und wissenschaftlichen Modifikationen, Methoden oder Anpassungen.

Höhere Temperaturen können auch die Artengemeinschaften beeinflussen. Es wurde beispielsweise bei Tagfaltern in Deutschland festgestellt, dass sich steigende Temperaturen negativ auf kälteliebende Arten auswirken, während wärmeliebende Arten zunehmen (Musche et al. 2023b). Ähnliche Tendenzen wurden auch bei Libellen und Bienengemeinschaften festgestellt. Die langfristigen Auswirkungen dieser Veränderungen auf die Artenvielfalt sind jedoch noch nicht bekannt.

**Änderungen beim Niederschlag:** Temperatur- und Niederschlagsveränderungen wirken sich auf gefährdete Arten im Vergleich zu gewöhnlichen Unkrautarten vermehrt negativ aus (Rühl et al. 2015). Die meisten Reaktionen sind dabei artspezifisch, beispielsweise können

Tiefwurzler deutlich besser mit Trockenperioden und Dürren umgehen, während schwerere Samen von feuchteren Wintern und Frühjahren profitieren (Doležal et al. 2022).

**Änderung von Wetterregimen:** Es ist bekannt, dass Klima- und Bodenvariablen die Verteilung von Pflanzen beeinflussen (Buse et al. 2015). Temperatur- und Niederschlagsveränderungen können z.B. dazu führen, dass Insekten weiter nach Norden oder in höhere Lagen wandern (Laussmann, Dahl & Radtke 2021). Davon sind proportional mehr spezialisierte Arten betroffen (Diekmann et al. 2014; Löffler, Poniatowski & Fartmann 2019; Šilc, Lososová & Vrbnicanin 2014). Diese Verschiebung der Lebensräume könnte zum lokalen Aussterben von Arten, die sich nicht anpassen können, und zur Einführung neuer Arten und Krankheiten führen (Wätzold et al. 2020). Verschiedene Lebensräume sind auch unterschiedlich vom Klimawandel betroffen. So führen beispielsweise erhöhte Temperaturen und geringere Niederschläge zu einem Artenverlust in Mooren im Schwarzwald (Sperle & Bruelheide 2021). Alpine und arktische Arten (d.h. Glazialrelikte) werden ebenfalls überproportional vom Klimawandel betroffen sein, da die sich ändernden Temperaturen die Anzahl geeigneter Lebensräume verringern (Rehnus et al. 2018).

**Änderung in der Phänologie:** Im Laufe der Zeit können die Veränderungen auch zu einer Fehlanpassung zwischen Pflanzen und ihren Bestäubern (Benadi et al. 2014; Gérard et al. 2020; Settele, Bishop & Potts 2016) und einer Desynchronisierung der Nahrungsketten führen (Forrest & Thomson 2011; Kudo & Ida 2013). Dies kann sowohl durch einen Anstieg der nächtlichen Minimumtemperaturen als auch durch eine frühere Vegetationsperiode erfolgen (Rohde & Pilliod 2021). In den höheren Lagen trägt auch eine früher einsetzende und verstärkte Schneeschmelze zu einer Verschiebung der phänologischen Phasen bei (Cornelius et al. 2013).

### 3.4.6 Invasive gebietsfremde Arten im Agrar- und Offenland

Die Einführung gebietsfremder oder invasiver Arten hat Auswirkungen auf die biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft, sei es auf die **Pflanzenproduktion und -bewirtschaftung** oder auf die **einheimische Flora und Fauna**. Ihre schnelle Verbreitung macht sie oft auch zum Vektor bei der **Verbreitung von Parasiten und Krankheiten**. Die Schäden für die Landwirtschaft durch invasive Arten in Deutschland werden auf 581,65 Mio. US\$ zwischen 1960 und 2020 hochgerechnet (Haubrock et al. 2021).

**Pflanzliche Erzeugung und Bewirtschaftung:** Invasive Arten können sich in der Landwirtschaft negativ auf die Pflanzenproduktion und -bewirtschaftung auswirken, vor allem wenn es an heimischen Prädatoren fehlt, die zur natürlichen Regulation von Insektenpopulationen beitragen. Invasive Arten haben in Kulturen an Häufigkeit und Reichweite zugenommen, wobei Gebiete mit einer hohen Konzentration an Sommerkulturen stärker von invasiven Arten betroffen sind (Follak et al. 2017). So hat sich beispielsweise die Kirschessigfliege (*Drosophila suzukii*) seit ihrer Entdeckung im Jahr 2011 zu einer großen Bedrohung für die europäischen Obst- und Weinbauern und Bäuerinnen entwickelt (DGaE 2022). Die polyphage Fliege kann alle weichschaligen Obstarten befallen, darunter Kirsche (*Prunus sp.*), Erdbeere (*Fragaria sp.*), Brombeere (*Rubus sp.*), Himbeere (*Rubus idaeus*), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Pflaume (*Prunus domestica*), Pfirsich (*Prunus persica*), Aprikose (*Prunus armeniaca*), Nektarine (*Prunus persica*), Stachelbeere (*Ribes uva-crispa*), Johannisbeere (*Ribes sp.*) und Feige (*Ficus carica*). Außerdem kann die Fliege Äpfel (*Malus sp.*) und Nashi-Birnen (*Pyrus pyrifolia*) befallen, wenn die Schale der Früchte bereits beschädigt ist. Andere negative ökonomische Auswirkungen von invasiven Arten auf die Landwirtschaft entstehen durch widerstandsfähigere Ackerbeikräuter, erschwerte Wiesenpflege, Minderung der Heuqualität, Fraßschäden und Schäden an Kulturpflanzen oder beim Obst- und Weinanbau sowie Schäden und Verunreinigung von Lebens- und Futtermitteln in der Vorratshaltung (Nehring et al. 2013; Nehring et al. 2015; Rabitsch & Nehring 2022). Andererseits gibt es auch Arten, die eine positive ökonomische Auswirkung auf die Landwirtschaft haben, beispielsweise können einige Pflanzen von Imkern als Heilpflanzen, Nahrungsmittel oder Gründünger verwendet werden, während Insekten bei der natürlichen Schädlingsbekämpfung im Agrarland oder bei der Wurmkompostierung helfen (Nehring et al. 2013; Rabitsch & Nehring 2022).

**Auswirkungen auf die Flora:** Eine Analyse der invasiven Gefäßpflanzen in Deutschland ergab, dass sie die größten Auswirkungen auf die biologische Vielfalt durch negative Ökosystemeffekte, interspezifische Konkurrenz mit einheimischen Arten und Hybridisierung haben (Nehring et al. 2013). Bei fast zwei Dritteln der invasiven Arten treten zwei Hauptbelastungsfaktoren (negative Ökosystemeffekte und interspezifische Konkurrenz) gemeinsam auf (Nehring et al. 2013 [Abb. 13]). Die Pflanzenarten, von denen bekannt ist oder vorhergesagt wird, dass sie stark mit der einheimischen Ge-

meinschaft konkurrieren (Nehring & Skowronek 2020; Otto et al. 2008b), könnten um Licht, Nährstoffe oder Raum konkurrieren, was zu einer Verdrängung der einheimischen Flora führt und sich negativ auf die Biodiversität auswirkt (BfN 2013b). So kann beispielsweise das Beifußblättrige Traubenkraut (*Ambrosia artemisiifolia*) durch seine Konkurrenz um Ressourcen die Ackerrandgemeinschaft negativ beeinflussen (Alberternst et al. 2008). Ebenso bilden invasive Arten Dominanzbestände im Offenland, was mit Veränderungen von Vegetationsstrukturen einhergeht (*Heracleum mantegazzianum*, *Asclepias syriaca*, *Humulus scandens* [Nehring & Skowronek 2020]).

Bei der Bewirtschaftung oder Bekämpfung invasiver Arten ist bekannt, dass das Mähen zum Zurückdrängen invasiver Pflanzenarten und zur Wiederherstellung von Pflanzengemeinschaften im Grünland beitragen kann (Hájková, Hájek & Kintrová 2009). Durch eine Zunahme der Biomasse einheimischer Pflanzen gelang es, invasive Pflanzen zurückzudrängen. Allerdings ist dies die Ausnahme. In der Regel ist eine Bekämpfung der Arten sehr teuer, oft nicht nachhaltig erfolgreich und von Art zu Art unterschiedlich. Daher ist Vorbeugung die ökonomisch beste Variante (vgl. auch Richter et al. 2013) zum Beifußblättrigen Traubenkraut in Österreich).

Die Auswirkungen der globalen Erwärmung können die Einwanderung neuer Arten verstärken (Walther et al. 2009). So haben beispielsweise neophytische Arten im Laufe der Zeit und in vom Menschen gestörten Gebieten im Vergleich zu einheimischen oder archäophytischen Arten zugenommen (Eichenberg et al. 2021), wobei sie in warmen Gebieten stärker vertreten sind (Pyšek et al. 2005).

**Auswirkungen auf die Fauna:** Invasive Pflanzenarten können sich auf die Gemeinschaft der Wirbellosen auswirken. So wirken sich beispielsweise Goldruten (*Solidago sp.*) negativ auf die Pflanzen- und Bestäubergemeinschaft aus, indem sie die Abundanz und den Artenreichtum beider verringern (Morón et al. 2009). Invasionen verursachen auch artspezifische Veränderungen der funktionellen Vielfalt, wobei unterschiedliche funktionelle Eigenschaften der invasiven Pflanzen verschiedene Bestäuberguppen beeinträchtigen (Szigeti et al. 2023). In von Kaktusmoos (*Campylopus introflexus*) invadierten Gebieten waren die Auswirkungen auf Arthropoden taxonspezifisch und entweder positiv (Käfer-Coleoptera, Ameisen-Formicidae, Weberknechte-Opiliones) oder neutral (Webspinnen-Araneae, Heuschrecken-Orthoptera (Pehle & Schirmel 2015)).

Ähnlich verhält es sich mit der Fauna in Deutschland. Es gibt invasive Wirbellose und Wirbeltiere, von denen bekannt ist oder vorhergesagt wird, dass sie mit der einheimischen Population in interspezifische Konkurrenz treten und somit negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt haben (BfN 20213b; Nehring et al. 2015; Rabitsch & Nehring 2022). Zum Beispiel nutzt die Asiatische Hornisse (*Vespa velutina*) die Honigbienen als Beute in Agrar- und Offenlandschaften, wodurch die Bestäubungsleistung verringert werden könnte (Nehring et al. 2013). Ebenso ist z. B. seit der Einführung des konkurrenzstarken Asiatischen Marienkäfers (*Harmonia axyridis*), welcher zur biologischen Schädlingsbekämpfung eingesetzt wird, ein Rückgang heimischer Marienkäfer zu beobachten (Pell et al. 2008). Der Asiatische Marienkäfer gilt als der am häufigsten vorkommende Blattlausräuber in den westeuropäischen Ländern, was sich negativ auf einheimische Blattlausräuber wie andere Marienkäfer (z. B. *Coccinella septempunctata* und *Propylea quatuordecimpunctata*), die Hainschwebfliege (*Episyrphus balteatus*) oder die Gemeine Florfliege (*Chrysoperla carnea*) auswirken kann. Eine Vielfalt von Kulturpflanzen könnte jedoch die Konkurrenzsituation entschärfen und diesen einheimischen Blattlausräubern Zuflucht bieten (Vandereycken et al. 2013). Landwirtschaftlich genutzte Felder sind z. B. optimale saisonale Nahrungsquellen für den in Deutschland invasiven Waschbären (*Procyon lotor* [Fischer et al. 2016]). Waschbären können Überträger von Krankheiten sein, die auf Menschen, Haustiere und andere Wildtiere übertragen werden können, einschließlich Tollwut (Beltrán-Beck, García & Gortázar 2012; Vos et al. 2012; Vos et al. 2013).

Das Management invasiver Tiere kann aufgrund ihrer Mobilität oder ihrer mangelnden Nachweisbarkeit schwierig sein. Es wurde jedoch festgestellt, dass es beim Kartoffelkäfer (*Leptinotarsa decemlineata*) keine genetische Vielfalt gibt, was bei der Entwicklung einer Strategie für den integrierten Pflanzenschutz von Vorteil sein könnte (Przybylska et al. 2014). Symbiotische Pilzendophyten (*Epichloë* sp.) von Gräsern können Alkaloide produzieren, die für grasende Wirbeltiere giftig sind. Es wurde festgestellt, dass sich die Infektionsraten und Alkaloide von Grasart zu Grasart unterscheiden und dass sie ohne geeignete Maßnahmen toxisch werden können (Vikuk et al. 2019).

**Verbreitung von Parasiten und Krankheiten:** Invasive Arten können Parasiten und Krankheiten mit sich bringen, die sich ausbreiten und die einheimischen Arten negativ beeinflussen können. So wirken sich beispielsweise die Einführung der Varroamilbe (*Varroa destruc-*

*tor*) und der von ihr verbreitete Flügeldeformationsvirus negativ auf Honigbienen aus, könnte sich aber auch auf einheimische Wildbienenarten ausbreiten (Manley et al. 2019; Peck, Smith & Seeley 2016). Verschärft wird dies durch den weitverbreiteten Handel mit kommerziellen Bienen, der zur Verbreitung und Übertragung von invasiven Organismen wie zum Beispiel Bakterien, die zur Faulbrutkrankheit geführt haben (Goulson & Hughes 2015; Goulson, Lye & Darvill 2008; Owen 2017). Bei Pflanzen kann die Tataren-Heckenkirsche (*Lonicera tatarica*) die Kirschfruchtfliege (*Rhagoletis cerasi*) übertragen, die selbst in Europa heimisch ist, aber zu den wichtigsten Schädlingen im Süßkirschenanbau gehört (Thiem 1935). Ebenso kann Gewöhnliches Hundszahngas (*Cynodon dactylon*) Überwinterungswirt des Maize Rough Dwarf Virus sein (Huth et al. 2007).

Neben der Zusammenstellung des Wissens über direkte Treiber haben wir die Delphi-Methode verwendet und Expert:innen (n = 53) aus verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen und Berufen, beispielsweise Natur- und Sozialwissenschaftler:innen, Landschaftspfleger:innen und Naturschützer:innen, landwirtschaftliche Unternehmer:innen und Mitarbeitende von lokalen Behörden, gebeten, die Stärke der Einflüsse von direkten und indirekten Treibern auf die Artenvielfalt im Agrar- und Offenland in Deutschland von sehr positiv bis sehr negativ zu bewerten (Anhang A3.2 für weitere Einzelheiten und Methoden). Alle direkten Treiber mit Ausnahme der **Extensivierung** wurden als negativ für die Artenvielfalt bewertet. Direkte Treiber im Zusammenhang mit einer veränderten Landnutzung, Veränderung der Struktur der Landschaft, Verschmutzung und invasive, gebietsfremde Arten wurden alle als stark bis mittelmäßig negativ eingestuft, während Treiber im Zusammenhang mit dem Klimawandel, wie die Durchschnittstemperatur oder die Tieffrostphasen, als schwach negativ eingestuft wurden. Es wurde kein Konsens in Bezug auf die Treiber Intensivierung des Ackerbaus (z. B. erhöhter Dünger- und Pestizideinsatz, größere Landmaschinen), Erhöhung der Tierzahlen (z. B. Wiederkäuer) pro Betrieb (z. B. durch Erhöhung der Futteranbaufläche), Ausbreitung der Bewässerung und Aufgabe von Grenzertragsstandorten erzielt. Diese Befragung unterstreicht das zusammengetragene Wissen in diesem Kapitel.

### 3.4.7 Treiberinteraktionen im Agrar- und Offenland

Wenn verschiedene Treiber miteinander interagieren, kann deren negative Wirkung auf die Biodiversität verstärkt werden. Beispiele hierfür sind die sich ge-

gegenseitig verstärkenden Effekte von Klimawandel und Landnutzungswandel oder die Interaktion von Verschmutzung und einer veränderten Struktur der Landschaft (Mantyka-Pringle et al. 2015; Oliver & Morecroft 2014; Outhwaite, McCann & Newbold 2022; Wagner et al. 2021; Williams & Newbold 2020). Gleichzeitig ist es aber auch möglich, dass Änderungen der Auswirkungen eines Treibers die Effekte anderer Treiber reduzieren. Beispielsweise wird die Beibehaltung von Weidewirtschaft oder Mähen bei gleichzeitiger Extensivierung von Grünlandnutzung als Kohlenstoffsänke gesehen, die wiederum den Klimawandel und seine Effekte reduzieren könnte. Dies könnte sich somit doppelt positiv auf den Biodiversitätsschutz auswirken (He et al. 2022; Petermann & Buzhdygan 2021). Die negativen Effekte von Pestiziden wirken sich um ein Vielfaches stärker bei Organismen aus, die unter weiteren Stressfaktoren wie der Abwesenheit von halbnatürlichen Lebensräumen (z. B. durch eine Strukturarmut in der Agrarlandschaft) leiden (Geiger et al. 2010). Neuere Studien zeigen beispielsweise, dass Bienenpopulationen nur durch Pestizide negativ beeinträchtigt werden, wenn sie in einer blühenden Monokultur leben, aber nicht in diversen Blütmischungen (Klaus et al. 2021; Wintermantel et al. 2022). Dies legt nahe, dass die Ernährung von Insekten durch das Vorhandensein von vielfältigen Lebensräumen in der Agrar- und Offenlandschaft ihre Resilienz gegenüber Stressoren wie Pflanzenschutzmitteln oder Klimaextremen erhöht.

Die mit dem Klimawandel einhergehenden Temperatur- und Niederschlagsveränderungen haben vor allem im Zusammenspiel mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung negative Konsequenzen für die Biodiversität (Brunzel et al. 2011; Outhwaite, McCann & Newbold 2022). Steigende CO<sub>2</sub>-Werte können die Effizienz der Photosynthese von Pflanzen beeinträchtigen oder die Wirksamkeit bestimmter Herbizide bei Pflanzen verändern (Peters, Breitsameter & Gerowitt 2014). Es wirkt sich auch auf die Bewässerung und den Wasserverbrauch aus (BLE 2019). Änderungen bei der Produktion von Nutzpflanzen können sich auf die benötigte Wassermenge auswirken, was wiederum Auswirkungen auf das Bewässerungssystem hat. Zudem konnte in Modellen gezeigt werden, dass sich der Klimawandel sehr stark auf die Strukturvielfalt in der Landschaft auswirkt – und zukünftig noch stärker auswirken wird –, da zur Verringerung der Treibhausgasemissionen immer mehr Energiepflanzen angebaut werden (Hof et al. 2018). Wie in Kapitel 3.4.4 beschrieben, führt dies unter anderem zu größeren Schlägen und zum Einsatz von mehr Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln, welche wichtige Treiber

des Biodiversitätsverlustes in der Agrar- und Offenlandschaft darstellen. Die vorhandenen Studien zeigen, dass die Art der Interaktion von Treibern sehr komplex sein kann (Oliver & Morecroft 2014; Redlich et al. 2022; Schulte To Bühne et al. 2021; Williams & Newbold 2020).

### 3.5 Indirekte Treiber von Biodiversitätsänderungen im Agrar- und Offenland

#### 3.5.1 Einleitung

Indirekte Treiber sind Entwicklungen oder Faktoren, die mit menschlichen Entscheidungen im Zusammenhang stehen und die eine indirekte Auswirkung auf die Natur haben. Ein Beispiel hierfür sind Subventionierungen von Blühstreifen entlang von Feldern, welche Landwirt:innen einen Anreiz bieten sollen, solche anzulegen (Witt 2021). Bei indirekten Treibern kann es sich um **politische Entscheidungen und rechtliche Rahmenbedingungen (3.5.2)**, **technologische und wirtschaftliche Entwicklungen (3.5.3)** oder **gesellschaftliche Entwicklungen (3.5.4)** handeln. Indirekte Treiber stellen in der Regel die Ursache für direkte Treiber dar.

#### 3.5.2 Politische und rechtliche Treiber im Agrar- und Offenland

##### 3.5.2.1 Agrarpolitik

In den vergangenen 200 Jahren hat sich die Landwirtschaft in Deutschland stark verändert. Die Art der Landwirtschaft ist dabei eng mit verschiedenen technologischen Innovationen (z. B. Drainagerohren, Bodenbearbeitungs- und Erntemaschinen, Motorisierung und synthetischen Düngemitteln) und/oder mit institutionellen Reformen verknüpft (Jepsen et al. 2015). Im Folgenden soll vor allem die EU-Agrarpolitik mit ihren Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Praxis und Biodiversität näher beleuchtet werden.

Die Agrarpolitik zählt zu den ältesten und wichtigsten Aktionsfeldern der Europäischen Union. Bereits bei der Unterzeichnung der Römischen Verträge 1957 stand eine gemeinschaftliche Landwirtschaftspolitik mit den Zielen Produktionssteigerung, Einkommenssicherung und Marktstabilisierung auf der Agenda (Patel 2009; Thiemeyer 1999). Dabei setzte man im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) zunächst vor allem auf protektionistische Maßnahmen wie Preisgarantien und Außenschutz durch Zölle. Die damalige EWG wurde in den 1960er-Jahren als gemeinsamer Binnenmarkt für Agrarprodukte mit einem einheitlichen Preis konstruiert, in dem Agrarerzeugnisse aus Mitgliedsländern Vorrang besitzen sollten. Einkommensstützung

und eine gemeinsame Marktorganisation gehören seitdem zu den wesentlichen Säulen der GAP. Naturschutz (oder Aspekte der Biodiversität) spielten dabei bis Ende der 1980er-Jahre kaum eine Rolle. Vielmehr standen in den 1950er- bis 1970er-Jahren vor allem die Nahrungssicherheit der Gesellschaft und die Einkommenssicherung im Agrarsektor im Mittelpunkt (Patel 2009; Peèr et al. 2017a; Thiemeyer 1999); in den 1980er-Jahren stellte die vorherrschende Überproduktion die zentral wahrgenommene Herausforderung dar.

Das System der Interventionspreise hatte vor allem Anreize gesetzt, die spezielle Intensität (d.h. den optimalen Inputeinsatz auf einem Standort) und die Produktivität zu steigern, was sich im bis 1980 kontinuierlich steigenden Betriebsmitteleinsatz auf der Fläche zeigte. Die Folgen der in den 1970er-Jahren schrittweise angehobenen Interventionspreise für Getreide, Milch und Fleisch waren ein hoher Selbstversorgungsgrad auf dem EU-Markt sowie Überproduktion, die zu hohen Kosten für Exportsubventionen führten (Lakner 2022). Von den hohen Agrarpreisen gingen Produktionsanreize in der Landwirtschaft aus, die zu einer Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion und damit auch erheblichen Umweltproblemen führten, die der Sachverständigenrat für Umweltfragen 1985 in seinem Gutachten erstmals beschrieb (SRU 1985).

Seit den 1990er-Jahren wurde die Gemeinsame Agrarpolitik in mehreren Reformschritten weiterentwickelt (v.a. MacSharry-Reform 1992, Fischler-Reform 2003, Ciolos-Reform 2013). In Verbindung mit der Umsetzung des Agreement of Agriculture der GATT-Uruguay-Runde 1994 wurden die Agrarmärkte schrittweise liberalisiert. Die Interventionspreise wurden z.B. gesenkt und damit der Anreiz zur intensiven Produktion reduziert. Durch die Fischler-Reform wurden Direktzahlungen von der Produktion entkoppelt, sodass sich der Inputeinsatz heute hauptsächlich an den Marktgegebenheiten orientiert. Zudem wurden die Agrarzölle abgesenkt, sodass die europäischen Betriebe seit 2005 weitgehend der internationalen Konkurrenz ausgesetzt sind. Durch die EU-Erweiterungen 1995, 2004 und 2007 wurde der gemeinsame Markt schließlich deutlich erweitert und der Handel mit Osteuropa intensiviert (Cunha & Swinbank 2011). Im Zuge dieser Reformpolitik wurden im Rahmen der GAP einerseits neue inhaltliche Schwerpunkte gesetzt (z. B. Förderung von Umweltleistungen über die Agrarumweltprogramme der GAP; Einführung einer »Zweiten Säule« im Zuge der Agenda 2000, welche auf ländliche Entwicklung und Strukturpolitik abzielt). Andererseits wurde das Instrumentarium der GAP mit der Förderperiode 2005 bis 2013 neu

ausgerichtet. Dabei lösten Direktzahlungen, die weitgehend von der Produktion entkoppelt sind, das vormalige System der Preisstützungen und Handelsbeschränkungen weitgehend ab. Durch die Einführung von ordnungsrechtlichen Standards (Cross Compliance, seit 2023: Konditionalität) wurden nun auch in der ersten Säule Umweltleistungen mit dem Empfang von Direktzahlungen verbunden.

Auch die Umweltmaßnahmen im Rahmen der GAP sollten zunächst vor allem zum Abbau der Überproduktion beitragen (Osterburg & Stratmann 2002), erst im Laufe der Jahre stieg der politische Wille, die umweltpolitischen Ziele der GAP tatsächlich in die Praxis umzusetzen. Allerdings ist die Effektivität der Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen und vor allem des ab 2015 gültigen Greening eher mäßig (Peèr et al. 2017b; Peèr et al. 2019). Begrenzte positive Effekte konnten aber bereits im Rahmen dieser Maßnahmen erreicht werden. So verfolgte die Förderung einer Stilllegung von Ackerflächen zwischen 1988 und 2008 zwar primär das Ziel, die Überproduktion zu reduzieren, doch wurden auf diese Weise auch Rückzugsräume für Arten geschaffen (Henderson et al. 2000). Es kann gezeigt werden, dass mit Ende der Stilllegung 2008 auch ein Rückgang von Feldvögeln einhergeht (Busch et al. 2020; Hertzog et al. 2023; Traba & Morales 2019).

Die Umwelteffekte der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik ab 2013 waren ebenfalls zweischneidig. Obwohl eine Förderung von Gemeingütern wie Biodiversität oder sauberem Wasser ein erklärtes Ziel der Förderperiode 2014 bis 2020 bildete, gelang es nicht, den Verlust der biologischen Vielfalt auf landwirtschaftlichen Flächen umzukehren. Seit 2015 müssen Betriebe Umweltkriterien einhalten, um Direktzahlungen zu bekommen (Peèr et al. 2017b). Der Ansatz des Greening war aus der Perspektive des Artenschutzes allerdings nicht besonders effektiv (Peèr et al. 2017b; Röder et al. 2021a). Ein weiteres Beispiel für diese Ambivalenzen: Zwar zeigte sich einerseits, dass Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen beispielsweise die in Natura 2000 geschützten Arten und Lebensraumtypen unterstützten (Lakner 2020; Šumrada, Kmecl & Erjavec 2021), jedoch wirkten gleichzeitig hohe Direktzahlungen den Schutzzielen von Natura 2000 entgegen (Šumrada, Kmecl & Erjavec 2021).

Im Hinblick auf die Förderung der Artenvielfalt gäbe es innerhalb der GAP durchaus Potenziale. Seit 2015 wurde der Schwerpunkt Biodiversität in den Agrarumweltprogrammen finanziell ausgebaut (Röder et al. 2022). Allerdings ist die Ausrichtung der Agrarumweltprogramme auf die spezifischen Ziele des Artenschutzes (z. B. über die FFH-Richtlinie) bisher defizitär, auch

wenn es Beispiele von guter Praxis gibt (Lakner, Zinngrebe & Koemle 2020). Die GAP-Reform 2021 bietet durch ihr ergebnisorientiertes Modell das Potenzial für Verbesserung (Peèr et al. 2019; Peèr et al. 2020). Seit der GAP-Reform 2021 ist auch der Schutz der Artenvielfalt und der Landschaften ein explizites Ziel der GAP. Wichtige Debatten behandeln die Frage, wie viele finanzielle Mittel innerhalb der GAP für die Agrarumweltpolitik bereitgestellt werden sollen. Die Vorgaben der GAP-Reform 2021 besagen, dass 25 % der Mittel der ersten Säule und 35 % der Mittel der zweiten Säule für Umweltziele bereitgestellt werden müssen. Auch das neue System der neuen »Grünen Architektur« der GAP greift einige der bisherigen Schwachpunkte auf und setzt mehr auf individuelle Fördermaßnahmen. Durch die »GAP nach 2023« sollen mithilfe der »Grünen Architektur« neue Öko-Regelungen eingeführt werden, die z. B. die Ausweitung der Investitionen in die Überwachung der biologischen Vielfalt, den Wissenstransfer sowie den Aufbau von finanziellen Kapazitäten bei den zuständigen Institutionen zum Ziel hat. Als Teil des Green Deal setzt die EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 das Ziel, dass 10 % der landwirtschaftlichen Flächen Landschaftselemente mit hoher biologischer Vielfalt, wie Hecken oder Blühstreifen, enthalten sollten (European Commission 2021). Die Umweltperformance für die GAP 2023–2027 wird stärker von der umweltpolitischen Ambition der EU-Mitgliedsstaaten abhängig sein (Peèr et al. 2019). Es stellt sich die Frage, inwieweit diese Möglichkeiten ausreichend genutzt wurden oder ob die Umsetzung der GAP-Reform in einigen Mitgliedstaaten eher auf business as usual hindeutet (vgl. Becker, Grajewski & Rehburg 2022; EEB – European Environmental Bureau & BirdLife Europe 2022; Runge et al. 2022).

### 3.5.2.2 Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG)

Ein wichtiger Einflussfaktor ist das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG). Durch die Förderung von Biogasanlagen über konstante Einspeisevergütung seit den 2000er-Jahren wurde der Ausbau von Biogasanlagen in landwirtschaftlichen Betrieben gezielt gefördert. Dies hat zwar zu einem Ausbau von Strom aus Biogas im Strommix geführt; derzeit trägt Biogas mit 5,6 % zur deutschen Stromproduktion bei (BMEL 2022e). Allerdings ging der Ausbau der landwirtschaftlichen Biogasanlagen mit einem deutlichen Ausbau der Maisproduktion in den landwirtschaftlichen Fruchtfolgen einher (Steinmann & Dobers 2013). Es kann gezeigt werden, dass die regionale Konzentration von Biogasanlagen z. B. in Nordwestniedersachsen auch zu regional erhöhten Stickstoffüberschüssen geführt hat (Thiering & Bahrs 2010).

Zur Förderung der erneuerbaren Energien gehört auch die Förderung von Biokraftstoffen (Biodiesel und Bioethanol), die bis 2006 durch einen reduzierten Steuersatz auf Mineralöl, danach durch eine Beimischungsquote für die Mineralindustrie geregelt wurde. Problematisch an dieser Förderung sind die hohen CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten (im Durchschnitt 250 € pro t CO<sub>2</sub>; vgl. Zimmer et al. 2022, S. 58) und der aus der Nachfrage nach Rohstoffen resultierende Landnutzungsdruck. Etwa 5 % der Rohstoffmenge bei Getreide, Mais und Raps werden in Deutschland für Biokraftstoffe verwendet. In der politischen Abwägung wurde 2022 die Entscheidung getroffen, die Verpflichtung, 4 % der Ackerfläche als Brachen für die Biodiversität bereitzustellen (GLÖZ 8), auszusetzen. Die Option, die eher ineffiziente Nutzung von Biokraftstoffen auszusetzen, wurde dagegen verworfen, zulasten der Biodiversität (Lakner 2022).

### 3.5.2.3 Flurbereinigungsgesetz (FlurG)

Das Flurbereinigungsgesetz aus dem Jahr 1953 regelte die Flurbereinigung, d. h. die Umverteilung und Nutzung von Flächen und Flächenbesitz, um eine Verbesserung der Produktions- und Arbeitsbedingungen in der Landwirtschaft zu erreichen. Die oftmals kleinteilige Kulturlandschaft wurde somit an die neuen technischen Möglichkeiten der Land- und Forstwirtschaft angepasst. Agrarmaschinen wie Traktoren oder Mähdrescher ließen sich besonders effektiv auf großen Feldern einsetzen, sodass mit größeren zusammenhängenden und einheitlich genutzten und bewirtschafteten Flächen Erträge gesteigert und Arbeitskosten gesenkt werden konnten (Haber 2014; Möckel & Wolf 2022). Das speziell für Regionen mit Realteilung typische Mosaik kleiner Äcker verschwand daher im Zuge von Flurbereinigungen und innerbetrieblichen Umstrukturierungen in den 1950er- bis 1970er-Jahren zunehmend (Eder 1992; Magel 2012; Oberkrome 2001; Schlosser 1998; Walter 2001).

Seit den Änderungen im Flurbereinigungsgesetz von 1976 (Haber 2014; Magel 2012) gehören zu den Zielen aber auch vermehrt die Gestaltung des ländlichen Raums und, damit verbunden, der Biodiversitäts- und Naturschutz (s. TLBG 2023). Beispiele hierfür bilden die Wiederherstellung großer zusammenhängender renaturierter Moorflächen im schwäbischen Pfrungerburgweiler Ried (Kapfer et al. 2011; Kapfer 2022) oder großflächige Korridore für die Wildkatze (TLBG 2023). Dennoch hatte die überwiegende Zahl vor allem der früheren Flurbereinigungsverfahren den Effekt, die Landschaft zu homogenisieren und Biodiversität, die auf einer heterogenen kleinstrukturell organisierten Landschaft beruht, zu reduzieren (Haber 2014; Magel 2012; Schöbel-

Rutschmann 2021; Wieland, Bode & Disko 1983). Zwischen 1950 und 1990 wurden in der damaligen Bundesrepublik Deutschland fast 70 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche flurbereinigt (Haber 2014). Die Flurbereinigung und das damit verbundene Flurbereinigungsgesetz bilden also ein starkes Rechtswerkzeug, das sowohl förderliche als auch reduzierende Effekte auf die Biodiversität haben kann (Kramp et al. 2008; Möckel & Wolf 2022).

### 3.5.2.4 Naturschutzpolitik

Die **Naturschutzpolitik** ist ein weiterer wichtiger indirekter Treiber der Artenvielfalt. Zu den flächenmäßig bedeutendsten und vorrangig auf Schutz ausgelegten Gebieten zählen die Natura-2000-Gebiete (BfN 2010). Sie gehören zu einem europaweiten Schutzgebietsnetzwerk, in dem gefährdete Arten und Lebensräume geschützt werden sollen, für deren Erhalt die Mitgliedstaaten verantwortlich sind. Viele dieser Gebiete umfassen Offenlandbereiche, in denen Landwirtschaft betrieben wird. Die für die Natura-2000-Gebiete festgelegten Managementpläne zielen auf einen guten Erhaltungszustand der geschützten Arten und ihrer Habitate sowie der geschützten Lebensraumtypen ab und legen zu diesem Zweck häufig Bewirtschaftungsauflagen fest (Vischer-Leopold et al. 2018; Vischer-Leopold et al. 2015).

Das erste gesamtdeutsche Naturschutzprojekt, das **Grüne Band Deutschland**, wurde kurz nach dem Mauerfall und der Friedlichen Revolution am 9. Dezember 1989 gegründet (BUND o. J.). Das Gebiet enthält den Geländestreifen rund um die ehemalige innerdeutsche Grenze und ist Teil des mitteleuropäischen Abschnitts des Grünen Bandes Europa. Das 1.400 km umfassende Gebiet beheimatet viele einzigartige Busch- und Waldlandschaften, Sümpfe und Heiden. Außerdem fungiert es als Wanderkorridor für bedrohte Tiere und Pflanzen (Geidezis et al. 2015). Dieses Projekt wird im Kapitel Transformation (Tab. 10.1) ausführlicher behandelt.

### 3.5.3 Wirtschaftliche und technologische Treiber im Agrar- und Offenland

Nach dem Zweiten Weltkrieg vollzog sich in Deutschland in Ost wie West eine tiefgreifende Umstellung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmethoden, welche einen Umbau ganzer Ökosysteme nach sich zog und mit erheblichen Änderungen der Sozialstruktur einherging.

**Strukturwandel und Abwanderung:** Waren im 19. Jahrhundert – je nach Region – meist zwischen 30 und 60 % der Bevölkerung im primären Sektor (Urproduktion)

tätig (Kaelble 1997, S. 10–11; Roser 2013), so lag ihr Anteil in der Europäischen Union 2019 bei rund 4,4 % (World Bank 2021). In der Nachkriegszeit marginalisierte sich der Anteil der Beschäftigten in der Land- und Forstwirtschaft geradezu. Waren in der alten Bundesrepublik 1950 noch 24,6 % der Erwerbstätigen im primären Sektor tätig, so betrug ihr Anteil an der Gesamtbeschäftigung 1990 nur noch 3,5 % (Destatis 2024a). Im Jahre 2019 lag der Anteil der landwirtschaftlichen Beschäftigten bei 1,2 % (World Bank 2021). Auch der Anteil der Landwirtschaft am Bruttoinlandsprodukt sank von mehr als 8 % (1955, vgl. Tab. 3.6) auf 0,9 % (2021, vgl. Tab. 3.6, Weltbank 2023).

**Ein Treiber des Strukturwandels war die deutliche Steigerung der Produktivität** in der Landwirtschaft vor allem durch die Mechanisierung und die dadurch möglichen größeren Produktionsmaßstäbe. Heute ernährt ein:e Landwirt:in im Schnitt 130 weitere Menschen – etwa das 13-Fache der ersten Nachkriegsjahre – und bewirtschaftet eine größere Gesamtfläche (DBV 2022). Die Größe der landwirtschaftlichen Betriebe wiederum kann einen direkten Effekt auf die Biodiversität haben, wie am Beispiel von Vögeln, Insekten und Pflanzen gezeigt wurde (Batáry et al. 2017; Noack et al. 2022). Die Sozialstruktur des bäuerlichen Mikrokosmos veränderte sich dabei ebenso massiv wie die landwirtschaftlichen Praktiken und Wissensbestände (Uekötter 2010). Damit verbunden, veränderten sich ganze Landschaften und Landschaftsbilder (Hampicke 2018). Möglich wurde diese Transformation der Landwirtschaft vor allem durch den Faktor Energie in Form von mit Treibstoff betriebenen Maschinen und verbesserter Stromnetzinfrastruktur, aber auch durch die Entwicklung und Anwendung von Mineraldünger und Pflanzenschutzmitteln in großem Umfang (Krausmann 2006; Langthaler 2010).

**Tabelle 3.6:** Änderung im Anteil der Landwirtschaft und Arbeitskräfte von 1955 bis 2019. Eigene Darstellung nach Zobbe (2001) nach Daten der OECD (1969) sowie Weltbank (2020).

	Anteil der Landwirtschaft am BIP (%)			Anteil Arbeitskräfte in der Landwirtschaft (%)		
	1955	1960	2018	1955	1960	2019
Belgien	7,9	7,3	0,50	9,3	7,6	1,14
Niederlande	11,4	10,5	1,63	13,2	11,5	2,22
Deutschland	8,0	6,0	0,77	18,5	14,0	1,25
Frankreich	11,4	9,7	1,62	26,9	22,4	2,58
Italien	20,7	15,1	1,94	40,0	32,8	3,72
EU	11,5	9,0	1,51	21,2	17,5	4,10
GB	4,8	4,0	0,63	4,6	4,3	1,14
Dänemark	18,4	14,4	1,02	24,9	21,2	2,17

### 3.5.3.1 Energieverfügbarkeit und Mechanisierung

Seit Beginn der industriellen Revolution hat sich das Energiesystem in Bezug auf seine Zusammensetzung, Quantität und Qualität drastisch verändert (Grubler 2008; Kander, Malanima & Warde 2014; Krausmann & Schandl 2006; Kupper & Pallua 2016). Diese Veränderung und energiebedingte Industrialisierung der Landwirtschaft führte zu großen Veränderungen in der Agrarlandschaft und ihrer Struktur und hatte einen entsprechend großen Einfluss auf die Biodiversität. Die »fossile Energiewende« des 19. und 20. Jahrhunderts zog einen enormen Anstieg des Energieverbrauchs nach sich (Steffen et al. 2011). Dieser Strukturwandel machte auch vor der Landwirtschaft nicht halt. Produzierte diese bis ins frühe 20. Jahrhundert im Schnitt mehr Energie in Form von Biomasse und Nahrung, als die Landwirt:innen in sie investierten, so veränderten sich die Verhältnisse im Zuge von Motorisierung und der zunehmenden Nutzung von mineralischen Düngern und chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln grundlegend (Burke 2009; Kander, Malanima & Warde 2014). Das solare Energieregime wurde zum fossilen Energiesystem. Steigerungen in der **Flächen- und Arbeitsproduktivität** wurden dabei mit einer sinkenden Energieeffizienz der Agrarproduktion erkauft. Damit verschwand auch die traditionell enge Koppelung der Landwirtschaft an lokal verfügbare Ressourcen und an die natürlichen Erneuerungsraten der Ökosysteme (Krausmann 2006, Daten S. 35, 39).

Für das solare Agrarsystem der vorindustriellen Zeit war vor allem die Versorgung mit Stickstoff und anderen Pflanzennährstoffen ein entscheidender limitierender Faktor gewesen. Im 19. Jahrhundert konnte dies nur begrenzt optimiert werden, nämlich durch Innovationen wie Fruchtwechselwirtschaft und Stallhaltung, den Anbau von Hackfrüchten und Futterleguminosen (Klee [*Trifolium sp.*]) sowie seit der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts durch den Import fossiler Düngemittel wie Guano und Chilesalpeter (Kap. 3.1.1). Einen Wendepunkt stellte die Erfindung der Ammoniaksynthese aus atmosphärischem Stickstoff (Haber-Bosch-Verfahren) dar. Da Ammoniaksynthese ein äußerst energieintensiver Prozess ist (Wissenschaftlicher Dienst 2018), entfaltete diese Entwicklung vor allem seit den 1950er-Jahren eine Wirkung in der Breite, weil ab diesem Zeitpunkt mit der Ausbeutung riesiger Lagerstätten in Westasien Mineralöl und Erdgas in reichlichen Mengen und zu günstigen Preisen als Roh- und Brennstoffe zur Verfügung standen (Wissenschaftlicher Dienst 2018). Ähnliche Prozesse lassen sich bei der Produktion und dem Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel beobachten

(BUND 2022). Fossile Brennstoffe kamen darüber hinaus auch als Antriebsstoffe für Traktoren und andere landwirtschaftliche Geräte vom Mährescher bis zur Kettensäge zum Einsatz und nicht zuletzt auch beim Transport landwirtschaftlicher Güter zur Weiterverarbeitung und zu den Konsument:innen. All dies zog eine Vernetzung der damit zusammenhängenden Material- und Energieflüsse auf überregionaler – und zunehmend globaler – Ebene nach sich.

Ein ambivalentes Bild ergibt sich dagegen bei der Suche nach alternativen Energiequellen. Mit dem **Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG)** von 2004 wurden große Anbauflächen für die Bioenergieerzeugung umgewandelt (Kap. 3.5.2.2). Im Folgenden wird landwirtschaftliche Nutzfläche nicht mehr fast ausschließlich zur Lebensmittelproduktion, sondern darüber hinaus auch verstärkt zur Energieproduktion genutzt. Dies führte zu einer Intensivierung des Wettbewerbs am Bodenmarkt, wodurch es 2007/08 zur Aussetzung der Stilllegung kam, was sich jedoch negativ auf die Artenvielfalt auswirkte. An dieser Stelle möchten wir betonen, dass eine extensive Bewirtschaftung für die Biodiversität besser sein kann als die Stilllegung von Flächen ohne Pflege (Prangel et al. 2023; Zuna-Kratky 2023).

Eine wachsende Weltbevölkerung zugleich klimaschonend, biodiversitätsfördernd und auf eine sozial gerechte Weise zu ernähren, ihre Energiebedürfnisse zu befriedigen und den verschiedenen Ansprüchen und Konkurrenzen rund um Landschaft und Flächen gerecht zu werden, gehört zu den großen Herausforderungen der Gegenwart.

### 3.5.3.2 Mechanisierung und Intensivierung in der Landwirtschaft

Die **Rationalisierung und Intensivierung der Landwirtschaft** veränderte landwirtschaftliche Strukturen, Praktiken und Wissensbestände seit der Mitte des 20. Jahrhunderts grundlegend, so etwa die Art und Weise, wie Felder bestellt oder beerntet werden (z. B. Hacken vs. Herbizidanwendung).

Die **Mechanisierung des Agrarsektors**, die bereits im 19. Jahrhundert eingesetzt hatte, wurde zu einem der prägenden Prozesse der Nachkriegszeit. Die Einführung des Traktors reduzierte die Zahl der Zugtiere (Pferde, Zugochsen und Zugvieh), bis sie fast vollständig verschwunden waren (Eckebrecht, Schwintowski & Simon 2016). Parallel dazu erhöhte sich die Zahl der Traktoren zwischen 1950 und 1970 von ca. 74.500 auf 1,36 Mio. Maschinen. Hatten 1950 nur etwa 5 % der Betriebe einen Traktor, so lag der Anteil 1960 bereits bei 62,2 %. 1970 überstieg die Zahl der Traktoren erstmals die Zahl der

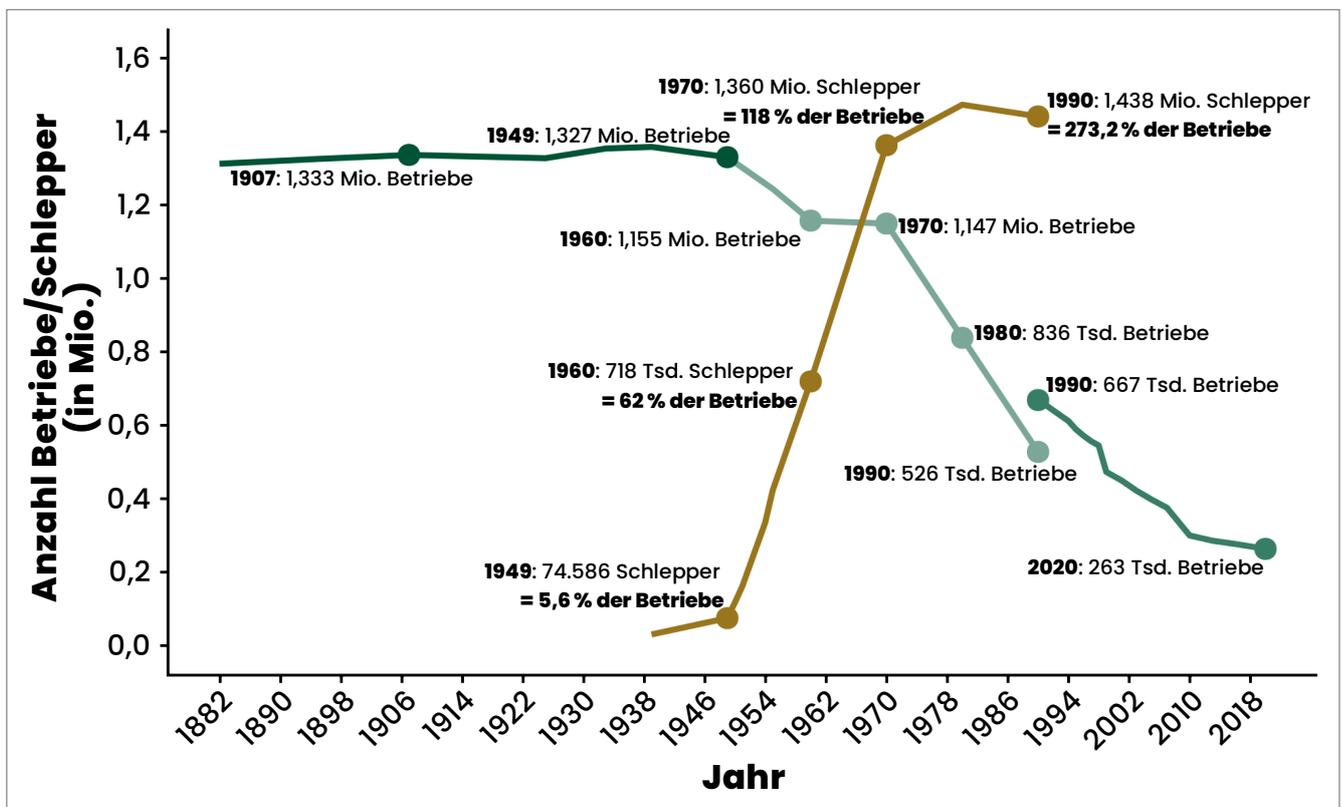
Betriebe (Stat JB Landwirtschaft div. Jg. [BMEL 2023a], Abb. 3.24).

Agrarmaschinen wie Traktoren oder Mähdrescher ließen sich besonders effektiv auf großen Feldern einsetzen. Das speziell für Regionen mit Realteilung typische Mosaik kleiner Äcker verschwand daher im Zuge von Flurbereinigungen und innerbetrieblichen Umstrukturierungen in den 1950er- bis 1970er-Jahren zunehmend (Eder 1992; Magel 2012; Oberkrome 2001; Schlosser 1998; Walter 2001). Vielfältige Fruchtfolgen mit Futterbau waren auch finanziell nicht mehr lukrativ, an ihre Stelle traten einfache Marktfruchtssysteme mit drei bis vier Kulturen. Deren Anbau erforderte wiederum höhere Mengen an Mineraldünger, um den höheren Nährstoffzugang zu kompensieren, sowie synthetische Pestizide, um spezifische Schädlinge zu bekämpfen (Abb. 3.25). Viele Betriebe – in Ost wie West – spezialisierten und vergrößerten sich mit der Intensivierung der Landnutzung, was sich z. B. in Steigerungen der Weizenenerträge und des Selbstversorgungsgrades mit Weizen zeigt (Abb. 3.25). Kostendruck und hohe Investitionen im Zuge der Rationalisierung beschleunigten den Strukturwandel.

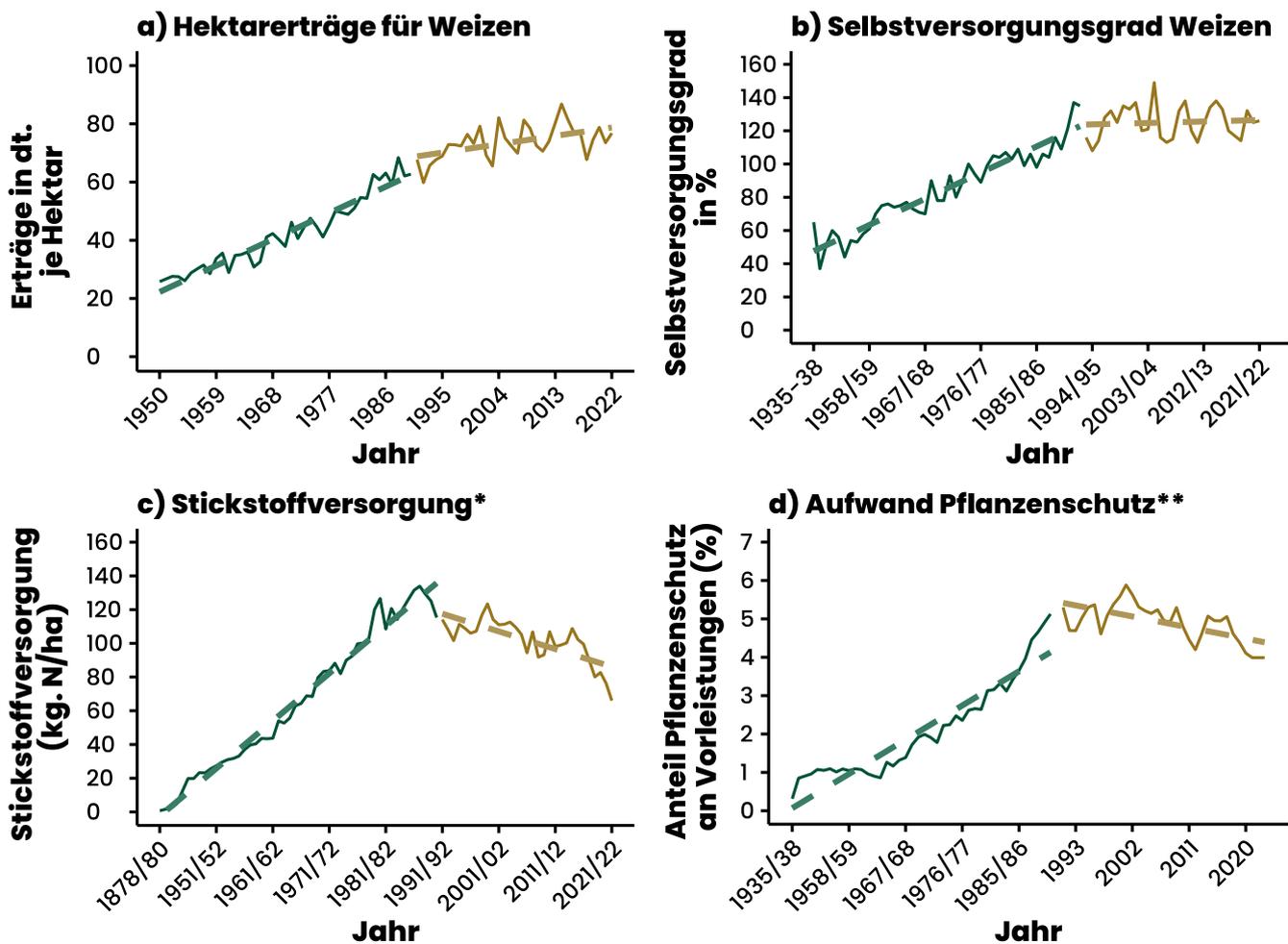
Diese fortschreitende Spezialisierung, Mechanisierung und Intensivierung erhöhten die Produktivität um

ein Vielfaches mit gleichzeitig zunehmend negativen Auswirkungen auf ökologische Indikatoren und ging nicht zuletzt mit einem Verlust von praktischen agrarischen Wissensbeständen einher (Šumane et al. 2018; Fonte 2008). Wie Uekötter 2010 in seiner Studie »Die Wahrheit liegt auf dem Feld« herausgearbeitet hat, konzentrierte sich die Agrarindustrie seit den 1910er-Jahren vor allem auf die Rolle des Bodens als Zwischenspeicher für Pflanzennährstoffe – zulasten der deutlich komplexeren Bodenfruchtbarkeit. Die Verfügbarkeit preiswerter Nährstoffe aus Mineraldünger (Uekötter 2010, S. 439) zog damit oft eine Überdüngung der Böden sowie die Eutrophierung zahlreicher Gewässer nach sich – und beeinflusste nicht nur die Biodiversität und Zusammensetzung der agrarischen, sondern auch der angrenzenden bzw. vernetzten Ökosysteme.

Diese Prozesse wurden daher seit den 1980er-Jahren im Diskurs um einen ökologischen Landbau zunehmend hinterfragt – in der Landwirtschaft selbst sowie in der Politik und der Zivilgesellschaft. Nicht nur Ackerbau, sondern auch Viehzucht erlebte in der Nachkriegszeit einen Umbruch. Viehzucht wurde zunehmend in großen Ställen betrieben, das Futter wurde auf intensiv bewirtschaftetem Grünland geerntet, auf



**Abbildung 3.24:** Entwicklung von Mechanisierung und Betriebszahlen in Deutschland 1882–2020. Anzahl von Betrieben im Deutschen Reich 1882–1949 (dunkelblaugrün), in Westdeutschland 1949–1990 (hellblaugrün) und in Deutschland 1990–2020 (blaugrün). Anzahl der Schlepper in der Landwirtschaft von 1938 bis 1980 (braun). Eigene Darstellung nach Daten des Statistischen Jahrbuches Landwirtschaft, div. Jg., sowie Lakner (2022) und BMEL (2023a).



**Abbildung 3.25:** a) Steigerung der Erträge für Weizen von 1950 bis 2022, b) die Selbstversorgungsgrade (SVG) von 1935 bis 2022, c) die Stickstoffversorgung von 1878 bis 2022 und d) der Aufwand des Pflanzenschutzes in der westdeutschen Landwirtschaft von 1935 bis 2022. Grün zeigt Trends vor 1990 und braune Trends nach 1990. Eigene Darstellung nach Daten des Statistischen Jahrbuches Landwirtschaft, div. Jg., sowie BMEL 2023a.

\* Stickstoffversorgung ist als Absatz von Stickstoffhandelsdüngern je ha landwirtschaftliche Nutzfläche (kg N pro ha) definiert.

\*\* Der Aufwand an Pflanzenschutz ist als Anteil des Pflanzenschutzes an den gesamten landwirtschaftlichen Vorleistungen in % definiert.

Äckern als Futtergetreide angebaut oder importiert. Die Fleischproduktion war bereits seit Mitte des 19. Jahrhunderts gewachsen und nahm in der Nachkriegszeit weiter zu, mit einer durchschnittlichen gesamtdeutschen Rate von 3,2 % jährlich für den Zeitraum von 1949 bis 1989. Seitdem stagniert die Fleischproduktion (Rahlf 2015, S. 243). Der Konsum von Schweinefleisch verdreifachte sich dabei zwischen 1950 und 1970 nahezu auf (bis heute stabile) 60 kg pro Kopf und Jahr (Hirschfelder 2021). Geradezu paradigmatisch für die industrialisierte Tierhaltung wurde das Käfighuhn – für die Eierproduktion optimiert – auf engstem Raum in Massenställen gehalten (Uekötter 2020, S. 551–566). Nicht nur in der Geflügelzucht konnte die Produktivität der Nutztiere dabei massiv gesteigert werden. Die darüber hinaus hohen Besatzzahlen, die durch Stallhaltung mit Zufütterung nicht lokal produzierter Futtermittel geschaffen wurden, führten nicht nur zu einer Über-

produktion von Milch und Butter, sondern auch zur Entstehung riesiger Güllemengen, welche – als Düngemittel auf die Felder ausgebracht – das Grundwasser mit Nitrat und Antibiotika belasten (Clara et al. 2010; Huysman, van Renterghem & Verstraete 1993; Martínez-Carballo et al. 2007).

Seit der Wiedervereinigung ist die Tierproduktion in Deutschland wieder rückläufig. Zwischen 2010 und 2020 verringerte sich die Zahl der Betriebe mit Nutztierhaltung um 22 % (DBV 2021) auf 167.900. Das sind 64 % aller landwirtschaftlichen Betriebe, die noch Tiere halten, verglichen mit 73 % im Jahr 2010. Dagegen nahm in den letzten zehn Jahren die Zahl der Betriebe, die ökologische Tierhaltung betreiben, um 41 % zu (von 12.300 auf 17.300 [Destatis 2021a]), womit die Anzahl von Rindern, Schweinen und Legehennen auf Weiden oder in Freilandhaltung ebenfalls angestiegen ist. All das deutet auf einen Strukturwandel in der Tierhaltung hin.

**Tabelle 3.7:** Wirkungszusammenhänge zwischen Strukturwandel und Artenvielfalt. Diese Darstellung zeigt, wie sich die großen strukturellen Trends auf die Artenvielfalt auswirken.

Treiber	Agrarstrukturelle Wirkung	Wirkung Artenvielfalt
Mechanisierung	Mechanisierte Bewirtschaftung	Verfahren traditioneller Bewirtschaftung mit Handarbeit verschwinden
	Entfernung von Hecken, Gehölzen, Brachflächen	Rückzugsräume für Arten verschwinden aus der Agrarlandschaft
Intensivierung, preisgünstige Verfügbarkeit von chem. Betriebsmitteln	Steigender Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und mineralischem Dünger bis in die 1990er-Jahre	Pflanzenschutz → Treiber des Artenrückgangs
		Nährstoffüberschüsse → Arten von nährstoffarmen Standorten verschwinden, Förderung nitrophiler Arten
Strukturwandel, steigende Betriebsgrößen, Rationalisierung, Spezialisierung	Einseitige Ausrichtung von Fruchtfolgen (Steinmann & Dobers 2013)	Raps und Mais korrelieren mit geringer Artenzahl von Feldvögeln (Busch et al. 2020)
Rationalisierung der Tierhaltung	Ausbreitung der Stallhaltung, Economies of Scale	Rückgang der Weidehaltung, Aufgabe extensiver Grünlandstandorte mit Wirkung auf die dortige Artenvielfalt

**Technologie kann auch für den Erhalt von Biodiversität eingesetzt werden.** Die Zahl der ökologisch wirtschaftenden Betriebe ist gestiegen, und die Biomasse, die hier in Form von z. B. Heu und Stroh erzeugt wird, kann neben der klassischen Verwertung als Futter oder Einstreu mittlerweile bereits in kleinerem Maße auch im Rahmen gängiger und innovativer technischer Maßnahmen (Bioökonomie) verwertet werden. Zu den innovativen Maßnahmen gehören z. B. die biotechnologische Produktion von Dämmstoffen, Pflanzenkohle oder Graspapier als alternative Nutzung. Die Wirkung auf die Biodiversität entsteht indirekt dadurch, dass extensive oder vielfältigere Nutzungen als Alternative zur klassischen Nahrungsmittelproduktion ökonomisch ermöglicht werden. Entsprechend kann ein ökonomischer Anreiz entstehen, wenn auch nährstoffarmes Heu von extensiv genutzten, biodiversen Wiesen wieder gewinnbringend verkauft werden kann. Die Methoden befinden sich größtenteils noch in der Erprobungsphase, dürften aber in Zukunft an Bedeutung gewinnen. Des Weiteren gibt es auch Innovationen zur Reduktion chemischer Inputs wie z. B. sensorgestützte teilflächenspezifische Düngung oder Spot-Spraying über Bilderkennungungsverfahren in der Unkrautkontrolle. Die Wirkung auf Biodiversität entsteht hier sowohl direkt als auch indirekt durch Verminderung von Schadstoffeinträgen.

### 3.5.3.3 Wirtschaftliche Entwicklungen Von regionalen Märkten zu globalen Marktbedingungen

Landwirtschaft als ökonomischer Sektor und Lebenserwerb bewegte und bewegt sich in einem komplexen Spannungsverhältnis aus persönlichen Entscheidungen der Landwirt:innen, überindividuellen Marktdynami-

ken und politischen Steuerungsansätzen. Die Agrarmärkte Deutschlands (und anderer europäischer Staaten) waren selten nur den Aushandlungen zwischen den Marktteilnehmer:innen selbst überlassen, sondern unterlagen seit dem Merkantilismus – mal mehr, mal weniger stark ausgeprägt – der staatlichen Regulierung. Ziel waren die Machtsteigerung des Staates, der Schutz der Binnenwirtschaft sowie möglichst hohe Einnahmen aus dem Fernhandel. Der Landwirtschaft kam aufgrund ihrer Bedeutung für die Ernährung der Bevölkerung eine politische Schlüsselrolle zu – im Physiokratismus galt sie sogar als einzige Quelle des Reichtums überhaupt (Malanima 2010). Auch im 19. Jahrhundert, das gemeinhin als ein Jahrhundert des Freihandels gilt, waren zahlreiche Agrarprodukte mit Schutzzöllen belegt – so etwa im Deutschen Reich ab 1879 Getreide und Vieh in Reaktion auf die Gründerkrise und auf den Druck agrarischer und industrieller Interessenverbände (»Bündnis von Roggen und Eisen«). Schutzzölle waren und blieben umstritten. Der Trend zum Protektionismus verstärkte sich während und nach dem Ersten Weltkrieg noch – und dies nicht nur im Agrarbereich (Patel 2009; Thiemeyer 1999). Die Jahre zwischen 1914 und 1945 waren global eine Zeit der wirtschaftlichen Deglobalisierung, in der Handel vor allem innerhalb der eigenen ökonomischen Einflussbereiche (oft im Rahmen der kolonialen Exportwirtschaft) stattfinden sollte. Nach der Weltwirtschaftskrise und der Machtübernahme der Nationalsozialisten dominierte in Deutschland eine Autarkiepolitik, welche den »Reichsnährstand« einerseits stark subventionierte, andererseits aber auch ideologisierte und im Rahmen der Kriegswirtschaft einer rigiden Steuerung unterwarf (Kluge 2005; Langthaler & Redl 2005).

Nach Gründung der Bundesrepublik 1949 wurde ebenfalls eine protektionistische Agrarpolitik etabliert, die durch Zölle und administrierte Preise die Märkte schützte und spezifische Produktionsanreize setzte. Dies setzte sich nach der Gründung der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft und der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) fort (Kap. 3.5.4). Damit war die Landwirtschaft der Nachkriegszeit nicht wie andere Wirtschaftssektoren den Bedingungen des freien Wettbewerbs unterworfen. Produzent:innen wie Konsument:innen sollten vielmehr vor Mangelsituationen oder Preiserschütterungen möglichst bewahrt werden (Patel 2009; Thiemeyer 1999). Dies bedeutete aber nicht, dass die Landwirtschaft der Bundesrepublik sozioökonomisch stagnierte. Vielmehr vollzog sich seit den 1950er-Jahren im Zuge der Agrarmodernisierung ein tiefgreifender Strukturwandel, der von einer Intensivierung der Produktion, einer zunehmenden Konzentration auf große Einheiten sowie eine Spezialisierung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse gekennzeichnet war. Trotz aller Subventionen gelang es vielen kleineren Betrieben angesichts steigender Betriebskosten und sinkender Marktpreise aber nicht (mehr), wirtschaftlich rentabel zu arbeiten (Bauerkämper 2006).

Noch ausgeprägter war der staatliche Dirigismus in Ostdeutschland. Bodenreformen, Enteignungen und Zwangskollektivierungen in große, spezialisierte landwirtschaftliche Produktionsgenossenschaften (LPG) und Volkseigene Betriebe (VEB), die beide nach staatlichen Planvorschriften zu wirtschaften hatten, reduzierten die Gestaltungsspielräume der Landwirt:innen und führten zu Strukturen, die weder ökonomisch noch ökologisch tragfähig waren. Selbst das Ziel der Eigenversorgung konnte nur begrenzt erreicht werden. Bei hochwertigen Nahrungsmitteln wie Fleisch, Milchprodukten, Gemüse oder Obst bestand ein Konsumdefizit. Futtermittel für die Tierproduktion mussten importiert werden (Kluge 2005, S. 39–49).

Landwirtschaft war somit in der Nachkriegszeit heterogenen Tendenzen unterworfen: einerseits subventioniert und protektioniert, andererseits (speziell seit den 1960er- und 1970er-Jahren) zunehmenden internationalen Verflechtungen und Kommerzialisierungen unterworfen. Diese komplexen Prozesse können hier nur angedeutet werden: Wichtig war erstens (vor allem im Westen) die Bedeutungsverschiebung zwischen den Faktoren Arbeit und Kapital im Zuge der Rationalisierung. Letzteres wurde zum entscheidenden Produktionsfaktor, da die Landwirt:innen für Maschinen, Energie, Düngemittel oder Saatgut zunächst in finanzielle Vorleistung gehen mussten. Zweitens war die Landwirtschaft mit ihren Erzeugnissen zunehmend in großräu-

mige Strukturen eingebunden (Agro-Food Chain) mit immer längeren Wertschöpfungsketten und Wegen zu den Konsument:innen (Langthaler 2010). Drittens versuchten die Erzeuger:innen, sich auf bestimmte Güter im globalen Handel zu spezialisieren. So wurde der einheimische Flachsanbau angesichts der Wettbewerbsvorteile der Baumwolle (und synthetischer Fasern) in Deutschland weitgehend aufgegeben und (wieder) vermehrt auf Leguminosen und Getreideanbau gesetzt.

Im Gegenzug versuchten zahlreiche Landwirt:innen, alternative, oft regional orientierte Vertriebsstrukturen aufzubauen sowie sich neue bzw. zusätzliche Erwerbsfelder zu erschließen (z. B. im Tourismus, man denke etwa an die Initiative »Urlaub auf dem Bauernhof«). Als besonders vielversprechend erwies sich hierbei der ökologisch orientierte Landbau mit eigenen Vertriebs- und Handelsstrukturen (z. B. über den Naturkostfachhandel), der stärker als der konventionelle Anbau auf regionale Wertschöpfungsketten setzt. Die Direktvermarktung von landwirtschaftlichen Produkten ermöglicht einerseits höhere Margen aufgrund der kürzeren Transportwege und geringeren Anzahl von Zwischenhandlungsstufen, andererseits sind die Kosten für Vermarktung und insbesondere Verarbeitung durch die fehlenden Skalierungsmöglichkeiten aber höher als in den üblichen hoch spezialisierten Lieferketten.

Die **Coronakrise** hatte ebenfalls Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Produktion in Deutschland, insbesondere im Bereich der Saisonarbeitskräfte und des internationalen Handels mit Agrargütern. Viele Saisonarbeitskräfte (z. B. für Spargel und Erdbeeren) und Arbeitskräfte für Schlachtbetriebe kamen aus Osteuropa. Die Einreisebeschränkungen sowie die Angst vor der Ausbreitung des Virus erschwerten ihre Verfügbarkeit. 29 % der landwirtschaftlichen Arbeitskräfte in Deutschland waren im Jahr 2020 Saisonarbeiter:innen (BMEL 2023b). Durch die Lockdownmaßnahmen wurden die landwirtschaftlichen Versorgungsketten unterbrochen, was zu Problemen beim Transport von landwirtschaftlichen Betriebsmitteln (wie Saatgut, Dünger und Pestiziden) und bei der Beförderung von Produkten von den landwirtschaftlichen Betrieben zu den Märkten führte (Kalogiannidis & Melfou 2020). Diese Unterbrechung führte zu Verzögerungen, höheren Kosten und in einigen Fällen zu Lebensmittelverschwendung. Obwohl Deutschland mehr produziert, als seine Bevölkerung braucht, ist es auf den internationalen Handel angewiesen, insbesondere bei Produkten wie Milch, Obst, Gemüse, Palmöl und Soja (Destatis 2024b). Die Landwirt:innen sahen sich aufgrund von Marktstörungen und Preisschwankungen zudem mit schwankendem Ein-

kommen konfrontiert. Schwankungen und Veränderungen in der Verbraucher:innennachfrage sowie Ungleichgewichte im Angebot führten zu Preisschwankungen bei Agrarrohstoffen und beeinträchtigten die Rentabilität der Landwirt:innen (Kalogiannidis & Melfou 2020). Die langfristigen Folgen der Pandemiemaßnahmen für die Landwirtschaft sind noch nicht absehbar und müssen laufend beobachtet und bewertet werden.

Der russische **Angriffskrieg gegen die Ukraine** hat eine weitere Versorgungskrise im Agrarsektor ausgelöst. Diese Versorgungskrise betrifft sowohl die Produktion von landwirtschaftlichen Erzeugnissen, speziell von Kulturpflanzen, als auch die Verfügbarkeit von Düngemitteln. Auf dem Getreidemarkt liefern die drei Länder Ukraine, Kasachstan und Russland etwa ein Viertel des Angebots auf dem Weltmarkt (von Cramon-Taubadel 2022; Lakner, Klümper & Mensah 2022). Das betrifft vor allem Weizen, Gerste, Raps, Mais und Sonnenblumen. Aufgrund dieses Versorgungsmangels werden Nahrungsmittelkrisen vorhergesagt. Als Reaktion darauf werden Forderungen laut, EFA-Brachen umzuwandeln und für die Nahrungsmittelproduktion zu nutzen. Dies wird jedoch mehr ökologische als ökonomische Folgen haben (Lakner 2023; Röder 2022), denn die Preise für Getreide waren auch bereits 2021, vor Kriegsbeginn, auf hohem Niveau (European Commission 2022).

### 3.5.4 Gesellschaftliche Treiber im Agrar- und Offenland

In den letzten ca. 200 Jahren hat sich das menschliche **Verständnis der Natur** mehrfach verändert. Der Weg in die industrielle Moderne ab 1800 ging mit einem neuen Naturverständnis einher, bei dem die Verwissenschaftlichung natürlicher Phänomene und die Lösung von religiösen Interpretationszusammenhängen in ambivalenter Spannung zu ihrer Romantisierung und ideologischen Inwertsetzung als Wunsch- und Gegenbild zur säkularen modernen Industriegesellschaft stand (Kupper 2021, S. 28–40). Natur und Landschaften waren (und sind) multifunktionale Gebilde, sie unterliegen einer Vielzahl an teilweise synergetischen, teilweise konkurrierenden Bedürfnissen, Interessen und Nutzungsansprüchen (z. B. zwischen Land- und Forstwirtschaft, Energieproduktion, Naturschutz, Siedlungen, Verkehr, Erholung und Freizeit), deren jeweilige Gewichtung von den Machtstrukturen, politischen Entscheidungen und gesellschaftlichen Präferenzen abhängig war (Gailing, Moss & Röhring 2009).

Die Agrarlandschaft hat als primäre Funktion die Produktion von Nahrungsmitteln und Energie, während offene Landschaften Wildtieren und -pflanzen Le-

bensraum und Ressourcen bieten, die für die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme wichtig sind. Beide wiederum besitzen auch eine fundamentale Bedeutung für die körperliche und seelische Gesundheit der Menschen – und haben als wesentliche Elemente und Grundlagen von Tourismus, Freizeit- und Erholungsnutzung zudem eine wichtige ökonomische Funktion im Rahmen der Regionalentwicklung (Hunter et al. 2019). Bereits die frühe Heimat- und Naturschutzbewegung hatte daher seit dem späten 19. Jahrhundert immer wieder betont, welche essenzielle Rolle die Erholung in der freien Natur für das menschliche Wohlbefinden innehat (Hasenöhl 2011; Schmoll 2004). Im Gegensatz zum US-amerikanischen Preservation Movement, bei dem der Schutz der »Wildnis« im Rahmen von Nationalparks im Vordergrund stand, richtete sich der Fokus des Natur- und Heimatschutzes im deutschsprachigen Raum bis in die 1970er-Jahre hinein dabei vor allem auf die großräumige Bewahrung der traditionellen bäuerlichen Kulturlandschaft (sowie ausgewählter Naturdenkmale, Lekan 2009). Diese »praktische« Bedeutung von Natur und Landschaft trat jüngst in der Coronakrise nochmals besonders augenfällig zutage (siehe z. B. BMU & BfN 2021).

Die »Geburtsstunde« des Umweltbewusstseins und einer gesellschaftlich breit verankerten Umweltbewegung, die in der Umweltgeschichte eine Wendezeit im Mensch-Natur-Verhältnis markiert, kann in den späten 1960er- und frühen 1970er-Jahren verortet werden (Kupper 2021; Radkau 2011). Interessanterweise ging dieser **Wahrnehmungswandel** hin zu einer allgemeineren Wertschätzung von Natur und Umwelt aber nicht (nur) mit einer Stärkung eines anthropozentrisch orientierten Naturschutzes einher, wie er insbesondere in der frühen Nachkriegszeit die Norm war und sich etwa in der Naturparkbewegung der 1950er- und 1960er-Jahre manifestierte (z. B. Einrichtung von Naturparks zur Erholungsnutzung mit Anlegen von Wander- und Reitwegen, Bademöglichkeiten oder sogar Golfplätzen [Frohn, Rosebrock & Schmoll 2009; Hasenöhl & Groß 2022]). Vielmehr rückte in den 1970er-Jahren der Schutz der Natur um ihrer selbst willen wieder ins Zentrum der Umweltdebatten – ein Argumentationsstrang, der bereits die erste Phase des Naturschutzes um 1900 mitbestimmte (»bewahrender Naturschutz«), in den Boomjahren nach 1945 aber gegenüber dem sogenannten gestaltenden Naturschutz, der einen harmonischen Ausgleich zwischen Mensch und Natur propagierte, an Boden verloren hatte. Damit gewann auch ein dynamisches ökologisches Verständnis der Naturbeziehungen im Sinne eines Prozessnaturschutzes an Akzeptanz und Verbreitung (Hasenöhl 2011).

Die **Freizeitnutzung** der Natur kann der Gesellschaft zugutekommen, indem sie das Glücksgefühl steigert und Stress reduziert (Kondo, Jacoby & South 2018; McMahan 2018). Sie kann jedoch auch zu negativen Einflüssen durch Zerstörung oder Verschmutzung der Natur führen. So ist zum Beispiel festgestellt worden, dass das Klettern an Sandsteinfelsen den Flechtenbewuchs entlang der Kletterrouten zerstört (Schweizer, Höschler & Steinbauer 2021). Die vermehrte Nutzung oder Anlage von Wegen zum Mountainbiken oder Wandern hat negative Auswirkungen auf die Vegetationsdecke und auch auf das Verhalten von Tieren (Kuwaczka et al. 2023; Wedegärtner et al. 2022). Ebenso verzögert der Skilanglauf die Frühjahrsblüte der Wiesenvegetation (Steinbauer et al. 2018).

Andere Sportarten können sich positiv auf die biologische Vielfalt auswirken. Für Golfplätze werden große Flächen benötigt, die je nach 9- oder 27-Loch-Anlage zwischen 25 ha und 100 ha oder mehr groß sind. Bei den für die Entwicklung von Golfplätzen vorgesehenen Flächen handelt es sich fast ausschließlich um Ackerland (Gange & Lindsay 2002), sodass ein Vergleich ergab, dass die lokale biologische Vielfalt und der ökologische Wert von Golfplätzen größer ist als bei intensiv bewirtschafteten landwirtschaftlichen Flächen (Colding & Folke 2009; Tanner & Gange 2005). Der Ausbau bzw. die Erweiterung von Golfplätzen wird von Naturschutzorganisationen nach wie vor kritisch gesehen, obwohl gut geplante und bewirtschaftete Golfplätze, die in eine große, homogene Agrarlandschaft eingebettet sind, Rückzugsgebiete für Tiere und Pflanzen sein können und einen hohen ökologischen Wert haben (Colding & Folke 2009; Saarikivi 2016). Projekte wie GolfBiodivers bewerten die Biodiversität auf Golfplätzen, um durch verschiedene landschaftsgestalterische Maßnahmen die Artenvielfalt dauerhaft zu fördern (DGV 2023).

Der **Agrartourismus** bietet den landwirtschaftlichen Betrieben mehrere Vorteile, darunter die Schaffung eines Nebeneinkommens, die Verringerung der Abwanderung und die Diversifizierung der ländlichen Wirtschaft (Oppermann 1996). Die Diversifizierung der ländlichen Wirtschaft kann zur Erhaltung und Pflege der landwirtschaftlichen Flächen beitragen und somit zu einer nachhaltigeren Entwicklung führen (Bosmann, Hospers & Reiser 2021). Einige europäische Regionen (z. B. Bayern und Südtirol) haben den Agrotourismus erfolgreich entwickelt, während die meisten anderen ländlichen Regionen in Deutschland dies nicht getan haben. Dies könnte daran liegen, dass es sich um einen Nischenmarkt handelt oder die Werbung in der Regel durch »Mund-zu-Mund-Propaganda« erfolgt (Sidali 2014). Die Förderung

nicht marktbestimmter landwirtschaftlicher Dienstleistungen könnte nicht nur aus touristischen Gründen, sondern auch zum Schutz der biologischen Vielfalt subventioniert werden (Hackl & Pruckner 1997).

### 3.5.4.1 Das Konsumverhalten

Die zunehmende Urbanisierung und Globalisierung haben zu einer teilweisen Entfremdung **der Verbraucher:innen von der Lebensmittelproduktion geführt**. Telecoupling beschreibt die umwelt- und sozialökonomischen Effekte, die über lange Distanzen eintreten können (Liu et al. 2013), z. B. wenn deutsche Konsument:innen Sojaprodukte aus dem Amazonasbecken kaufen (Sellare & Börner 2022). Der Konsum landwirtschaftlicher Produkte hat mit der gestiegenen Kaufkraft und der wachsenden Bevölkerung im Laufe des 20. Jahrhunderts stark zugenommen (Weltbank 2023), mit oft negativen Auswirkungen auf die biologische Vielfalt. So haben sich Fleischproduktion und Fleischkonsum seit 1970 fast verdreifacht (UBA 2013). Untersuchungen des WWF haben jedoch ergeben, dass es möglich ist, den ökologischen Fußabdruck der Lebensmittelproduktion deutlich zu verkleinern und gleichzeitig den Flächenverbrauch zu vermindern, ohne auf eine ausgewogene Ernährung auf hohem Niveau verzichten zu müssen (Noleppa & Carlsburg 2015). Dies wäre durch eine gesündere (und fleischärmere) Ernährung und eine Verringerung der Lebensmittelverschwendung möglich (ebd.). Der Anteil der Veganer:innen oder Vegetarier:innen in Deutschland ist seit 2015 gestiegen (IfD Allensbach 2022), was bereits zu einer relativen Abnahme der Nachfrage und Bedeutung tierischer Lebensmittel geführt hat. Allerdings gibt es immer noch Wissenslücken in Bezug auf die Ernährung (Brown & Coates 2019), vor allem wenn es um Protein-/Fleischalternativen geht (Xiong 2023). Seit den 2000er-Jahren ist das Bewusstsein für Biolebensmittel, Tierwohl oder die Gefahren von stark verarbeiteten Lebensmitteln aber insgesamt gestiegen (Hanke & Öko-Institut e. V. 2021).

Ebenso ist die **Nachhaltigkeit** der gekauften Produkte zu einem wichtigen Thema geworden (IfH Köln 2019). Die Einführung von Lebensmittelsiegeln wie dem NutriScore oder dem Bio-Siegel hat es den Verbraucher:innen erleichtert, bewusster einzukaufen. Mehr als ein Drittel der Verbraucher:innen kauft jetzt häufiger Biolebensmittel (BMEL 2022d). Ein schlecht funktionierendes Zertifizierungssystem kann jedoch die Gefahr des »Greenwashing« bergen, was dem Vertrauen der Verbraucher:innen in das System schadet (UBA 2013). Im Einklang mit dem nachhaltigen Konsum steht der Kohlenstofffußabdruck eines Produkts. Dabei han-

delt es sich um eine Schätzung der Gesamtmenge an Treibhausgasen (THG), die aus der Lebenszyklusperspektive einer Ware oder Dienstleistung (im Folgenden als Produkt bezeichnet) emittiert werden. Diese Kennzeichnung soll einen Überblick über den Beitrag eines Produkts zum Klimawandel geben (Galli et al. 2012; Kronborg Jensen 2012). Trotz dieser Bemühungen um einen nachhaltigeren Konsum (Statista 2022b) werden jedes Jahr jedoch weiterhin mehr als zwölf Mio. t Lebensmittel in Deutschland weggeworfen, wobei mehr als die Hälfte davon vermeidbar wäre (BMEL 2022a). Letztlich sind eine Umstellung des Konsum- und Lebensmittelsystems auf einen nachhaltigen, verantwortungsvollen Konsum, eine Reduzierung des Fleischkonsums und eine Verringerung der Lebensmittelverschwendung erforderlich (UBA 2013). Eine neue Studie zum Konsumverhalten zeigt, dass die Wahl der landwirtschaftlich erzeugten Lebensmittel mit dem Gesundheitsbewusstsein der Verbraucher:innen und dieses eng mit dem Image des Lebensmittels und der Kennzeichnung verknüpft ist. Vertrauen und Ethnozentrismus (Voreingenommenheit eines Konsumenten gegenüber fremden Meinungen) spielen weiter eine große Rolle im Konsumverhalten hinsichtlich landwirtschaftlich erzeugter Lebensmittel (Anusha Siddiqui et al. 2023). Dies verdeutlicht die Wichtigkeit, Konsument:innen faktenbasiert aufzuklären. Auch zeigte eine Synthesestudie, dass Konsument:innen bereit sind, mehr zu zahlen, wenn nachhaltig produzierte Lebensmittel mit einem CO<sub>2</sub>-Fußabdrucks-Label versehen sind (Rondoni & Grasso 2021).

#### 3.5.4.2 Das gesellschaftliche Engagement

Durch die jüngste mediale Aufmerksamkeit für die biologische Vielfalt und deren Verlust, vor allem durch die sogenannte Krefeld-Studie (Hallmann et al. 2017) hat das **zivilgesellschaftliche Engagement** durch Bürger:inneninitiativen, Klimaaktivist:innen und die Unterstützung von NGOs zu Fragen des Natur- und Artenschutzes in den letzten Jahren erneut zugenommen (Felgentreff, Buchholz & Straka 2023). In einzelnen Bundesländern hat dies Bürger:innenbegehren bzw. Volksentscheide nach sich gezogen, die sich zum Teil auf die Gesetzgebung ausgewirkt haben. Zudem wurden bestehende Förderinstrumente erweitert und die Fördermittel zum Teil stark erhöht, einschließlich der Schaffung neuer Stellen im amtlichen Naturschutz. Beispiele sind das Volksbegehren »Artenvielfalt und Naturschönheit in Bayern – Rettet die Bienen«, das Projekt »Diversität von Insekten in Naturschutz-Arealen (DINA)«, die BMBF-Forschungsinitiative zum Erhalt der Artenvielfalt (FEa) oder das Bundesprogramm Biologische Vielfalt.

Zivilgesellschaftliche Initiativen spielen traditionell bei der Förderung der biologischen Vielfalt eine wichtige Rolle. Als eine der ersten Kampagnen der Naturschutzbewegung gilt die transnationale Vogelschutzinitiative gegen den Federschmuck auf Damenhüten zu Beginn des 20. Jahrhunderts. Auch der Verlust von Feldgehölzen und Hecken in der Landwirtschaft geriet frühzeitig ins Visier von Vogelschützer:innen wie Lina Hähnle (1851–1941 [Wöbse 2017]) – ein Dauerbrenner im Naturschutzdiskurs, der in der »Versteppungsdebatte« der 1930er-Jahre einen Höhepunkt fand (Zeller 2002). Die meisten zivilgesellschaftlichen Naturschutzkampagnen fokussierten bis in die 1980er-Jahre hinein allerdings nicht auf agrarische Landschaften, sondern thematisierten vielmehr den Artenverlust im Offenland, wobei das alpine Ödland, Moor- und Heidelandschaften sowie das Wattenmeer besonders große Aufmerksamkeit erhielten (Hasenöhr 2011). Zu diesen breiten- und öffentlichkeitswirksamen Initiativen zählen etwa Patenschaftsaktionen für Wildtiere, das heutige Crowdfunding zur Unterstützung von Naturschutzprojekten (Gallo-Cajiao et al. 2018; Kubo et al. 2021), aber auch längerfristige Aktivitäten wie die in den 1970er-Jahren ins Leben gerufene Kampagne zum Amphibienschutz. Naturschutzvereine wie NABU, BUND oder Greenpeace haben heute höhere Mitgliederzahlen als große politische Parteien. Im BUND sind derzeit rund 675.000 Menschen engagiert, fast doppelt so viele Personen wie etwa in der CDU (2021 etwa 384.000 Mitglieder [BUND 2023]) – ein enormes Mobilisierungspotenzial für Biodiversität und Artenschutz.

Ebenso gibt es Initiativen, um die Öffentlichkeit einzubeziehen und aufzuklären und dabei gleichzeitig die Natur zu schützen, zum Beispiel »Puppenstuben gesucht – Blühende Wiesen für Sachsens Schmetterlinge« (<https://www.schmetterlingswiesen.de/Pages/SwContent.aspx?id=2>), Insektenwiesen Hessen (<https://gemeinsamforschen.senckenberg.de/en/mitmachen/citizen-science/insektenwiesen-hessen/>) und Feldhamsterland ([www.feldhamster.de/](http://www.feldhamster.de/)).

Wie bei den direkten Treibern haben wir auch für die indirekten Treiber die Delphi-Methode angewendet und Expert:innen (siehe auch Kapitel 3.4.7) über den Einfluss von indirekten Treibern auf die Artenvielfalt in der Agrar- und Offenland in Deutschland befragt. Die Bewertung wurde für eine Gewichtung der indirekten Treiber auf einer Skala von sehr positiv bis sehr negativ durchgeführt (Anhang A3.2 für weitere Einzelheiten und Methoden). Drei indirekte Treiber wurden als positiv für die biologische Vielfalt bewertet, während die übrigen zehn einen mittleren bis schwachen negativen Einfluss

hatten: Das »Grüne Band« nach 1990 wurde mit einer mittleren positiven Wirkung bewertet, während gesellschaftliche Triebkräfte wie **zivilgesellschaftliches Engagement** (z. B. Bürgerinitiativen, NGOs) und **Wertewandel und Umweltbewusstsein** mit einem schwachen positiven Einfluss bewertet wurden. Bei sechs indirekten Triebkräften, die meisten davon politische Triebkräfte, wurde kein Konsens erzielt. Die Befragung unterstreicht die Wichtigkeit der Gesellschaften für den Schutz der Biodiversität im Agrar- und Offenland.

### 3.5.5 Synergien/Barrieren zwischen indirekten Treibern & Biodiversität

Indirekte Treiber aus allen Bereichen können positive wie negative Auswirkungen auf die Biodiversität haben. Interessen und Ansprüche interagieren und können zu Synergien gleichermaßen wie Barrieren und Trade-offs führen. Eine bedeutende Barriere, die immer wieder zu Schwierigkeiten beim Biodiversitätsschutz trotz grundsätzlicher Bereitschaft aller Akteure führt, sind der vielfache Anspruch an eine Fläche und der damit verbundene Flächendruck. Es werden Flächen für Wohnungsbau, Infrastruktur und landwirtschaftliche Produktion benötigt bei dem gleichzeitigen Anspruch, Flächen mit dem vorrangigen Ziel des Biodiversitätsschutzes aus der intensiven Nutzung zu nehmen. Selten erfolgt dabei eine eher langfristig angelegte Priorisierung der Biodiversität gegenüber kurzfristigen Nöten wie Lebensmittelversorgung oder Wohnungsbau.

Diese Konflikte aus unterschiedlichen gesellschaftlichen und, damit verbunden, auch politischen Interessen führen oft in Verbindung mit kurzfristigen wirtschaftlichen Prioritäten zu einem geringeren Biodiversitätsschutz. Gleichzeitig besteht gerade mit der aktuellen gesellschaftlichen Bereitschaft, sich für Fragen des Biodiversitätsschutzes zu engagieren, die Chance für Synergien, beispielsweise hinsichtlich einer Initiierung und Umsetzung technologischer Entwicklungen, die effizienzsteigernd wirken und den Flächendruck reduzieren könnten, wie effizienterer Wohnungs- und Infrastrukturbau oder eine Effizienzsteigerung in der landwirtschaftlichen Produktion ohne Flächenzuwachs. Dazu gehören multifunktionale Landnutzungskonzepte wie Agri-PV, die Synergiepotenzial zwischen Landwirtschaft und Stromerzeugung haben können (Sponagel et al. 2023). Mit dem Flächendruck und den damit verbundenen hohen Bodenpreisen steigen auch die Kosten für Biodiversitätsförderung. Neben den (Opportunitäts-) Kosten für die ausschließlich für Naturschutz genutzten Flächen entstehen dabei auch Kosten durch biodiversitätsfördernde Maßnahmen und eine entsprechende

Landschaftspflege. Die Kosten für Maßnahmen, die im Rahmen der gemeinsamen europäischen Agrarpolitik umgesetzt werden, sind bekannt, alle weiteren außerhalb dieses Rahmens stattfindenden Schutzmaßnahmen in der Agrarlandschaft sind bis dato nur unzureichend auf Kosten analysiert worden (Iacona et al. 2018; White et al. 2022), mit gewissen Ausnahmen, z. B. bei den Kosten von Saatgut und Blühstreifen (Thünen-Institut 2022).

#### 3.5.5.1 Flächenkonkurrenz als Barriere und Potenzial für Synergien

Zwischen 2018 und 2021 wurden durchschnittlich 55 ha pro Tag für Siedlungs- und Verkehrsflächen in Anspruch genommen (Destatis 2021b). Es kann angenommen werden, dass es sich dabei zu einem großen Anteil um landwirtschaftliche Nutzflächen gehandelt hat. Gemäß der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie soll der Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche bis zum Jahr 2030 auf unter 30 Hektar je Tag reduziert werden (Deutsche Bundesregierung 2021). Zusätzlich gibt es weitere Raumnutzungsansprüche wie Naturschutz, Naherholung und erneuerbare Energien, welche in Konkurrenz zur landwirtschaftlichen Nutzung stehen. So gehen beispielsweise die mit der Ausweitung der Siedlungs- und Verkehrsfläche einhergehenden naturschutzrechtlichen Kompensationsmaßnahmen häufig wiederum zulasten der landwirtschaftlichen Nutzfläche (Sponagel et al. 2021a). Bis zum Jahr 2030 könnten bis zu 0,3 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche für Photovoltaik-Freiflächenanlagen verloren gehen, bis zum Jahr 2050 sogar 0,7 % (Schindele 2021). Heute liegt der Anteil bei ca. 0,1 % (Böhm, de Witte & Michaud 2022). Zwischen 2000 und 2018 sank die landwirtschaftlich nutzbare Fläche insgesamt um ca. 0,1 % pro Jahr (Haß et al. 2020). Unter dem Aspekt der Flächenkonkurrenz bzw. dem Flächendruck ist auch die Wiedervernässung von Mooren zu nennen, die in Deutschland etwa 7 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche ausmachen. Dabei gibt es starke regionale Disparitäten bezüglich der räumlichen Verteilung. So machen organische Böden in einzelnen Regionen in Niedersachsen bis zu 30 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche aus (Dewitz et al. 2023). Zur Erreichung von Klimaneutralität im Jahr 2045 müssen diese Flächen wiedervernässt und geschützt werden (BMUV 2022). Die Konkurrenz um Fläche für Biodiversität, Nahrungssicherheit und erneuerbare Energien ist somit eine wichtige Barriere für den Schutz der Biodiversität. In diesem Zusammenhang ist es wichtig, Mehrfachnutzungen von Flächen wie z. B. in Agroforstsystemen oder Agri-Photovoltaik zu bedenken.

## 3.6 Instrumente und Maßnahmen im Agrar- und Offenland

### 3.6.1 Einleitung

Um den in den vorigen Kapiteln beschriebenen negativen Trends entgegenzuwirken, müssen geeignete Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der Biodiversität im Agrar- und Offenland identifiziert und umgesetzt werden. Diese müssen ökonomische, technologische, politische, rechtliche und gesellschaftliche Rahmenbedingungen berücksichtigen, die sich auf das Agrar- und Offenland auswirken, vor allem, aber nicht nur im Zusammenhang mit der Landwirtschaft. Die Lösungsansätze müssen somit vielfältig sein und viele Sektoren integrieren (Leopoldina 2020). Lösungen setzen zudem auf verschiedenen Ebenen an und können sowohl durch individuelle Landnutzer:innen oder Kommunen umgesetzt werden, z. B. durch das Anlegen einer Hecke (Maßnahme), als auch entscheidend auf der politischen Ebene vorangetrieben werden, z. B. durch Veränderungen in der Ausgestaltung der europäischen Agrarpolitik (Instrument). Zur Umsetzung entsprechender Maßnahmen stehen diverse Instrumente zur Verfügung. Dazu zählen das Ordnungsrecht (z. B. Mindestanforderungen; Kap. 3.6.2.1), finanzielle Anreizsysteme (z. B. der GAP; Kap. 3.6.2.2) sowie informationelle und organisatorische Instrumente (z. B. Biodiversitätsberatung; Kap. 3.6.2.3). Zu den verschiedenen Arten von Maßnahmen, die die biologische Vielfalt fördern, gehören der Natur- und Flächenschutz (z. B. Natura-2000-Gebiete; Kap. 3.6.3.1), Änderungen in der Bewirtschaftung (z. B. Umstellung auf ökologischen Landbau; Kap. 3.6.3.2) oder Impulsmaßnahmen, die einmalig durchgeführt werden (z. B. Schaffung von Nistplätzen für Wildbienen oder Amphibien; Kap. 3.6.3.3). Nachfolgend werden einzelne Instrumente sowie ausgewählte Maßnahmen näher erläutert und hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Biodiversität bewertet.

### 3.6.2 Ausgewählte Instrumente im Agrar- und Offenland

#### 3.6.2.1 Ordnungsrechtliche Instrumente

Zu den ordnungsrechtlichen Instrumenten zählen unter anderem alle Instrumente zur Unterschutzstellung von Agrar- und Offenlandflächen. Darunter fallen Vorgaben zu Natura-2000-Gebieten (§§ 31–36 BNatSchG) und weiteren Schutzgebieten sowie zum allgemeinen (§ 39 BNatSchG) und vor allem zum speziellen Artenschutz (§§ 44, 45, 45b, 45d BNatSchG). Ein weiteres Instrument stellen die naturschutz- sowie die baurechtliche Eingriffsregelung (Gesetz über Naturschutz und Land-

schaftspflege BNatSchG [§§ 13–19] und BauGB [§ 1a] inkl. der Spezifizierungen in den Bundesländern [Kompensationsverordnungen]) dar. Die Eingriffsregelungen bieten auch Möglichkeiten der Kooperation zwischen Naturschutz und Landwirtschaft, z. B. über die produktionsintegrierte Kompensation (Sponagel et al. 2021b). Dadurch können seitens der Landwirtschaft freiwillige und langfristige biodiversitätsfördernde Maßnahmen in der Agrarlandschaft gegen monetären Ausgleich umgesetzt werden.

Ebenso sind in dieser Kategorie Mindestanforderungen an die landwirtschaftliche Nutzung zu nennen. Darunter fallen die Grundsätze der guten fachlichen Praxis (§ 17 BBodSchG bzw. § 5 BNatSchG). In diesem Kontext sind zudem weitere rechtliche Instrumente auf Bundesebene wie z. B. die Düngeverordnung (DüV), das Pflanzenschutzgesetz (PflSchG), die Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung (PflSchAnwV) sowie das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) aus Sicht der Biodiversität relevant. Insbesondere die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln stellt einen wesentlichen Hebel zur Reduktion von negativen Umwelteinwirkungen dar. Allerdings zeigen unabhängige Studien, dass die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln mehr Experimente mit verschiedenen wild lebenden Insekten und auf unterschiedlichen Kulturen benötigt (Wintermantel et al. 2022). Eine unangemessene Bewertung der Umweltrisiken im Wege der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln wird ebenfalls als Treiber für den Verlust der Artenvielfalt angesehen (Brühl & Zaller 2019).

Viele Verordnungen leiten sich dabei aus Richtlinien der EU ab, die wie im Fall der Nitratrichtlinie (RL 91/676/EWG) in nationales Recht überführt werden müssen. Zu erwähnen ist auch, dass manche EU-Vorgaben in der Vergangenheit durch Strafen dazu geführt haben, dass Landwirt:innen für manches biodiversitätsfreundliches Handeln bestraft wurden.

#### 3.6.2.2 Finanzielle Förderinstrumente

Im Bereich der finanziellen Förderinstrumente ist vor allem die Gemeinsame Agrarpolitik der EU (GAP) von Bedeutung. Die nationale Umsetzung wird dabei wesentlich von den Vorgaben auf EU-Ebene bestimmt, die im Rahmen der Verordnung (EU) 2021/2115 über die GAP-Strategiepläne festgelegt sind. Somit muss zwischen der Bereitstellung von Optionen durch die EU (GAPSPVO) und der konkreten Ausgestaltung auf deutscher Ebene differenziert werden. In der aktuellen Förderperiode 2023–2027 stehen drei Instrumente in der GAP zur Verfügung: die GAP-Konditionalität, d. h. verpflichtende Produktionsstandards wie der Fruchtwech-

sel auf Ackerland, Agrarumweltmaßnahmen und die Eco-Schemes.

In den Agrarumweltmaßnahmen und in den Öko-Regelungen (Eco-Schemes) der neuen GAP ab 2023 sind viele Maßnahmen zum direkten Erhalt der Biodiversität, aber auch für den Klimaschutz und die indirekte Förderung der Biodiversität enthalten, z. B. durch die Reduzierung von Stoffeinträgen, insbesondere von Pflanzenschutzmitteln und Stickstoff (»CAP 2023–27« 2023). Dies stellt auch eine Reaktion auf die eher geringe Wirksamkeit und Effizienz der Maßnahmen der vergangenen GAP-Förderperioden (Kleijn et al. 2011; Lakner et al. 2017; Peèr et al. 2017b) sowie auf gesellschaftliche und politische Forderungen nach mehr Umwelt- und Klimaschutz dar. Agroforstsysteme (AFS) sind auch in der neuen Förderperiode inkludiert (European Commission 2024). Das bedeutet, AFS sind auf Ackerland, Grünland und in Dauerkulturen als Teil der beihilfefähigen landwirtschaftlichen Fläche definiert. Im Rahmen der Ersten Säule der GAP wurde die Beibehaltung der agroforstwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise im Jahr 2023 als Ökoregelung 3 in den Maßnahmenkatalog der freiwilligen GAP-Ökoregelungen (Eco-Schemes) aufgenommen. Darüber hinaus können die Bundesländer nach Maßgabe der EU-Verordnung 2021/2115 die Anlage und Erweiterung von AFS über eine Investitionsförderung im Rahmen der zweiten Säule bis zu 100 % unterstützen (Europäische Union 2021). Dies wurde bislang jedoch nur durch Bayern, Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern in Anspruch genommen.

Die überwiegende Anzahl der Agrarumweltmaßnahmen in der GAP basiert auf einer maßnahmenorientierten Förderung, d. h., die Förderung erfolgt für eine bestimmte Aktivität wie das Anlegen eines Blühstreifens, das Einhalten von Schnittzeitpunkten im Grünland oder von Düngungsobergrenzen (Lakner et al. 2021; Simoncini et al. 2019). Im Vergleich dazu erfolgt die Vergütung von Maßnahmen bei einem ergebnisorientierten Ansatz in Abhängigkeit vom erreichten Zielzustand. Zu diesem Zweck werden Indikatoren benötigt, die eine Messung des naturschutzfachlichen Effekts einer Maßnahme ermöglichen (Elmiger et al. 2023). Beispiele für Indikatoren sind die Anzahl von bestimmten Pflanzenarten auf Grünland (Kaiser et al. 2010). Derzeit ist dieser Ansatz vor allem bei Maßnahmen auf Grünlandstandorten in der Praxis etabliert (Elmiger et al. 2023). Die derzeitigen Herausforderungen bestehen vor allem in der Messbarkeit bzw. den damit verbundenen Kosten sowie der potenziellen Unsicherheit aufseiten der landwirtschaftlichen Betriebe über die Vergütung der Maßnahmen (Bartkowski et al. 2021; Elmiger et al. 2023). Um diese

Unsicherheit zu adressieren, können Prämien in der GAP z. B. bei den Ökoregelungen nun abseits des reinen Nachteilsausgleichs auch eine Anreizkomponente enthalten (gemäß Art. 31 Abs. 7 Buchstabe a). Durch technischen Fortschritt und digitale Lösungen, wie die Bereitstellung von Fernerkundungs- oder Smartphone-Applikationen (Apps) zur Identifikation und Dokumentation des Vorkommens bestimmter Arten auf einer Fläche, könnten ergebnisorientierte Förderansätze künftig jedoch praktikabler umgesetzt werden und damit an Bedeutung gewinnen (Elmiger et al. 2023; Franke, Keuck & Siegert 2012; Lange et al. 2022). Gemäß der Verordnung über die GAP-Strategiepläne VO (EU) 2021/2115 müssen die Mitgliedstaaten in diesem Kontext ein Bewertungssystem einrichten, welches die Effizienz bzw. Zielerreichung der Öko-Regelungen sicherstellt. Dies könnte mittels eines Punktesystems ähnlich dem der »Gemeinwohlprämie« erfolgen, mit dem Umweltleistungen gemessen werden können (Röder et al. 2021b).

Außer den Möglichkeiten aus der GAP und den gesetzlichen Regelungen gibt es im Bund und vor allem in den Bundesländern verschiedene Programme zum Erhalt und zur Verbesserung der Biodiversität. Beispiele auf Bundesebene wären »Life plus Nature« (eigentlich EU-Programm), Naturschutzgroßprojekte oder Projekte nach dem Bundesprogramm Biologische Vielfalt. Wichtig in den Ländern sind die verschiedenen Programme zur Landschaftspflege, die unterschiedlich finanziert werden, z. T. mit EU-Kofinanzierung, z. T. rein landesfinanziert. Naturschutzverbände und andere Vereine, die teils mithilfe von finanziellen Mitteln der Landschaftspflege gefördert sind, teils aber auch rein privat bzw. durch Mitgliedsbeiträge oder Spenden finanziert werden, haben zudem eine wichtige Rolle bei der Umsetzung von Förderprogrammen.

Zudem existieren marktbasierende Instrumente wie Aufpreisinitiativen für bestimmte Produkte, die nach besonderen Auflagen zum Schutz und Erhalt der Biodiversität hergestellt wurden. Als Beispiele wären hier das Programm »Landwirtschaft für Artenvielfalt« oder eine besondere Vermarktung von Heumilch zu nennen. In diesem Kontext stellt eine auf den Biodiversitätsschutz ausgerichtete Verbraucherpolitik ein wichtiges Instrument dar (Ortiz et al. 2021).

### 3.6.2.3 Informationelle und organisatorische Instrumente

Zu den informationellen bzw. organisatorischen Instrumenten zählen die Beratung landwirtschaftlicher Betriebe hinsichtlich Biodiversitätsförderung sowie jegliche Form von Information und Bildung im Bereich

Naturschutz. In diesem Kontext spielen vor allem Landschaftspflegeverbände eine wichtige Rolle im Sinne der institutionellen Kooperation zwischen Landwirtschaft, Naturschutz und Kommunen. Beispielsweise gibt es überbetriebliche Kooperationen bei der Umsetzung von Umwelt- und Naturschutzmaßnahmen (z. B. das Projekt KoMBi). Als ein weiteres Beispiel im Bereich Beratung bzw. Wissenstransfer kann das »Netzwerk von Demobetrieben zur Förderung der biologischen Vielfalt« in Baden-Württemberg genannt werden. In den Demobetrieben können unterschiedliche biodiversitätsfördernde Maßnahmen unter diversen Standortbedingungen analysiert und bewertet werden und bieten dadurch auch eine Austauschplattform zur beruflichen Fort- und Weiterbildung. Auch die Öffentlichkeitsarbeit sowie Initiativen, wie z. B. das Volksbegehren Artenschutz »Rettet die Bienen« in Baden-Württemberg, sind relevante Instrumente für die Förderung der Biodiversität. Derartige Initiativen führten nicht nur zu diversen Gesetzesänderungen auf Bundes- und Landesebene, sondern auch zur Schaffung neuer Programme und Fördermöglichkeiten mit bis dahin kaum denkbaren Fördersummen (bspw. will Bayern über 600 Mio. € in die Förderung von Streuobstwiesen investieren, und Baden-Württemberg hat 2019 ein Sonderprogramm zur Förderung der biologischen Vielfalt aufgelegt, bei dem sich drei Ministerien aktiv und finanziell beteiligen).

Die Zusammenarbeit zwischen Landwirtschaft und Naturschutz ist in Bezug auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft ebenso essenziell (Mupepele et al. 2021b) wie Kommunikation und gegenseitiges Verständnis der Akteure im Bereich des Artenschutzes generell (Fienitz et al. 2022; Maas et al. 2021). Seitens der Landwirtschaft wird eine naturschutzfachliche Beratung dabei auch wertgeschätzt (Siebert et al. 2010). Dadurch könnten Synergiepotenziale ausgeschöpft und die Transformation zu einer nachhaltigen und biodiversitätsfreundlichen Landnutzung gefördert werden (Geertsema et al. 2016; Maas et al. 2021). Beispiele zu Maßnahmen aus dem kooperativen Naturschutz gibt es zum Schutz von Feldvögeln, indem der Erntezeitpunkt versetzt wird, um Brutvögel zu schützen, oder das Projekt Hamsterland, in dem Gelder durch eine Kooperationsvereinbarung zwischen Landwirtschaft und Naturschutz erfolgreich die Lebensbedingungen von Feldhamstern in Hessen verbesserten. Kooperativer Naturschutz mit möglichen Synergien sollte auch für die Einrichtung von Photovoltaikanlagen auf Moorrenaturierungsstandorten geprüft werden.

### 3.6.3 Ausgewählte Maßnahmen im Agrar- und Offenland

#### 3.6.3.1 Flächenschutzmaßnahmen inkl. Bezug zu oben genannten Instrumenten und Bedeutung für Biodiversität im Agrar- und Offenland

In den verschiedenen in Deutschland vorhandenen Schutzgebieten (Kap. 2.5.2, »Schutzgebiete«) kommen verschiedene Maßnahmen zum Einsatz. In diesem Unterkapitel fokussieren wir auf diejenigen Maßnahmen, die vorrangig auf den Schutz von Biodiversität ausgerichtet sind. Maßnahmen, die eng an das auch produktionsorientierte Landnutzungsmanagement angebunden sind (im Rahmen einer agrarischen Nutzung), sowie solche, die nur kurzfristig wirken, werden in den folgenden Abschnitten abgehandelt. Allerdings ist eine scharfe Trennung kaum möglich. Zur Umsetzung von Flächenschutzmaßnahmen sind insbesondere ordnungsrechtliche Instrumente von Bedeutung, beispielsweise im Kontext von Natura 2000. Wie bereits erwähnt, ist die scharfe Abgrenzung zu den Managementmaßnahmen kaum möglich, da beispielsweise auch mögliche Einschränkungen des Einsatzes von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln in Schutzgebieten in beide Kategorien eingeordnet werden könnten. Insbesondere die Stärkung der Schutzgebietskulissen wie Natura 2000 ist von hoher Relevanz. So stellten beispielsweise Rada et al. (2019) auch innerhalb von deutschen Natura-2000-Gebieten einen Rückgang der Artenvielfalt bei Schmetterlingen von etwa 10 % über elf Jahre fest. Mögliche Begründungen sehen Rada et al. (2019) unter anderem in erheblichen Defiziten beim Management dieser Gebiete. Auch Hallmann et al. (2021) konnten einen erheblichen Rückgang der Artenvielfalt bei Schwebfliegen in Naturschutzgebieten an mehreren Standorten in Deutschland über 27 Jahre feststellen. Eine erneute Auswertung der Daten konnte zeigen, dass ein erheblicher Anteil des Rückgangs durch Witterungsanomalien erklärt werden kann, was die potenziellen Folgen des Klimawandels für Insektenpopulationen verdeutlicht. Der Einfluss der Landnutzung konnte mit den vorliegenden Daten nicht klar analysiert werden (Müller et al. 2023). Neben dem Management der Schutzgebiete fordern jedoch Brühl et al. (2021) auch Restriktionen beim Pflanzenschutzinsatz in Pufferzonen von 2.000 m um Naturschutzgebiete. Zur Reduktion von Konflikten mit der Landwirtschaft sind in diesem Zusammenhang auch informationelle Instrumente relevant, die einen konstruktiven Dialog und Information ermöglichen (Maas et al. 2021).

### 3.6.3.2 Managementmaßnahmen inkl. Bezug zu oben genannten Instrumenten mit Bedeutung für Biodiversität im Agrar- und Offenland

In den Bereich der Managementmaßnahmen fallen vor allem produktionsintegrierte Naturschutzmaßnahmen, d. h. Maßnahmen, die bei fortwährender landwirtschaftlicher Nutzung zu einer naturschutzfachlichen Sicherung oder Aufwertung auf einer Fläche führen. Insofern handelt es sich vor allem um Maßnahmen, die unmittelbar auf der landwirtschaftlichen Fläche umgesetzt werden und dabei sowohl produktive als auch nicht produktive Elemente enthalten können. Der Status und in der Regel auch die tatsächliche Nutzung als landwirtschaftliche Fläche bleiben dabei erhalten und sind unter Umständen auch explizit Ziel der Maßnahme

Einjährige oder mehrjährige **Blühstreifen, Blühflächen, Lichtstreifen oder Lerchenfenster** sind relevante Managementmaßnahmen zur Förderung von Wildbienen oder anderen Insekten in der Agrarlandschaft (Klatt, Nilsson & Smith 2020; Neumüller et al. 2021). Zur Umsetzung von Blühstreifen stehen unterschiedliche Instrumente zur Verfügung, überwiegend handelt es sich um finanzielle Förderungen. Eine finanzielle Förderung ist sowohl im Rahmen der ersten Säule der GAP über die Ökoregelungen als auch im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen in der zweiten Säule möglich. Zudem können Blühstreifen im Rahmen der produktionsintegrierten Kompensation implementiert werden (Sponagel et al. 2021c). Ab 2023 (aufgrund des Ukraine-Konflikts verschoben auf 2024) gilt eine Koppelung der GAP-Förderungen u. a. an die Verpflichtung, 4 % der Ackerfläche aus der Bewirtschaftung zu nehmen, wobei Landschaftselemente auf die Verpflichtung angerechnet werden (DBV 2021).

Blühstreifen können den Anteil an seminaturlichen Habitaten in der Agrarlandschaft erhöhen, was notwendig für den Erhalt der Artenvielfalt ist (Garibaldi et al. 2020; Tschardt et al. 2021). Dies gilt auch unabhängig von der vorherrschenden Wirtschaftsweise wie die Umstellung auf Ökolandbau (Schneider et al. 2014; Tschardt et al. 2021). Die Anlage von Blühstreifen, aber auch die Restauration und der Schutz von gefährdeten Biotoptypen wie Hecken, kleine Streuobstbestände und Feldgehölze in ackerbaudominierten Landschaften brauchen attraktive und praktikable Maßnahmen für Landwirt:innen im Zuge eines kooperativen Naturschutzes, u. a. damit Nutzung und Pflege Hand in Hand gehen. Dies wären z. B. Allgemeinleistungen wie die Heckenpflege in Bayern, die über das Kulturlandschafts- (KULAP-)Programm gefördert wird.

Der Einsatz von **Pflanzenschutzmitteln/Pestiziden** stellt einen wesentlichen Treiber des Verlustes an biologischer Vielfalt dar (Beketov et al. 2013; Brühl et al. 2021; Nicholson et al. 2023) und wird auch aus gesellschaftlicher Sicht zunehmend kritisch gesehen (Nitzko, Bahrs & Spiller 2022).

Die Reduktion des Einsatzes von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln steht im Fokus diverser politischer Bestrebungen auf europäischer und nationaler Ebene (z. B. Farm-to-Fork-Strategie, Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln [NAP]) sowie in den einzelnen Bundesländern wie Baden-Württemberg (§ 17b Landwirtschafts- und Landeskulturgesetz).

Der Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel wird vor allem über finanzielle Anreizsysteme gefördert. Im Rahmen der neuen GAP ab 2023 erfolgt eine Förderung über die Ökoregelungen (Eco-Schemes). Weiter müssen den Landwirt:innen Alternativen z. B. in Form von technischen Innovationen wie die Smart-Farming-Technologie oder neue Programme über eine biologische Kontrolle von Schadorganismen zur Verfügung gestellt werden.

Ein weiteres relevantes Instrument zur Reduktion des Einsatzes von Pestiziden sind marktbasierende Instrumente. In der Schweiz vermarktet die Organisation IP-SUISSE beispielsweise Weizen, der ohne chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel produziert wurde. Die teilnehmenden Landwirt:innen können dadurch einen Aufpreis von ca. 30 % in der Produktvermarktung erreichen, und die Erreichung eines Marktanteils von über 50 % in Bezug auf die schweizerische Weizenproduktion wird als realistisch angesehen (Möhring & Finger 2022). Auch in Deutschland gibt es vergleichbare Initiativen wie beispielsweise die Marktgemeinschaft Kraichgau Korn.

Eine **Extensivierung im Grünland** durch reduzierte Nährstoffzufuhr wird unter anderem über die GAP gefördert. So stehen im Rahmen der Ökoregelungen der 1. Säule der GAP wie auch im Rahmen der Agrarumweltmaßnahmen der 2. Säule mehrere sowohl inputbasierte als auch ergebnisorientierte Maßnahmen zur Verfügung. Die inputbasierte Förderung sieht eine extensive Bewirtschaftung der gesamten betrieblichen Dauergrünlandfläche nach definierten Kriterien vor, wie beispielsweise einen maximalen Viehbesatz. Im Rahmen der ergebnisorientierten Förderung muss demgegenüber eine bestimmte Anzahl regionaler Pflanzenkennarten auf einer Fläche nachgewiesen werden.

### 3.6.3.3 Impulsmaßnahmen inkl. Bezug zu oben genannten Instrumenten mit Bedeutung für Biodiversität im Agrar- und Offenland

Impulsmaßnahmen sind einmalige Eingriffe. Sie umfassen ein breites Repertoire aus Naturschutz und Landschaftspflege. Beispiele im Agrar- und Offenland sind die Anlage von künstlichen Nisthilfen (Neumüller et al. 2022) oder von Strukturelementen wie **Hecken und Feldgehölzen, Ackerrandstreifen**, Rainen, Gebüsch oder Feldgehölzen oder zusätzlichen Lebensraumkomponenten wie Wiesen auf bisher intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen. Auch Renaturierungsmaßnahmen sind hier einzuordnen. Die Maßnahmen dienen der Erhöhung der Lebensraumvielfalt, der Blütenvielfalt und damit der Insektenvielfalt sowie der Reduktion der Verluste von Strukturelementen in der Landschaft durch die intensivierete Landwirtschaft und Flurbereinigungen (Klein et al. 2022; von Königslöw, Mupepele & Klein 2021). Da es nicht viele erfolgreiche verbindliche Instrumente zur Umsetzung dieser Veränderungen gibt, erfolgt die Umsetzung fast immer mit Förderprogrammen oder als Ausgleichsmaßnahme gemäß der Eingriffsregelung über Ökopunkte (Sponagel et al. 2021b). Somit sind in diesem Kontext insbesondere finanzielle Anreizsysteme von Bedeutung. Analog zur Managementmaßnahme des Anlegens von Blühstreifen erhöhen Strukturelemente den Anteil seminaturlicher Habitate in der Agrarlandschaft und sind daher von besonderer Relevanz (Tschardt et al. 2021). Auch durch kooperative Naturschutzziele können Strukturelemente und, damit verbunden, ein Biotopverbund aufgebaut werden. Dabei ist zwingend darauf zu achten, dass neben einer ausreichenden Honorierung die Bewirtschaftung durch das Ordnungsrecht und Bürokratie nicht erschwert wird.

### 3.6.4 Evaluation von Instrumenten und Maßnahmen für Biodiversität (und Ökosystemleistungen) im Agrar- und Offenland

Zu einer erfolgreichen Umsetzung der Ökologierungsmaßnahmen gehören die Erhaltung und Wiederherstellung von (semi-)natürlichen Elementen und extensivem Grünland, eine Verbesserung der Raumplanung und ihrer Umsetzung auf der Landschaftsebene (auch durch kollaborative und koordinierte Umsetzung), die Verwirklichung ergebnisorientierter Ansätze sowie ein verbesserter Wissensaustausch. Eine Ausweitung der räumlichen Skala könnte den Erfolg steigern und die Ökosystemleistungen verbessern, was durch eine kollaborative und koordinierte Umsetzung, wie es die Land-

schaftspflegeverbände in Deutschland nahezu bundesweit praktizieren (vgl. Evaluierungsergebnisse ELER [Zusammenarbeit] in den Ländern), innerhalb der Zielgebiete erreicht werden kann (Westerink et al. 2017). Die oben erläuterten Maßnahmen wurden nun hinsichtlich ihrer Wirksamkeit für die Artenvielfalt, prioritärer Standorte sowie des notwendigen Umfangs zur Verbesserung der Artenvielfalt anhand einer Literaturanalyse bewertet (Tab. 3.8). Je nach Landschaftsraum sollten verschiedene Maßnahmen priorisiert werden. Mehrere Studien empfehlen einen Mindestanteil von seminaturlichen Habitaten in der Agrarlandschaft zwischen 15 und 20 %. Dies kann durch die Anlage von Strukturelementen wie mehrjährigen Blühflächen, Hecken oder Ackerrandstreifen erreicht werden. Dabei muss aber betrachtet werden, in welchem Maße Ertragseinbußen durch den Flächenverlust kurz- und langfristig zu erwarten sind, damit diese durch politische Instrumente angemessen ausgeglichen werden. Weiter müssen die juristische Lage und andere Auflagen wie der Ackerstatus parallel bewertet werden, um diese Hürden für die Landnutzer:innen aufzulösen.

Neben der in Tabelle 3.8 dargestellten naturschutzfachlichen Einschätzung der Maßnahmen erfolgte ebenfalls eine Betrachtung der Umsetzbarkeit der einzelnen biodiversitätsfördernden Maßnahmen. Das Ergebnis der Literaturanalyse ist in Tabelle 3.9 dargestellt. Es zeigt sich teilweise eine starke Differenzierung der einzelnen Maßnahmen hinsichtlich ihrer Akzeptanz der möglichen ökonomischen Folgen für die landwirtschaftlichen Betriebe.

#### 3.6.4.1 Gesamteinschätzung zu den Maßnahmen

Basierend auf der Evaluation der einzelnen Maßnahmen aus naturschutzfachlicher Sicht und der Perspektive der Umsetzbarkeit, kann eine Gesamteinschätzung der Maßnahmen vorgenommen werden. Allerdings kann die konkrete Ausgestaltung der Maßnahmen sehr variabel sein und es gibt Wissenslücken zu dem kausalen Zusammenhang zwischen Maßnahmen und Effekten. Die folgenden Ausführungen können nur grobe Tendenzen angeben. Idealerweise sind Maßnahmen nicht nur effektiv, sondern aus volkswirtschaftlicher Sicht auch effizient. Das bedeutet, dass Maßnahmen präferiert werden sollten, die ein hohes Maß an Biodiversitätsförderung zu möglichst günstigen Kosten generieren können. Die Kosteneffizienz kann noch dadurch gesteigert werden, dass eine Maßnahme einen hohen Grad an Multifunktionalität aufweist und dadurch verschiedene Ökosystemleistungen auf derselben Fläche fördert. Gleichzeitig sollten Trade-offs mit anderen gesellschaftlichen Zie-

**Tabelle 3.8:** Evaluation aus Sicht der Biodiversität: Die Wirksamkeit, prioritäre Standorte und notwendiger Umfang für die ausgewählten Maßnahmen.

Maßnahme	Wirksamkeit	Prioritäre Standorte	Notwendiger Umfang
<b>Flächenschutz</b> (z. B. Natura-2000-Gebiete)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Potenzielle Wirksamkeit für unterschiedliche Zielarten und LRT, auch in Abhängigkeit von den definierten Schutzziele; allerdings oft hinter Erwartungen zurückbleibend (z. B. weiterhin hohe Biodiversitätsverluste für Insekten in FFH-LRT des Offenlandes (Entomologischer Verein Krefeld 2022; Hallmann et al. 2017; Schuch, Wesche &amp; Schaefer 2012)</li> <li>• Für LRT Mähwiesen EU-Vertragsverletzungsverfahren gegen Deutschland wegen Verschlechterung des Erhaltungszustands (Europäische Kommission 2021)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Schutzgebietsnetzwerk etabliert; allerdings nicht alle geschützten Arten/Biotop/Lebensraumtypen in Schutzgebieten → Netzwerk unvollständig; angesichts der Defizite von bestehenden Schutzgebieten ist fraglich, ob Aktivitäten zunächst hier verbessert werden sollten, bevor neue Gebiete ausgewiesen werden</li> <li>• Gerade auf Ackerstandorten besteht jedoch ein Bedarf an Unterschutzstellung von Flächen zur Förderung von Ackerwildkräutern, was z. B. im 100-Äcker-Projekt angestrebt wird (Meyer &amp; Leuschner 2015)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Höhere Restriktionen innerhalb bestehender Schutzgebiete sind ebenso notwendig wie die Ausweitung neuer Schutzgebiete (Gray et al. 2016), siehe auch Klage der EU gegen Deutschland wegen unzureichenden Schutzes von Mähwiesen; Regelungen zur landwirtschaftlichen Grünlandnutzung (v. a. Düngung und Mahdhäufigkeit betreffend) sind nicht in den Schutzgebietsverordnungen verankert, sondern nur unverbindlich über die Bewirtschaftungspläne festgelegt. Im Sinne der Pflege der Kulturlandschaft muss die Bewirtschaftung jedoch wirtschaftlich tragfähig sein</li> </ul>
<b>Blühstreifen, -flächen, Brachen und Strukturelementen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Je nach Management werden verschiedene Zielarten gefördert (z. B. Insekten, Vögel und Amphibien). Eher negativer Effekt auf Ackerwildkräuter möglich (Schütz et al. 2022)</li> <li>• Förderung von Nützlingen wie Schwebfliegen (Nilsson, Klatt &amp; Smith 2021; Tschumi et al. 2015) und Laufkäfern (Diekötter et al. 2016)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fokus auf die Herstellung von Konnektivität und Landschaften mit besonders geringem Anteil an seminaturlichen Habitaten (Garibaldi et al. 2020)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 15–20 % seminaturliche Habitate auf Landschaftsebene werden empfohlen (Garibaldi et al. 2020; Oppermann, Pfister &amp; Eirich 2020; Tschardt et al. 2021)</li> <li>• Skala ist entscheidend für den Effekt. Z. B. fanden (Batáry &amp; Tschardt 2022), dass bei konventionellen Betrieben ein Anteil von 5 % auf Betriebsebene weniger effektiv als 100 % Ökolandbau hinsichtlich der Förderung von Bienen sein kann. Bei 15 % Blühstreifenanteil lag die Effektivität hingegen höher als im Ökolandbau</li> </ul>
<b>Pestizidverzicht im Ackerbau</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Förderung von Ackerwildkräutern (Petit et al. 2016)</li> <li>• Förderung von Insekten (Brühl et al. 2021)</li> <li>• Förderung von Feldvögeln (Winqvist et al. 2011)</li> <li>• Förderung von Bodenlebewesen wie Regenwürmern (Pelosi et al. 2013)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pufferzonen von 2 km um Naturschutz- und FFH-Gebiete (Brühl et al. 2021)</li> <li>• Abgeleitet aus Studien zum Ökolandbau, wird der höchste Biodiversitätseffekt in intensiven Regionen mit hohem Anteil Ackerland erzielt (Tuck et al. 2014)</li> <li>• Winqvist et al. (2011) fanden die höchste Biodiversität und größtes Potenzial zur natürlichen Schädlingsregulierung in komplexen Landschaften in Kombination mit Ökolandbau, jedoch kann Ökolandbau auch in einfachen Landschaften zum Erhalt der Biodiversität beitragen</li> <li>• Kompensation negativer Effekte von Pestiziden durch steigenden Anteil seminaturlicher Habitate (Park et al. 2015; Topping et al. 2015)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aus Sicht der Biodiversität sollte der Einsatz erheblich reduziert werden. Es ist unklar, welches Ausmaß an Pestizideinsatz seitens der Natur kompensiert und damit nahezu unerheblich wäre. In diesem Kontext sollte die Reduktion unter Abwägung der sozialen und ökonomischen Effekte kontinuierlich erfolgen</li> <li>• In Bezug auf die mit Pflanzenschutzmitteln behandelte Fläche schlagen Höcker et al. (2018) die Anlage von Brache in einer Größenordnung von 10 % der behandelten Fläche zur Kompensation der negativen Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf die Biodiversität vor</li> <li>• Auch eine Teilreduktion von Pestiziden könnte die Biodiversität schon erheblich fördern, was folgende Beispiele zeigen: Eine Reduktion des Behandlungsindex um 50 % kann die Regenwurmdichte um den Faktor vier erhöhen. Insbesondere Insektizide haben eine negative Auswirkung auf Regenwürmer (Pelosi et al. 2013)</li> </ul>
<b>Reduzierte Düngung im Grünland</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Förderung der Diversität von Pflanzenarten durch reduzierte N-Düngung (Humbert et al. 2016)</li> <li>• Auch erhöhte P-Düngung hat einen negativen Effekt auf die Diversität des Pflanzenbestands (Ceulemans et al. 2014)</li> <li>• Förderung der Artenvielfalt bei Insekten (Diekötter et al. 2016, Panassiti et al. 2023)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Angesichts des Trends der Verschlechterung des Erhaltungszustands von FFH-Grünland wäre dies zu priorisieren (Ellwanger et al. 2020)</li> <li>• Die Komposition und Konfiguration der umgebenden Landschaft hat einen Einfluss auf die potenzielle Pflanzenvielfalt im Grünland (Gaujour et al. 2012), daher könnte die Extensivierung in komplexen Landschaften einen höheren Effekt erzielen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 15 bis 20 % der Agrarlandschaft sollten für naturschutzfachlich hochwertige Maßnahmen wie extensives Grünland genutzt werden. In besonders schützenswerten Gebieten sollte dieser Anteil sogar bei 50 % liegen (Oppermann, Pfister &amp; Eirich 2020). Übertragen auf Grünland, sollte eine reduzierte Düngung auf mindestens 15 % der Fläche erfolgen</li> </ul>

Maßnahme	Wirksamkeit	Prioritäre Standorte	Notwendiger Umfang
<b>Hecken und Feldgehölze</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Struktureiche Landschaften fördern eine Vielzahl von Arten hinsichtlich Diversität und Abundanz (Winqvist et al. 2011)</li> <li>• Landschaftselemente fördern ebenfalls das Potenzial für natürliche Schädlingsregulierung (Bartual et al. 2019)</li> <li>• Agroforstsysteme (AFS) spielen zum Klimaschutz und zur Anpassung an den Klimawandel ebenso wie zur Sicherung und Verbesserung der Kohlenstoffbindung eine wichtige Rolle (European Commission 2023; IPCC 2019)</li> <li>• AFS erhöhen die Biodiversität und wirken sich auch positiv auf die Nützlingspopulationen aus (Bianchi, Booij &amp; Tschardtke 2006; Boetzl et al. 2019).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Strukturelemente wie Hecken sollten vor allem in strukturalarmen Landschaften angelegt werden (Winqvist et al. 2011)</li> <li>• Umsetzung vor allem in ausgeräumten Landschaften mit weniger als 1 % Landschaftselemente (Tschardtke et al. 2012b)</li> <li>• Die Zukunftskommission Landwirtschaft setzt in ihrem Bericht »Zukunft Landwirtschaft. Eine gesamtgesellschaftliche Aufgabe« aus dem Jahr 2021 auf den Ausbau von Agroforstsysteme (ZKL 2021)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Analog zur Maßnahme Blühstreifen werden 20 % seminaturliche Habitate auf Landschaftsebene empfohlen (Garibaldi et al. 2020; Tschardtke et al. 2021)</li> <li>• Es gibt seit vielen Jahren verschiedene Förderprogramme für die Streuobstwiese, besonders in den Bundesländern mit einer großen Anzahl an Streuobstwiesen wie beispielsweise Baden-Württemberg (MLR 2024)</li> </ul>
<b>Ackerrandstreifen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ackerrandstreifen erhöhen die Komplexität der Landschaft und können die Artenvielfalt bei Pflanzen und Arthropoden erhöhen (Batáry et al. 2017)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gerade in Regionen mit großen Schlägen wie in Ostdeutschland können Ackerrandstreifen die Biodiversität fördern (Batáry et al. 2017)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 15–20 % seminaturliche Habitate auf Landschaftsebene werden empfohlen (Garibaldi et al. 2020; Oppermann, Pfister &amp; Eirich 2020; Tschardtke et al. 2021). Dazu zählen auch Ackerrandstreifen</li> </ul>

len bzw. negative Auswirkungen auf bestimmte Ökosystemleistungen minimiert werden. Kosten entstehen zunächst auf Ebene der landwirtschaftlichen Betriebe, diese müssen jedoch gesellschaftlich getragen werden, was entweder durch öffentliche Gelder wie die Prämien aus der Gemeinsamen Agrarpolitik oder eine entsprechende Mehrzahlungsbereitschaft für biodiversitätsfreundliche Produkte aufseiten der Konsument:innen erfolgen kann.

Die Ausweisung von **neuen, weiteren Schutzgebieten** in der Agrarlandschaft kann auf Ackerstandorten mit einem besonders hohen Potenzial für den Schutz von Ackerwildkräutern sinnvoll sein. Jedoch existieren teilweise Defizite in bereits bestehenden Schutzgebieten, und es gibt eine eher geringe Akzeptanz seitens der landwirtschaftlichen Betriebe. Dies erschwert die Umsetzbarkeit. Denn unter anderem können mit der Ausweisung von Schutzgebieten hohe Substanzwertverluste durch reduzierte Verkehrswerte und Beleihungswerte der landwirtschaftlichen Flächen entstehen. Zwar ist in der Regel eine eher geringe Anzahl an Betrieben betroffen, diese können jedoch wirtschaftlich stark betroffen sein, wenn ein Großteil der Betriebsflächen von der Ausweisung betroffen ist. Am Ende müssen die jeweiligen Schutzziele und Bewirtschaftungspläne kompatibel mit der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung der Betriebe sein. Insgesamt hängen die Effizienz und Effektivität der Maßnahme sehr von den individuellen Standortvoraussetzungen ab.

**Blühstreifen, Blühflächen, Brachen und Strukturelemente** können verschiedene Zielarten fördern und gerade in strukturschwachen Landschaftsräumen den Anteil seminaturlicher Habitate erhöhen. Es gibt z. B. einige Studien, die generell positive Effekte dieser Maßnahmen zeigen, etwa auf die Artenvielfalt der Ackerwildkräuter (Wietzke et al. 2020). Sie begünstigen auch die Vielfalt von Insekten- und Vogelarten (Bucher et al. 2016; Frenzel et al. 2021; Frenzel & Fischer 2022; Witt 2021; Wuczyński 2016). Die positive Wirkung von **Blühstreifen** hängt allerdings von etlichen Faktoren ab. So haben einjährige Blühstreifen, die in der Regel vorwiegend aus Zier- und Nutzpflanzen bestehen, kaum Auswirkungen auf die Insektenvielfalt. Bei mehrjährigen Blühstreifen oder -flächen hängt die Wirkung sowohl von der Ansaatmischung ab – gebietseigene Mischungen haben einen deutlich günstigeren Effekt – als auch vom Landschaftskontext, da vor allem Wildinsekten neben den Blühflächen als Nahrungshabitat auch Nistmöglichkeiten wie Offenboden, Totholz, Steilwände o. Ä. in der Nähe brauchen (Buhk et al. 2018; Oppermann et al. 2013; Schmid-Egger & Witt 2014; Sommer & Zehm 2021; Stefan-Dewenter et al. 2002).

**Brachen** haben eine besondere Bedeutung für die Landwirtschaft und den Biodiversitätsschutz, weil eine dauerhaft ausbleibende landwirtschaftliche Nutzung auf dem überwiegenden Anteil der landwirtschaftlichen Flächen in Mitteleuropa zu einer unerwünschten Sukzession in der Agrar- und Offenlandschaft in Rich-

tung Wald führen würde. Wann Brachen einen positiven oder negativen Beitrag zum Biodiversitätsschutz leisten, ist von der räumlichen Betrachtungsebene (Fläche bis Landschaft) sowie mehreren wechselwirkenden Faktoren abhängig. Diese sind die vorhandenen Lebensgemeinschaften (Wersebeckmann et al. 2023), die Umgebung bzw. die Region und Landschaftskontext (z. B. ausgeräumte Agrarlandschaft vs. Mittelgebirge), standörtliche Gegebenheiten (Löffler & Fartmann 2017) und die zeitliche Betrachtung (Gaisler et al. 2019). Wenn Bra-

chen temporär sind und nach ein bis wenigen Jahren wieder in die Nutzung genommen werden, reagieren in diesem Zeitraum etliche Artengruppen positiv in ihrer Abundanz und Diversität. Dies wurde für Heuschrecken und Wildbienen (Kovács-Hostyánszki et al. 2011), Käfer (Frenzel & Fischer 2022), Schwebfliegen (Frenzel et al. 2021), Spinnen (Frenzel, Rischen & Fischer 2022), Tagfalter (Kühne et al. 2015; Toivonen, Herzon & Kuussaari 2016), Vögel (Staggenborg & Anthes 2022) und Zikaden (Frenzel et al. 2021) gezeigt. Je länger Brachen bestehen

**Tabelle 3.9:** Evaluation aus Sicht der Umsetzbarkeit: Monitoring und Erfolgskontrolle, landwirtschaftliche Akzeptanz, ökonomische Bewertung, Multifunktionalität und Trade-offs von ausgewählten Maßnahmen.

Maßnahme	Monitoring und Erfolgskontrolle	Landwirtschaftliche Akzeptanz	Ökonomische Bewertung	Multifunktionalität	Trade-offs
Flächenschutz (z. B. Natura-2000-Gebiete)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Offenland- und Biotopkartierungen in den Ländern unterschiedlich durchgeführt; z. B. für BW-Informationen öffentlich zugänglich über LUBW (2023); Bsp. FFH-LRT Mähwiesen: EU klagt u. a. wegen unzureichender Dokumentation des Erhaltungszustands gegen Deutschland (Europäische Kommission 2021)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>V. a. in Etablierungsphase große Akzeptanzprobleme (z. B. Sauer et al. 2005); vielfältige Debatten und Initiativen zur Akzeptanzsteigerung (z. B. NABU Brandenburg 2021)</li> <li>Laut Studie des DVL (2017): Beteiligung der Landwirtschaft an Managementplanung zentrale Voraussetzung für Akzeptanz und Umsetzbarkeit (wie gezeigt in Blicharska et al. 2016); auch zu starke Regulierung, fehlende Berücksichtigung lokaler Kontext; Einbindung LaWi ist in Leitlinien der Bundesländer zwar weit überwiegend vorgesehen, wird jedoch sehr unterschiedlich umgesetzt; Sattler &amp; Nagel (2010) weisen ebenfalls auf Kompatibilität mit Betriebsabläufen als Schlüsselfaktor hin</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Pachtpreise u. Verkehrswert von Flächen (Koemle, Lakner &amp; Xiaohua 2019): negative Effekte; DVL (2017): kaum Effekte; keine Effekte auf Kreditwürdigkeit der Betriebe (DVL 2017); teils positive Wirkungen für Einkommen, wenn geforderte Bewirtschaftungsweisen gut in Betriebsabläufe zu integrieren sind (DVL 2017)</li> <li>20 % Verkehrswertverlust bzw. Minderung des Beleihungswerts nach (Mährlein &amp; Jaborg 2015)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Stark abhängig vom jeweiligen Managementplan</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Stark abhängig vom jeweiligen Managementplan</li> </ul>
Blühstreifen, Blühflächen, Brachen und Strukturelemente	<ul style="list-style-type: none"> <li>Monitoring des Flächenumfangs bzw. der Umsetzung über die Daten des Gemeinsamen Antrags</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Vergleichsweise hohe Akzeptanz, sofern finanzielle Anreize existieren. So fanden Osterman et al. (2021b) in diesem Kontext, dass 60 % der 560 befragten Betriebe aus 11 Ländern Blühstreifen in Ländern mit entsprechenden Politikprämien implementieren</li> <li>Produktionsintegrierte Naturschutzmaßnahmen finden generell die höchste Akzeptanz im Vergleich zu einer dauerhaften Stilllegung oder Umwandlung von Ackerland in Grünland (Sponagel et al. 2021b)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Die Anlagekosten sind jedoch stark abhängig von der Saatgutmischung. Die Kosten für Anlage und Pflege können bei fünfjähriger Standzeit zwischen 150 und 300 € liegen. Hinzu kommen die Opportunitätskosten der landwirtschaftlichen Nutzung, die Gewinn und Nutzung zusätzlich beeinflussen (Röder et al. 2021a)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Bereitstellung von Ökosystemleistungen wie Bestäubung, natürliche Schädlingsregulierung sowie Ästhetik und Erholungsfunktion der Agrarlandschaft (Diekötter et al. 2016; Schütz et al. 2022)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Erhöhter Unkrautdruck in der angrenzenden Kultur (De Cauwer et al. 2008)</li> </ul>

Maßnahme	Monitoring und Erfolgskontrolle	Landwirtschaftliche Akzeptanz	Ökonomische Bewertung	Multifunktionalität	Trade-offs
Pestizidverzicht im Ackerbau	<ul style="list-style-type: none"> <li>Monitoring des Flächenumfangs anhand der Daten des Gemeinsamen Antrags und die Angaben zur entsprechenden Öko-Regelung</li> <li>Der Erfolg aus ökologischer Sicht kann derzeit eher schwer festgestellt werden. Dies könnte z. B. über bestimmte Ackerwildkräuter erfolgen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Wird als komplexe Maßnahme mit hohem Risiko, d. h. hohen möglichen Ertragseinbußen, wahrgenommen (Sattler &amp; Nagel 2010)</li> <li>Finanzielle Anreizsysteme müssen kulturspezifisch sein und die entstehenden Ertragsverluste ausgleichen (Mack et al. 2023)</li> <li>Pestizidverzicht ist keine Einzelmaßnahme, sondern erfordert eine grundsätzliche Anpassung des Anbausystems, z. B. neue Fruchtfolgen oder neue Technologien (Zimmermann et al. 2021)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Bewertung ist aufgrund der noch zu geringen Datenlage eher schwierig, je nach Kulturart können die Kosten mit über 1.000 € je ha vergleichsweise hoch sein, z. B. bei Hackfrüchten (Röder et al. 2021c)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Förderung von Ökosystemleistungen wie die Wasserregulierung und Reinhaltung von Trinkwasser (de Souza et al. 2020)</li> <li>Förderung von natürlicher Schädlingsregulierung (Diekötter et al. 2016, Geiger et al. 2010) und Bestäubung (Catarino et al. 2019)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Erhebliche Reduktion der Naturalerträge kann erwartet werden (Mack et al. 2023)</li> <li>Qualitative Verluste möglich</li> <li>Notwendige Umorganisation von Arbeitsprozessen</li> <li>Trade-off mit Klimaschutz, z. B. C-Speicherung im Boden bzw. höhere Emissionen in Bezug auf das Ernteprodukt</li> <li>Zunahme des Unkrautdrucks auf der Fläche (Pallutt 2010)</li> </ul>
Reduzierte Düngung im Grünland	<ul style="list-style-type: none"> <li>Monitoring und Erfolgskontrolle sind beispielsweise über Kennarten möglich und korrelieren mit dem Management, d. h. Nährstoffinput (Ruas et al. 2021)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Auf Basis der Inanspruchnahme der EcoSchemes im Jahr 2023 kann eine deutlich höhere Akzeptanz von Umweltmaßnahmen im Grünland als im Ackerbau angenommen werden (AgE 2023)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Die ökonomische Bewertung ist stark vom Einzelfall abhängig, da Grünlandaufwuchs in der Regel im eigenen Betrieb verwertet wird. Durch den reduzierten Ertrag und Qualität kann der Zukauf von Futtermitteln notwendig werden (Thünen-Institut 2022)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Synergien mit dem Grundwasserschutz (Suter, Huguenin-Elie &amp; Lüscher 2021)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Verringerte Futterqualität und dadurch eingeschränkte Verwertbarkeit des Aufwuchses sowie reduzierter Ertrag (Schils et al. 2022)</li> <li>Reduziertes S-Sequestrierungspotenzial (Schils et al. 2022)</li> </ul>
Hecken und Feldgehölze	<ul style="list-style-type: none"> <li>Monitoring könnte über Remote-Sensing-Daten erfolgen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Gerade in Ballungsräumen mit hohem Flächendruck ist die Akzeptanz für eine vollständige Überlassung von Flächen für den Naturschutz eher gering (Sponagel et al. 2021b)</li> <li>Bezüglich der Implementierung von Agroforstsystemen wirken sich vor allem der erhöhte Arbeitszeitaufwand sowie die steigende Komplexität in der Flächenbewirtschaftung negativ auf die Akzeptanz aus (García de Jalón et al. 2018)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Opportunitätskosten hängen von der sonst üblichen Fruchtfolge sowie der Ertragsfähigkeit des Standorts ab. Hinzu kommen Kosten für einen potenziellen Verkehrswertverlust, was ebenfalls wiederum stark regional unterschiedlich ist (Sponagel et al. 2021d)</li> <li>Hecken, Feldgehölze und Agroforstsysteme benötigen auch eine entsprechende Pflege, die ebenfalls kalkuliert werden muss (García de Jalón et al. 2018)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Förderung von Ökosystemleistungen wie Bestäubung, Erosionsschutz und Wasserregulation (Rosa-Schleich et al. 2019)</li> <li>Förderung kultureller Ökosystemleistungen, beispielsweise auch in Kombination mit extensivem Grünland (Junge et al. 2015)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Reduktion der landwirtschaftlichen Nutzfläche</li> <li>Potenzielle Konflikte bei Anlage auf Pachtflächen durch Verlust des Ackerlandstatus</li> </ul>
Ackerrandstreifen	<ul style="list-style-type: none"> <li>Monitoring könnte über Remote-Sensing-Daten erfolgen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Risikoaverse Landwirt:innen haben eine eher geringe Akzeptanz für Ackerrandstreifen mit Selbstbegrünung aufgrund der Gefahr des Eintrags von Unkräutern auf die Fläche. Eine Ansaat und regelmäßiger Mulchschnitt werden deutlich präferiert (Mante &amp; Gerowitt 2009)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Eine verringerte Schlaggröße durch Ackerrandstreifen erhöht vor allem die Arbeitserledigungskosten und führt zu höherem Arbeitszeitbedarf. Bei Winterweizen im konventionellen Anbau kann eine Reduktion der Schlaggröße von 20 ha auf 2 ha beispielsweise zu 10 % bzw. etwa 110 € höheren Bewirtschaftungskosten führen pro Hektar führen (KTBL 2023)</li> <li>Zudem geht Fläche verloren, sodass Opportunitätskosten in Höhe der entgangenen Erlöse anzusetzen sind (Sponagel et al. 2021d)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Kann Ökosystemleistungen wie Bestäubung erhöhen, jedoch bestehen in diesem Zusammenhang auch noch Wissenslücken (Lowe, Groves &amp; Gratton 2021)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Reduktion der landwirtschaftlichen Nutzfläche</li> </ul>

bleiben, desto mehr profitieren störungssensible Arten, während z. B. bodennistende Insekten, die bis zu einem gewissen Grad auf Störungen angewiesen sind, zurückgehen. Morris & Rispin (1988) zeigten für Käferarten, dass die Brache vor allem saprophage, fungivore und detritivore Arten fördert, während phytophage Arten in genutzten Wiesen häufiger sind. Somit muss bei Brachen sowie bei Blühflächen geschaut werden, welche Artengruppen gefördert werden sollen. Weiter müssen die Pflege und Dauer bei der Förderung beachtet werden.

Sofern finanzielle Anreize und keine Barrieren bestehen, ist die Akzeptanz bei Landwirt:innen vergleichsweise hoch, um diese Maßnahmen umzusetzen, denn die Maßnahme lässt sich gut in die Produktion integrieren und ist hinsichtlich der Kosten auf Betriebsebene einfach zu bewerten. Eine Minimierung der Kosten kann durch die Auswahl des Standortes auf Betriebsebene erfolgen. Gleichzeitig fördert die Maßnahme auch kulturelle Ökosystemleistungen wie natürliche Schädlingsregulierung, Bestäubung oder auch die Ästhetik der Agrarlandschaft. Insgesamt können die Effektivität und Effizienz dieser Maßnahmen bei guter Umsetzung als hoch eingestuft werden.

Der **Verzicht auf Pflanzenschutzmittel/Pestizide** hat einen positiven Effekt auf viele Tier- und Pflanzenarten und fördert gleichzeitig weitere Ökosystemleistungen. Allerdings ist, je nach Kultur, mit hohen Mindereinigungen der Naturalerträge und auch höheren jährlichen Schwankungen zu rechnen. Eine ökonomische Bewertung ist derzeit noch vergleichsweise schwierig, da bei den meisten Kulturarten Daten aus Langzeitstudien an unterschiedlichen Standorten fehlen. Aus Sicht der Landwirtschaft stellt dies auch eher eine komplexe Maßnahme dar, da der Verzicht auf Pestizide auch mit einer generellen Umstrukturierung der Betriebsabläufe einhergehen muss. Dies umfasst beispielsweise die Umstellung auf mechanische Unkrautregulierung, was einen erhöhten Arbeitszeitbedarf, aber auch Investitionen in die entsprechende Technik notwendig machen kann. Zudem stellt sich die Frage der Finanzierung. Im Jahr 2023 lag die beantragte Fläche der Öko-Regelung zum Pestizidverzicht deutlich unter den Erwartungen (AgE 2023). Eine Studie von Witte, Sponagel & Bahrs (2023) untersuchte die volkswirtschaftliche Effizienz von Prämien für den Verzicht auf Pestizide und schlussfolgerte, dass das Umsetzungspotenzial und die damit verbundene Reduktion von Pflanzenschutzmitteln nur in begrenztem Maß möglich ist. Eine deutliche Erhöhung der Prämie von 130 € bei den im Jahr 2023 geförderten Ackerkulturen würde aufgrund hoher Mitnahmeeffekte die gesamte eingesparte Wirkstoffmenge nur in gerin-

gem Maße erhöhen, jedoch zu deutlich höheren durchschnittlichen Kosten je eingesparter Wirkstoffmenge in Kilogramm führen. Insofern müssen weitere Instrumente wie beispielsweise Steuern oder Kontingente für Pflanzenschutzmittel erwogen werden. Alternativ zu öffentlichen Geldern wäre auch eine Finanzierung über den Markt denkbar. Wendt & Weinrich (2023) fanden in diesem Kontext am Beispiel von Milchprodukten jedoch heraus, dass wahrscheinlich nur ein geringer Anteil der Bevölkerung eine erhebliche Mehrzahlungsbereitschaft für pestizidfreie Produkte aufweist. Eine alleinige Finanzierung über den Markt scheint daher fraglich. Neben einem Kompletterverzicht kann ein teilweiser Verzicht wie z. B. nur auf Insektizide oder Nutzung von Technologien wie Smart Spraying möglicherweise effizienter sein, zumindest wenn es um eine großflächige Reduktion von Pestiziden geht. Die Effektivität und Effizienz der Maßnahme können im Einzelfall hoch sein, allerdings nicht flächendeckend.

Eine **reduzierte Düngung im Grünland** fördert die Diversität von Pflanzenarten, aber auch von Insekten. Ebenso kommt es zu einer Erhöhung der Multifunktionalität in Bezug auf zahlreiche Bodenprozesse (Scherzinger et al. 2023). Gerade in komplexen Landschaften, in Schutzgebieten oder Landschaften mit geringem Anteil seminaturaler Habitate sollte die Umsetzung dieser Maßnahme besonders gefördert werden. Bei dieser Maßnahme kann im Vergleich zu den anderen Maßnahmen von einer eher hohen Akzeptanz bei Landwirt:innen ausgegangen werden, was jedoch auch abhängig von der Art der Tierproduktion ist. Eine Erfolgskontrolle ist durch geeignete Kennarten sehr gut möglich. Die Effektivität und Effizienz der Maßnahme können daher als hoch betrachtet werden. Relevante Einflussfaktoren sind an dieser Stelle auch das Weidemanagement oder die Ansaat diverser Graslandpflanzengemeinschaften Soltenberger et al. (2019).

**Hecken und Ackerrandstreifen** stellen wertvolle semi-natürliche Habitate in der Agrarlandschaft dar und können diverse Ökosystemleistungen wie Bestäubung oder natürliche Schädlingsregulierung fördern. Die Akzeptanz kann jedoch in der Landwirtschaft gering sein, da es sich um Flächen handelt, die permanent aus der Produktion fallen, und jegliche Flexibilität einer künftigen Nutzungsmöglichkeit verloren geht. Neben den reinen Opportunitätskosten erfordert dies zusätzliche Risikoprämien. Weiter sind Agroforstsysteme durch die neue GAP-Förderung inkludiert, aber durch die geringe Förderhöhe der Beibehaltung von AFS in Höhe von 60 € pro ha wurden von den ursprünglich für 2023 geplanten 25.000 ha nur 51 ha umgesetzt (Ag-

rarHeute 2023). Dies liegt unter anderem an dem Umstand, dass die Förderung über die Öko-Regelung 3 nur für bestehende AFS in Anspruch genommen werden kann, diese jedoch erst seit 2023 rechtssicher angelegt werden können. Des Weiteren machen viele der festgelegten Rahmenbedingungen, wie beispielsweise die

festgelegten Abstände zu den Flächengrenzen von 20 m, diese Option unattraktiv für die Bewirtschafter:innen. Dieser Umstand soll durch die erhöhte Prämie von 200 € pro ha ab dem Jahr 2024 verbessert werden. Gerade in Landschaftsräumen mit geringen Anteilen von seminaturalen Habitaten kann jedoch mit einem ge-

### Box 3.2: Transformationspotenzial – Regionalwert AG Freiburg

Die Regionalwert AG Freiburg ist eine Bürgeraktiengesellschaft, die sich einer umfassend zukunftsfähigen Land- und Ernährungswirtschaft widmet. Sie wurde mit dem Ziel gegründet, die Betriebe in einer Region entlang der kompletten Wertschöpfungskette miteinander zu vernetzen und die ökologischen, sozialen und ökonomischen Dimensionen ihrer Tätigkeiten zu stärken. Bürger:innen sind als Kapitalgeber:innen in die Transformation des regionalen Landwirtschafts- und Ernährungssystems eingebunden. Im Raum Freiburg entstand die erste Regionalwert AG; das Modell ist mittlerweile in einigen weiteren Regionen etabliert.

#### Bezug zu indirekten Treibern des ursächlichen Biodiversitätsverlustes

Die Regionalwert AG greift verschiedene eng miteinander verbundene Treiber des Biodiversitätsverlustes auf: den Rückgang landwirtschaftlicher Familienbetriebe, die steigende Spezialisierung in der Landwirtschaft, den damit einhergehenden Verlust von Fachwissen und die zunehmende Entfernung von Produzent:innen und Verbraucher:innen.

#### Positive Biodiversitätsänderungen

Die Regionalwert AG quantifiziert die Leistungen der verbundenen Unternehmen und geht dabei neben der Biodiversität auf das komplette Spektrum der Nachhaltigkeitsdimensionen ein. Als für die Biodiversität besonders erfolgreich wird die Schaffung von Lebensräumen, etwa durch Blühstreifen, eingestuft. Auch in Bezug auf die Förderung der genetischen Vielfalt im Acker- und Gemüsebau, etwa durch die Verwendung von an die regionalen Bedingungen angepassten, samenfesten Sorten, werden sehr gute Ergebnisse erzielt. Als weiterer Punkt ist die Erhaltung von Humus und Bodenfruchtbarkeit herauszustellen, z. B. durch eine reduzierte Bodenbearbeitung, was zum Erhalt von Bodenorganismen beiträgt (Hiß et al. 2021).

#### Hindernisse und Widerstände

Es gelang zu Beginn recht schnell, ein größeres Einlagevermögen von Privatleuten der Region zu akquirieren, verbunden mit der sehr positiven öffentlichen Rezeption. Allerdings ist die letzte Runde der angestrebten Kapitalerhöhung hinter den Erwartungen zurückgeblieben. Die Förderung von Aktivitäten und Unternehmen wird durch den Faktor der Möglichkeiten und des Willens, sich als Aktionär:in zu engagieren, limitiert.

#### Wichtigste Erfolgsfaktoren

Die wichtigsten Erfolgsfaktoren im Überblick:

- Schaffung einer »Plattform für Fragen, Kritik, Ablehnung, Bewegung, Initiative, Begeisterung und Perspektiven« (Hiß 2014)
- Kooperation von Betrieben und entstehende Synergieeffekte zwischen den Partner:innen
- Etablierung eines Instruments für die Zusammenarbeit und Entwicklung, auch zur Sensibilisierung und Unterstützung der Mobilisierung
- Unterstützung der Änderung in den Kaufentscheidungen von Verbraucher:innen hin zu mehr regionalen, nachhaltigen Produkten
- Schaffung einer Methode zur Verbindung von Naturschutz und Landwirtschaft über die Internalisierung von externen Effekten als Grundlage der finanziellen Abgeltung der Leistungen der Betriebe für den Naturschutz
- Ausbildung und praktischer Wissenstransfer; Erhaltung und Weiterentwicklung von Fachwissen
- Einbindung von Forschungsprojekten zur Unterstützung des Wissenstransfers und der Weiterentwicklung nachhaltiger Praktiken
- Entwicklung von Methoden und auch quantitativen Instrumenten zur zeitgemäßen Erfassung, Beurteilung und Bewertung von ökologischen, sozialen und regionalwirtschaftlichen Leistungen von Unternehmen bzw. des Erfolgs der AG

#### Transformationspotenziale

Die wichtigsten Transformationspotenziale des Modells Regionalwert AG im Überblick: (1) **Politik:** Ergänzung bestehender politischer Instrumente um flexible, bürgerschaftlich getragene und auf Freiwilligkeit beruhende Initiativen, die an den jeweiligen Kontext angepasst sind; (2) **Wirtschaft/Unternehmen:** Erschließung von Kapitalquellen aus dem privaten Bereich und damit Möglichkeiten zur (Start-)Finanzierung von biodiversitätsfreundlichen Initiativen, Maßnahmen und Unternehmen; Etablierung und Stärkung von Wertschöpfungsketten; Berechnung tatsächlicher Kosten und Leistungen; (3) **Gesellschaft:** Vernetzung von Akteursgruppen entlang der Wertschöpfungskette; Schaffen von Möglichkeiten zum Engagement/der Erfahrung von Selbstwirksamkeit; spezielle Berücksichtigung von Aspekten um Inklusion; (4) **Wissenschaft:** vielfältige Möglichkeiten zur Etablierung und Untersuchung von Pilotprojekten; (5) **Bildung:** Bewusstseinsbildung; vielfältige Möglichkeiten für BNE; Stärkung von Möglichkeiten zur Ausbildung und transdisziplinären Ko-Kreation von Wissen; (6) **Recht:** Modell bietet einen guten Rahmen für Experimentierregelungen.

ringen Flächenansatz möglicherweise bereits ein hoher Biodiversitätsnutzen generiert werden. In diesem Kontext kann die Maßnahme in ausgeräumten Landschaften hinsichtlich der Effektivität und Effizienz als

hoch bewertet werden. In Landschaftsräumen mit bereits hoher Strukturvielfalt wäre ein Verzicht auf bzw. eine Reduktion von Pflanzenschutzmitteln vermutlich effektiver.

### **Box 3.3:** Transformationspotenzial – Insektenschutz und Blühlebensräume im Agrar- und Offenland

Seit der Studie des Entomologischen Vereins in Krefeld (Hallmann et al. 2017), die als »Krefeld-Studie« bekannt wurde, ist das »Insektensterben« in Deutschland und weltweit in den Fokus der Medien geraten. Laut dieser Studie ist die Biomasse der Fluginsekten in deutschen Schutzgebieten der Offenlandschaft zwischen 1989 und 2016 um 75 % zurückgegangen (Hallmann et al. 2017). Betroffen waren auch blütenbesuchende Schwebfliegen (Hallmann et al. 2021). Dies lässt einen Zusammenhang mit dem Rückgang an blühenden Lebensräumen vermuten. Durch die Studie wurden Volksbegehren initiiert und Gesetze verändert, um die Lebensbedingungen von Insekten zu verbessern. Dies hatte u. a. zur Folge, dass sich die Blühfläche auf Äckern in Baden-Württemberg zwischen 2017 und 2022 verdoppelte und so blütenbesuchende Insekten förderte. Die Krefeld-Studie kann somit als wichtiger Treiber für eine anfängliche Transformation hinsichtlich der Anlage von blühenden Lebensräumen in der Agrar- und Offenlandschaft angesehen werden.

#### **Bezug zu indirekten Treibern des ursächlichen Biodiversitätsverlustes**

Ein zentraler Treiber ist der Agrarmarkt. Durch billige Agrarprodukte infolge des Wegfalls der Preisstützung im Jahr 1992 wurden Landwirt:innen dazu motiviert, ihr Land intensiver zu bewirtschaften. Blühflächen wurden und werden auch heute noch nicht am Markt honoriert, um die Gewinneinbußen zu decken und naturnahe Blühlebensräume langfristig zu etablieren.

#### **Positive Biodiversitätsänderungen**

Nach der Veröffentlichung der Studie des Vereins in Krefeld verdoppelten sich die Fläche von Blühlebensräumen in der Agrarlandschaft in Baden-Württemberg von 13.818 ha im Jahr 2017 auf 22.851 ha 2022 (Datenabfrage beim MLR-BW im Mai 2023). Die blühenden Lebensräume, die z. B. durch Agrarförderprogramme auf die Äcker kamen, führten zu mehr blütenbesuchenden Insekten (Albrecht et al. 2020; von Königslöw, Fornoff & Klein 2022b; von Königslöw, Mupepele & Klein 2021; Lowe, Groves & Gratton 2021; Nitsch et al. 2019). Eine Erhöhung der Bestäubungsleistung durch die Anlage von Blühstreifen in Blaubeerfeldern wurde in den USA gezeigt. Die Blütenbesuche durch Wildbienen und auch deren Artenvielfalt haben sich von Jahr zu Jahr erhöht. Allerdings hat es ein paar Jahre gedauert, bis betriebliche Kosten für die Anlage der Blühmischung durch erhöhte Einnahmen durch die bessere Bestäubungsleistung kompensiert wurden (Blaauw & Isaacs 2014).

#### **Hindernisse und Widerstände**

- Blühstreifen könnten durch die Drift von Pflanzenschutzmitteln in die blühende Fläche zu einer sogenannten ökologischen Falle werden.
- Nicht auf jedem Standort funktioniert eine gebietsheimische Mischung, und somit werden gute ökologische und praktische Kenntnisse für eine nachhaltige Restauration eines blühenden Lebensraums benötigt. Auch gibt es nicht genügend gebietsheimisches Saatgut auf dem Markt.
- »Disservices« können durch blühende Lebensräume entstehen, z. B. wenn sich »Unkräuter« oder »Schadorganismen« vom blühenden Lebensraum in die Produktionsflächen vermehren.

#### **Wichtigste Erfolgsfaktoren**

Ehrenamt und Wissenschaft haben Daten geliefert und verständlich an die Öffentlichkeit gegeben (erste Initiatoren); Menschen aus der Gesellschaft, z. B. Imker:innen, haben Volksbegehren angestoßen (zweite Initiatoren), Politik, Journalist:innen, Landwirt:innen, Umweltverbände haben reagiert und die Thematik gestreut und auf ihre aktuellen Tagungsordnungen geschrieben (dritte Initiatoren); am Ende gab es eine Beteiligung aller Akteure durch Anhörungen und Runde Tische (vierte Initiatoren), Veränderungen von Gesetzen (fünfte Initiatoren), eine Umsetzung in Förderprogrammen und gleichzeitig gesellschaftliche Wertschätzung von Blühlebensräumen und Insekten (sechste Initiatoren).

#### **Transformationspotenziale**

Damit die Agrar- und Offenlandschaft langfristig blüht und seltene Arten fördert, müssen weitere Transformationspotenziale ausgeschöpft werden: (1) **Politik:** Honorierung von Blühflächen am Markt; (2) **Gemeinde und Gesellschaft:** Blühpatenschaften, Ansaat- und Pflegeaktionen über Gemeindegrenzen; (3) **Wirtschaft/Unternehmen:** Herstellung und Vermarktung von gebietsheimischen Samenmischungen für verschiedene Nutzungsansprüchen auf Unternehmensgeländen, Straßen usw.; (4) **Wissenschaft:** langfristige transdisziplinäre Projekte; (5) **Bildung:** Weiterentwicklung von Apps und bessere Informationen z. B. durch Demonstrationslandschaften (6) **Recht:** Gesetze aus Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Naturschutz untereinander und über Ländergrenzen miteinander abstimmen, sodass langfristig angelegte und gut vernetzte Blühflächen mit und ohne Baum- und Heckenbestand die Offenlandschaft prägen.

### 3.7 Handlungsbedarf und Handlungsoptionen zum Biodiversitätsschutz in Agrar- und Offenland

In diesem Kapitel stellen wir die Wissenslücken (Kap. 3.7.1) und die konkreten Handlungsoptionen in den Vordergrund (Kap. 3.7.2) – also Vorschläge zur Implementierung von Instrumenten und Maßnahmen, die im vorangegangenen Kapitel als solche beschrieben wurden.

#### 3.7.1 Zusammenfassung von Wissenslücken

In unserem Kapitel »Status und Trends« (Kap. 3.2) haben wir die Wissenslücken identifiziert und aufgezeigt, dass das **Monitoring** für verschiedene taxonomische Gruppen verbessert werden muss (Hausmann et al. 2020). Für die meisten Artengruppen liegen Trends nur sehr verstreut über die verschiedenen Regionen innerhalb von Deutschland vor. Eine repräsentative Analyse für spezifische Regionen war deswegen nicht möglich. Hier werden in der Zukunft systematische Monitoringprogramme benötigt. Der Einsatz von Methoden wie eDNA kann den Umfang der Überwachung vergrößern, sodass große Bereiche oder spezifische Wechselwirkungen mit sehr geringem Zeit- und Kostenaufwand für die Datenerfassung überwacht werden können (Littlefair et al. 2023; Thomsen & Sigsgaard 2019).

In dem Kapitel »Ökosystemleistungen« (Kap. 3.3) haben wir ebenfalls eine Wissenslücke identifiziert. Der **Zusammenhang zwischen der Entwicklung von Biodiversität und der Produktivität von Ökosystemen z. B. in der Erzeugung von Biomasse** ist zwar aus lokal begrenzten Studien im Grünland bekannt, aber der großflächige Effekt und inwieweit er eine Rolle für die Agrarproduktion unter verschiedenen Rahmenbedingungen und auf verschiedenen Böden spielen kann, ist nicht bekannt. Dieses Wissen ist aber erforderlich, um bei den wichtigen Akteuren aus der Landwirtschaft ein Bewusstsein für die eigene Abhängigkeit von biodiversitätsgebundenen Ökosystemleistungen zu erzeugen.

Die aktuell noch nicht deutlich erkennbaren negativen Effekte von Biodiversitätsverlust im Agrar- und Offenland auf die Flächenproduktivität der Agrarsysteme könnte darauf hinweisen, dass diese Effekte als Kippunkte wirksam werden, bei deren Überschreiten die Produktionssysteme schlagartig zusammenbrechen. Werden erst dann Maßnahmen zur Bekämpfung des Biodiversitätsverlustes ergriffen, sind die Produktionssysteme nur sehr schwer wiederherzustellen. Zum Nachweis dieser Einflüsse des Biodiversitätsverlustes

auf agrarische Produktionssysteme sowie deren Bewertung sollte bei der Implementierung von Monitoringprogrammen zur Verbesserung der Datengrundlage der regionalen Biodiversitätsentwicklung auch immer die Erfassung der jeweiligen Flächenproduktivitätsparameter (Erträge) eingeplant werden, z. B. über die Dokumentation der landwirtschaftlichen Betriebe oder auch Fernerkundungsdaten.

Obwohl der Zusammenhang zwischen Ökosystemleistungen (ÖSL) und Artenvielfalt gut dokumentiert ist, wird diese Interrelation von den zuständigen Akteuren nur sehr selten in Gesetze oder Maßnahmen umgesetzt.

In dem Kapitel »Direkte Treiber« (Kap. 3.4) haben wir die Intensivierung der Landnutzung, vor allem die oft **fehlende Heterogenität** in der Agrarlandschaft, als einen Haupttreiber identifiziert. Weiter spielt die **Verschmutzung** der Agrar- und Offenlandschaft eine große Rolle für die Biodiversität. Negative Effekte von hohen Nährstoffeinträgen und verschiedensten Pflanzenschutzmitteln (Fungizide, Herbizide, Insektizide) wurden in den letzten Jahren durch die Wissenschaft vermehrt auf Nichtzielorganismen gezeigt. Dies zeigt, dass die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln nicht immer ausreichend untersucht wird. Dies vor allem weil die Forschung der Industrie für Zulassungen hauptsächlich an Honigbienen und nicht Wildbienen stattfindet. Unzureichend wurden bisher die Effekte von Bioziden, Mikroplastik oder auch Antibiotika aus der Tierhaltung in der Agrarlandschaft untersucht. Der **Rückgang der Weidetierhaltung** hat Auswirkungen auf die Biodiversität, und ein Wechsel von Stall- auf vermehrte Weidehaltung sollte gefördert und begleitend untersucht werden. **Klimatische Veränderungen** beeinflussen die Biodiversität, aber die Auswirkungen sind im Vergleich zur Landnutzung wenig untersucht. **Invasive Arten** sind vor allem problematisch, weil sie **Krankheiten** mitbringen, die sich stark auf heimische Nützlinge auswirken. Insgesamt sollten die Interaktionen zwischen multiplen Treibern besser untersucht werden.

In dem Kapitel »Indirekte Treiber« (Kap. 3.5) haben wir Unsicherheit über die weitere **Erforschung von technologischen Treibern** aufgedeckt. Da voraussichtlich in der Zukunft die Nutzung von Technologien in der wissenschaftlichen Forschung (z. B. Züchtungsforschung, Robotik, Digitalisierung, transdisziplinäre Forschung) eine immer größere Rolle spielen wird, sollten wir mehr Ressourcen in Öffentlichkeitsarbeit und Kommunikation investieren. Momentan gibt es in der Bevölkerung viele Unsicherheiten und Fehlinformationen gegenüber neuen Technologien. Die daraus entstehende Regulierung behindert die schnelle Einführung innovativer Verfahren.

In unserem Kapitel »Maßnahmen« (Kap. 3.6) haben wir herausgefunden, dass politische **Maßnahmen** stärker auf das Ergebnis fokussiert sein sollten. Für eine ergebnisorientierte Politik brauchen wir Indikatoren zur Messung der Wirkung. Es sind **Indikatoren** notwendig, die die Wirkung effektiv messen und andererseits praktikabel (d. h. auch kostengünstig) sind (z. B. (ECA 2017; ECA 2020a; ECA 2020b; Röder et al. 2022)). Weiter ist ein gut funktionierender **Dialog auf Augenhöhe zwischen Landwirtschaft und Naturschutz** wichtig. Praxistaugliche und sozialökologisch sowie wirtschaftlich tragfähige Maßnahmen sollten im Dialog erstellt und erprobt werden. Dabei müssen auch vorhandene **Hemmnisse im Agrar- und Umweltrecht** untersucht und politisch abgebaut werden.

### 3.7.2 Handlungsbedarf und -optionen

Handlungsbedarf und -optionen können über die oben aufgeführten Maßnahmen abgeleitet werden. Im Wesentlichen wirken diese Maßnahmen auf die indirekten Treiber, welche in komplexer Interaktion miteinander und mit den direkten Treibern stehen. Zur Ableitung von Handlungsoptionen ist es somit wichtig, diese Interaktion zu analysieren und zu berücksichtigen. Wir werden hier zunächst Ergebnisse einer Wechselwirkungsanalyse vorstellen, um die wichtigsten Handlungsoptionen zusammenzufassen, und im Anschluss allgemeine Schlussfolgerungen zu den Handlungsempfehlungen geben.

#### 3.7.2.1 Wechselwirkungsanalyse zwischen Maßnahmen und Ableitung der wichtigsten Handlungsoptionen

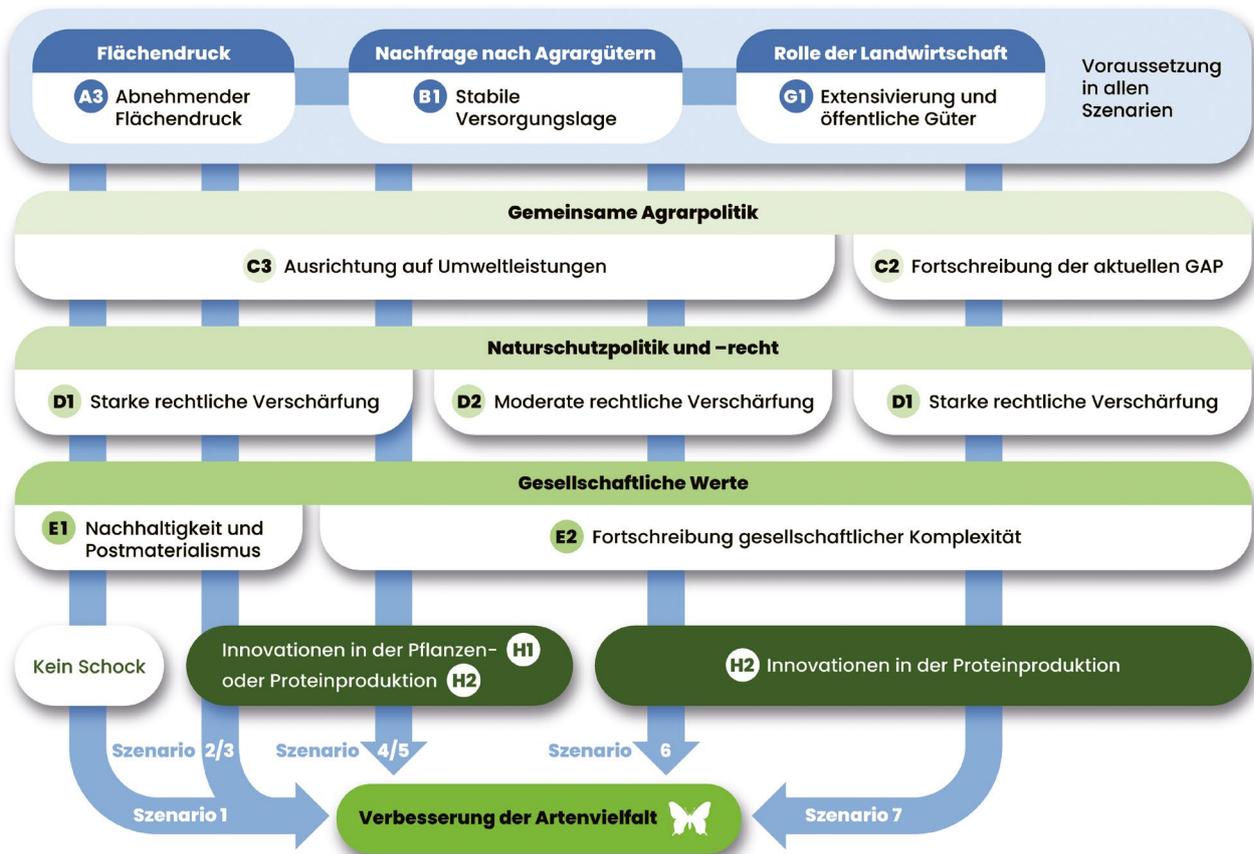
Um die Wirkungen von Maßnahmen und potenziellen Handlungsoptionen hinsichtlich der Entwicklung der Artenvielfalt in der Agrar- und Offenlandschaft im Kontext gegenseitiger Wechselwirkungen der damit adressierten indirekten Treiber besser zu verstehen, haben wir eine Wechselwirkungsanalyse (Cross-Impact-Bilanzanalyse) durchgeführt (Anhang A3.4). Auf dieser Grundlage wurden insgesamt 19 Szenarien, die zu einer Erhöhung der Artenvielfalt führen können, abgeleitet. Dabei wurden sieben als vergleichsweise robust eingestuft (Abb. 3.26). Diese stellen mögliche künftige Entwicklungspfade dar.

Es wurde deutlich, dass **Innovationen in der Pflanzen- und Proteinproduktion** den Handlungsspielraum hinsichtlich einer Transformation hin zu einer Verbesserung der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft deutlich erhöhen. Die Praxiseinführung sollte vor diesem Hintergrund stärker im förderpolitischen Fokus stehen. Gerade der Fleischkonsum und die mit der Tierhaltung verbun-

dene Flächenbelegung für die Erzeugung von Futtermitteln wurden auch in anderen Studien als wesentliche Einflussfaktoren für die Biodiversität in der Agrarlandschaft identifiziert (Crenna, Sinkko & Sala 2019). Ohne Eintritt von Innovationen bei der Pflanzen- oder Proteinproduktion scheint eine Verbesserung der Artenvielfalt deutlich unwahrscheinlicher und würde unter anderem einen starken gesellschaftlichen Wertewandel hin zu Nachhaltigkeit und biodiversitätsorientierten Konsumentscheidungen verlangen. Dies betrifft beispielsweise den Aspekt von Zahlungsbereitschaften für biodiversitätsfreundliche Produkte. Im Rahmen einer Befragung unter neun Unternehmen der Ernährungsbranche, u. a. drei Unternehmen des Lebensmitteleinzelhandels, wurde der erzielbare Aufpreis für biodiversitätsfreundliche Produkte eher in einem moderaten Rahmen von maximal 10 % in Abhängigkeit der Produktgruppe eingeschätzt (Sponagel, Witte & Bahrs 2023).

Der Flächendruck bzw. die Flächenkonkurrenz als zentraler Treiber des Biodiversitätsverlustes spielt ebenfalls eine relevante Rolle. Den sieben Kernszenarien sowie 14 der insgesamt 15 Szenarien liegt die Annahme eines abnehmenden Flächendrucks mit der Erreichung des in der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie identifizierten Ziels zum Flächenverbrauch von unter 30 ha bis 2030 zugrunde (Deutsche Bundesregierung 2021). Jedoch könnte es an dieser Stelle auch zu Zielkonflikten kommen, da eine großflächige Moorbiedervernässung vor dem Hintergrund der räumlichen Dimensionen eine erhebliche Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen darstellen würde. Deshalb sind gerade beim Moorschutz innovative und multifunktionale Landnutzungssysteme wichtig. Potenzielle Synergien zwischen Klimaschutz und Biodiversität sind an dieser Stelle auszuschöpfen (Wüstemann et al. 2017), aber auch im Bereich der erneuerbaren Energien wie Agri-Photovoltaik statt Freiflächenanlagen auf landwirtschaftlichen Flächen.

Zudem sollte die Gemeinsame Agrarpolitik gemäß den Ergebnissen künftig stark auf die Bereitstellung von Umweltleistungen ausgerichtet werden, was gleichermaßen die ebenfalls erforderliche Transformation der Landwirtschaft hinsichtlich der stärkeren Förderung von Ökosystemleistungen bzw. Bereitstellung öffentlicher Güter begünstigen kann. Dies steht im Einklang mit den Empfehlungen von (Mupepele et al. (2021b)). Ebenfalls kann auf Grundlage der Ergebnisse eine stärkere rechtliche Verschärfung im Naturschutz empfohlen werden. Dies umfasst beispielsweise die Reduktion von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln in Schutzgebieten sowie eine stärkere Vermeidung von



**Abbildung 3.26:** Überblick über sieben ausgewählte Maßnahmen Szenarien (blaue Pfeile), die von Expert:innen mit dem Ausgang einer Verbesserung der Biodiversität in der Agrarlandschaft bzw. Offenland identifiziert und somit als die wichtigsten Handlungsfelder gesehen werden. Die Abbildung ist dabei von oben nach unten an den Pfeilen entlang zu lesen, d. h., allen sieben Szenarien liegt die Annahme eines sinkenden Flächendrucks (A3), einer stabilen Versorgungslage mit geringem Exportdruck (B1) sowie einer Extensivierung der Flächennutzung (G1) zugrunde. Lediglich in einem Szenario gibt es keine Innovationen, allerdings muss es dann eine klare Ausrichtung der gesellschaftlichen Werte in Richtung Nachhaltigkeit und Postmaterialismus (E1), eine starke rechtliche Verschärfung im Naturschutzrecht (D1) sowie eine Ausrichtung der GAP auf Umwelleistungen geben (C3). Die dabei identifizierten Handlungsoptionen liegen z. B. in den Innovationen der Pflanzen- und Proteinproduktion (H1 und H2, orange). Diese Innovationen sind hinsichtlich ihres Eintretens aus heutiger Sicht unsicher, sollten jedoch durch gezielte Maßnahmen gefördert werden.

baulichen Eingriffen in den Naturhaushalt. Rechtliche Verschärfungen beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln sollten dabei mit flankierenden förderrechtlichen Rahmenbedingungen einhergehen, da dies wichtig für die Akzeptanz der Maßnahmen in der Landwirtschaft und letztlich auch die ökologische Effektivität ist (Busse et al. 2021). In diesem Zusammenhang muss erwähnt werden, dass gerade in dieser Hinsicht erheblicher Forschungsbedarf besteht. Denn die Auswirkungen auf Naturalerträge eines großflächigen Verzichts auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel können derzeit bei vielen Kulturarten nur mit hoher Unsicherheit abgeschätzt werden (Möhring et al. 2021).

Neben Bereichen wie dem Naturschutzrecht, die aus politischer Sicht direkt adressiert werden können, spielt die globale Ernährungslage ebenfalls eine entscheidende Rolle hinsichtlich der Entwicklung der Artenvielfalt in Deutschland. Alle sieben Kernszenarien bzw. 14 der 15 Szenarien insgesamt gehen in dieser Hinsicht

von einer stabilen Lage am Weltmarkt mit folglich moderaten Preisen für Agrargüter und einem eher geringen Exportdruck aus der Perspektive der Landwirtschaft in Deutschland aus. Keines der konsistenten Szenarien mit einer Verbesserung der Artenvielfalt enthält die Trendalternative einer globalen Nahrungsmittelkrise und folglich steigendem Exportdruck. Ebenso steht keines der Szenarien im Einklang mit einer Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion und Steigerung des Betriebsmittelinputs.

Aus methodischer Sicht muss an dieser Stelle erwähnt werden, dass es sich bei der durchgeführten Methode um ein von Expert:innen gestütztes, qualitatives Bewertungsverfahren handelt und somit die Auswahl der Expert:innen Einfluss auf das Ergebnis hat (Kaiser 2021). Deshalb wurde die Bewertung der Wechselwirkungen zwischen den Maßnahmen unabhängig voneinander in drei Gruppen durchgeführt, um eine breite Basis für die abgeleiteten Szenarien zu generieren. Obwohl die Ein-

ladung zu den Workshops breit gestreut wurde, ist ein Selektionseffekt nicht auszuschließen, und andere Expert:innen könnten zu abweichenden Einschätzungen kommen. Zudem wurde die Bewertung der Einflussbeziehungen nicht hinsichtlich der Stärke differenziert, da dies als zu komplex wahrgenommen wurde. Dies muss bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Künftig könnte eine darauf aufbauende Analyse dies integrieren. Zudem muss die Definition der Maßnahmen und Trendalternativen kritisch reflektiert werden, welche künftig noch weiter ausdifferenziert werden könnten. An dieser Stelle wäre vor allem der Klimawandel als wesentlicher Einflussfaktor zu nennen, da Interaktionen zwischen der Landnutzungsintensität hinsichtlich Biodiversitätseinflüssen nachgewiesen wurden (Outhwaite, McCann & Newbold 2022). An dieser Stelle muss jedoch auch die zeitliche Skala der Analyse mit dem Zieljahr 2030 beachtet werden, da die Effekte des Klimawandels mit der Zeit voraussichtlich zunehmen und bei Szenarioanalysen in die noch weitere Zukunft einen deutlich stärkeren Einfluss haben werden (Moss et al. 2010). Eine Erhöhung der Anzahl an detaillierten Maßnahmen sowie den jeweiligen Trendalternativen kann die Praktikabilität der Methode aufgrund des steigenden Bewertungsaufwands jedoch erheblich reduzieren. Denn die Bereitschaft zur freiwilligen Teilnahme der Expert:innen ist eine Voraussetzung für die Anwendung der Methode.

Aus den Ergebnissen und Diskussionen mit den Teilnehmenden konnte zusätzlich zu den drei wichtigsten Handlungsoptionen künftiger Forschungsbedarf abgeleitet werden, der beispielsweise den Aspekt des marktorientierten Naturschutzes betrifft. Dieser ist zwar in den Szenarien enthalten, aber es besteht eine hohe Unsicherheit bezüglich der tatsächlichen Effektivität dieser Maßnahme, auch im Vergleich zu einer stärkeren rechtlichen Verschärfung. Somit ist ungewiss, ob mit dem marktorientierten Naturschutz eine rechtliche Verschärfung in Bezug auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln obsolet werden könnte. Ein Beispiel stellt das Produktlabel »Landwirtschaft für Artenvielfalt« als eine erfolgreiche Handlungsoption dar, wobei die Flächenwirkung derzeit noch begrenzt ist und auch eine Mehrzahlungsbereitschaft für biodiversitätsfreundliche Produkte bisher nur bei wenigen Ökoprodukten festgestellt werden konnte (Runge 2020).

### 3.7.2.2 Allgemeine Schlussfolgerungen für Handlungsempfehlungen

Aus den vorangegangenen Kapiteln geht klar hervor, dass besonders im Agrar- und Offenland ein erheblicher Handlungsbedarf besteht, wenn die Ziele des Biodiver-

sitätserhaltes und damit des Erhaltes der Ökosystemleistungen erreicht werden sollen. Gleichzeitig gibt es nur wenige Beispiele von Maßnahmen und Instrumenten, die kurzfristig Erfolge im Biodiversitätserhalt gebracht haben.

Der politische Handlungsbedarf beinhaltet sowohl fachliche Aspekte zum Schutz der Biodiversität als auch den gesamten Komplex der Zielkonflikte zwischen Schutzmaßnahmen und sozioökonomischen Aspekten der Nachhaltigkeit. Es ist daher notwendig, die identifizierten Maßnahmen und Instrumente auch anhand dieser Interaktionen mit weiteren Zielen politischen Handelns zu priorisieren. Zum Beispiel kann eine hohe Vielfalt an Lebensräumen, auch Landschaftsheterogenität genannt, u. a. durch das Instrument der Flurneuordnung regulierend und favorisierend für den Biodiversitätsschutz eingesetzt werden. Dieses Handeln sollte aber mit weiteren informationellen Maßnahmen geschehen, damit alle Landnutzenden die Veränderungen verstehen.

Eine stets kritisch diskutierte Frage ist die Auswahl der geeigneten ordnungspolitischen Instrumente für ein umweltpolitisches Handlungsfeld. Dabei werden ordnungsrechtliche Instrumente von denen bevorzugt, die ihre Interessen in einem möglichst weitgehenden Schutz von Ökosystemen sehen. Dagegen werden marktwirtschaftliche Anreizsysteme von denen bevorzugt, die von Regulierungen zugunsten des Biodiversitätserhalts unmittelbar ökonomisch betroffen sind. Es fehlt ein definierter, transparenter Entscheidungsprozess, der für das jeweilige Schutzziel unter Berücksichtigung von Zielkonflikten und Akzeptanz das geeignetste Instrument identifiziert.

Für diese Akzeptanz agrar- und umweltpolitischer Maßnahmen haben sich in der jüngeren Vergangenheit bereits angelegte Dialogformate (ZKL, Borchert-Kommission oder der Niedersächsische Weg sowie das Dialogforum Landwirtschaft der Landesregierung in Baden-Württemberg) unter Beteiligung verschiedenster Stakeholdergruppen, inklusive Wissenschaft und Politik, als zielführend erwiesen. Diese Dialogformate führen dazu, dass Konfliktpotenziale von politischen Entscheidungen reduziert und so deren Einführung beschleunigt werden können. Diese Formate sollten weiter genutzt, intensiviert und deren Empfehlungen in politische Entscheidungen einbezogen werden. Auch könnten diese Dialogformate genutzt werden, um wissenschaftliche Projekte gemeinsam mit allen wichtigen Stakeholdergruppen in einem sogenannten Ko-Design festzulegen. Solche Projekte können auch zur Reduktion von Konflikten zwischen Verbraucher:innen, Natur-

schutz und Landwirtschaft dienen und als informationelle Instrumente genutzt werden, die einen konstruktiven Dialog und Information ermöglichen.

Die Unsicherheit bei der Wirksamkeit einzelner Instrumente zum Biodiversitätserhalt ist ein wesentlicher Hinderungsgrund für deren großflächige Implementierung. Es fehlen gesicherte Wirkungszusammenhänge, wie dies z. B. zwischen Düngung und Nitratbelastung beim Grundwasserschutz der Fall ist. Daher sollte ein Schwerpunkt bei der Erprobung von Instrumenten in Reallaboren bzw. sogenannten Living Labs liegen. Diese ermöglichen sowohl die wissenschaftliche Bewertung der Instrumente als auch die Erprobung von Verwaltungs- und Organisationsabläufen wie z. B. Kontrolle oder Kompensationsbedarf oder auch die Erprobung von potenziellem Emissionshandel durch CO<sub>2</sub>-Speicherung in Agroforstsystemen.

Auch können Reallabore genutzt werden, um Kennzeichnungen für biodiversitätsfreundliche Produkte zu entwickeln. Damit Konsument:innen gezielter erreicht werden, müssen die komplexen globalen Wertschöpfungsketten und deren ökologische Bewertungen von der Produktion auf dem Acker bis zum Verkauf der Lebensmittel in die Kennzeichnung von Lebensmitteln einfließen.

Zudem haben Innovationen ein hohes Potenzial bezüglich der Transformation des Agrarsystems hin zu

mehr Biodiversität in der Agrarlandschaft. Diese umfassen beispielsweise eine Etablierung mit finanziellen Anreizen für Indoor-Farming, neue Züchtungsverfahren mit Ertragssteigerung im Pflanzenbau sowie die größere Substitution von tierischem Protein durch neue Produkte wie zelluläres Fleisch. Derzeit sind die Verfahren noch nicht ökonomisch tragfähig, durch Investitionen in Forschung und Entwicklung könnten diese Innovationen jedoch gefördert werden. Dies betrifft beispielsweise den Energiebedarf und die damit verbundenen Produktionskosten von Indoor-Farming. Auch Innovationen in der Züchtung von trockenheitsresistenten Sorten, um Synergien zwischen Biodiversitätsschutz, Ernährungssicherheit und Klimaschutz zu fördern, sollte die Politik aufgreifen, um Landwirt:innen langfristige und zukunftsorientierte Lösungen anzubieten.

Für die Umsetzung von Maßnahmen zum Biodiversitätserhalt ist die Zusammenarbeit von verschiedenen Akteuren von entscheidender Bedeutung. Daneben sind insbesondere Maßnahmen zur Biotopvernetzung nicht auf den Flächen von einzelnen landwirtschaftlichen Betrieben durchzuführen. Zusammenschlüsse von Landwirt:innen und lokal tätigen Naturschutzorganisationen zur Umsetzung von Maßnahmen z. B. der GAP, wie dies in den Niederlanden erfolgreich praktiziert wird, sollten auch in Deutschland als Durchführungsorganisationen zugelassen und gefördert werden.

## Literaturverzeichnis

- Abbas M., Ebeling A., Oelmann Y., Ptacnik R., Roscher C., Weigelt A., Weisser W. W., Wilcke W. & Hillebrand H. (2013): Biodiversity Effects on Plant Stoichiometry. *PLOS ONE* 8 (3): e58179. DOI: 10.1371/journal.pone.0058179
- Ackermann W., Fuchs D. & Tschiche J. (2020): Ökosystem-Monitoring auf bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen (ÖSM-I). Bundesamt für Naturschutz. DE
- AgE (2023): Öko-Regelungen. 40 Prozent der Mittel bislang ungenutzt. *Agra-Europe (AgE)* 64 (24)
- AgarHeute (2023): Ökoregelung Agroforst. Null Nachfrage – ändern will BMEL nichts. <https://www.agrarheute.com/politik/oekoregelung-agroforst-null-nachfrage-aendern-will-bmel-nichts-608221> (aufgerufen am 27.02.2024)
- Alarcón-Segura V., Grass I., Breustedt G., Rohlf M. & Tschirntke T. (2022): Strip intercropping of wheat and oilseed rape enhances biodiversity and biological pest control in a conventionally managed farm scenario. *Journal of Applied Ecology* 59 (6): 1513–1523. DOI: 10.1111/1365-2664.14161
- Albert A., Auffret A. G., Cosyns E., Cousins S. A. O., D'hondt B., Eichberg C., Eycott A. E., Heinken T., Hoffmann M., Jaroszewicz B., Malo J. E., Mårell A., Mouissie M., Pakeman R. J., Picard M. et al. (2015): Seed dispersal by ungulates as an ecological filter: a trait-based meta-analysis. *Oikos* 124 (9): 1109–1120. DOI: 10.1111/oik.02512
- Alberternst B., Nawrath S., Hussner A. & Starfinger U. (2008): Auswirkungen invasiver Arten und Vorsorge. Sofortmaßnahmen und Management am Beispiel von vier unterschiedlich weit verbreiteten Neophyten. *Natur und Landschaft: Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege* 83 (9): 412–417
- Albrecht H. & Bachthaler G. (1990): Veränderungen der Setgetalflora Mitteleuropas Während der Letzten Vier Jahrzehnte. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie XIX (II)*: 364–372
- Albrecht M., Kleijn D., Williams N. M., Tschumi M., Blaauw B. R., Bommarco R., Campbell A. J., Dainese M., Drummond F. A., Entling M. H., Ganser D., Arjen de Groot G., Goulson D., Grab H., Hamilton H. et al. (2020): The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis. *Ecology Letters* 23 (10): 1488–1498. DOI: 10.1111/ele.13576
- Alexander J. M., Kueffer C., Daehler C. C., Edwards P. J., Pauchard A., Seipel T. & MIREN Consortium (2011): Assembly of nonnative floras along elevational gradients explained by directional ecological filtering. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108 (2): 656–661. DOI: 10.1073/pnas.1013136108
- Ali S., Ullah M., Sajjad A., Shakeel Q. & Hussain A. (2021): Chapter 8: Environmental and Health Effects of Pesticide Residues. In: *Sustainable Agriculture Reviews*. 48. Springer Nature Switzerland AG. Switzerland
- Allen D., Bosman I., Collier S., Schepers F. & Rewilding Europe (2015): *Rewilding Europe – Annual Review 2015*. Amsterdam
- Allen-Perkins A., Magrach A., Dainese M., Garibaldi L. A., Kleijn D., Rader R., Reilly J. R., Winfree R., Lundin O., McGrady C. M., Brittain C., Biddinger D. J., Artz D. R., Elle E., Hoffman G. et al. (2022): CropPol: A dynamic, open and global database on crop pollination. *Ecology* 103 (3): e3614. DOI: 10.1002/ecy.3614
- Ames J., Miragem A. A., Cordeiro M. F., Cerezer F. O. & Loro V. L. (2022): Effects of glyphosate on zebrafish: a systematic review and meta-analysis. *Ecotoxicology* 31 (8): 1189–1204. DOI: 10.1007/s10646-022-02581-z
- Ammann C., Voglmeier K., Mürger A. & Bretscher D. (2019): Reduktion der Ammoniak-Emissionen auf der Weide. *Agarforschung Schweiz* 10 (1): 12–19
- Andreasen C. & Stryhn H. (2008): Increasing weed flora in Danish arable fields and its importance for biodiversity. *Weed Research* 48 (1): 1–9. DOI: 10.1111/j.1365-3180.2008.00603.x
- Andruschkewitsch M., Wachendorf C., Sradnick A., Hensgen F., Joergensen R. G. & Wachendorf M. (2014): Soil substrate utilization pattern and relation of functional evenness of plant groups and soil microbial community in five low mountain NATURA 2000. *Plant and Soil* 383 (1): 275–289. DOI: 10.1007/s11104-014-2167-9
- Anusha Siddiqui S., Bahmid N. A., Mahmud C. M. M., Boukid F., Lamri M. & Gagaoua M. (2023): Consumer acceptability of plant-, seaweed-, and insect-based foods as alternatives to meat: a critical compilation of a decade of research. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition* 63 (23): 6630–6651. DOI: 10.1080/10408398.2022.2036096
- Arbetman M. P., Gleiser G., Morales C. L., Williams P. & Aizen M. A. (2017): Global decline of bumblebees is phylogenetically structured and inversely related to species range size and pathogen incidence. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284 (1859): 20170204. DOI: 10.1098/rspb.2017.0204
- ArgeLandentwicklung (2016): *Strategische Lösungsansätze und Best-Practice-Beispiele zum Thema Landentwicklung und Naturschutz*. Schriftenreihe der ArgeLandentwicklung. Stuttgart
- Audu V., Ruf T., Vogt-Kaute W. & Emmerling C. (2022): Changes in microbial biomass and activity support ecological intensification of marginal land through cultivation of perennial wheat in organic agriculture. *Biological Agriculture & Horticulture* 38 (3): 202–215. DOI: 10.1080/01448765.2022.2040589
- Auernhammer H. (2000a): *Strukturveränderungen durch Flurbereinigungsmaßnahmen (Bundesrepublik Deutschland 1979)*
- Auernhammer H. (2000b): *Abgeschlossene Flurbereinigungsverfahren in Deutschland 1998*
- Badry A., Schenke D., Treu G. & Krone O. (2021): Linking landscape composition and biological factors with exposure levels of rodenticides and agrochemicals in avian apex predators from Germany. *Environmental Research* 193: 110602. DOI: 10.1016/j.envres.2020.110602

- Baessler C. & Klotz S. (2006): Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 115 (1–4): 43–50. DOI: 10.1016/j.agee.2005.12.007
- Bailey-Serres J., Parker J. E., Ainsworth E. A., Oldroyd G. E. D. & Schroeder J. I. (2019): Genetic strategies for improving crop yields. *Nature* 575 (7781): 109–118. DOI: 10.1038/s41586-019-1679-0
- Banerjee S. & van der Heijden M. G. A. (2023): Soil microbiomes and one health. *Nature Reviews Microbiology* 21 (1): 6–20. DOI: 10.1038/s41579-022-00779-w
- Barber A. D. (2009): Centipedes. J. H. Crothers & P. J. Hayward (Hrsg.): *Field Studies Council*. viii, 228 S.
- Barker J. R. & Tingey D. T. (2012): *Air Pollution Effects on Biodiversity*. Springer Science & Business Media. 474 S.
- Barnes A. D., Scherber C., Brose U., Borer E. T., Ebeling A., Gauzens B., Giling D. P., Hines J., Isbell F., Ristok C., Tilman D., Weisser W. W. & Eisenhauer N. (2020): Biodiversity enhances the multitrophic control of arthropod herbivory. *Science Advances* 6 (45): eabb6603. DOI: 10.1126/sciadv.abb6603
- Barré K., Le Viol I., Bas Y., Julliard R. & Kerbiriou C. (2018): Estimating habitat loss due to wind turbine avoidance by bats: Implications for European siting guidance. *Biological Conservation* 226: 205–214. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.07.011
- Barth N.-C. & Döll P. (2016): Assessing the ecosystem service flood protection of a riparian forest by applying a cascade approach. *Ecosystem Services* 21: 39–52. DOI: 10.1016/j.ecoser.2016.07.012
- Bartkowski B., Droste N., Ließ M., Sidemo-Holm W., Weller U. & Brady M. V. (2021): Payments by modelled results: A novel design for agri-environmental schemes. *Land Use Policy* 102: 105230. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.105230
- Bartual A. M., Sutter L., Bocci G., Moonen A.-C., Cresswell J., Entling M., Giffard B., Jacot K., Jeanneret P., Holland J., Pfister S., Pintér O., Veromann E., Winkler K. & Albrecht M. (2019): The potential of different semi-natural habitats to sustain pollinators and natural enemies in European agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 279: 43–52. DOI: 10.1016/j.agee.2019.04.009
- Barzan F. R., Bellis L. M. & Dardanelli S. (2021): Livestock grazing constrains bird abundance and species richness: A global meta-analysis. *Basic and Applied Ecology* 56: 289–298. DOI: 10.1016/j.baae.2021.08.007
- Batáry P., Gallé R., Riesch F., Fischer C., Dormann C. F., Mußhoff O., Császár P., Fusaro S., Gayer C., Happe A.-K., Kurucz K., Molnár D., Rösch V., Wietzke A. & Tscharrntke T. (2017): The former Iron Curtain still drives biodiversity–profit trade-offs in German agriculture. *Nature Ecology & Evolution* 1 (9): 1279–1284. DOI: 10.1038/s41559-017-0272-x
- Batáry P. & Tscharrntke T. (2022): Scale-dependent effectiveness of on-field vs. off-field agri-environmental measures for wild bees. *Basic and Applied Ecology* 62: 55–60. DOI: 10.1016/j.baae.2022.05.001
- Bauerkämper A. (2006): Das Ende der Agrarmodernisierung. Die Folgen der Politik landwirtschaftlicher Industrialisierung für die natürliche Umwelt im deutsch-deutschen Vergleich. In: *Grüne Revolutionen. Agrarsysteme und Umwelt im 19. und 20. Jahrhundert*. StudienVerlag. Innsbruck-Wien/Bozen: 151–172
- Baxter-Gilbert J. H., Riley J. L., Neufeld C. J. H., Litzgus J. D. & Lesbarrères D. (2015): Road mortality potentially responsible for billions of pollinating insect deaths annually. *Journal of Insect Conservation* 19 (5): 1029–1035. DOI: 10.1007/s10841-015-9808-z
- Beare M. H., Hu S., Coleman D. C. & Hendrix P. F. (1997): Influences of mycelial fungi on soil aggregation and organic matter storage in conventional and no-tillage soils. *Applied Soil Ecology* 5 (3): 211–219. DOI: 10.1016/S0929-1393(96)00142-4
- Beaumelle L., Thouvenot L., Hines J., Jochum M., Eisenhauer N. & Phillips H. R. P. (2021): Soil fauna diversity and chemical stressors: a review of knowledge gaps and road-map for future research. *Ecography* 44 (6): 845–859. DOI: 10.1111/ecog.05627
- Becker S., Grajewski R. & Rehburg P. (2022): Wohin fließt das Geld? Finanzielle und inhaltliche Schwerpunkte der erreichten GAP-Strategiepläne 2023 bis 2027. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig. 72 S.
- Beckmann M., Gerstner K., Akin-Fajiyé M., Ceauşu S., Kambach S., Kinlock N. L., Phillips H. R. P., Verhagen W., Gurevitch J., Klotz S., Newbold T., Verburg P. H., Winter M. & Seppelt R. (2019): Conventional land-use intensification reduces species richness and increases production: A global meta-analysis. *Global Change Biology* 25 (6): 1941–1956. DOI: 10.1111/gcb.14606
- Beillouin D., Ben-Ari T., Malézieux E., Seufert V. & Makowski D. (2021): Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Global Change Biology* 27 (19): 4697–4710. DOI: 10.1111/gcb.15747
- Beketov M. A., Kefford B. J., Schäfer R. B. & Liess M. (2013): Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 (27): 11039–11043. DOI: 10.1073/pnas.1305618110
- Bellamy P. E., Croxton P. J., Heard M. S., Hinsley S. A., Hulmes L., Hulmes S., Nuttall P., Pywell R. F. & Rothery P. (2009): The impact of growing miscanthus for biomass on farmland bird populations. *Biomass and Bioenergy* 33 (2): 191–199. DOI: 10.1016/j.biombioe.2008.07.001
- Beltrán-Beck B., García F. J. & Gortázar C. (2012): Raccoons in Europe: disease hazards due to the establishment of an invasive species. *European Journal of Wildlife Research* 58 (1): 5–15. DOI: 10.1007/s10344-011-0600-4
- Benadi G., Hovestadt T., Poethke H.-J. & Blüthgen N. (2014): Specialization and phenological synchrony of plant-pollinator interactions along an altitudinal gradient. *Journal of Animal Ecology* 83 (3): 639–650. DOI: 10.1111/1365-2656.12158
- Benzler A., Fuchs D. & Hünig C. (2015): Methodik und erste Ergebnisse des Monitorings der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland. Beleg für aktuelle Biodiversitätsverluste in der Agrarlandschaft. *Natur und Landschaft* 90 (7): 309–316
- Bergman M. M. (Hrsg.); Lakner S., Schleyer C., Schmidt J. & Zinngrebe Y. (2021): *Agricultural Policy for Biodiver-*

- city: Facilitators and Barriers for Transformation. In: V. Beckmann (Hrsg.): *Transitioning to Sustainable Life on Land. Transitioning to Sustainability Series*. MDPI. Basel: 339–379
- Bertling J., Zimmermann T. & Rödiger L. (2021): Kunststoffe in der Umwelt. Emissionen in landwirtschaftlich genutzte Böden. Fraunhofer UMSICHT. Oberhausen/Hamburg. 220 S.
- Beuschel R., Piepho H.-P., Joergensen R. G. & Wachendorf C. (2020): Impact of willow-based grassland alley cropping in relation to its plant species diversity on soil ecology of former arable land. *Applied Soil Ecology* 147: 103373. DOI: 10.1016/j.apsoil.2019.103373
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2008): *Daten zur Natur 2008*. 1. Aufl. Landwirtschaftsverl. Münster. 368 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2009): *Caring for Pollinators. Safeguarding agro-biodiversity and wild plant diversity. Results of a workshop and research project commissioned by the German Federal Agency for Nature Conservation*. BfN Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 64 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2010): *Natura 2000 in Deutschland. Edelsteine der Natur*. BfN Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2011): *Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Flora und Vegetation in Deutschland*. Bundesamt für Naturschutz (BfN). 193 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Jungbluth J. H. & Knorre D. von (2012): *Rote Liste und Gesamtartenliste der Binnenmollusken (Schnecken und Muscheln; Gastropoda et Bivalvia) Deutschlands*. In: M. Binot-Hafke, S. Balzer, N. Becker, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Strauch (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Naturschutz und biologische Vielfalt*. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. Münster: 643–708
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2013a): *Ackerwildkrautschutz. Eine Bibliographie*. Bonn-Bad Godesberg. 225 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2013b): *Erstellung einer Warnliste in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen. Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben (FKZ 3510 86 0500)*. Bundesamt für Naturschutz, BfN. Bonn. 154 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Finck P., Heinze S., Raths U., Riecken U. & Ssymank A. (2017a): *Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Dritte fortgeschriebene Fassung 2017*. Bundesamt für Naturschutz. Münster. 460 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Hünig C. & Benzler A. (2017b): *Das Monitoring der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland*. Bundesamt für Naturschutz. DE
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2018): *Mehr Wildnis in Deutschland! Warum wir Wildnisgebiete brauchen. Eine Handreichung des Bundesamtes für Naturschutz (Stand: 07.09.2018)*, [https://www.bfn.de/sites/default/files/2021-04/BfN\\_Argumente\\_mehr\\_Wildnis\\_barrierefrei.pdf](https://www.bfn.de/sites/default/files/2021-04/BfN_Argumente_mehr_Wildnis_barrierefrei.pdf)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2019a): *FFH Bericht 2019*. <https://www.bfn.de/ffh-bericht-2019>.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2019b): *Auswirkungen der neuen Rahmenbedingungen der Gemeinsamen Agrarpolitik auf die Grünland-bezogene Biodiversität*. Bundesamt für Naturschutz. 239 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Meinig H., Boye P., Dähne M., Hutterer R. & Lang J. (2020): *Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. Stand November 2019*. G. Matzke-Hajek, K. Rohde-Fingerle, T. Broghammer, J. Bunte & M. Binot-Hafke (Hrsg.): BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. Münster. 73 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz, Nabel M., Selig C., Gundlach J., v. d. Decken H., Klein M. & Jessel B. (2021): *Bodenreport. Vielfältiges Bodenleben – Grundlage für Naturschutz und nachhaltige Landwirtschaft*. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg. 54 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2022): *Anzahl gebietsfremder Arten. Gebietsfremde und invasive Arten in Deutschland*. <https://neobiota.bfn.de/grundlagen/anzahl-gebietsfremder-arten.html> (aufgerufen am 17.07.2023)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2023a): *Anteil der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert (High Nature Value Farmland) an der gesamten Agrarlandschaftsfläche*. <https://www.bfn.de/daten-und-fakten/anteil-der-landwirtschaftsflaechen-mit-hohem-naturwert-high-nature-value-farmland>
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2023b): *Rote Liste und Gesamtartenliste der phytoparasitischen Kleinpilze Deutschlands*. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2024a): *Brutvögel*. Bundesamt für Naturschutz. <https://www.bfn.de/brutvoegel> (aufgerufen am 08.05.2023)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2024b): *Insektenmonitoring*. Bundesamt für Naturschutz (aufgerufen am 29.06.2023)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2024c): *Ökosystem-Monitoring*. Bundesamt für Naturschutz. <https://www.bfn.de/oekosystem-monitoring> (aufgerufen am 08.05.2023)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2024d): *Die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt*. <https://biologischevielfalt.bfn.de/nationale-strategie/ueberblick.html> (aufgerufen am 31.03.2022)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2024e): *Extensive Mähwiesen der planaren bis submontanen Stufe (Arrhenatherion, Brachypodio-Centaureion nemoralis)*. Bundesamt für Naturschutz. <https://www.bfn.de/natura-2000-lebensraum/extensive-maehwiesen-der-planaren-bis-submontanen-stufe-arrhenatherion> (aufgerufen am 04.12.2023)
- Bianchi F. J. J. A., Booij C. J. H. & Tscharnkte T. (2006): *Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control*. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 273 (1595): 1715–1727. DOI: 10.1098/rspb.2006.3530
- Bieling C. (2014): *Cultural ecosystem services as revealed through short stories from residents of the Swabian Alb (Germany)*. *Ecosystem Services* 8: 207–215. DOI: 10.1016/j.ecoser.2014.04.002

- Biesmeijer J. C., Roberts S. P. M., Reemer M., Ohlemüller R., Edwards M., Peeters T., Schaffers A. P., Potts S. G., Kleuker R., Thomas C. D., Settele J. & Kunin W. E. (2006): Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313 (5785): 351–354. DOI: 10.1126/science.1127863
- Bischoff A., Auge H. & Mahn E.-G. (2005): Seasonal changes in the relationship between plant species richness and community biomass in early succession. *Basic and Applied Ecology* 6 (4): 385–394. DOI: 10.1016/j.baec.2005.03.003
- Bishop J. & Nakagawa S. (2021): Quantifying crop pollinator dependence and its heterogeneity using multi-level meta-analysis. F. Requier (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 58 (5): 1030–1042. DOI: 10.1111/1365-2664.13830
- Bishop J., Garratt M. P. D. & Nakagawa S. (2022): Animal pollination increases stability of crop yield across spatial scales. *Ecology Letters* 25 (9): 2034–2047. DOI: 10.1111/ele.14069
- Blaauw B. R. & Isaacs R. (2014): Flower plantings increase wild bee abundance and the pollination services provided to a pollination-dependent crop. *Journal of Applied Ecology* 51 (4): 890–898. DOI: 10.1111/1365-2664.12257
- Blackbourn D. (2007): *Die Eroberung der Natur. Eine Geschichte der deutschen Landschaft*. Dt. Verl.-Anst. München. 592 S.
- BLE – Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2019): *Dürregebiet Deutschland? Wasser in der Landwirtschaft*. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE). <https://www.ble-medienservice.de/0012-2-duerregebiet-deutschland-wasser-in-der-landwirtschaft.html> (aufgerufen am 03.07.2024)
- BLE – Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2023): *Erhaltung und Nutzung alter Gemüsesorten*. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. [https://www.ble.de/DE/Projektfoerderung/Foerderungen-Auftraege/Modellvorhaben/Biologische-Vielfalt/Gemuese/Gemuese\\_node.html](https://www.ble.de/DE/Projektfoerderung/Foerderungen-Auftraege/Modellvorhaben/Biologische-Vielfalt/Gemuese/Gemuese_node.html) (aufgerufen am 31.07.2023)
- Blicharska M., Orlikowska E. H., Roberge J.-M. & Grodzinska-Jurczak M. (2016): Contribution of social science to large scale biodiversity conservation: A review of research about the Natura 2000 network. *Biological Conservation* 199: 110–122. DOI: 10.1016/j.biocon.2016.05.007
- Blick T., Finch O.-D., Harms K. H., Kiechle J., Kielhorn K.-H., Kreuels M., Malten A., Marin D., Muster C., Nähring D., Platen R., Rödel I., Scheidler M., Staudt A., Stumpf H. et al. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Spinnen (Arachnida: Araneae) Deutschlands. In: *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). Naturschutz und Biologische Vielfalt*. Landwirtschaftsverlag, Münster: 383–510
- Blitzer E. J., Gibbs J., Park M. G. & Danforth B. N. (2016): Pollination services for apple are dependent on diverse wild bee communities. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 221: 1–7. DOI: 10.1016/j.agee.2016.01.004
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2018): *Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur*. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. 56 S.
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020): *Landwirtschaft, Klimaschutz und Klimaresilienz*. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. <https://www.bmel.de/DE/themen/landwirtschaft/klimaschutz/landwirtschaft-und-klimaschutz.html> (aufgerufen am 30.10.2022)
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft & Destatis – Statistisches Bundesamt (2021): *Gesamtfläche von Dauergrünland und Anteil an der landwirtschaftlich genutzten Fläche*. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/bild/gesamtflaeche-von-dauergruenland-anteil-an-der-0> (aufgerufen am 26.10.2022)
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2022a): *Lebensmittelabfälle in Deutschland. Aktuelle Zahlen zur Höhe der Lebensmittelabfälle nach Sektoren*. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. <https://www.bmel.de/DE/themen/ernaehrung/lebensmittelverschwendung/studie-lebensmittelabfaelle-deutschland.html> (aufgerufen am 10.11.2022)
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.) (2022b): *Daten und Fakten: Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft mit Fischerei und Wein- und Gartenbau*. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Paderborn. 44 S.
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2022c): *Baumobstanbau nach Art der Bewirtschaftung 2022*. <https://bmel-statistik.de/landwirtschaft/tabelle-zur-landwirtschaft/> (aufgerufen am 08.05.2023)
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2022d): *Öko-Barometer 2021. Umfrage zum Konsum von Bio-Lebensmitteln*. BMEL, Bonn. [https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/oeko-barometer-2021.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=11](https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/oeko-barometer-2021.pdf?__blob=publicationFile&v=11) (aufgerufen am 01.03.2024)
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2022e): *Biogas*. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. <https://www.bmel.de/DE/themen/landwirtschaft/bioeconomie-nachwachsende-rohstoffe/biogas.html> (aufgerufen am 26.06.2023)
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2023a): *Archiv: Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Statistik und Berichte des BMEL*. <https://www.bmel-statistik.de/archiv/statistisches-jahrbuch> (aufgerufen am 24.07.2023)
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2023b): *Landwirtschaftliche Arbeitskräfte. Statistik und Berichte des BMEL*. <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/landwirtschaftliche-arbeitskraefte> (aufgerufen am 26.07.2023)
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2023c): *Ackerboden – Boden des Jahres 2023*. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. <https://www.bmel.de/DE/themen/landwirtschaft/pflanzenbau/bodenschutz/boden2023.html> (aufgerufen am 06.12.2023)
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2019): *Masterplan Stadtnatur. Maßnahmenprogramm der Bundesregierung für eine lebendige Stadt*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. Berlin
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit & BfN – Bundesamt für Naturschutz

- (2021): Jugend-Naturbewusstsein 2020. Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt. BMU, BfN. Bonn, Berlin. 104 S.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB). Berlin. 179 S.
- BMUV – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (2022): Nationale Moorschutzstrategie. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. Bonn. 57 S.
- BMVEL – Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft und Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2002): Die Bedeutung der landwirtschaftlichen Nutzung für die Vielfalt wildlebender Tiere und Pflanzen in Deutschland. BMVEL. Bonn. 84 S.
- Bobbink R., Loran C. & Tomassen H. (2022): Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe. German Environment Agency. Dessau-Roßlau
- Boetzel F. A., Krimmer E., Krauss J. & Steffan-Dewenter I. (2019): Agri-environmental schemes promote ground-dwelling predators in adjacent oilseed rape fields: Diversity, species traits and distance-decay functions. *Journal of Applied Ecology* 56 (1): 10–20. DOI: 10.1111/1365-2664.13162
- Böhm J., de Witte T. & Michaud C. (2022): Land use Prior to Installation of Ground-mounted Photovoltaic in Germany—GIS-analysis Based on MaStR and Basis-DLM. *Zeitschrift für Energiewirtschaft* 46 (2): 147–156. DOI: 10.1007/s12398-022-00325-4
- Bönsel D., Schmidt P. & Barth U. (2013): Von Venuskamm, Finkensame und Hasenohr. Vom Aussterben bedrohte Ackerarten in Hessen. *Hessen-Forst FENA*. Gießen. 116 S.
- Börjesson P. (1999): Environmental effects of energy crop cultivation in Sweden—I: Identification and quantification. *Biomass and Bioenergy* 16 (2): 137–154. DOI: 10.1016/S0961-9534(98)00080-4
- Bösch M., Elsasser P., Franz K., Lorenz M., Moning C., Olschewski R., Rödl A., Schneider H., Schröppel B. & Weller P. (2018): Forest ecosystem services in rural areas of Germany: Insights from the national TEEB study. *Ecosystem Services* 31 (A): 77–83. DOI: 10.1016/j.ecoser.2018.03.014
- Bosmann M., Hospers G.-J. & Reiser D. (2021): Searching for Success Factors of Agritourism: The Case of Kleve County (Germany). *European Countryside* 13 (3): 644–661. DOI: 10.2478/euco-2021-0013
- Bowler D. E., Heldbjerg H., Fox A. D., de Jong M. & Böhning-Gaese K. (2019): Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. *Conservation Biology* 33 (5): 1120–1130. DOI: 10.1111/cobi.13307
- Brakensiek S. & Grüne N. (Hrsg.) (2017): Effizienz um jeden Preis? Gesellschaftliches Unbehagen am agrotechnischen Fortschritt seit Mitte des 20. Jahrhunderts. *Zeitschrift für Agrargeschichte und Agrarsoziologie* 65 (1)
- Brossette F., Bieling C., Kiefer L., Kemkes W. & Röske H. (2022): Sozial-ökologische Perspektiven zur Erhaltung der Land(wirt)schaft. Erkenntnisse zu den Allmendweiden im Biosphärengebiet Schwarzwald. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 6: DOI: 10.1399/NuL.2022.06.01
- Brown L. V. L. & Coates P. M. (2019): Addressing Key Knowledge Gaps in Nutrition Research and the Impact of Funding Priorities in Human Nutrition. In: P. Weber, M. Birringer, J. B. Blumberg, M. Eggersdorfer & J. Frank (Hrsg.): *Vitamin E in Human Health*. Nutrition and Health. Humana Press, Cham: 445–456
- Bruelheide H., Jansen F., Jandt U., Klenke R., Sperle T., Gresho V., Bonn A. & Winter M. (2022): Mindestanforderungen an ein Monitoring von Gefäßpflanzenarten auf den bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen. *Natur und Landschaft* 97 (6): 289–299
- Brühl C. A. & Zaller J. G. (2019): Biodiversity Decline as a Consequence of an Inappropriate Environmental Risk Assessment of Pesticides. *Frontiers in Environmental Science* 7: 177. DOI: 10.3389/fenvs.2019.00177
- Brühl C. A., Bakanov N., Köthe S., Eichler L., Sorg M., Hörren T., Mühlethaler R., Meinel G. & Lehmann G. U. C. (2021): Direct pesticide exposure of insects in nature conservation areas in Germany. *Scientific Reports* 11 (24144): 24144. DOI: 10.1038/s41598-021-03366-w
- Brun P., Zimmermann N. E., Graham C. H., Lavergne S., Pellissier L., Münkemüller T. & Thuiller W. (2019): The productivity-biodiversity relationship varies across diversity dimensions. *Nature Communications* 10 (1): 5691. DOI: 10.1038/s41467-019-13678-1
- Brunzel S., Aparicio A., Lohr M. & Beinlich B. (2011): Veränderungen von Tagfaltergemeinschaften: Einfluss klimatischer Faktoren auf Artenhäufigkeiten im westlichen Weserbergland und im Märkischen Sauerland. *Naturschutz und Landschaftsplanung: Zeitschrift für angewandte Ökologie* 43 (8): 244–252
- Bub S., Wolfram J., Petschick L. L., Stehle S. & Schulz R. (2023): Trends of Total Applied Pesticide Toxicity in German Agriculture. *Environmental Science & Technology* 57 (1): 852–861. DOI: 10.1021/acs.est.2c07251
- Bucher R., Andres C., Wedel M. F., Entling M. H. & Nickel H. (2016): Biodiversity in low-intensity pastures, straw meadows, and fallows of a fen area—A multitrophic comparison. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 219: 190–196. DOI: 10.1016/j.agee.2015.12.019
- Buhk C., Oppermann R., Schanowski A., Bleil R., Lüdemann J. & Maus C. (2018): Flower strip networks offer promising long term effects on pollinator species richness in intensively cultivated agricultural areas. *BMC Ecology* 18 (1): 55. DOI: 10.1186/s12898-018-0210-z
- Bullock J. M., Pywell R. F., Burke M. J. W. & Walker K. J. (2001): Restoration of biodiversity enhances agricultural production. *Ecology Letters* 4 (3): 185–189. DOI: 10.1046/j.1461-0248.2001.00215.x
- Bullock J. M., Pywell R. F. & Walker K. J. (2007): Long-term enhancement of agricultural production by restoration of biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 44 (1): 6–12. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2006.01252.x
- BUND – BUND für Naturschutz und Umwelt in Deutschland (o. J.) *Grünes Band Deutschland: Chronik*. BUND – BUND für Naturschutz und Umwelt in Deutschland. <https://www.>

- bund.net/themen/gruenes-band/chronik/ (aufgerufen am 29.02.2024)
- BUND – BUND für Naturschutz und Umwelt in Deutschland (2022): Warum Pestizide keine Klimaschützer sind. BUND – BUND für Naturschutz und Umwelt in Deutschland. <https://www.bund.net/themen/aktuelles/detail-aktuelles/news/warum-pestizide-keine-klimaschuetzer-sind/> (aufgerufen am 01.03.2024)
- BUND – BUND für Naturschutz und Umwelt in Deutschland (2023): Entwicklung der Mitgliederzahl des BUND in Deutschland in den Jahren von 2012 bis 2022. Statista. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/1048302/umfrage/mitgliederzahl-des-bund-in-deutschland/> (aufgerufen am 15.01.2024)
- Bundesregierung (2019): Antwort: Bedeutung der Wanderschäferi für die Biodiversität in Deutschland. Deutscher Bundestag. 16 S.
- Burckhardt L. (2006): Warum ist Landschaft schön? Die Spaziergangswissenschaft. Martin Schmitz Verlag. Berlin. 360 S.
- Bürger J., de Mol F. & Gerowitt B. (2012): Influence of cropping system factors on pesticide use intensity – A multivariate analysis of on-farm data in North East Germany. *European Journal of Agronomy* 40: 54–63. DOI: 10.1016/j.eja.2012.02.008
- Burkart M., Dierschke H., Hölzel N., Nowack B. & Fartmann T. (2004): Molinietalia: Futter- und Streuwiesen feuchtnasser Standorte und Klassenübersicht Molinio-Arrhenatheretea. Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands 9
- Burke E. (2009): 2. The Big Story: Human History, Energy Regimes, and the Environment. In: *The Environment and World History*. University of California Press. Berkeley: 33–53
- Burns K. L. W. & Stanley D. A. (2022): The importance and value of insect pollination to apples: A regional case study of key cultivars. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 331: 107911. DOI: 10.1016/j.agee.2022.107911
- Burri S., Niklaus P. A., Grassow K., Buchmann N. & Kahmen A. (2018): Effects of plant productivity and species richness on the drought response of soil respiration in temperate grasslands. *PLOS ONE* 13 (12): e0209031. DOI: 10.1371/journal.pone.0209031
- Busch M., Katzenberger J., Trautmann S., Gerlach B., Dröschmeister R. & Sudfeldt C. (2020): Drivers of population change in common farmland birds in Germany. *Bird Conservation International* 30 (3): 335–354. DOI: 10.1017/S0959270919000480
- Büschendorf J. (2022): Chemischer Pflanzenschutz und Landwirtschaft. *Jahrbuch für Geschichte des ländlichen Raumes*. 129–150 S. DOI: 10.25365/RHY-2006-7
- Buse J., Boch S., Hilgers J. & Griebeler E. M. (2015): Conservation of threatened habitat types under future climate change – Lessons from plant-distribution models and current extinction trends in southern Germany. *Journal for Nature Conservation* 27: 18–25. DOI: 10.1016/j.jnc.2015.06.001
- Busse M., Zoll F., Siebert R., Bartels A., Bokelmann A. & Scharschmidt P. (2021): How farmers think about insects: perceptions of biodiversity, biodiversity loss and attitudes towards insect-friendly farming practices. *Biodiversity and Conservation* 30 (11): 3045–3066. DOI: 10.1007/s10531-021-02235-2
- BVL – Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2020): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland. Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2019. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit. Braunschweig
- BVL – Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2023): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland. Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2021. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit. Braunschweig. 16 S.
- Cameron S. A., Lozier J. D., Strange J. P., Koch J. B., Cordes N., Solter L. F. & Griswold T. L. (2011): Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108 (2): 662–667. DOI: 10.1073/pnas.1014743108
- Carlile M. J., Watkinson S. C. & Gooday G. W. (2007): *The fungi*. 2. ed., reprinted. Elsevier, Academic Press. Amsterdam. 588 S.
- Carlsson M., Merten M., Kayser M., Isselstein J. & Wragemönnig N. (2017): Drought stress resistance and resilience of permanent grasslands are shaped by functional group composition and N fertilization. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 236: 52–60. DOI: 10.1016/j.agee.2016.11.009
- Catarino R., Bretagnolle V., Perrot T., Vialoux F. & Gaba S. (2019): Bee pollination outperforms pesticides for oilseed crop production and profitability. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 286 (1912): 20191550. DOI: 10.1098/rspb.2019.1550
- Cerman M. & Steffelbauer I. (2008): *Agrarrevolutionen. Verhältnisse in der Landwirtschaft vom Neolithikum zur Globalisierung*. S. Tost (Hrsg.): StudienVerlag. Innsbruck-Wien/Bozen. 272 S.
- Ceulemans T., Stevens C. J., Duchateau L., Jacquemyn H., Gowing D. J. G., Merckx R., Wallace H., van Rooijen N., Goethem T., Bobbink R., Dorland E., Gaudnik C., Alard D., Corcket E., Muller S. et al. (2014): Soil phosphorus constrains biodiversity across European grasslands. *Global Change Biology* 20 (12): 3814–3822. DOI: 10.1111/gcb.12650
- Chambers P. A., Meissner R., Wrona F. J., Rupp H., Guhr H., Seeger J., Culp J. M. & Brua R. B. (2006): Changes in nutrient loading in an agricultural watershed and its effects on water quality and stream biota. *Hydrobiologia* 556 (1): 399–415. DOI: 10.1007/s10750-005-1202-5
- Chaplin-Kramer R., O'Rourke M. E., Blitzer E. J. & Kremen C. (2011): A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity: Pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters* 14 (9): 922–932. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x
- Chase J. & Knight T. (2013): Scale-dependent effect sizes of ecological drivers on biodiversity: Why standardised sampling is not enough. *Ecology Letters* 16: DOI: 10.1111/ele.12112
- Cheek M., Nic Lughadha E., Kirk P., Lindon H., Carretero J., Looney B., Douglas B., Haelewaters D., Gaya E., Llewel-

- lyn T., Ainsworth A. M., Gafforov Y., Hyde K., Crous P., Hughes M. et al. (2020): New scientific discoveries: Plants and fungi. *PLANTS, PEOPLE, PLANET* 2 (5): 371–388. DOI: 10.1002/ppp3.10148
- Chen C., Chen H. Y. H., Chen X. & Huang Z. (2019): Meta-analysis shows positive effects of plant diversity on microbial biomass and respiration. *Nature Communications* 10 (1): 1332. DOI: 10.1038/s41467-019-09258-y
- Chisté M. N., Mody K., Gossner M. M., Simons N. K., Köhler G., Weisser W. W. & Blüthgen N. (2016): Losers, winners, and opportunists: How grassland land-use intensity affects orthopteran communities. *Ecosphere* 7 (11): e01545. DOI: 10.1002/ecs2.1545
- Clara M., Gans O., Humer F., Weiß S. & Zieritz I. (2010): Antibiotika im Grundwasser. Sondermessprogramm im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung. Umweltbundesamt Österreich. Wien
- Colding J. & Folke C. (2009): The Role of Golf Courses in Biodiversity Conservation and Ecosystem Management. *Ecosystems* 12: 191–206. DOI: 10.1007/s10021-008-9217-1
- Cole L. J., Stockan J. & Helliwell R. (2020): Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 296: 106891. DOI: 10.1016/j.agee.2020.106891
- Collaboration for Environmental Evidence (2021): CEEDER Database – Environmental Evidence
- Colombaroli D. & Tinner W. (2013): Determining the long-term changes in biodiversity and provisioning services along a transect from Central Europe to the Mediterranean. *The Holocene* 23 (11): 1625–1634. DOI: 10.1177/0959683613496290
- Cornelius C., Leingärtner A., Hoiss B., Krauss J., Steffan-De-wenter I. & Menzel A. (2013): Phenological response of grassland species to manipulative snowmelt and drought along an altitudinal gradient. *Journal of Experimental Botany* 64 (1): 241–251. DOI: 10.1093/jxb/ers321
- Correll D. L. (2005): Principles of planning and establishment of buffer zones. *Ecological Engineering* 24 (5): 433–439. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2005.01.007
- Cosgrove D. E. (1998): *Social Formation and Symbolic Landscape*. University of Wisconsin Press. Madison
- von Cossel M., Steberl K., Hartung J., Pereira L. A., Kiesel A. & Lewandowski I. (2019): Methane yield and species diversity dynamics of perennial wild plant mixtures established alone, under cover crop maize (*Zea mays* L.), and after spring barley (*Hordeum vulgare* L.). *GCB Bioenergy* 11 (11): 1376–1391. DOI: 10.1111/gcbb.12640
- von Cramon-Taubadel S. (2022): Russia's invasion of Ukraine – implications for grain markets and food security – AgrarDebatten. *AgrarDebatten*. <https://agrardebatten.de/agrarzukunft/russias-invasion-of-ukraine-implications-for-grain-markets-and-food-security/> (aufgerufen am 30.06.2023)
- Craven D., Isbell F., Manning P., Connolly J., Bruelheide H., Ebeling A., Roscher C., van Ruijven J., Weigelt A., Wilsey B., Beierkuhnlein C., de Luca E., Griffin J. N., Hautier Y., Hector A. et al. (2016): Plant diversity effects on grassland productivity are robust to both nutrient enrichment and drought. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371 (1694): 20150277. DOI: 10.1098/rstb.2015.0277
- Crenna E., Sinkko T. & Sala S. (2019): Biodiversity impacts due to food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production* 227: 378–391. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.04.054
- Cronon W. (1992): *Nature's metropolis: Chicago and the Great West*. 3. print. Norton. New York. 530 S.
- Cuchillo Hilario M., Wrage-Mönnig N. & Isselstein J. (2017): Behavioral patterns of (co-)grazing cattle and sheep on swards differing in plant diversity. *Applied Animal Behaviour Science* 191: 17–23. DOI: 10.1016/j.applanim.2017.02.009
- Cunha A. & Swinbank A. (2011): *An Inside View of the CAP Reform Process: Explaining the MacSharry, Agenda 2000, and Fischler Reforms*. online edn, Oxford Academic. Oxford University Press. Oxford
- Cybulska N., Hackländer K. & Schai-Braun S. (2021): Der Feldhase in der Kulturlandschaft. *LWF aktuell* 129: 17–19
- Czúcz B., Arany I., Potschin-Young M., Bereczki K., Kertész M., Kiss M., Aszalós R. & Haines-Young R. (2018): Where concepts meet the real world: A systematic review of ecosystem service indicators and their classification using CICES. *Ecosystem Services* 29 (A): 145–157. DOI: 10.1016/j.ecoser.2017.11.018
- Dainese M., Aikio S., Hulme P. E., Bertolli A., Prosser F. & Marini L. (2017): Human disturbance and upward expansion of plants in a warming climate. *Nature Climate Change* 7 (8): 577–580. DOI: 10.1038/NCLIMATE3337
- Dainese M., Martin E. A., Aizen M. A., Albrecht M., Bartomeus I., Bommarco R., Carvalheiro L. G., Chaplin-Kramer R., Gagic V., Garibaldi L. A., Ghazoul J., Grab H., Jonsson M., Karp D. S., Kennedy C. M. et al. (2019): A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances* 5 (10): eaax0121. DOI: 10.1126/sciadv.aax0121
- Dämmrich F., Lotz-Winter H., Schmidt M., Pätzold W., Otto P. & Wöldecke K. (2016): Rote Liste der Großpilze und vorläufige Gesamtartenliste der Ständer- und Schlauchpilze (Basidiomycota und Ascomycota) Deutschlands mit Ausnahme der Flechten und der phytoparasitischen Kleinpilze. In: *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands*. Band 8: Pilze (Teil 1) – Großpilze. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*. Landwirtschaftsverlag. Münster: 31–433
- Daßler A., Roscher C., Temperton V. M., Schumacher J. & Schulze E.-D. (2008): Adaptive survival mechanisms and growth limitations of small-stature herb species across a plant diversity gradient. *Plant Biology* 10 (5): 573–587. DOI: 10.1111/j.1438-8677.2008.00073.x
- Dauber J., Hirsch M., Simmering D., Waldhardt R., Otte A. & Wolters V. (2003): Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98 (1–3): 321–329. DOI: 10.1016/S0167-8809(03)00092-6
- Dauber J., Jones M. B. & Stout J. C. (2010): The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. *GCB Bioenergy* 2 (6): 289–309. DOI: 10.1111/j.1757-1707.2010.01058.x

- Dauber J., Cass S., Gabriel D., Harte K., Åström S., O'Rourke E. & Stout J. C. (2015): Yield-biodiversity trade-off in patchy fields of *Miscanthus × giganteus*. *GCB Bioenergy* 7 (3): 455–467. DOI: 10.1111/gcbb.12167
- Dauber J. & Miyake S. (2016): To integrate or to segregate food crop and energy crop cultivation at the landscape scale? Perspectives on biodiversity conservation in agriculture in Europe. *Energy, Sustainability and Society* 6 (1): 25. DOI: 10.1186/s13705-016-0089-5
- Dautzenberg K. & Hanf J. (2008): Biofuel chain development in Germany: Organisation, opportunities, and challenges. *Energy Policy* 36 (1): 485–489. DOI: 10.1016/j.enpol.2007.08.010
- DAV – Deutscher Alpenverein (2017): Forschungsprojekt zu Alpengnagern. Murmeltiere gesucht. DAV – Deutscher Alpenverein. [https://www.alpenverein.de/natur/forschungsprojekt-zum-murmeltierbestand-in-den-bayerischen-alpen\\_aid\\_29444.html](https://www.alpenverein.de/natur/forschungsprojekt-zum-murmeltierbestand-in-den-bayerischen-alpen_aid_29444.html) (aufgerufen am 16.06.2023)
- DBV – Deutscher Bauernverband, Pascher P., Hemmerling U. & Stork S. (2021): Situationsbericht 2021/22 – Trends und Fakten zur Landwirtschaft. Deutscher Bauernverband e. V.
- DBV – Deutscher Bauernverband (2022): Situationsbericht 2022/23. Trends und Fakten zur Landwirtschaft. Deutscher Bauernverband e. V. Berlin
- DBV – Deutscher Bauernverband e. V. (2023): Perspektiven schaffen – Zukunft bauen. Geschäftsbericht des Deutschen Bauernverbandes 2022/2023. [https://magazin.diemayrei.de/storage/media/1ee1419d-5a90-68ec-91e4-12960bb7e698/DBV\\_Geschaeftbericht\\_2023.pdf](https://magazin.diemayrei.de/storage/media/1ee1419d-5a90-68ec-91e4-12960bb7e698/DBV_Geschaeftbericht_2023.pdf) (aufgerufen am 28.02.2024)
- DDA – Dachverband Deutscher Avifaunisten (2023): Deutschlands Avifauna. Das Arten-Informationssystem des DDA. Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA). <https://www.dda-web.de/voegel/voegel-in-deutschland> (aufgerufen am 30.06.2023)
- De Cauwer B., Reheul D., Nijls I. & Milbau A. (2008): Management of newly established field margins on nutrient-rich soil to reduce weed spread and seed rain into adjacent crops. *Weed Research* 48 (2): 102–112. DOI: 10.1111/j.1365-3180.2007.00607.x
- Decker P., Voigtländer K., Spelda J., Reip H. S. & Lindner N. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der gefährdeten Hundertfüßer (Myriapoda: Chilopoda) Deutschlands. In: H. Gruttke, S. Balzer, M. Binot-Hafke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). Naturschutz und Biologische Vielfalt. Bundesamt für Naturschutz. Münster: 327–346
- DeFAF – Deutsche Fachverband für Agroforstwirtschaft (2023): DeFAF Agroforst-Landkarte. Übersicht zu eingetragenen Agroforstflächen. DeFAF. Cottbus
- Delgado-Baquerizo M., Guerra C. A., Cano-Díaz C., Egidi E., Wang J.-T., Eisenhauer N., Singh B. K. & Maestre F. T. (2020): The proportion of soil-borne pathogens increases with warming at the global scale. *Nature Climate Change* 10 (6): 550–554. DOI: 10.1038/s41558-020-0759-3
- Den Herder M., Moreno G., Mosquera-Losada M. R., Palma J., Sidiropoulou A., Santiago-Freijanes J., Crous-Duran J., Paulo J., Tomé M., Pantera A., Papanastasis V., Mantzanas K., Pachana P., Papadopoulos A., Plieninger T. et al. (2017): Current extent and trends of agroforestry in the EU27. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 241: 121–132. DOI: 10.1016/j.agee.2017.03.005
- Dennis T. S., Unruh-Snyder L. J., Neary M. K. & Nennich T. D. (2012): Effects of co-grazing dairy heifers with goats on animal performance, dry matter yield, and pasture forage composition. *Journal of Animal Science* 90 (12): 4467–4477. DOI: 10.2527/jas.2011-4643
- Destatis – Statistisches Bundesamt (2020): Viehhaltung der Betriebe. Landwirtschaftszählung. Statistisches Bundesamt (Destatis). 180 S.
- Destatis – Statistisches Bundesamt (2021a): Veränderung der Betriebe mit Viehbestand 2020 gegenüber 2010. Destatis. [https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2021/07/PD21\\_N043\\_41.html](https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2021/07/PD21_N043_41.html) (aufgerufen am 02.08.2023)
- Destatis – Statistisches Bundesamt (2021b): Siedlungs- und Verkehrsfläche wächst jeden Tag um 52 Hektar. Pressemitteilung Nr. 209 vom 30. April 2021. [https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2021/04/PD21\\_209\\_412.html](https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2021/04/PD21_209_412.html) (aufgerufen am 03.08.2023)
- Destatis – Statistisches Bundesamt (2021c): Zahl der Betriebe mit ökologischer Tierhaltung um 41 % gestiegen. Statistisches Bundesamt. [https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2021/07/PD21\\_N046\\_41.html](https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2021/07/PD21_N046_41.html) (aufgerufen am 26.10.2022)
- Destatis – Statistisches Bundesamt (2022a): Feldfrüchte und Grünland. Statistisches Bundesamt. [https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Feldfruechte-Gruenland/\\_inhalt.html](https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Feldfruechte-Gruenland/_inhalt.html) (aufgerufen am 08.05.2023)
- Destatis – Statistisches Bundesamt (2022b): Produzierendes Gewerbe. Düngemittelversorgung. Fachserie 4, Reihe 8.2 – 2. Vierteljahr 2021. [https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Industrie-Verarbeitendes-Gewerbe/Publikationen/Downloads-Fachstatistiken/duengemittelversorgung-vierteljahr-2040820213224.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Industrie-Verarbeitendes-Gewerbe/Publikationen/Downloads-Fachstatistiken/duengemittelversorgung-vierteljahr-2040820213224.pdf?__blob=publicationFile)
- Destatis – Statistisches Bundesamt (2022c): Ackerland nach Hauptfruchtgruppen und Fruchtarten. Statistisches Bundesamt. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Feldfruechte-Gruenland/Tabellen/ackerland-hauptnutzungsarten-kulturarten.html> (aufgerufen am 26.10.2022)
- Destatis – Statistisches Bundesamt (2024a): Erwerbstätige im Inland nach Wirtschaftssektoren. Statistisches Bundesamt. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Wirtschaft/Konjunkturindikatoren/Lange-Reihen/Arbeitsmarkt/lrwrw13a.html> (aufgerufen am 09.02.2024)
- Destatis – Statistisches Bundesamt (2024b): Import von Nahrungs- und Futtermitteln nach Deutschland nach Warengruppen in den Jahren 2022 und 2023 (in Millionen Euro). <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/321632/umfrage/import-von-nahrungsmitteln-nach-deutschland-nach-warengruppen/> (aufgerufen am 01.03.2024)

- Deutsche Bundesregierung (2020): Hecken in der Agrarlandschaft. Drucksache 19/18421. <https://dserver.bundestag.de/btd/19/184/1918421.pdf>
- Deutsche Bundesregierung (2021): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie Weiterentwicklung 2021. Die Bundesregierung. 390 S.
- Devictor V., van Swaay C., Brereton T., Brotons L., Chamberlain D., Heliölä J., Herrando S., Julliard R., Kuussaari M., Lindström Å., Reif J., Roy D. B., Schweiger O., Settele J., Stefanescu C. et al. (2012): Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change* 2 (2): 121–124. DOI: 10.1038/nclimate1347
- Dewitz I., Wenz K., Hüpperling S. & Peters J. (Hrsg.) (2023): Mooratlas. Daten und Fakten zu nassen Klimaschützern. Ein Kooperationsprojekt von Heinrich-Böll-Stiftung, Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland und der Michael Succow Stiftung, Partner im Greifswald Moor Centrum. Heinrich-Böll-Stiftung, Berlin. 50 S.
- DGaaE (2022): Invasive Arten. Die Kirschessigfliege. <https://www.dgaae.de/de/invasive-arten.html> (aufgerufen am 26.10.2022)
- DGV – Deutscher Golf Verband e. V. (2023): Hintergrundinformation GolfBiodivers. DGV-Serviceportal. <https://serviceportal.dgv-intranet.de/umwelt-platzpflege/umweltmanagement/golf-biodivers/hintergrundinformation.cfm> (aufgerufen am 09.02.2024)
- Diekmann M., Jandt U., Alard D., Bleeker A., Corcket E., Gowing D. J. G., Stevens C. J. & Duprè C. (2014): Long-term changes in calcareous grassland vegetation in North-western Germany – No decline in species richness, but a shift in species composition. *Biological Conservation* 172: 170–179. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.02.038
- Diekmann M., Andres C., Becker T., Bennie J., Blüml V., Bullock J. M., Culmsee H., Fanigliulo M., Hahn A., Heinken T., Leuschner C., Luka S., Meißner J., Müller J., Newton A. et al. (2019): Patterns of long-term vegetation change vary between different types of semi-natural grasslands in Western and Central Europe. *Journal of Vegetation Science* 30 (2): 187–202. DOI: 10.1111/jvs.12727
- Diekötter T., Wamser S., Dörner T., Wolters V. & Birkhofer K. (2016): Organic farming affects the potential of a granivorous carabid beetle to control arable weeds at local and landscape scales. *Agricultural and Forest Entomology* 18 (2): 167–173. DOI: 10.1111/afe.12150
- Dierschke H. & Wittig B. (1991): Die Vegetation des Holtumer Moores (Nordwest-Deutschland) Veränderungen in 25 Jahren (1963–1988). *Tuexenia* 11: 171–190
- Dierschke H. & Briemle G. (2002): Kulturgrasland. Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. Ulmer. 239 S.
- Dietz M., Pir J. B. & Hillen J. (2013): Does the survival of greater horseshoe bats and Geoffroy's bats in Western Europe depend on traditional cultural landscapes? *Biodiversity and Conservation* 22 (13): 3007–3025. DOI: 10.1007/s10531-013-0567-4
- DiLeo M. F., Rico Y., Boehmer H. J. & Wagner H. H. (2017): An ecological connectivity network maintains genetic diversity of a flagship wildflower, *Pulsatilla vulgaris*. *Biological Conservation* 212: 12–21. DOI: 10.1016/j.biocon.2017.05.026
- Dimitriou I., Busch G., Jacobs S., Schmidt-Walter P. & Lamersdorf N. (2009): A review of the impacts of Short Rotation Coppice cultivation on water issues. *Agriculture and Forestry Research* 3 (59): 197–206
- Dix A. & Langthaler E. (2006): Grüne Revolutionen. Agrarsysteme und Umwelt im 19. und 20. Jahrhundert. Studien-Verlag. Innsbruck/Wien/Bozen
- DLR – Deutsches Zentrum fuer Luft- und Raumfahrt e. V. (2024): Feldhase. Rote-Liste-Zentrum. <https://www.rote-liste-zentrum.de/de/Feldhase-1777.html> (aufgerufen am 16.06.2023)
- Dolezal A., Esch E. & MacDougall A. (2021): Restored marginal farmland benefits arthropod diversity at multiple scales. *Restoration Ecology* 30: DOI: 10.1111/rec.13485
- Doležal J., Altman J., Jandová V., Chytrý M., Conti L., Méndez-Castro F. E., Klimešová J., Zelený D. & Ottaviani G. (2022): Climate warming and extended droughts drive establishment and growth dynamics in temperate grassland plants. *Agricultural and Forest Meteorology* 313: 108762. DOI: 10.1016/j.agrformet.2021.108762
- Dolt C., Goverde M. & Baur B. (2005): Effects of experimental small-scale habitat fragmentation on above- and below-ground plant biomass in calcareous grasslands. *Acta Oecologica* 27 (1): 49–56. DOI: 10.1016/j.actao.2004.09.002
- Dorda D. (2018): Windkraft und Naturschutz. In: O. Kühne & F. Weber (Hrsg.): Bausteine der Energiewende. Raumfragen: Stadt – Region – Landschaft. Springer Fachmedien. Wiesbaden: 749–772
- Dormann C. F., von Riedmatten L. & Scherer-Lorenzen M. (2017): No consistent effect of plant species richness on resistance to simulated climate change for above- or below-ground processes in managed grasslands. *BMC Ecology* 17 (1): 23. DOI: 10.1186/s12898-017-0133-0
- Duan X., Pan S., Fan M., Chu B., Ma Z., Gao F. & Zhao Z. (2022): Cultivar Mixture Enhances Crop Yield by Decreasing Aphids. *Agronomy* 12 (2): 335. DOI: 10.3390/agronomy12020335
- Duelli P. (1992): Mosaikkonzept und Inseltheorie in der Kulturlandschaft. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 21: 7
- Duelli P. (1997): Biodiversity Evaluation in Agricultural Landscapes: An Approach at Two Different Scales. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 62 (2–3): 81–91. DOI: 10.1016/S0167-8809(96)01143-7
- Duprè C., Stevens C. J., Ranke T., Bleeker A., Pepler-Lisbach C., Gowing D. J. G., Dise N. B., Dorland E., Bobbink R. & Diekmann M. (2010): Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. *Global Change Biology* 16 (1): 344–357. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.01982.x
- Düwel O., Siebner C. S., Utermann J. & Krone F. (2007): Gehalte an organischer Substanz in Oberböden Deutschlands. Bericht über länderübergreifende Auswertungen von Punktinformationen im FISBo BGR. BGR. Hannover
- DVL – Deutscher Verband für Landschaftspflege e. V. (DVL) (2017): Natura 2000 und landwirtschaftliche Betriebe. Fakten und Hintergründe. [https://www.dvl.org/uploads/tx\\_ttproducts/datasheet/DVL-Publikation-Fachpublika-](https://www.dvl.org/uploads/tx_ttproducts/datasheet/DVL-Publikation-Fachpublika-)

- tion\_Natura\_2000\_und\_landwirtschaftliche\_Betriebe.pdf (aufgerufen am 24.07.2024)
- Ebeling A., Meyer S. T., Abbas M., Eisenhauer N., Hillebrand H., Lange M., Scherber C., Vogel A., Weigelt A. & Weisser W. W. (2014): Plant Diversity Impacts Decomposition and Herbivory via Changes in Aboveground Arthropods. *PLOS ONE* 9 (9): e106529. DOI: 10.1371/journal.pone.0106529
- ECA – European Court of Auditors (2017): Greening: a more complex income support scheme, not yet environmentally effective. Luxembourg. 63 S.
- ECA – European Court of Auditors (2020a): Biodiversity on farmland: CAP contribution has not halted the decline. 58 S.
- ECA – European Court of Auditors (2020b): Protection of wild pollinators in the EU – Commission initiatives have not borne fruit. 61 S.
- Eckbrecht D., Schwintowski B. & Simon P. (Hrsg.) (2016): *Landwirtschaft im Wandel. i.m.a – information.medien.agrar e.V.* Berlin
- Eder P. (1992): *Geographische Aspekte der Flurbereinigung. Dargestellt am Beispiel der Gemeinde Eichfeld/Bezirk Radkersburg.* Arb. Geogr. Inst. Graz 31: 67–95
- EEA – European Environment Agency (2019): *Climate change adaptation in the agriculture sector in Europe.* Publications Office. LU
- EEB – European Environmental Bureau & BirdLife Europe (2022): *CAP Strategic Plans – are they likely to deliver on given promises?.* 13 S.
- Eggers T. & Zwerger P. (1998): Arten- und Biotopschutz im Rahmen von Produktionsverfahren im Feldbau – Stand und Entwicklungstendenzen. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 29: 59–68
- Ehlers W., Werner D. & Mähner T. (2000): Effect of mechanical stress on structure and productivity of a loess-derived Luvisol with conventional and conservation tillage. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163 (3): 321–323. DOI: 10.1002/1522-2624(200006)163:3<321::aid-jpln321>3.0.co;2-y
- Eichenberg D., Bowler D. E., Bonn A., Bruelheide H., Gresho V., Harter D., Jandt U., May R., Winter M. & Jansen F. (2021): Widespread decline in Central European plant diversity across six decades. *Global Change Biology* 27 (5): 1097–1110. DOI: 10.1111/gcb.15447
- Eichhorn M. P., Paris P., Herzog F., Incoll L. D., Liagre F., Mantzanas K., Mayus M., Moreno G., Papanastasis V. P., Pilbeam D. J., Pisanelli A. & Dupraz C. (2006): Silvoarable Systems in Europe – Past, Present and Future Prospects. *Agroforestry Systems* 67 (1): 29–50. DOI: 10.1007/s10457-005-1111-7
- Eichler L., Meinel G., Hörren T., Sorg M., Koethe S., Lehmann G. & Mühlethaler R. (2022): Raumanalyse der ackerbaulichen Flächennutzung in Naturschutz- und FFH-Gebieten in Deutschland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 54: 30–36. DOI: 10.1399/NuL.2022.04.03
- Eisenhauer N., Milcu A., Nitschke N., Sabais A. C. W., Scherber C. & Scheu S. (2009): Earthworm and belowground competition effects on plant productivity in a plant diversity gradient. *Oecologia* 161 (2): 291–301. DOI: 10.1007/s00442-009-1374-1
- Eisenhauer N., Ackermann M., Gass S., Klier M., Migunova V., Nitschke N., Ruess L., Sabais A. C. W., Weisser W. W. & Scheu S. (2010): Nematicide impacts on nematodes and feedbacks on plant productivity in a plant diversity gradient. *Acta Oecologica* 36 (5): 477–483. DOI: 10.1016/j.actao.2010.06.004
- Eisenhauer N., Migunova V. D., Ackermann M., Ruess L. & Scheu S. (2011): Changes in Plant Species Richness Induce Functional Shifts in Soil Nematode Communities in Experimental Grassland. *PLOS ONE* 6 (9): e24087. DOI: 10.1371/journal.pone.0024087
- Eisenhauer N., Dobies T., Cesarz S., Hobbie S. E., Meyer R. J., Worm K. & Reich P. B. (2013): Plant diversity effects on soil food webs are stronger than those of elevated CO<sub>2</sub> and N deposition in a long-term grassland experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110 (17): 6889–6894. DOI: 10.1073/pnas.1217382110
- Eisenhauer N. (2016): Plant diversity effects on soil microorganisms: Spatial and temporal heterogeneity of plant inputs increase soil biodiversity. *Pedobiologia* 59 (4): 175–177. DOI: 10.1016/j.pedobi.2016.04.004
- Eisenhauer N., Buscot F., Heintz-Buschart A., Jurburg S. D., Küsel K., Sikorski J., Vogel H.-J. & Guerra C. A. (2021): The multidimensionality of soil macroecology. *Global Ecology and Biogeography* 30 (1): 4–10. DOI: 10.1111/geb.13211
- Ellenberg H. (1963): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Einführung in die Phytologie.* Ulmer. Stuttgart
- Ellenberg H. & Leuschner C. (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen.* 6. Aufl. Ulmer. Stuttgart
- Elliott T., Thompson A., Klein A.-M., Albert C., Eisenhauer N., Jansen F., Schneider A., Sommer M., Straka T., Settele J., Sporbert M., Tanneberger F. & Mupepele A.-C. (2023): Abandoning grassland management negatively influences plant but not bird or insect biodiversity in Europe. *Conservation Science and Practice* 5 (10): e13008. DOI: 10.1111/csp2.13008
- Ellwanger G., Raths U., Benz A., Runge S., Ackermann W. & Sachteleben J. (2020a): *Der nationale Bericht 2019 zur FFH-Richtlinie. Ergebnisse und Bewertung der Erhaltungszustände. Teil 2: Die Arten der Anhänge II, IV und V.* Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg. 419 (pdf: 420) S.
- Elmiger B. N., Finger R., Ghazoul J. & Schaub S. (2023): Biodiversity indicators for result-based agri-environmental schemes – Current state and future prospects. *Agricultural Systems* 204: 103538. DOI: 10.1016/j.agsy.2022.103538
- Emmerling C. (2001): Response of earthworm communities to different types of soil tillage. *Applied Soil Ecology* 17 (1): 91–96. DOI: 10.1016/S0929-1393(00)00132-3
- Emsens W.-J., van Diggelen R., Aggenbach C. J. S., Cajthaml T., Frouz J., Klimkowska A., Kotowski W., Kozub L., Liczner Y., Seeber E., Silvennoinen H., Tanneberger F., Vicena J., Wilk M. & Verbruggen E. (2020): Recovery of fen peatland microbiomes and predicted functional profiles after rewetting. *The ISME Journal* 14 (7): 1701–1712. DOI: 10.1038/s41396-020-0639-x
- Englmeier J., von Hoermann C., Rieker D., Benbow M. E., Benjamin C., Fricke U., Ganuza C., Haensel M., Lackner T., Mitesser O., Redlich S., Riebl R., Rojas-Botero S.,

- Rummler T., Salamon J.-A. et al. (2022): Dung-visiting beetle diversity is mainly affected by land use, while community specialization is driven by climate. *Ecology and Evolution* 12 (10): e9386. DOI: 10.1002/ece3.9386
- Entomologischer Verein Krefeld (2022): Biodiversitätsverluste in FFH-Lebensraumtypen des Offenlandes. Dokumentation zu den Ergebnissen eines Forschungsprojektes. *Series Naturalis* 2: 1–335
- Essl F., Dullinger S., Genovesi P., Hulme P.E., Jeschke J.M., Katsanevakis S., Kühn I., Lenzner B., Pauchard A., Pyšek P., Rabitsch W., Richardson D.M., Seebens H., van Kleunen M., van der Putten W.H. et al. (2019): A Conceptual Framework for Range-Expanding Species that Track Human-Induced Environmental Change. *BioScience* 69 (11): 908–919. DOI: 10.1093/biosci/biz101
- Europäische Kommission (2021): Naturschutz. Unzureichender Schutz von blütenreichen Wiesen in Natura-2000-Gebieten. Kommission verklagt Deutschland vor dem Gerichtshof der Europäischen Union. [https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/ip\\_21\\_6263](https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/ip_21_6263) (aufgerufen am 24.07.2024)
- Europäische Union (2021): Verordnung (EU) 2021/2115 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 2. Dezember 2021 mit Vorschriften für die Unterstützung der von den Mitgliedstaaten im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik zu erstellenden und durch den Europäischen Garantiefonds für die Landwirtschaft (EGFL) und den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) zu finanzierenden Strategiepläne (GAP-Strategiepläne) und zur Aufhebung der Verordnung (EU) Nr. 1305/2013 sowie der Verordnung (EU) Nr. 1307/2013. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/ALL/?uri=CELEX%3A32021R2115> (aufgerufen am 01.03.2024)
- European Commission (2021): EU biodiversity strategy for 2030: bringing nature back into our lives. Publications Office. LU
- European Commission (2022): Safeguarding food security and reinforcing the resilience of food systems. Brussels
- European Commission (2024): GAP-Strategieplan für die Bundesrepublik Deutschland. European Commission
- Falaschi M., Melotto A., Manenti R. & Ficetola G. F. (2020): Invasive Species and Amphibian Conservation. *Herpetologica* 76 (2): 216–227. DOI: 10.1655/0018-0831-76.2.216
- Falter L. (2019): Milchwirtschaft im Wandel: Konsum und Produktion von Milch und Milchprodukten in Österreich zwischen 1970 und 1995. Diplomarbeit. Universität Wien
- FAO, ITPS, GSBI, CBD & EC (2020): State of knowledge of soil biodiversity – Status, challenges and potentialities. FAO. Rome. 586 S.
- FAO – Food and Agricultural Organization (1997): The State of the World's Plant Genetic Resources for Food and Agriculture. Food and Agricultural Organization of the United Nations. Rome
- Fartmann T., Poniatowski D., Stuhldreher G. & Streitberger M. (2019): Insektenrückgang und -schutz in den fragmentierten Landschaften Mitteleuropas. *Natur und Landschaft: Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege* 94 (6): 261–270. DOI: 10.17433/6.2019.50153703.261-270
- Felgentreff E. S., Buchholz S. & Straka T. M. (2023): From science to society to practice? Public reactions to the insect crisis in Germany. *People and Nature* 5 (2): 660–667. DOI: 10.1002/pan3.10434
- Feßel C., Meier I. C. & Leuschner C. (2016): Relationship between species diversity, biomass and light transmittance in temperate semi-natural grasslands: is productivity enhanced by complementary light capture? *Journal of Vegetation Science* 27 (1): 144–155. DOI: 10.1111/jvs.12326
- Fienitz M., Busse M., Fienitz M. & Heiland S. (2022): Analysing the impact of communication and public participation on the acceptability of Germany's Black Forest National Park. *Journal for Nature Conservation* 67: 126155. DOI: 10.1016/j.jnc.2022.126155
- Filazzola A., Brown C., Dettlaff M. A., Batbaatar A., Grenke J., Bao T., Peetoom Heida I. & Cahill Jr J. F. (2020): The effects of livestock grazing on biodiversity are multi-trophic: a meta-analysis. *Ecology Letters* 23 (8): 1298–1309. DOI: 10.1111/ele.13527
- Fischer C., Gayer C., Kurucz K., Riesch F., Tscharnkte T. & Batáry P. (2018): Ecosystem services and disservices provided by small rodents in arable fields: Effects of local and landscape management. *Journal of Applied Ecology* 55 (2): 548–558. DOI: 10.1111/1365-2664.13016
- Fischer M. L., Sullivan M. J. P., Greiser G., Guerrero-Casado J., Heddergott M., Hohmann U., Keuling O., Lang J., Martin I., Michler F.-U., Winter A. & Klein R. (2016): Assessing and predicting the spread of non-native raccoons in Germany using hunting bag data and dispersal weighted models. *Biological Invasions* 18: 57–71. DOI: 10.1007/s10530-015-0989-x
- Fischer S. F., Poschlod P. & Beinlich B. (1995): Die Bedeutung der Wanderschäferrei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften. In: *Schutz und Entwicklung der Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb*. Ulmer Verlag, Karlsruhe: 229–256
- Fischer S. F., Poschlod P. & Beinlich B. (1996): Experimental Studies on the Dispersal of Plants and Animals on Sheep in Calcareous Grasslands. *Journal of Applied Ecology* 33 (5): 1206–1222. DOI: 10.2307/2404699
- Flade M. & Schwarz J. (2013): Bestandsentwicklungen von Vogelarten der Agrarlandschaft in Deutschland 1991–2010 und Schlüsselfaktoren. In: *Fachgespräch »Agrarvögel – ökologische Bewertungsgrundlage für Biodiversitätsziele in Ackerbaugebieten«*. Julius-Kühn-Archiv: 17
- Flessa H., Dörsch P., Beese F., König H. & Bouwman A. F. (1996): Influence of Cattle Wastes on Nitrous Oxide and Methane Fluxes in Pasture Land. *Journal of Environmental Quality* 25 (6): 1366–1370. DOI: 10.2134/jeq1996.00472425002500060028x
- Földesi R., Kovács-Hostyánszki A., Kőrösi Á., Somay L., Elek Z., Markó V., Sárosspataki M., Bakos R., Varga Á., Nyisztor K. & Báldi A. (2016): Relationships between wild bees, hoverflies and pollination success in apple orchards with different landscape contexts: Importance of wild pollinators in apple orchards. *Agricultural and Forest Entomology* 18 (1): 68–75. DOI: 10.1111/afe.12135
- Follak S., Schleicher C., Schwarz M. & Essl F. (2017): Major emerging alien plants in Austrian crop fields. *C. Boh-*

- ren (Hrsg.): *Weed Research* 57 (6): 406–416. DOI: 10.1111/wre.12272
- Fonte M. (2008): Knowledge, Food and Place. A Way of Producing, a Way of Knowing. *Sociologia Ruralis* 48 (3): 200–222. DOI: 10.1111/j.1467-9523.2008.00462.x
- Fontana V., Radtke A., Walde J., Tasser E., Wilhalm T., Zerbe S. & Tappeiner U. (2014): What plant traits tell us: Consequences of land-use change of a traditional agro-forest system on biodiversity and ecosystem service provision. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 186: 44–53. DOI: 10.1016/j.agee.2014.01.006
- Foo Y. Z., O’Dea R. E., Koricheva J., Nakagawa S. & Lagisz M. (2021): A practical guide to question formation, systematic searching and study screening for literature reviews in ecology and evolution. *Methods in Ecology and Evolution* 12 (9): 1705–1720. DOI: 10.1111/2041-210X.13654
- Forcella F., Patel S., Lenssen A. W., Hoerning C., Wells M. S., Gesch R. W. & Berti M. T. (2021): Weather and landscape influences on pollinator visitation of flowering winter oilseeds (field pennycress and winter camelina). *Journal of Applied Entomology* 145 (4): 286–294. DOI: 10.1111/jen.12854
- Fornoff F., Klein A.-M., Hartig F., Benadi G., Venjakob C., Schaefer H. M. & Ebeling A. (2017): Functional flower traits and their diversity drive pollinator visitation. *Oikos* 126 (7): 1020–1030. DOI: 10.1111/oik.03869
- Forrest J. R. K. & Thomson J. D. (2011): An examination of synchrony between insect emergence and flowering in Rocky Mountain meadows. *Ecological Monographs* 81 (3): 469–491. DOI: 10.1890/10-1885.1
- Fournet S., Pellan L., Porte C., Piriou C., Grenier E. & Montarry J. (2018): Populations of the Beet Cyst Nematode *Heterodera schachtii* Exhibit Strong Differences in Their Life-History Traits Across Changing Thermal Conditions. *Frontiers in Microbiology* 9:
- Frank S., Fürst C., Koschke L., Witt A. & Makeschin F. (2013): Assessment of landscape aesthetics—Validation of a landscape metrics-based assessment by visual estimation of the scenic beauty. *Ecological Indicators* 32: 222–231. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.03.026
- Franke J., Keuck V. & Siebert F. (2012): Assessment of grassland use intensity by remote sensing to support conservation schemes. *Journal for Nature Conservation* 20 (3): 125–134. DOI: 10.1016/j.jnc.2012.02.001
- Frenzel T., Wörsdörfer A., Khedhiri S., Di Giulio M., Leus F., Lipperts M.-J., Martin D. & Fischer K. (2021): Grassland fallows as key for successful insect conservation. *Insect Conservation and Diversity* 14 (6): 837–850. DOI: 10.1111/icad.12525
- Frenzel T. & Fischer K. (2022): Fallows benefit beetle conservation in a traditionally managed grassland landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 327: 107829. DOI: 10.1016/j.agee.2021.107829
- Frenzel T., Rischen T. & Fischer K. (2022): Humid grassland fallows promote spider diversity in a traditionally managed landscape. *Basic and Applied Ecology* 63: 59–70. DOI: 10.1016/j.baae.2022.05.007
- Fricke U., Steffan-Dewenter I., Zhang J., Tobisch C., Rojas-Botero S., Benjamin C. S., Englmeier J., Ganuza C., Haensel M., Riebl R., Uhler J., Uphus L., Ewald J., Kollmann J. & Redlich S. (2022): Landscape diversity and local temperature, but not climate, affect arthropod predation among habitat types. *PLOS ONE* 17 (4): e0264881. DOI: 10.1371/journal.pone.0264881
- Frohn H.-W., Rosebrock J. & Schmoll F. (2009): Wenn sich alle in der Natur erholen, wo erholt sich dann die Natur? Naturschutz, Freizeitnutzung, Erholungsvorsorge und Sport – gestern, heute, morgen. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn
- Fuchs D. (2023): Erfassungsanleitung für den HNV-Farm-land-Indikator (Version 13, Stand 2023)
- Fukarek F. (1979): *Pflanzenwelt der Erde*. 1. Aufl. Urania-Verlag. Leipzig/Jena/Berlin
- Gailing L., Moss T. & Röhring A. (2009): Infrastruktursysteme und Kulturlandschaften. Gemeinschaftsgut- und Gemeinwohl-funktionen. In: *Im Interesse des Gemeinwohls. Regionale Gemeinschaftsgüter in Geschichte, Politik und Planung*. Campus. Frankfurt am Main/New York: 51–73
- Gaisler J., Pavlů L., Nwaogu C., Pavlů K., Hejzman M. & Pavlů V. V. (2019): Long-term effects of mulching, traditional cutting and no management on plant species composition of improved upland grassland in the Czech Republic. *Grass and Forage Science* 74 (3): 463–475. DOI: 10.1111/gfs.12408
- Gallé R., Happe A.-K., Baillod A. B., Tscharnatke T. & Batařý P. (2019): Landscape configuration, organic management, and within-field position drive functional diversity of spiders and carabids. *Journal of Applied Ecology* 56 (1): 63–72. DOI: 10.1111/1365-2664.13257
- Galli A., Wiedmann T., Ercin E., Knoblauch D., Ewing B. & Giljum S. (2012): Integrating Ecological, Carbon and Water footprint into a »Footprint Family« of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet. *Ecological Indicators* 16: 100–112. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.06.017
- Gallo-Cajiao E., Archibald C., Friedman R., Steven R., Fuller R. A., Game E. T., Morrison T. H. & Ritchie E. G. (2018): Crowdfunding biodiversity conservation. *Conservation Biology* 32 (6): 1426–1435. DOI: 10.1111/cobi.13144
- Gange A. C. & Lindsay D. E. (2002): Can Golf Courses Enhance Local Biodiversity? In: *Science and Golf IV*. Routledge: 16
- García D., Miñarro M. & Martínez-Sastre R. (2018): Birds as suppliers of pest control in cider apple orchards: Avian biodiversity drivers and insectivory effect. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 254: 233–243. DOI: 10.1016/j.agee.2017.11.034
- García de Jalón S., Burgess P. J., Graves A., Moreno G., McAdam J., Pottier E., Novak S., Bondesan V., Mosquera-Losada R., Crous-Durán J., Palma J. H. N., Paulo J. A., Oliveira T. S., Cirou E., Hannachi Y. et al. (2018): How is agroforestry perceived in Europe? An assessment of positive and negative aspects by stakeholders. *Agroforestry Systems* 92 (4): 829–848. DOI: 10.1007/s10457-017-0116-3
- García-Navas V., Martínez-Núñez C., Tarifa R., Manzaneda A. J., Valera F., Salido T., Camacho F. M., Isla J. & Rey P. J. (2022): Agricultural extensification enhances functional diversity but not phylogenetic diversity in Mediterranean olive groves: A case study with ant and bird communities.

- Agriculture, Ecosystems & Environment 324: 107708. DOI: 10.1016/j.agee.2021.107708
- Garibaldi L. A., Steffan-Dewenter I., Kremen C., Morales J. M., Bommarco R., Cunningham S. A., Carvalheiro L. G., Chacoff N. P., Dudenhöffer J. H., Greenleaf S. S., Holzschuh A., Isaacs R., Krewenka K., Mandelik Y., Mayfield M. M. et al. (2011): Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters* 14 (10): 1062–1072. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01669.x
- Garibaldi L. A., Steffan-Dewenter I., Winfree R., Aizen M. A., Bommarco R., Cunningham S. A., Kremen C., Carvalheiro L. G., Harder L. D., Afik O., Bartomeus I., Benjamin F., Boreux V., Cariveau D., Chacoff N. P. et al. (2013): Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science* 339 (6127): 1608–1611. DOI: 10.1126/science.1230200
- Garibaldi L. A., Oddi F. J., Miguez F. E., Bartomeus I., Orr M. C., Jobbágy E. G., Kremen C., Schulte L. A., Hughes A. C., Bagnato C., Abramson G., Bridgewater P., Carella D. G., Díaz S., Dicks L. V. et al. (2020): Working landscapes need at least 20 % native habitat. *Conservation Letters* 14 (2): e12773. DOI: 10.1111/conl.12773
- Garland S. & Curry H. A. (2022): Turning promise into practice: Crop biotechnology for increasing genetic diversity and climate resilience. *PLOS Biology* 20 (7): e3001716. DOI: 10.1371/journal.pbio.3001716
- Garratt M. P. D., Truslove L., Coston D., Evans R., Moss E., Dodson C., Jenner N., Biesmeijer J. & Potts S. (2013): Pollination deficits in UK apple orchards. *Journal of Pollination Ecology* 12: 9–14. DOI: 10.26786/1920-7603(2014)8
- Garratt M. P. D., O'Connor R. S., Carvell C., Fountain M. T., Breeze T. D., Pywell R., Redhead J. W., Kinneen L., Mitschunas N., Truslove L., Xavier e Silva C., Jenner N., Ashdown C., Brittain C., McKerchar M. et al. (2023): Addressing pollination deficits in orchard crops through habitat management for wild pollinators. *Ecological Applications* 33 (1): e2743. DOI: 10.1002/eap.2743
- Gaujour E., Amiaud B., Mignolet C. & Plantureux S. (2012): Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 32 (1): 133–160. DOI: 10.1007/s13593-011-0015-3
- Geertsema W., Rossing W. A., Landis D. A., Bianchi F. J., van Rijn P. C., Schaminée J. H., Tscharrntke T. & van der Werf W. (2016): Actionable knowledge for ecological intensification of agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment* 14 (4): 209–216. DOI: 10.1002/fee.1258
- Geidezis L., Leitzbach D. & Schlumprecht H. (2015): Aktualisierung der Bestandsaufnahme Grünes Band mit Schwerpunkt auf den Veränderungen in den Offenlandbereichen. Endbericht des gleichnamigen F+E-Vorhabens (FKZ 3512 85 0600). BfN. Bonn-Bad Godesberg. 127 S.
- Geiger F., Bengtsson J., Berendse F., Weisser W. W., Emmerson M., Morales M. B., Ceryngier P., Liira J., Tscharrntke T., Winqvist C., Eggers S., Bommarco R., Pärt T., Bretagnolle V., Plantegenest M. et al. (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11 (2): 97–105. DOI: 10.1016/j.baae.2009.12.001
- Georgi M. M., Gärtner S. M., Förschler M. I., Buse J., Fornoff F., Ssymank A., Oelmann Y. & Klein A. (2023): Mulching time of forest meadows influences insect diversity. *Insect Conservation and Diversity* 16 (3): 368–378. DOI: 10.1111/ica.12629
- Gérard M., Vanderplanck M., Wood T. & Michez D. (2020): Global warming and plant–pollinator mismatches. *Emerging Topics in Life Sciences* 4 (1): 77–86. DOI: 10.1042/ETLS20190139
- Gerhard G. (2016): From food scarcity to overproduction. Saving the German peasant during the miracle years. In: *Agriculture in Capitalist Europe, 1945–1960. From food shortages to food surpluses*. Routledge. London-New York: 229–245
- Gerhards R., Dieterich M. & Schumacher M. (2013): Rückgang von Ackerunkräutern in Baden-Württemberg. Ein Vergleich von vegetationskundlichen Erhebungen in den Jahren 1948/49, 1975–1978 und 2011 im Raum Mehrstetten. *Empfehlungen für Landwirtschaft und Naturschutz. Gesunde Pflanzen* 65 (4): 151–160. DOI: 10.1007/s10343-013-0306-5
- Gerowitt B., Schröder S., Dempfle L., Engels E.-M., Engels J., Feindt P. H., Graner A., Hamm U., Heißenhuber A., Schulte-Coerne H., Wolters V. & Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMELV (2013): Biodiversität im Grünland – unverzichtbar für Landwirtschaft und Gesellschaft. 20 S.
- Gies H. (2005): Autarkie und Landwirtschaft. Der Stellenwert der Ernährungswirtschaft in der nationalsozialistischen Kriegsplanung 1933–1945. In: *Reguliertes Land. Agrarpolitik in Deutschland, Österreich und der Schweiz 1930–1960*. StudienVerlag. Innsbruck/Wien/Bozen: 19–27
- Gołowski A. & Dombrowski A. (2002): Habitat use of Yellowhammers *Emberiza citrinella*, Ortolan Buntings *E. hortulana*, and Corn Buntings *Miliaria calandra* in farmland of east-central Poland. *Ornis Fennica* 79: 164–172
- Golicz K., Ghazaryan G., Niether W., Wartenberg A. C., Breuer L., Gattinger A., Jacobs S. R., Kleinebecker T., Weckenbrock P. & Große-Stoltenberg A. (2021): The Role of Small Woody Landscape Features and Agroforestry Systems for National Carbon Budgeting in Germany. *Land* 10 (10): 1028. DOI: 10.3390/land10101028
- Gömman H. & Weingartner P. (2018): Landnutzungswandel. In: *Handwörterbuch der Stadt- und Raumentwicklung. ARL – Akademie für Raumentwicklung in der Leibniz-Gemeinschaft*. Hannover: 1335–1347
- Gong S., Hodgson J. A., Tscharrntke T., Liu Y., van der Werf W., Batáry P., Knops J. M. H. & Zou Y. (2022): Biodiversity and yield trade-offs for organic farming. *J. Chase (Hrsg.): Ecology Letters* 25 (7): 1699–1710. DOI: 10.1111/ele.14017
- Gordon L. J., Finlayson C. M. & Falkenmark M. (2010): Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. *Agricultural Water Management* 97 (4): 512–519. DOI: 10.1016/j.agwat.2009.03.017
- Gossmann T. I., Shanmugasundram A., Börno S., Duvaux L., Lemaire C., Kuhl H., Klages S., Roberts L. D., Schade S., Gostner J. M., Hildebrand F., Vowinkel J., Bichet C., Müll-

- eder M., Calvani E. et al. (2019): Ice-Age Climate Adaptations Trap the Alpine Marmot in a State of Low Genetic Diversity. *Current Biology* 29 (10): 1712-1720.e7. DOI: 10.1016/j.cub.2019.04.020
- Gossner M. M., Lewinsohn T. M., Kahl T., Grassein F., Boch S., Prati D., Birkhofer K., Renner S. C., Sikorski J., Wubet T., Arndt H., Baumgartner V., Blaser S., Blüthgen N., Borschig C. et al. (2016): Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature* 540 (7632): 266–269. DOI: 10.1038/nature20575
- Gottfried M., Pauli H., Futschik A., Akhalkatsi M., Barančok P., Benito Alonso J. L., Coldea G., Dick J., Erschbamer B., Fernández Calzado M. R., Kazakis G., Krajčí J., Larsson P., Mallaun M., Michelsen O. et al. (2012): Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature Climate Change* 2 (2): 111–115. DOI: 10.1038/nclimate1329
- Gottwald F. & Stein-Bachinger K. (2017): Monitoring und Evaluation der Segetalflora. WWF Deutschland
- Gottwald M. (2017): Ecological realignment of land consolidation in Lower Saxony. *ZfV – Zeitschrift für Geodäsie, Geoinformation und Landmanagement* 142 (6): 346–350. DOI: 10.12902/zfv-0188-2017
- Gould I. J., Quinton J. N., Weigelt A., De Deyn G. B. & Bardgett R. D. (2016): Plant diversity and root traits benefit physical properties key to soil function in grasslands. *Ecology Letters* 19 (9): 1140–1149. DOI: 10.1111/ele.12652
- Goulson D., Lye G. C. & Darvill B. (2008): Decline and Conservation of Bumble Bees. *Annual Review of Entomology* 53 (1): 191–208. DOI: 10.1146/annurev.ento.53.103106.093454
- Goulson D., Nicholls E., Botías C. & Rotheray E. L. (2015): Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* 347 (6229): 1255957. DOI: 10.1126/science.1255957
- Goulson D. & Hughes W. O. H. (2015): Mitigating the anthropogenic spread of bee parasites to protect wild pollinators. *Biological Conservation* 191: 10–19. DOI: 10.1016/j.biocon.2015.06.023
- Graefe U., Römbke J. & Lehmitz R. (2019): Die Waldbindung der Regenwürmer (Lumbricidae) Deutschlands. In: W. H. O. Dorow, S. U. P. Blick & A. Schneider (Hrsg.): Waldbindung ausgewählter Tiergruppen Deutschlands. Lumbricidae, Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones, Heteroptera, Coleoptera, Aculeata, Macrolepidoptera, Aves. BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg: 17–25
- Gray C. L., Hill S. L. L., Newbold T., Hudson L. N., Börger L., Contu S., Hoskins A. J., Ferrier S., Purvis A. & Scharlemann J. P. W. (2016): Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications* 7 (1): 12306. DOI: 10.1038/ncomms12306
- Gregor T., Bönsel D., Starke-Ottich I., Tackenberg O., Wittig R. & Zizka G. (2013): *Epilobium brachycarpum*: A fast-spreading neophyte in Germany. *Tuexenia* 33 (1): 259–283. DOI: NA
- Greifswald Moor Zentrum, National University of Ireland, & Galway & Wetlands International (2020): Peatlands in the EU-Common Agricultural Policy (CAP) after 2020. Position Paper Version 4.8:
- Gronle A., Lux G., Böhm H., Schmidtke K., Wild M., Demmel M., Brandhuber R., Wilbois K.-P. & Heß J. (2015): Effect of ploughing depth and mechanical soil loading on soil physical properties, weed infestation, yield performance and grain quality in sole and intercrops of pea and oat in organic farming. *Soil and Tillage Research* 148 (NA): 59–73. DOI: 10.1016/j.still.2014.12.004
- de Groot R. S., Alkemade R., Braat L., Hein L. & Willemsen L. (2010): Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7 (3): 260–272. DOI: 10.1016/j.ecocom.2009.10.006
- Grubler A. (2008): Energy transitions. In: C. J. Cleveland (Hrsg.): Environmental Information Coalition. National Council for Science and the Environment
- Gryndler M., Larsen J., Hřšelová H., Řezáčová V., Gryndlerová H. & Kubát J. (2006): Organic and mineral fertilization, respectively, increase and decrease the development of external mycelium of arbuscular mycorrhizal fungi in a long-term field experiment. *Mycorrhiza* 16 (3): 159–166. DOI: 10.1007/s00572-005-0027-4
- Gubsch M., Buchmann N., Schmid B., Schulze E.-D., Lipowsky A. & Roscher C. (2011): Differential effects of plant diversity on functional trait variation of grass species. *Annals of Botany* 107 (1): 157–169. DOI: 10.1093/aob/mcq220
- Guerra C. A., Bardgett R. D., Caon L., Crowther T. W., Delgado-Baquerizo M., Montanarella L., Navarro L. M., Orgiazzi A., Singh B. K., Tedersoo L., Vargas-Rojas R., Briones M. J. I., Buscot F., Cameron E. K., Cesarz S. et al. (2021): Tracking, targeting, and conserving soil biodiversity. *Science* 371 (6526): 239–241. DOI: 10.1126/science.abd7926
- Gusenbauer M. & Haddaway N. R. (2020): Which academic search systems are suitable for systematic reviews or meta-analyses? Evaluating retrieval qualities of Google Scholar, PubMed, and 26 other resources. *Research Synthesis Methods* 11 (2): 181–217. DOI: 10.1002/jrsm.1378
- Gütschow M., Bartkowski B. & Felipe-Lucia M. R. (2021): Farmers' action space to adopt sustainable practices: a study of arable farming in Saxony. *Regional Environmental Change* 21 (4): 103. DOI: 10.1007/s10113-021-01848-1
- Habekost M., Eisenhauer N., Scheu S., Steinbeiss S., Weigelt A. & Gleixner G. (2008): Seasonal changes in the soil microbial community in a grassland plant diversity gradient four years after establishment. *Soil Biology and Biochemistry* 40 (10): 2588–2595. DOI: 10.1016/j.soilbio.2008.06.019
- Habel J. C., Segerer A., Ulrich W., Torchyk O., Weisser W. W. & Schmitt T. (2016): Butterfly community shifts over two centuries. *Conservation Biology* 30 (4): 754–762. DOI: 10.1111/cobi.12656
- Habel J. C., Samways M. J. & Schmitt T. (2019): Mitigating the precipitous decline of terrestrial European insects: Requirements for a new strategy. *Biodiversity and Conservation* 28 (6): 1343–1360. DOI: 10.1007/s10531-019-01741-8
- Haber W. (2014): Die Moderne Landwirtschaft im Konflikt mit der Natur. In: *Landwirtschaft und Naturschutz*: 83–122
- Hackl F. & Pruckner G. J. (1997): Towards More Efficient Compensation Programmes for Tourists' Benefits From Agriculture in Europe. *Environmental and Resource Economics* 10: 189–205

- Haines-Young R. & Potschin M. (2018): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) v.5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Fabis Consulting Ltd. 53.
- Hajjar R., Jarvis D. I. & Gemmill-Herren B. (2008): The utility of crop genetic diversity in maintaining ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 123 (4): 261–270. DOI: 10.1016/j.agee.2007.08.003
- Hájková P., Hájek M. & Kintrová K. (2009): How can we effectively restore species richness and natural composition of a *Molinia* invaded fen? *Journal of Applied Ecology* 46 (2): 417–425. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01608.x
- Hallmann C. A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Stenmans W., Müller A., Sumser H., Hörren T., Goulson D. & de Kroon H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. E. G. Lamb (Hrsg.): *PLOS ONE* 12 (10): e0185809. DOI: 10.1371/journal.pone.0185809
- Hallmann C. A., Ssymank A., Sorg M., Jongejans E. & De Kroon H. (2019): Biomass declines predict diversity loss in a hoverfly community. In: A tragedy of the common – Wild bird and insect decline in the current era. Dissertation Radboud University Nijmegen. The Netherlands: Chapter 5: 63–77
- Hallmann C. A., Ssymank A., Sorg M., de Kroon H. & Jongejans E. (2021): Insect biomass decline scaled to species diversity: General patterns derived from a hoverfly community. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118 (2): e2002554117. DOI: 10.1073/pnas.2002554117
- Hampicke U. (2018): *Kulturlandschaft – Äcker, Wiesen, Wälder und ihre Produkte. Ein Lesebuch für Städter.* Springer. Berlin/Heidelberg
- Hamza M. A. & Anderson W. K. (2005): Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and Tillage Research* 82 (2): 121–145. DOI: 10.1016/j.still.2004.08.009
- Hanke G. & Öko-Institut e. V. (2021): *Bio-Lebensmittel. Marktentwicklung und freiwillige Instrumente zur besseren Marktdurchdringung.* 24 S.
- Hannappel I. & Fischer K. (2020): Grassland intensification strongly reduces butterfly diversity in the Westerwald mountain range, Germany. *Journal of Insect Conservation* 24 (NA): 279–285. DOI: 10.1007/s10841-019-00195-1
- Hartmann M. & Six J. (2023): Soil structure and microbiome functions in agroecosystems. *Nature Reviews Earth & Environment* 4 (1): 4–18. DOI: 10.1038/s43017-022-00366-w
- Hasenöhr U. (2011): *Zivilgesellschaft und Protest. Eine Geschichte der Naturschutz- und Umweltbewegung in Bayern 1945–1980.* Vandenhoeck & Ruprecht. Göttingen. 632 S.
- Hasenöhr U. & Groß R. (2022): Travelling (Western) Europe: Tourism, Regional Development, and Nature Protection. In: A.-K. Wöbse & P. Kupper (Hrsg.): *Greening Europe. Environmental Protection in the Long Twentieth Century – A Handbook.* Contemporary European History. De Gruyter Oldenbourg. Berlin/Boston: 185–216
- Haß M., Banse M., Deblitz C., Freund F., Geibel I., Gocht A., Kreins P., Laquai V., Offermann F., Osterburg B., Pelikan J., Rieger J., Rösemann C., Salamon P., Zinnbauer M. et al. (2020): *Thünen-Baseline 2020–2030. Agrarökonomische Projektionen für Deutschland.* Johann Heinrich von Thünen-Institut. DE
- Haubrock P. J., Turbelin A. J., Cuthbert R. N., Novoa A., Taylor N. G., Angulo E., Ballesteros-Mejia L., Bodey T. W., Capinha C., Diagne C., Essl F., Golivets M., Kirichenko N., Kourantidou M., Leroy B. et al. (2021): Economic costs of invasive alien species across Europe. *NeoBiota* 67: 153–190. DOI: 10.3897/neobiota.67.58196
- Hauser H. & Voigtländer K. (2019): *Doppelfüßer (Diplopoda) Deutschlands: Verhalten, Ökologie, Verbreitung, Lebensbestimmung.* 1. Aufl. DJN, Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung. 84 S. + 63 S. Anhang S.
- Hausmann A., Segerer A. H., Greifenstein T., Knubben J., Morinière J., Bozicevic V., Doczkal D., Günter A., Ulrich W. & Habel J. C. (2020): Toward a standardized quantitative and qualitative insect monitoring scheme. *Ecology and Evolution* 10 (9): 4009–4020. DOI: 10.1002/ece3.6166
- Hawksworth D. L. & Lücking R. (2017): Fungal Diversity Revisited: 2.2 to 3.8 Million Species. *Microbiology Spectrum* 5 (4): DOI: 10.1128/microbiolspec.FUNK-0052-2016
- He M., Pan Y., Zhou G., Barry K. E., Fu Y. & Zhou X. (2022): Grazing and global change factors differentially affect biodiversity-ecosystem functioning relationships in grassland ecosystems. *Global Change Biology* 28 (18): 5492–5504. DOI: 10.1111/gcb.16305
- Heinrich W., Marstaller R. & Voigt W. (2016): *Ergebnisse von Dauerflächenbeobachtungen im Naturschutzgebiet »Leutrat und Cospoth« bei Jena (Thüringen). Strukturwandlungen im Teucro-Seslerietum (Dauerbeobachtungsfläche S).* *Vernate* 35 (NA): 117–181
- Henderson I. G., Cooper J., Fuller R. J. & Vickery J. (2000): The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *Journal of Applied Ecology* 37 (2): 335–347. DOI: 10.1046/j.1365-2664.2000.00497.x
- Hendricks B. & Jessel B. (2017): *Presseinformationen – Veröffentlichung der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen.* Berlin. 19 S.
- Henkel D. G. (2012): *Ländliche Genossenschaften – ein Erfolgsmodell vom Mittelalter bis heute.* Agrarsoziale Gesellschaft. 29–31
- Hertzog L. R., Klimek S., Röder N., Frank C., Böhner H. G. S. & Kamp J. (2023): Associations between farmland birds and fallow area at large scales: Consistently positive over three periods of the EU Common Agricultural Policy but moderated by landscape complexity. *Journal of Applied Ecology* 60 (6): 1077–1088. DOI: 10.1111/1365-2664.14400
- Herzon I. & Helenius J. (2008): Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation* 141 (5): 1171–1183. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.03.005
- Hirschfelder G. (2021): *Vom Wohlstands- zum Krisensymbol. Eine Kulturgeschichte des Nahrungsmittels Fleisch.* APuZ
- Hiß C. (2014): *Regionalwert AG: mit Bürgeraktien die regionale Ökonomie stärken. Ein Handbuch mit praktischen Hinweisen zu Gründung, Beteiligung und Umsetzung.* Originalausgabe. Herder. Freiburg/Basel/Wien. 182 S.

- Hiß C., Heck A., Lay-Kumar J., Fus E. & Kundt L. (2021): Der Regionalwert-Bericht 2020. An die Aktionärinnen und Aktionäre. Regionalwert AG Freiburg
- Hoehn P., Tscharrntke T., Tyljanakis J. M. & Steffan-Dewenter I. (2008): Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 275 (1648): 2283–2291. DOI: 10.1098/rspb.2008.0405
- Hof C., Voskamp A., Biber M. F., Böhning-Gaese K., Engelhardt E. K., Niamir A., Willis S. G. & Hickler T. (2018): Bioenergy cropland expansion may offset positive effects of climate change mitigation for global vertebrate diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115 (52): 13294–13299. DOI: 10.1073/pnas.1807745115
- Hofmann M. M., Zohner C. M. & Renner S. S. (2019): Narrow habitat breadth and late-summer emergence increases extinction vulnerability in Central European bees. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 286 (1898): 20190316. DOI: 10.1098/rspb.2019.0316
- Hole D. G., Perkins A. J., Wilson J. D., Alexander I. H., Grice P. V. & Evans A. D. (2005): Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122 (1): 113–130. DOI: 10.1016/j.biocon.2004.07.018
- Hölting L., Komossa F., Filyushkina A., Gastinger M.-M., Verbarg P. H., Beckmann M., Volk M. & Cord A. F. (2020): Including stakeholders' perspectives on ecosystem services in multifunctionality assessments. *Ecosystems and People* 16 (1): 354–368. DOI: 10.1080/26395916.2020.1833986
- Homburg K., Drees C., Boutaud E., Nolte D., Schuett W., Zumstein P., Ruschkowski E. & Assmann T. (2019): Where have all the beetles gone? Long-term study reveals carabid species decline in a nature reserve in Northern Germany. R. Didham & J. Müller (Hrsg.): *Insect Conservation and Diversity* 12 (4): 268–277. DOI: 10.1111/icad.12348
- Horn K., Bennert H. W. & Zehm A. (2017): Die Bestandssituation seltener und bedrohter Farne im bayerischen Alpenraum und Maßnahmen zu ihrem Schutz. 2017: *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 87: 71–8
- Hötker H., Brühl C., Buhk C. & Oppermann R. (2018): Biodiversitätsflächen zur Minderung der Umweltauswirkungen von Pflanzenschutzmitteln. Anforderungen an Kompensationsmaßnahmen im Risikomanagement. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau
- Huang Y., Stein G., Kolle O., Kübler K., Schulze E.-D., Dong H., Eichenberg D., Gleixner G., Hildebrandt A., Lange M., Roscher C., Schielzeth H., Schmid B., Weigelt A., Weisser W. W. et al. (2024): Enhanced stability of grassland soil temperature by plant diversity. *Nature Geoscience* 17 (1): 44–50. DOI: 10.1038/s41561-023-01338-5
- Huaranca J. C., Novaro A. J. & Valdivia C. E. (2022): Effects of livestock grazing on biodiversity: A meta-analysis on three trophic levels. *Journal for Nature Conservation* 66: 126126. DOI: 10.1016/j.jnc.2021.126126
- Hudewenz A., Klein A.-M., Scherber C., Stanke L., Tscharrntke T., Vogel A., Weigelt A., Weisser W. W. & Ebeling A. (2012): Herbivore and pollinator responses to grassland management intensity along experimental changes in plant species richness. *Biological Conservation* 150 (1): 42–52. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.02.024
- Hüllbusch E., Brand L. M., Ende P. & Dengler J. (2016): Little vegetation change during two decades in a dry grassland complex in the Biosphere Reserve Schorfheide-Chorin (NE Germany). DOI: 10.14471/2016.36.019
- Humbert J.-Y., Ghazoul J. & Walter T. (2009): Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 130 (1): 1–8. DOI: 10.1016/j.agee.2008.11.014
- Humbert J.-Y., Dwyer J. M., Andrey A. & Arlettaz R. (2016): Impacts of nitrogen addition on plant biodiversity in mountain grasslands depend on dose, application duration and climate: a systematic review. *Global Change Biology* 22 (1): 110–120. DOI: 10.1111/gcb.12986
- Hungate B. A., Holland E. A., Jackson R. B., Chapin F. S., Mooney H. A. & Field C. B. (1997): The fate of carbon in grasslands under carbon dioxide enrichment. *Nature* 388 (6642): 576–579. DOI: 10.1038/41550
- Hungate B. A., van GROENIGEN K.-J., Six J., Jastrow J. D., Luo Y., De GRAAFF M.-A., van KESSEL C. & Osenberg C. W. (2009): Assessing the effect of elevated carbon dioxide on soil carbon: a comparison of four meta-analyses. *Global Change Biology* 15 (8): 2020–2034. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.01866.x
- Hunter R. F., Cleland C., Cleary A., Droomers M., Wheeler B. W., Sinnett D., Nieuwenhuijsen M. J. & Braubach M. (2019): Environmental, health, wellbeing, social and equity effects of urban green space interventions: A meta-narrative evidence synthesis. *Environment International* 130: 104923. DOI: 10.1016/j.envint.2019.104923
- Hurkuck M., Brümmer C., Mohr K., Grünhage L., Flessa H. & Kutsch W. L. (2014): Determination of atmospheric nitrogen deposition to a semi-natural peat bog site in an intensively managed agricultural landscape. *Atmospheric Environment* 97: 296–309. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2014.08.034
- Huth W., Maurath R., Imgraben H. & Schröder M. (2007): Maize rough dwarf virus – in Deutschland erstmals nachgewiesen. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 59: 173–175
- Huwer A. & Wittig R. (2012): Changes in the species composition of hedgerows in the Westphalian Basin over a thirty-five-year period. *Tuexenia* 32: 31–53
- Huysman F., van Renterghem B. & Verstraete W. (1993): Antibiotic resistant sulphite-reducing clostridia in soil and groundwater as indicator of manuring practices. *Water, Air, and Soil Pollution* 69 (3): 243–255. DOI: 10.1007/BF00478161
- Iacona G. D., Sutherland W. J., Mappin B., Adams V. M., Armsworth P. R., Coleshaw T., Cook C., Craigie I., Dicks L. V., Fitzsimons J. A., McGowan J., Plumptre A. J., Polak T., Pullin A. S., Ringma J. et al. (2018): Standardized reporting of the costs of management interventions for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 32 (5): 979–988. DOI: 10.1111/cobi.13195
- IfD Allensbach (2022): Umfrage in Deutschland zur Anzahl der Veganer bis 2022. In: *Die Allensbacher Markt- und Werbeträgeranalyse – AWA 2022*. IfD Allensbach
- IfH Köln (2019): Umfrage zu Umweltaspekten von Verpackungen im Handel in Deutschland 2019. *Lebensmittel Zeitung*, Ausgabe Nr. 38, 20.09.2019, Seite 49

- Immoor A., Zacharias D., Müller J. & Diekmann M. (2017): A re-visitation study (1948–2015) of wet grassland vegetation in the Stedinger Land near Bremen, North-western Germany. *Tuexenia* 37: 271–288. DOI: 10.14471/2017.37.013
- Inger R., Gregory R., Duffy J. P., Stott I., Voříšek P. & Gaston K. J. (2015): Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology Letters* 18 (1): 28–36. DOI: 10.1111/ele.12387
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services; Roy H. E., Pauchard A., Stoett P., Renard Truong T., Bacher S., Galil B. S., Hulme P. E., Ikeda T., Sankaran K. V., McGeoch M. A., Meyerson L. A., Nuñez M. A., Ordonez A., Rahlao S. J., Schwindt E. et al. (Hrsg.) (2023): Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat. Bonn, Germany.
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2016): The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. Zenodo
- IPCC (2023): Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland
- Isbell F., Craven D., Connolly J., Loreau M., Schmid B., Beierkuhnlein C., Bezemer T. M., Bonin C., Bruelheide H., De Luca E., Ebeling A., Griffin J. N., Guo Q., Hautier Y., Hector A. et al. (2015): Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. *Nature* 526 (7574): 574–577. DOI: 10.1038/nature15374
- Iseli E., Chisholm C., Lenoir J., Haider S., Seipel T., Barros A., Hargreaves A. L., Kardol P., Lembrechts J. J., McDougall K., Rashid I., Rumpf S. B., Arévalo J. R., Cavieres L., Daehler C. et al. (2023): Rapid upwards spread of non-native plants in mountains across continents. *Nature Ecology & Evolution* 7 (3): 405–413. DOI: 10.1038/s41559-022-01979-6
- Jacobs A., Flessa H., Don A., Heidkamp A., Prietz R., Dechow R., Gensior A., Poeplau C., Riggers C., Schneider F., Tiemeyer B., Vos C., Wittnebel M., Müller T., Säurich A. et al. (2018): Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Thünen Report. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut
- Jacobs J. H., Clark S. J., Denholm I., Goulson D., Stoate C. & Osborne J. L. (2010): Pollinator effectiveness and fruit set in common ivy, *Hedera helix* (Araliaceae). *Arthropod-Plant Interactions* 4 (1): 19–28. DOI: 10.1007/s11829-009-9080-9
- Jacot K., Beerli C. & Eggenschwiler L. (2006): Improved field margins and their effects on voles and moles. *Agrarforschung* 14 (5): 212–217
- Jacquemyn H., Brys R. & Honnay O. (2009): Large population sizes mitigate negative effects of variable weather conditions on fruit set in two spring woodland orchids. *Biology Letters* 5 (4): 495–498. DOI: 10.1098/rsbl.2009.0262
- Jahn T., Hötker H., Oppermann R., Bleil R. & Vele L. (2014): Protection of biodiversity of free living birds and mammals in respect of the effects of pesticides. *Umweltbundesamt* 30: Dessau-Roßlau. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/protection-of-biodiversity-of-free-living-birds>
- Jandt U. & Bruelheide H. (2012): German Vegetation Reference Database (GVRD). *Biodiversity & Ecology* 4: 355–355. DOI: 10.7809/b-e.00146
- Jandt U., Bruelheide H., Jansen F., Bonn A., Grescho V., Klenke R. A., Sabatini F. M., Bernhardt-Römermann M., Blüml V., Dengler J., Diekmann M., Doerfler I., Döring U., Dullinger S., Haider S. et al. (2022): More losses than gains during one century of plant biodiversity change in Germany. *Nature* 611 (NA): 512–518. DOI: 10.1038/s41586-022-05320-w
- Janni M., Gulli M., Maestri E., Marmioli M., Valliyodan B., Nguyen H. T. & Marmioli N. (2020): Molecular and genetic bases of heat stress responses in crop plants and breeding for increased resilience and productivity. C. Foyer (Hrsg.): *Journal of Experimental Botany* 71 (13): 3780–3802. DOI: 10.1093/jxb/eraa034
- Jepsen M. R., Kuemmerle T., Müller D., Erb K., Verburg P. H., Haberl H., Vesterager J. P., Andrić M., Antrop M., Austrheim G., Björn I., Bondeau A., Bürgi M., Bryson J., Caspar G. et al. (2015): Transitions in European land-management regimes between 1800 and 2010. *Land Use Policy* 49 (NA): 53–64. DOI: 10.1016/j.landusepol.2015.07.003
- Jeschke J. M. & Strayer D. L. (2005): Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102 (20): 7198–7202. DOI: 10.1073/pnas.0501271102
- Jeschke P. & Nauen R. (2008): Neonicotinoids—from zero to hero in insecticide chemistry. *Pest Management Science* 64 (11): 1084–1098. DOI: 10.1002/ps.1631
- Jiao S. & Lu Y. (2020): Abundant fungi adapt to broader environmental gradients than rare fungi in agricultural fields. *Global Change Biology* 26 (8): 4506–4520. DOI: 10.1111/gcb.15130
- jKi – Julius-Kühn-Institut (2022): Pesticide Trends Database Explorer. [https://sf.julius-kuehn.de/pesticide-dbx/abs\\_sales](https://sf.julius-kuehn.de/pesticide-dbx/abs_sales)
- Jochum M., Fischer M., Isbell F., Roscher C., van der Plas F., Boch S., Boenisch G., Buchmann N., Catford J. A., Cavelander-Bares J., Ebeling A., Eisenhauer N., Gleixner G., Hölzel N., Kattge J. et al. (2020): The results of biodiversity–ecosystem functioning experiments are realistic. *Nature Ecology & Evolution* 4 (11): 1485–1494. DOI: 10.1038/s41559-020-1280-9
- Joosten H., Berghöfer A., Couwenberg J., Dietrich K., Holsten B., Permien T., Schäfer A., Tanneberger F., Trepel M. & Wahren A. (2015): The new MoorFutures – Carbon credits including additional ecosystem services. *Natur und Landschaft* 90 (4): 170–175. DOI: 10.17433/4.2015.50153328.170-175
- Junge X., Schüpbach B., Walter T., Schmid B. & Lindemann-Matthies P. (2015): Aesthetic quality of agricultural landscape elements in different seasonal stages in Switzerland. *Landscape and Urban Planning* 133 (NA): 67–77. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2014.09.010

- Kaelble H. (1997): Der Wandel der Erwerbsstruktur in Europa im 19. und 20. Jahrhundert. *Historical Social Research* 22 (2): 5–28. DOI: <https://doi.org/10.12759/hsr.22.1997.2.5-28>
- Kahiluoto H., Kaseva J., Balek J., Olesen J. E., Ruiz-Ramos M., Gobin A., Kersebaum K. C., Takáč J., Ruget F., Ferrise R., Bezak P., Capellades G., Dibari C., Mäkinen H., Nendel C. et al. (2019): Decline in climate resilience of European wheat. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116 (1): 123–128. DOI: [10.1073/pnas.1804387115](https://doi.org/10.1073/pnas.1804387115)
- Kahle P., Bull I., Seelig A. & Thiel T. (2019): Effects of different tillage systems on yields and soil properties at test site Gülzow (Mecklenburg-Western Pomerania). *Journal für Kulturpflanzen* 71 (2–3): 52–62. DOI: [10.5073/JfK.2019.02-03.02](https://doi.org/10.5073/JfK.2019.02-03.02)
- Kaiser R. (2021): Qualitative Experteninterviews. Konzeptionelle Grundlagen und praktische Durchführung. 2. Aufl. Springer VS Wiesbaden. Wiesbaden. XVII, 182 S.
- Kaiser T., Rohner M.-S., Matzdorf B. & Kiesel J. (2010): Validation of grassland indicator species selected for result-oriented agri-environmental schemes. *Biodiversity and Conservation* 19 (5): 1297–1314. DOI: [10.1007/s10531-009-9762-8](https://doi.org/10.1007/s10531-009-9762-8)
- Kalogiannidis S. & Melfou K. (2020): Issues and Opportunities for Agriculture Sector During Global Pandemic. *International Journal of Economics, Business and Management Research* 4 (12):
- Kamp J., Frank C., Trautmann S., Busch M., Dröschmeister R., Flade M., Gerlach B., Karthäuser J., Kunz F., Mitschke A., Schwarz J. & Sudfeldt C. (2021): Population trends of common breeding birds in Germany 1990–2018. *Journal of Ornithology* 162 (1): 1–15. DOI: [10.1007/s10336-020-01830-4](https://doi.org/10.1007/s10336-020-01830-4)
- Kander A., Malanima P. & Warde P. (2014): Power to the People. Energy in Europe over the last five centuries. Princeton University Press. Princeton-Oxford
- Kapfer A., Schuler B., Schall B., Reißmüller B. & Wilhelm P. (2011): Großflächige Wiedervernässung des ehemaligen Durchströmungsmooses »Obere Schnöden« im Pfrunger-Burgweiler Ried (Baden-Württemberg). *TELMA – Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde* 41: 223–242. DOI: [10.23689/fidgeo-2991](https://doi.org/10.23689/fidgeo-2991)
- Kapfer A. (2022): »Denken Sie groß und langfristig«. Das Naturschutzgroßprojekt Pfrunger-Burgweiler Ried (2002–2015). *Schwäbische Heimat* 68 (1): 21–31. DOI: [10.53458/sh.v68i1.1654](https://doi.org/10.53458/sh.v68i1.1654)
- Khalsa J., Fricke T., Weisser W. W., Weigelt A. & Wachen-dorf M. (2012): Effects of functional groups and species richness on biomass constituents relevant for combustion: results from a grassland diversity experiment. *Grass and Forage Science* 67 (4): 569–588. DOI: [10.1111/j.1365-2494.2012.00884.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2012.00884.x)
- Klapp E. (1965): Grünlandvegetation und Standort an Beispielen aus West-, Mittel- und Süddeutschland. Paul Parey. Berlin/Hamburg. 384 S.
- Klatt B. K., Nilsson L. & Smith H. G. (2020): Annual flowers strips benefit bumble bee colony growth and reproduction. *Biological Conservation* 252 (NA): 108814. DOI: [10.1016/j.biocon.2020.108814](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108814)
- Klaus F., Tschardt T., Bischoff G. & Grass I. (2021): Floral resource diversification promotes solitary bee reproduction and may offset insecticide effects – evidence from a semi-field experiment. *Ecology Letters* 24 (4): 668–675. DOI: [10.1111/ele.13683](https://doi.org/10.1111/ele.13683)
- Klawitter J., Altenkamp R., Kallasch C., Köhler D., Krauß M., Rosenau S. & Teige T. (2005): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) von Berlin. In: Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin. Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin. Berlin
- Kleijn D., Rundlöf M., Scheper J., Smith H. G. & Tschardt T. (2011): Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution* 26 (9): 474–481. DOI: [10.1016/j.tree.2011.05.009](https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.05.009)
- Klein A.-M., Vaissiere B. E., Cane J. H., Steffan-Dewenter I., Cunningham S. A., Kremen C. & Tschardt T. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 274 (1608): 303–313. DOI: [10.1098/rspb.2006.3721](https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721)
- Klein A.-M., Boreux V., Fornoff F., Mupepele A.-C. & Pufal G. (2018): Relevance of wild and managed bees for human well-being. *Current Opinion in Insect Science* 26: 82–88. DOI: [10.1016/j.cois.2018.02.011](https://doi.org/10.1016/j.cois.2018.02.011)
- Klein A.-M., von Königslöw V., Mupepele A., Fornoff F. & Wintermantel D. (2022): Blühstreifen, Hecken und Spontanvegetation. Wie können wir Wildbienen im Obstanbau gezielt fördern? *Journal für Kulturpflanzen* 74 (01–02): 15. DOI: [10.5073/JfK.2022.01-02.02](https://doi.org/10.5073/JfK.2022.01-02.02)
- van Klink R., Bowler D. E., Gongalsky K. B., Shen M., Swengel S. R. & Chase J. M. (2023): Disproportionate declines of formerly abundant species underlie insect loss. *Nature*. 1–6. DOI: [10.1038/s41586-023-06861-4](https://doi.org/10.1038/s41586-023-06861-4)
- Kluge U., Halder W. & Schlenker K. (Hrsg.) (2001): Zwischen Bodenreform und Kollektivierung. Vor- und Frühgeschichte der »sozialistischen Landwirtschaft« in der SBZ/DDR vom Kriegsende bis in die fünfziger Jahre. Franz Steiner. Stuttgart
- Kluge U. (2005): Agrarwirtschaft und ländliche Gesellschaft im 20. Jahrhundert. Oldenbourg. München
- Knapp J. L., Nicholson C. C., Jonsson O., de Miranda J. R. & Rundlöf M. (2023): Ecological traits interact with landscape context to determine bees' pesticide risk. *Nature Ecology & Evolution* 7 (4): 547–556. DOI: [10.1038/s41559-023-01990-5](https://doi.org/10.1038/s41559-023-01990-5)
- Knauer A. C., Alaux C., Allan M. J., Dean R. R., Dievart V., Glauser G., Kiljanek T., Michez D., Schwarz J. M., Tamburini G., Wintermantel D., Klein A.-M. & Albrecht M. (2022): Nutritional stress exacerbates impact of a novel insecticide on solitary bees' behaviour, reproduction and survival. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 289 (1984): 20221013. DOI: [10.1098/rspb.2022.1013](https://doi.org/10.1098/rspb.2022.1013)
- Knauer N. (1993): Ökologie und Landwirtschaft. Situation, Konflikte, Lösungen. Stuttgart, Ulmer, 1993. Stuttgart
- KNE – Kompetenzzentrum Naturschutz und Energiewende (2023): KNE-Antwort 140. Vorgaben zu Parametern für pauschale Abschaltungen zum Fledermausschutz in den Ländern. Kompetenzzentrum Naturschutz und Energiewende. <https://www.naturschutz-energiewende.de/fragenundantworten/140-vorgaben-zu-parametern>

- fuer-pauschale-abschaltungen-zum-fledermausschutz-in-den-laendern/ (aufgerufen am 08.02.2024)
- Knight K. W., Schultz R. C., Mabry C. M. & Isenhardt T. M. (2010): Ability of Remnant Riparian Forests, With and Without Grass Filters, to Buffer Concentrated Surface Runoff. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 46 (2): 311–322. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2010.00422.x
- Koemle D., Lakner S. & Xiaohua Y. (2019): The impact of Natura 2000 designation on agricultural land rents in Germany. *Land Use Policy* 87: 104013. DOI: 10.1016/j.landusepol.2019.05.032
- Kohlbrecher C., Wesche K., Hilbig W., Leuschner C. & Meyer S. (2012): Veränderungen in der Segetalflora am Kyffhäusergebirge in den letzten 50 Jahren. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen*, 49: 1–9.
- Komainda M., Küchenmeister F., Küchenmeister K., Kayser M., Wrage-Mönnig N. & Isselstein J. (2020): Drought tolerance is determined by species identity and functional group diversity rather than by species diversity within multi-species swards. *European Journal of Agronomy* 119: 126116. DOI: 10.1016/j.eja.2020.126116
- Kondo M. C., Jacoby S. F. & South E. C. (2018): Does spending time outdoors reduce stress? A review of real-time stress response to outdoor environments. *Health & Place* 51: 136–150. DOI: 10.1016/j.healthplace.2018.03.001
- von Königslöw V., Mupepele A.-C. & Klein A.-M. (2021): Overlooked jewels: Existing habitat patches complement sown flower strips to conserve pollinators. *Biological Conservation* 261 (NA): 109263. DOI: 10.1016/j.biocon.2021.109263
- von Königslöw V., Fornoff F. & Klein A.-M. (2022a): Pollinator enhancement in agriculture: comparing sown flower strips, hedges and sown hedge herb layers in apple orchards. *Biodiversity and Conservation* 31 (2): 433–451. DOI: 10.1007/s10531-021-02338-w
- von Königslöw V., Fornoff F. & Klein A.-M. (2022b): Wild bee communities benefit from temporal complementarity of hedges and flower strips in apple orchards. *Journal of Applied Ecology* 59 (11): 2814–2824. DOI: 10.1111/1365-2664.14277
- Köninger J., Panagos P., Jones A., Briones M. J. I. & Orgiazzi A. (2022): In defence of soil biodiversity: Towards an inclusive protection in the European Union. *Biological Conservation* 268: 109475. DOI: 10.1016/j.biocon.2022.109475
- Konold W. & Reeg T. (2009): Historische Agroforstsysteme in Deutschland. In: *Anbau und Nutzung von Bäumen auf Landwirtschaftlichen Flächen*. John Wiley & Sons, Ltd: 313–324
- Korneck D., Schnittler M. & Vollmer I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 28: 21–187
- Korneck D., Schnittler M., Klingenstein F. et al. (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 29: 299–444
- Korsch H. & Westhus W. (2004): Auswertung der Floristischen Kartierung und der Roten Liste Thüringens für den Naturschutz. *Haussknechtia* 10 (NA): 3–67. DOI: NA
- Köthe S., Bakanov N., Brühl C. A., Gemeinholzer B., Hören T., Mühlethaler R., Sorg M., Sumser H., Swenson S. J. & Lehmann G. U. C. (2023): Negative spill-over effects of agricultural practices on plant species conservation in nature reserves. *Ecological Indicators* 149: 110170. DOI: 10.1016/j.ecolind.2023.110170
- Kovács-Hostyánszki A., Kőrösi Á., Orci K. M., Batáry P. & Báldi A. (2011): Set-aside promotes insect and plant diversity in a Central European country. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141 (3–4): 296–301. DOI: 10.1016/j.agee.2011.03.004
- Kramp A., Geißendörfer M., Häfner M., Lösch S., Mühlhofer G. & Seibert O. (2008): Effizienz staatlich geförderter Flurneuordnungsverfahren nach dem Flurbereinigungsgesetz (FlurbG). *Forschungsgruppe Agrar- und Regionalentwicklung Triesdorf*. Triesdorf
- Krause B., Culmsee H., Wesche K., Bergmeier E. & Leuschner C. (2011): Habitat loss of floodplain meadows in north Germany since the 1950s. *Biodiversity and Conservation* 20 (11): 2347–2364. DOI: 10.1007/s10531-011-9988-0
- Krause B., Wesche K., Culmsee H. & Leuschner C. (2014): Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Grünland seit 1950. *Natur und Landschaft: Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege* 89 (9/10): 399–404
- Krause B., Culmsee H., Wesche K. & Leuschner C. (2015): Historical and recent fragmentation of temperate floodplain grasslands: Do patch size and distance affect the richness of characteristic wet meadow plant species? *Folia Geobotanica* 50 (3): 253–266. DOI: 10.1007/s12224-015-9220-1
- Krause W. & Speidel B. (1953): Zur floristischen, geographischen und ökologischen Variabilität der Glatthaferwiese (*Arrhenatheretum elatioris*) im mittleren und südlichen West-Deutschland. *Ber. Deutsche Bot. Ges.* 65: 403–419
- Krausmann F. (2006): Vom Kreislauf zum Durchfluss. Österreichs Agrarmodernisierung als sozialökologischer Transformationsprozess. In: *Grüne Revolutionen. Agrarsysteme und Umwelt im 19. und 20. Jahrhundert*. StudienVerlag. Innsbruck: 17–45
- Krausmann F. & Schandl H. (2006): The social metabolism of industrialisation: Overcoming the energy limits of an agrarian society. *15: 285–293*
- Kristen R. (2008): Entomofauna an Raps. Verteilung, Bestäubung und ökologische Bedeutung in der Kulturlandschaft. *Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades – Dr. rer. nat. – der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Justus-Liebig-Universität Gießen*
- Kroeschell K. & Winkler W. (2004): Das landwirtschaftliche Erbrecht im Lichte von Geschichte und Rechtsvergleichung. In: *Jahrbuch des Agrarrechts*. Bd. VI. Heymanns Verlag. Köln/Weimar/Wien: 21–258
- Kronborg Jensen J. (2012): Product carbon footprint developments and gaps. T. Hammervoll and Leif-Magnus Jensen (Hrsg.): *International Journal of Physical Distribution & Logistics Management* 42 (4): 338–354. DOI: 10.1108/09600031211231326

- KTBL (2023): Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. <https://www.ktbl.de/webanwendungen/leistungs-kostenrechnung-pflanzenbau> (aufgerufen am 20.05.2023)
- Kubo T., Verissimo D., Uryu S., Mieno T. & MacMillan D. (2021): What determines the success and failure of environmental crowdfunding? *Ambio* 50 (9): 1659–1669. DOI: 10.1007/s13280-021-01522-0
- Küchen L., Schmitt T. M., Riebl R., Hänsel M., Steinbauer M. J., Fricke U., Redlich S. & Koellner T. (2023): Where and why is landscape considered valuable? Societal actors' perceptions of ecosystem services across Bavaria (Germany). *Ecosystems and People* 19 (1): 2192813. DOI: 10.1080/26395916.2023.2192813
- Kudernatsch T., Huber D., Sutcliffe L., Walentowski H., Kirchner M., Fegg W. & Franz H. (2016): Vegetationsveränderungen alpiner Kalk-Magerrasen im Nationalpark Berchtesgaden während der letzten drei Jahrzehnte. DOI: 10.14471/2016.36.003
- Kudo G. & Ida T. Y. (2013): Early onset of spring increases the phenological mismatch between plants and pollinators. *Ecology* 94 (10): 2311–2320. DOI: 10.1890/12-2003.1
- Kühn E. (2019): Start – Tagfalter-Monitoring. <https://www.ufz.de/tagfalter-monitoring/> (aufgerufen am 08.05.2023)
- Kühn E., Musche M., Harpke A., Feldmann R., Wiemers M. & Settele J. (2023): Tagfalter-Monitoring Deutschland. Jahresauswertung 2022. *Oedippus* 41: 6–44
- Kühne I., Arlettaz R., Pellet J., Bruppacher L. & Humbert J.-Y. (2015): Leaving an uncut grass refuge promotes butterfly abundance in extensively managed lowland hay meadows in Switzerland. *Conservation Evidence* 12: 25–27
- Kühne O. (2013): Landschaftstheorie und Landschaftspraxis. Springer Fachmedien. Wiesbaden
- Kujawa K., Wuczyński A., Dajdok Z. & Grzesiak W. (2020): Effect of Habitat Structure and Crop Diversity on Common and Threatened Birds Breeding in Semi-Natural Field Margins. *Acta Ornithologica* 54 (2): 181. DOI: 10.3161/00016454AO2019.54.2.005
- Kumar B. M. & Nair P. K. R. (Hrsg.) (2011): Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems: Opportunities and Challenges. Springer. Dordrecht
- Kümmerle J. (2015): Die Hugenotten – Deutschlands migrierende Musterkinder? *Praxis Geschichte* 6 (4): 24–28
- Kupper P. & Pallua I. (2016): Energieregime in der Schweiz seit 1800. Bundesamt für Energie (BfE)
- Kupper P. (2021): Umweltgeschichte. Vandenhoeck & Ruprecht. Göttingen. 237 S.
- Küster H. (2013): Am Anfang war das Korn. Eine andere Geschichte der Menschheit. C. H. Beck. München. 298 S.
- Kutzelnigg H. (1984): Veränderungen der Ackerwildkrautflora im Gebiet um Moers/Niederrhein seit 1950 und ihre Ursachen. *Tuexenia – Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft* 4: 81–102
- Kuwaczka L. F., Mitterwallner V., Audorff V. & Steinbauer M. J. (2023): Ecological impacts of (electrically assisted) mountain biking. *Global Ecology and Conservation* 44: e02475. DOI: 10.1016/j.gecco.2023.e02475
- Laakso S., Suomalainen K. & Koivisto S. (2010): Literature Review on Residues of Anticoagulant Rodenticides in Non-Target Animals. Nordic Council of Ministers. Copenhagen
- Lakner S., Röder N., Baum S. & Ackermann A. (2017): What we can learn from the German implementation of greening-effectiveness, participation and policy integration with the agri-environmental programs
- Lakner S. (2020): Was kann die Gemeinsame Agrarpolitik der EU (GAP) zum Biodiversitätsschutz beitragen? In: Biodiversität und die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik, Loccumer Protokolle (03/20)
- Lakner S., Zinggrebe Y. & Koemle D. (2020): Combining management plans and payment schemes for targeted grassland conservation within the Habitats Directive in Saxony, Eastern Germany. *Land Use Policy* 97 (NA): 104642. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.104642
- Lakner S. (2022): Vorlesungsskript Agrar- und Umweltpolitik. Wintersemester 2021/22. [https://rosdok.uni-rostock.de/resolve/id/rosdok\\_document\\_0000018873](https://rosdok.uni-rostock.de/resolve/id/rosdok_document_0000018873) (aufgerufen am 08.05.2023)
- Lakner S., Klümper W. & Mensah K. (2022): Ukraine-Krieg und globale Lebensmittelversorgung. Auswirkungen und agrarpolitische Handlungsoptionen. Brüssel
- Lakner S. (2023): Auswirkungen des Ukrainekrieges auf die EU-Agrarpolitik. *Wirtschaftsdienst* 2023 (13): 42–49
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt – LAU (2020): Säugetiere (Mammalia). Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Halle. 293 S.
- Lang M., Albrecht H., Kollmann J., Elsen T., Gärtner A., Hotze C., Fink S., Becker T., Lerner M., Wiesinger K. & Prestele J. (2016): Wiederansiedlung seltener und gefährdeter Ackerwildpflanzen naturräumlicher Herkünfte auf Ökobetrieben. Gesamtbericht zu Bundesprogramm Ökologischer Landbau-Projekten FKZ 06OE254, FKZ 06OE355, FKZ 06OE356
- Lang M., Himmler D., Albrecht H., Sommer M., Meyer S. & Kollmann J. (2022): Ackerwildkrautschutz. Leitfaden zur Umsetzung von Produktionsintegrierten Kompensationsmaßnahmen. Bayerische KulturLandStiftung (BKLS). Münschen. 28 S.
- Lange M., Eisenhauer N., Sierra C. A., Bessler H., Engels C., Griffiths R. I., Mellado-Vázquez P. G., Malik A. A., Roy J., Scheu S., Steinbeiss S., Thomson B. C., Trumbore S. E. & Gleixner G. (2015a): Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications* 6 (1): 6707. DOI: 10.1038/ncomms7707
- Lange M., Feilhauer H., Kühn I. & Doktor D. (2022): Mapping land-use intensity of grasslands in Germany with machine learning and Sentinel-2 time series. *Remote Sensing of Environment* 277: 112888. DOI: 10.1016/j.rse.2022.112888
- Langthaler E. & Redl J. (2005): Reguliertes Land. Agrarpolitik in Deutschland, Österreich und der Schweiz 1930–1960. 1. Ausgabe. StudienVerlag. Innsbruck/Wien/Bozen
- Langthaler E. (2010): Landwirtschaft vor und in der Globalisierung. In: R. Sieder & E. Langthaler (Hrsg.): *Globalgeschichte 1800–2010*. Böhlau Verlag. Wien: 135–170
- Larsson M. & Franzén M. (2007): Critical resource levels of pollen for the declining bee *Andrena hattorfiana* (Hyme-

- noptera, Andrenidae). *Biological Conservation* 134 (3): 405–414. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.08.030
- Latz E., Eisenhauer N., Rall B. C., Allan E., Roscher C., Scheu S. & Jousset A. (2012): Plant diversity improves protection against soil-borne pathogens by fostering antagonistic bacterial communities. *Journal of Ecology* 100 (3): 597–604. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2011.01940.x
- Laussmann T., Dahl A. & Radtke A. (2021): Lost and found: 160 years of Lepidoptera observations in Wuppertal (Germany). *Journal of Insect Conservation* 25 (2): 273–285. DOI: 10.1007/s10841-021-00296-w
- Lautenbach S., Volk M., Strauch M., Whittaker G. & Seppelt R. (2013): Optimization-based trade-off analysis of biodiesel crop production for managing an agricultural catchment. *Environmental Modelling & Software* 48: 98–112. DOI: 10.1016/j.envsoft.2013.06.006
- Ledermüller S., Fick J. & Jacobs A. (2021): Perception of the Relevance of Soil Compaction and Application of Measures to Prevent It among German Farmers. *Agronomy* 11 (5): 969. DOI: 10.3390/agronomy11050969
- Lee H., Seo B., Cord A. F., Volk M. & Lautenbach S. (2022): Using crowdsourced images to study selected cultural ecosystem services and their relationships with species richness and carbon sequestration. *Ecosystem Services* 54 (NA): 101411. DOI: 10.1016/j.ecoser.2022.101411
- Lees C., Gibson C., Flinn G., Leus K., Vujić A., Ssymank A., Speight M., Miličić M. & Ferreira C. (2022): European hoverflies: moving from assessment to conservation planning. IUCN-SSC (Species Survival Commission), HSG (Hoverfly Specialist Group) and CPSG (Conservation Planning Specialist Group). Brussels. 84 S.
- Lehmann A., Zheng W. & Rillig M. C. (2017): Soil biota contributions to soil aggregation. *Nature Ecology & Evolution* 1 (12): 1828–1835. DOI: 10.1038/s41559-017-0344-y
- Lehmbrock V. (2020): *Der denkende Landwirt. Agrarwissen und Aufklärung in Deutschland 1750–1820.* Böhlau. Köln
- Lehmitz R., Römbke J., Graefe U., Beylich A. & Krück S. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Regenwürmer (Lumbricidae et Criodrilidae) Deutschlands. In: H. Gruttke, S. Balzer, M. Binot-Hafke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2).* Naturschutz und Biologische Vielfalt. Landwirtschaftsverlag. Münster: 565–590
- Leimer S., Oelmann Y., Eisenhauer N., Milcu A., Roscher C., Scheu S., Weigelt A., Wirth C. & Wilcke W. (2016): Mechanisms behind plant diversity effects on inorganic and organic N leaching from temperate grassland. *Biogeochemistry* 131 (3): 339–353. DOI: 10.1007/s10533-016-0283-8
- Lekan T. (2009): A 'Noble Prospect': Tourism, Heimat, and Conservation on the Rhine, 1880–1914. *Journal of Modern History* 81 (4): 824–858
- Leopoldina – Nationale Akademie der Wissenschaften, acatech – Deutsche Akademie der Technikwissenschaften & Akademieunion – Union der deutschen Akademien der Wissenschaften (2020): *Biodiversität und Management von Agrarlandschaften. Umfassendes Handeln ist jetzt wichtig.* Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina e. V. – Nationale Akademie der Wissenschaften. Halle (Saale)
- Leuschner C., Krause B., Meyer S. & Bartels M. (2014): Strukturwandel im Acker- und Grünland Niedersachsens und Schleswig-Holsteins seit 1950. *Natur und Landschaft: Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege* 9/10: 89. Jahrgang 2014, Heft 9+10, S. 386–391
- Leuschner C. & Ellenberg H. (2017): *Ecology of Central European Forests: Vegetation Ecology of Central Europe, Volume I*
- LfU – Bayerisches Landesamt für Umwelt (in Vorbereitung): *Rote Liste der Gefäßpflanzen Bayerns – LfU Bayern.* Bayerisches Landesamt für Umwelt. [https://www.lfu.bayern.de/natur/rote\\_liste\\_pflanzen/index.htm](https://www.lfu.bayern.de/natur/rote_liste_pflanzen/index.htm) (aufgerufen am 08.02.2024)
- Liess M., Liebmann L., Vormeier P., Weisner O., Altenburger R., Borchardt D., Brack W., Chatzinotas A., Escher B., Foit K., Gunold R., Henz S., Hitzfeld K. L., Schmitt-Jansen M., Kamjunke N. et al. (2021): Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams. *Water Research* 201: 117262. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117262
- Lippert C., Feuerbacher A. & Narjes M. (2021): Revisiting the economic valuation of agricultural losses due to large-scale changes in pollinator populations. *Ecological Economics* 180: 106860. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2020.106860
- Litterski B., Jörns S., Wichtmann W. & Hampicke U. (2003): Mehrjährige Flächenstilllegung als Bestandteil der Bodennutzungssysteme auf Grenzertragsstandorten Nordostdeutschlands. *Archiv Naturschutz und Landschaftsforschung* 42 (3): 101–136. DOI: NA
- Littlefair J. E., Allerton J. J., Brown A. S., Butterfield D. M., Robins C., Economou C. K., Garrett N. R. & Clare E. L. (2023): Air-quality networks collect environmental DNA with the potential to measure biodiversity at continental scales. *Current Biology* 33 (11): R426–R428. DOI: 10.1016/j.cub.2023.04.036
- Liu J., Hull V., Batistella M., DeFries R., Dietz T., Fu F., Hertel T. W., Izaurrealde R. C., Lambin E. F., Li S., Martinelli L. A., McConnell W. J., Moran E. F., Naylor R., Ouyang Z. et al. (2013): Framing Sustainability in a Telecoupled World. *Ecology and Society* 18 (2): 26. DOI: 10.5751/ES-05873-180226
- Liu X. J., Xu W., Du E. Z., Tang A. H., Zhang Y., Zhang Y. Y., Wen Z., Hao T. X., Pan Y. P., Zhang L., Gu B. J., Zhao Y., Shen J. L., Zhou F., Gao Z. L. et al. (2020): Environmental impacts of nitrogen emissions in China and the role of policies in emission reduction. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 378 (2183): 20190324. DOI: 10.1098/rsta.2019.0324
- Lochon I., Colace M.-P., Devaux C., Grigulis K., Rettinger R. & Lavorel S. (2018): Taxonomic and functional facets of the resilience to management of mown subalpine grasslands. *Applied Vegetation Science* 21 (4): 636–646. DOI: 10.1111/avsc.12392
- Löffler F. & Fartmann T. (2017): Effects of landscape and habitat quality on Orthoptera assemblages of pre-alpine calcareous grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 248: 71–81. DOI: 10.1016/j.agee.2017.07.029

- Löffler F., Poniatowski D. & Fartmann T. (2019): Orthoptera community shifts in response to land-use and climate change – Lessons from a long-term study across different grassland habitats. *Biological Conservation* 236: 315–323. DOI: 10.1016/j.biocon.2019.05.058
- Lovett G. M., Tear T. H., Evers D. C., Findlay S. E. G., Cosby B. J., Dunscomb J. K., Driscoll C. T. & Weathers K. C. (2009): Effects of Air Pollution on Ecosystems and Biological Diversity in the Eastern United States. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1162 (1): 99–135. DOI: 10.1111/j.1749-6632.2009.04153.x
- Lowe E. B., Groves R. & Gratton C. (2021): Impacts of field-edge flower plantings on pollinator conservation and ecosystem service delivery – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 310: 107290. DOI: 10.1016/j.agee.2020.107290
- LUBW – Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (2023): Ergebnisse. LUBW. <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de> (aufgerufen am 20.05.2023)
- Lundin O., Smith H. G., Rundlöf M. & Bommarco R. (2013): When ecosystem services interact: crop pollination benefits depend on the level of pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280 (1753): 20122243. DOI: 10.1098/rspb.2012.2243
- Maas B., Fabian Y., Kross S. M. & Richter A. (2021): Divergent farmer and scientist perceptions of agricultural biodiversity, ecosystem services and decision-making. *Biological Conservation* 256: 109065. DOI: 10.1016/j.biocon.2021.109065
- Mack G., Finger R., Ammann J. & El Benni N. (2023): Modeling policies towards pesticide-free agricultural production systems. *Agricultural Systems* 207: 103642. DOI: 10.1016/j.agsy.2023.103642
- Mäder P., Boho D., Rzanny M., Seeland M., Wittich H. C., Deggelmann A. & Wäldchen J. (2021): The Flora Incognita app – Interactive plant species identification. *Methods in Ecology and Evolution* 12 (7): 1335–1342. DOI: 10.1111/2041-210X.13611
- Magel H. (2012): Flurbereinigung. *Historisches Lexikon Bayerns*. <https://www.historisches-lexikon-bayerns.de/Lexikon/Flurbereinigung> (aufgerufen am 02.05.2023)
- Mahlerwein G. (2016): Grundzüge der Agrargeschichte. Böhlau. Köln
- Mährlein A. & Jaborg G. (2015): Wertminderung landwirtschaftlicher Nutzflächen durch Naturschutzmaßnahmen. Eine Bestandsaufnahme mit den Ergebnissen der HLBS-Expertenbefragung. *Agrarbetrieb (AgrB)* 3: 60–64
- Malanima P. (2010): Europäische Wirtschaftsgeschichte. 10.–19. Jahrhundert. 1. Auflage. UTB, Stuttgart/Wien
- Mallinger R. E. & Gratton C. (2015): Species richness of wild bees, but not the use of managed honeybees, increases fruit set of a pollinator-dependent crop. T. Diekötter (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 52 (2): 323–330. DOI: 10.1111/1365-2664.12377
- Manley R., Temperton B., Doyle T., Gates D., Hedges S., Boots M. & Wilfert L. (2019): Knock-on community impacts of a novel vector: spillover of emerging DWV-B from Varroa-infested honeybees to wild bumblebees. *Ecology Letters* 22 (8): 1306–1315. DOI: 10.1111/ele.13323
- Mante J. & Gerowitt B. (2009): Learning from farmers' needs: Identifying obstacles to the successful implementation of field margin measures in intensive arable regions. *Landscape and Urban Planning* 93 (3): 229–237. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2009.07.010
- Mantyka-Pringle C. S., Visconti P., Di Marco M., Martin T. G., Rondinini C. & Rhodes J. R. (2015): Climate change modifies risk of global biodiversity loss due to land-cover change. *Biological Conservation* 187: 103–111. DOI: 10.1016/j.biocon.2015.04.016
- Mariotte P., Buttler A., Kohler F., Gilgen A. K. & Spiegelberger T. (2013): How do subordinate and dominant species in semi-natural mountain grasslands relate to productivity and land-use change? *Basic and Applied Ecology* 14 (3): 217–224. DOI: 10.1016/j.baae.2013.02.003
- Marquard E., Weigelt A., Temperton V. M., Roscher C., Schumacher J., Buchmann N., Fischer M., Weisser W. W. & Schmid B. (2009): Plant species richness and functional composition drive overyielding in a six-year grassland experiment. *Ecology* 90 (12): 3290–3302. DOI: 10.1890/09-0069.1
- Marquard E., Schmid B., Roscher C., Luca E. D., Nadrowski K., Weisser W. W. & Weigelt A. (2013): Changes in the Abundance of Grassland Species in Monocultures versus Mixtures and Their Relation to Biodiversity Effects. *PLOS ONE* 8 (9): e75599. DOI: 10.1371/journal.pone.0075599
- Märting B. (2016): Thaer, Albrecht. In: *Neue deutsche Biographie*. Duncker & Humblot. Berlin: 72
- Martínez-Carballo E., González-Barreiro C., Scharf S. & Gans O. (2007): Environmental monitoring study of selected veterinary antibiotics in animal manure and soils in Austria. *Environmental Pollution* 148 (2): 570–579. DOI: 10.1016/j.envpol.2006.11.035
- Martins K. T., Gonzalez A. & Lechowicz M. J. (2015): Pollination services are mediated by bee functional diversity and landscape context. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200: 12–20. DOI: 10.1016/j.agee.2014.10.018
- Masková Z., Doležal J., Květ J. & Zemek F. (2009): Long-term functioning of a species-rich mountain meadow under different management regimes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 132 (3–4): 192–202. DOI: 10.1016/j.agee.2009.04.002
- Matesanz S., Brooker R. W., Valladares F. & Klotz S. (2009): Temporal dynamics of marginal steppic vegetation over a 26-year period of substantial environmental change. *Journal of Vegetation Science* 20 (2): 299–310. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2009.05489.x
- Maurer K., Weyand A., Fischer M. & Stöcklin J. (2006): Old cultural traditions, in addition to land use and topography, are shaping plant diversity of grasslands in the Alps. *Biological Conservation* 130 (3): 438–446. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.01.005
- McMahan E. A. (2018): Happiness Comes Naturally: Engagement with Nature as a Route to Positive Subjective Well-Being. In: E. Diener, S. Oishi & L. Tay (Hrsg.): *Handbook of well-being*. DEF Publishers. Salt Lake City, UT
- McNeill J. R., Elstner F., Kennedy P. & McNeill J. R. (2003): *Blue planet. Die Geschichte der Umwelt im 20. Jahrhundert*. Campus-Verl. Frankfurt am Main. 496 S.

- Mei Z., Scheper J., Bommarco R., de Groot G. A., Garratt M. P. D., Hedlund K., Potts S. G., Redlich S., Smith H. G., Steffan-Dewenter I., van der Putten W. H., van Gils S. & Kleijn D. (2023): Inconsistent responses of carabid beetles and spiders to land-use intensity and landscape complexity in north-western Europe. *Biological Conservation* 283: 110128. DOI: 10.1016/j.biocon.2023.110128
- Meinig H., Buschmann A., Reiners T. E., Neukirchen M., Balzer S. & Petermann R. (2014): Der Status des Feldhamsters (*Cricetus cricetus*) in Deutschland. *Natur und Landschaft: Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege* 89 (8): 338–343. DOI: NA
- Metzing D., Hofbauer N., Ludwig G. & Matzke-Hajek G. (2018a): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. Bundesamt für Naturschutz. Münster
- Metzing D., Garve E., Matzke-Hajek G., Adler J., Bleeker W., Breunig T., Caspari S., Dunkel F. G., Fritsch R., Gotschlich G., Gregor T., Hand R., Hauck M., Korsch H., Meierott L. et al. (2018b): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. In: Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Landwirtschaftsverlag. Münster: 13–358
- Meyer S., Wesche K., Krause B. & Leuschner C. (2013a): Veränderungen in der Segetalflora in den letzten Jahrzehnten und mögliche Konsequenzen für Agrarvögel. *Julius-Kühn-Archiv* (442): 64–78. DOI: 10.5073/jka.2013.442.005
- Meyer S., Wesche K., Krause B. & Leuschner C. (2013b): Dramatic losses of specialist arable plants in Central Germany since the 1950s/60s – a cross-regional analysis. *Diversity and Distributions* 19 (9): 1175–1187. DOI: 10.1111/ddi.12102
- Meyer S., Wesche K., Krause B. & Leuschner C. (2013c): Veränderungen in der Segetalflora in den letzten Jahrzehnten und mögliche Konsequenzen für Agrarvögel. *Julius-Kühn-Archiv*. 64–78. DOI: 10.5073/JKA.2013.442.005
- Meyer S., Wesche K., Krause B., Brütting C., Hensen I. & Leuschner C. (2014): Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Ackerland seit 1950. *Natur und Landschaft* 89: 392–398
- Meyer S. & Leuschner C. (Hrsg.) (2015): 100 Äcker für die Vielfalt. Initiativen zur Förderung der Ackerwildkrautflora in Deutschland. Universitätsverlag. Göttingen. 351 S.
- Vischer-Leopold M., Ellwanger G., Balzer S., Ssymank A., Brandt K. & Meyer-Rath A. (2018): Natura 2000 und Artenschutz in der Agrarlandschaft. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 254 S.
- Michalczuk J. (2020): The importance of non-forest tree stand features for protection of the Syrian Woodpecker *Dendrocopos syriacus* in agricultural landscape: a case study from South-Eastern Poland. *Agroforestry Systems* 94 (5): 1825–1835. DOI: 10.1007/s10457-020-00498-2
- Midolo G., Alkemade R., Schipper A. M., Benítez-López A., Perring M. P. & De Vries W. (2019): Impacts of nitrogen addition on plant species richness and abundance: A global meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography* 28 (3): 398–413. DOI: 10.1111/geb.12856
- Millennium Ecosystem Assessment (Hrsg.) (2005): *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press. Washington, DC. 137 S.
- Miller P. R., Taylor O. C. & Wilhour R. G. (1982): Oxidant air pollution effects on a western coniferous forest ecosystem. Environmental Protection Agency. Corvallis, OR
- Miller S. A., Beed F. D. & Harmon C. L. (2009): Plant Disease Diagnostic Capabilities and Networks. *Annual Review of Phytopathology* 47 (1): 15–38. DOI: 10.1146/annurev-phyto-080508-081743
- MLR – Ministerium für Ernährung, Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg (2022): Zweiter Bericht zur Anwendung und Reduktion des Einsatzes chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel in Baden-Württemberg
- MLR – Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz & Streuobstportal Baden-Württemberg (2024): Förderung. Streuobstportal Baden-Württemberg. <https://streuobst.landwirtschaft-bw.de/Lde/Startseite/Foerderung> (aufgerufen am 09.02.2024)
- Möckel S. & Wolf A. (2022): Flurbereinigung. Privatnützigkeit und Ökosystemleistungen. *Natur und Recht* 44 (1): 11–20. DOI: 10.1007/s10357-021-3946-8
- Moeller B. (1999): *Deutschland im Zeitalter der Reformation*. Vandenhoeck & Ruprecht. Göttingen
- Möhring A., Drobnik T., Mack G., Ammann J. & El Benni N. (2021): Naturalertragseinbußen durch Verzicht auf Pflanzenschutzmittel im Ackerbau: Resultate einer Delphi-Studie. *Agroscope Science* 125: 1–31. DOI: <https://doi.org/10.34776/as125g>
- Möhring N. & Finger R. (2022): Pesticide-free but not organic: Adoption of a large-scale wheat production standard in Switzerland. *Food Policy* 106: 102188. DOI: 10.1016/j.foodpol.2021.102188
- MonViA – Verbundprojekt MonViA (2021): Bundesweites Monitoring der biologischen Vielfalt in Agrarlandschaften. Jahresbericht 2021. BLE. 60 S.
- Morhart C. D., Douglas G. C., Dupraz C., Graves A. R., Nahm M., Paris P., Sauter U. H., Sheppard J. & Spiecker H. (2014): Alley coppice—a new system with ancient roots. *Annals of Forest Science* 71 (5): 527–542. DOI: 10.1007/s13595-014-0373-5
- Moroň D., Lenda M., Skórka P., Szentgyörgyi H., Settele J. & Woyciechowski M. (2009): Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. *Biological Conservation* 142 (7): 1322–1332. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.12.036
- Morris M. G. & Rispin W. E. (1988): A beetle fauna of oolitic limestone grassland, and the responses of species to conservation management by different cutting régimes. *Biological Conservation* 43 (2): 87–105. DOI: 10.1016/0006-3207(88)90084-5
- Moss R. H., Edmonds J. A., Hibbard K. A., Manning M. R., Rose S. K., van Vuuren D. P., Carter T. R., Emori S., Kainuma M., Kram T., Meehl G. A., Mitchell J. F. B., Nakicenovic N., Riahi K., Smith S. J. et al. (2010): The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463 (7282): 747–756. DOI: 10.1038/nature08823

- Motta E. V. S., Raymann K. & Moran N. A. (2018): Glyphosate perturbs the gut microbiota of honey bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115 (41): 10305–10310. DOI: 10.1073/pnas.1803880115
- Müller A., Diener S., Schnyder S., Stutz K., Sedivy C. & Dorn S. (2006): Quantitative pollen requirements of solitary bees: Implications for bee conservation and the evolution of bee-flower relationships. *Biological Conservation* 130 (4): 604–615. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.01.023
- Müller J., Hothorn T., Yuan Y., Seibold S., Mitesser O., Rothacher J., Freund J., Wild C., Wolz M. & Menzel A. (2023): Weather explains the decline and rise of insect biomass over 34 years. *Nature*. DOI: 10.1038/s41586-023-06402-z
- Müller S. M., Peisker J., Bieling C., Linnemann K., Reidl K. & Schmieder K. (2019): The Importance of Cultural Ecosystem Services and Biodiversity for Landscape Visitors in the Biosphere Reserve Swabian Alb (Germany). *Sustainability* 11 (9): 2650. DOI: 10.3390/su11092650
- Mundt C. C. (2002): Use of multiline cultivars and cultivar mixtures for disease management. *Annual Review of Phytopathology* 40 (1): 381–410. DOI: 10.1146/annurev.phyto.40.011402.113723
- Mupepele A.-C., Keller M. & Dormann C. F. (2021a): European agroforestry has no unequivocal effect on biodiversity: a time-cumulative meta-analysis. *BMC ecology and evolution* 21 (1): 193. DOI: 10.1186/s12862-021-01911-9
- Mupepele A.-C., Bruelheide H., Brühl C., Dauber J., Fenske M., Freibauer A., Gerowitt B., Krüß A., Lakner S., Plieninger T., Potthast T., Schlacke S., Seppelt R., Stützel H., Weisser W. et al. (2021b): Biodiversity in European agricultural landscapes: transformative societal changes needed. *Trends in Ecology & Evolution* 36 (12): 1067–1070. DOI: 10.1016/j.tree.2021.08.014
- Mupepele A.-C., Hellwig N., Dieker P. & Klein A.-M. (2023): What evidence exists on wild-bee trends in Germany? Research protocol for a systematic map: a Systematic Map Protocol Protocol. Collaboration for Environmental Evidence (CEE)
- Musa Bandowe B. A., Leimer S., Meusel H., Velescu A., Dasen S., Eisenhauer N., Hoffmann T., Oelmann Y. & Wilcke W. (2019): Plant diversity enhances the natural attenuation of polycyclic aromatic compounds (PAHs and oxygenated PAHs) in grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 129: 60–70. DOI: 10.1016/j.soilbio.2018.10.017
- Musche M., Harpke A., Kühn E., Settele J., Sukopp U., Braeckvelt E. & Mewes M. (2023a): Indikator-Factsheet: Temperaturindex der Tagfalterartengemeinschaften
- Musche M., Harpke A., Kühn E., Settele J., Sukopp U., Braeckvelt E. & Mewes M. (2023b): Insektengemeinschaften reagieren besonders empfindlich. In: Monitoringbericht 2023 zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel (DAS). Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe Anpassungsstrategie der Bundesregierung. UBA – Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau: 206–207
- Nabel M., Selig C., Gundlach J., von der Decken H., Klein M. & Jessel B. (2021): Bodenreport. Vielfältiges Bodenleben – Grundlage für Naturschutz und nachhaltige Landwirtschaft. Bundesamt für Naturschutz. DE. 54 S.
- NABU Brandenburg (2021): Debatten-Workshop: Landwirtschaft Und Natura 2000 | Nabu-bb.de. NABU Brandenburg. <https://nabu-bb.de/projekte/natura2000/dokumentation/ws-debatte-landwirtschaft-2021-11-23/> (aufgerufen am 20.05.2023)
- Nahm M., Morhart C., Spiecker H. & Sauter U. (2014): Agroforst ganz am Rande. Böschungen und Feldraine für die Wertholzproduktion nutzen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 46 (12): 377–381
- Nair P. K. R. (1993): An introduction to agroforestry. Springer Nature B. V. NL. 520 S.
- Nehring S., Kowarik I., Rabitsch W. & Essl F. (2013): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. Unter Verwendung von Ergebnissen aus den F+E-Vorhaben FKZ 806 82 330, FKZ 3510 86 0500 und FKZ 3511 86 0300. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn. 202 S.
- Nehring S., Rabitsch W., Kowarik I. & Essl F. (Hrsg.) (2015): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere. Unter Verwendung von Ergebnissen aus den F+E-Vorhaben FKZ 806 82 330, FKZ 3510 86 0500 und FKZ 3511 86 0300. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg. 222 S.
- Nehring S. & Skowronek S. (2020): Die invasiven gebietsfremden Arten der Unionsliste der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014. Zweite Fortschreibung 2019. 574. Aufl. Bundesamt für Naturschutz. DE
- Nentwig W., Bacher S., Beierkuhnlein C., Brandl R. & Grabherr G. (2004): Ökologie. 1. Aufl. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg/Berlin. 466 S.
- Nerlich K., Graeff-Hönninger S. & Claupein W. (2013): Agroforestry in Europe: a review of the disappearance of traditional systems and development of modern agroforestry practices, with emphasis on experiences in Germany. *Agroforestry Systems* 87 (2): 475–492. DOI: 10.1007/s10457-012-9560-2
- Neumeister L. (2020): Pestizideinsatz in Deutschland 2005–2017. Auswertung des wirkstoffspezifischen Inlandsabsatzes und der PAPA-Daten des Julius Kühn-Instituts (JKI). Nordwestuckermark. 97 S.
- Neumüller U., Burger H., Schwenninger H. R., Hopfenmüller S., Krausch S., Weiß K. & Ayasse M. (2021): Prolonged blooming season of flower plantings increases wild bee abundance and richness in agricultural landscapes. *Biodiversity and Conservation* 30 (11): 3003–3021. DOI: 10.1007/s10531-021-02233-4
- Neumüller U., Burger H., Mayr A. V., Hopfenmüller S., Krausch S., Herwig N., Burger R., Diestelhorst O., Emmerich K., Haider M., Kiefer M., Konicek J., Kornmilch J.-C., Moser M., Saure C. et al. (2022): Artificial Nesting Hills Promote Wild Bees in Agricultural Landscapes. *Insects* 13 (8): 726. DOI: 10.3390/insects13080726
- Newbold T., Hudson L. N., Hill S. L. L., Contu S., Lysenko I., Senior R. A., Börger L., Bennett D. J., Choimes A., Collen B., Day J., De Palma A., Díaz S., Echeverria-Londoño S., Edgar M. J. et al. (2015): Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520 (7545): 45–50. DOI: 10.1038/nature14324

- Nicholson C. C., Knapp J., Kiljanek T., Albrecht M., Chauzat M.-P., Costa C., De la Rúa P., Klein A.-M., Mänd M., Potts S. G., Schweiger O., Bottero I., Cini E., de Miranda J. R., Di Prisco G. et al. (2023): Pesticide use negatively affects bumble bees across European landscapes. *Nature*. 1–4. DOI: 10.1038/s41586-023-06773-3
- Nickel H., Reisinger E., Sollmann R. & Unger C. (2016): Außergewöhnliche Erfolge des zoologischen Artenschutzes durch extensive Ganzjahresbeweidung mit Rindern und Pferden. Ergebnisse zweier Pilotstudien an Zikaden in Thüringen, mit weiteren Ergebnissen zu Vögeln, Reptilien und Amphibien. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 53: 5–20
- Nickel H. (2019): Resolution deutscher Naturschutzakteure zum Insekten- und Biodiversitätsschwund. Verein zur Förderung naturnaher Weidelandschaften Süddeutschlands e.V
- Nickel H. & Reisinger E. (2022): Großflächig-extensive Weideprojekte in Deutschland. Wo stehen wir? Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 59: 177–190
- Nicklas L., Walde J., Wipf S., Lamprecht A., Mallaun M., Rixen C., Steinbauer K., Theurillat J.-P., Unterluggauer P., Vittoz P., Moser D., Gattringer A., Wessely J. & Erschbamer B. (2021): Climate Change Affects Vegetation Differently on Siliceous and Calcareous Summits of the European Alps. *Frontiers in Ecology and Evolution* Volume 9, <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.642309>
- Niemann K., Rüter S., Bredemeier B., Diekmann L., Reich M. & Böttcher M. (2017): Photovoltaic power plants in the surroundings of trafficways in Germany: Status and potential impacts on habitat connectivity. *Natur und Landschaft* 92 (3): 119–128. DOI: 10.17433/3.2017.50153449.119-128
- Nilsson L., Klatt B. K. & Smith H. G. (2021): Effects of Flower-Enriched Ecological Focus Areas on Functional Diversity Across Scales. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 629124. DOI: 10.3389/fevo.2021.629124
- Nilsson R. H., Anslan S., Bahram M., Wurzbacher C., Baldrian P. & Tedersoo L. (2019): Mycobiome diversity: high-throughput sequencing and identification of fungi. *Nature Reviews Microbiology* 17 (2): 95–109. DOI: 10.1038/s41579-018-0116-y
- Nitsch H., Fornoff F., Bauer C., Sauer N., Schäfer L., Wunderlich L., Stackelberg N., Classen A., Pabst H., Schramek J. & Klein A. (2019): Ad-hoc-Studie zur faunistischen Bewertung von FAKT-Blümmischungen. Ergebnisbericht. Institut für ländliche Strukturforchung, Frankfurt
- Nitzko S., Bahrs E. & Spiller A. (2022): Pesticide residues in food and drinking water from the consumer's perspective: The relevance of maximum residue levels and product-specific differences. *Sustainable Production and Consumption* 30: 787–798. DOI: 10.1016/j.spc.2022.01.016
- Noack F., Larsen A., Kamp J. & Levers C. (2022): A bird's eye view of farm size and biodiversity: The ecological legacy of the iron curtain. *American Journal of Agricultural Economics* 104 (4): 1460–1484. DOI: 10.1111/ajae.12274
- Nohl V. W. (2009): Grünland und Landschaftsästhetik. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 41 (12): S. 357–364
- Noleppa S. & Carlsburg M. (2015): Nahrungsmittelverbrauch und Fußabdrücke des Konsums in Deutschland. Eine Neubewertung unserer Ressourcennutzung. WWF Deutschland. Berlin. 63 S.
- Nooten S. S. & Rehan S. M. (2020): Historical changes in bumble bee body size and range shift of declining species. *Biodiversity and Conservation* 29 (2): 451–467. DOI: 10.1007/s10531-019-01893-7
- Nyfelner D., Huguenin-Elie O., Suter M., Frossard E. & Lüscher A. (2011): Grass–legume mixtures can yield more nitrogen than legume pure stands due to mutual stimulation of nitrogen uptake from symbiotic and non-symbiotic sources. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 140 (1): 155–163. DOI: 10.1016/j.agee.2010.11.022
- Oberkrome W. (2001): Die Flurbereinigung in Westfalen während der 1950er Jahre in der Sicht der Naturschützer. In: *Agrarmodernisierung und ökologische Folgen. Westfalen vom 18. bis zum 20. Jahrhundert*. Paderborn: 509–527
- Odat N., Hellwig F. H., Jetschke G. & Fischer M. (2010): On the relationship between plant species diversity and genetic diversity of *Plantago lanceolata* (Plantaginaceae) within and between grassland communities. *Journal of Plant Ecology* 3 (1): 41–48. DOI: 10.1093/jpe/rtp017
- Oelmann Y., Buchmann N., Gleixner G., Habekost M., Roscher C., Rosenkranz S., Schulze E.-D., Steinbeiss S., Temperton V. M., Weigelt A., Weisser W. W. & Wilcke W. (2011): Plant diversity effects on aboveground and belowground N pools in temperate grassland ecosystems: Development in the first 5 years after establishment. *Global Biogeochemical Cycles* 25 (2): 11. DOI: 10.1029/2010GB003869
- OECD (1969): OECD Economic Surveys: Germany 1969. OECD
- Olhnuud A., Liu Y., Makowski D., Tschardt T., Westphal C., Wu P., Wang M. & van der Werf W. (2022): Pollination deficits and contributions of pollinators in apple production: A global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 59 (12): 2911–2921. DOI: 10.1111/1365-2664.14279
- Oliver T. H. & Morecroft M. D. (2014): Interactions between climate change and land use change on biodiversity: attribution problems, risks, and opportunities. *WIREs Climate Change* 5 (3): 317–335. DOI: 10.1002/wcc.271
- Olivier P., Frelat R., Bonsdorff E., Kortsch S., Kröncke I., Möllmann C., Neumann H., Sell A. F. & Nordström M. C. (2019): Exploring the temporal variability of a food web using long-term biomonitoring data. *Ecography* 42 (12): 2107–2121. DOI: 10.1111/ecog.04461
- Oppermann M. (1996): Rural tourism in Southern Germany. *Annals of Tourism Research* 23 (1): 86–102. DOI: 10.1016/0160-7383(95)00021-6
- Oppermann R. & Claßen A. (1998): Naturverträgliche Mähtechnik. *Moderne Mähgeräte im Vergleich*. Naturschutzbund NABU, Landesverband Baden-Württemberg. Singen. 48 S.
- Oppermann R., Haider M., Kronenbitter J., Schwenninger H.-R. & Tornier I. (2013): Blühflächen in der Agrarlandschaft. Untersuchungen zu Blümmischungen, Honigbienen, Wildbienen und zur praktischen Umsetzung. Ulmer. 191 S.

- Oppermann R., Pfister S. C. & Eirich A. (2020): Sicherung der Biodiversität in der Agrarlandschaft. Quantifizierung des Maßnahmenbedarfs und Empfehlungen zur Umsetzung. Institut für Agrarökologie und Biodiversität (IFAB). Mannheim. 191 S.
- Ortiz A. M. D., Outhwaite C. L., Dalin C. & Newbold T. (2021): A review of the interactions between biodiversity, agriculture, climate change, and international trade: research and policy priorities. *One Earth* 4 (1): 88–101. DOI: 10.1016/j.oneear.2020.12.008
- Ostendorff F., Lemke S., Ebner H., Badum L., Baerbock A., Gastel M., Kotting-Uhl S., Krischer O., Verlinden J. & Fraktion Bündnis 90/ Die Grünen (2019): Kleine Anfrage: Bedeutung der Wanderschäfererei für die Biodiversität in Deutschland. Deutscher Bundestag. 4 S.
- Osterburg B. & Stratmann U. (2002): Die regionale Agrarumweltpolitik in Deutschland unter dem Einfluß der Förderangebote der Europäischen Union. *Agrarwirtschaft: Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik* 51 (5): 259–279
- Osterman J., Landaverde-González P., Garratt M. P. D., Gee M., Mandelik Y., Langowska A., Miñarro M., Cole L. J., Eeraerts M., Bevk D., Avrech O., Koltowski Z., Trujillo-Elisea F. I., Paxton R. J., Boreux V. et al. (2021b): On-farm experiences shape farmer knowledge, perceptions of pollinators, and management practices. *Global Ecology and Conservation* 32: e01949. DOI: 10.1016/j.gecco.2021.e01949
- Osterman J., Theodorou P., Radzevičiūtė R., Schnitker P. & Paxton R. J. (2021a): Apple pollination is ensured by wild bees when honey bees are drawn away from orchards by a mass co-flowering crop, oilseed rape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 315: 107383. DOI: 10.1016/j.agee.2021.107383
- Otto C., Alberternst B., Klingenstein F. & Nawrath S. (2008b): Verbreitung der Beifußblättrigen Ambrosie in Deutschland. BfN Bundesamt für Naturschutz. Bonn
- Otto S., Vianello M., Infantino A., Zanin G. & Di Guardo A. (2008a): Effect of a full-grown vegetative filter strip on herbicide runoff: maintaining of filter capacity over time. *Chemosphere* 71 (1): 74–82. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2007.10.029
- Outhwaite C. L., McCann P. & Newbold T. (2022): Agriculture and climate change are reshaping insect biodiversity worldwide. *Nature* 605 (7908): 97–102. DOI: 10.1038/s41586-022-04644-x
- Owen R. (2017): Role of Human Action in the Spread of Honey Bee (Hymenoptera: Apidae) Pathogens. *Journal of Economic Entomology* 110 (3): 797–801. DOI: 10.1093/jee/tox075
- Page M. L., Nicholson C. C., Brennan R. M., Britzman A. T., Greer J., Hemberger J., Kahl H., Müller U., Peng Y., Rosenberger N. M., Stuligross C., Wang L., Yang L. H. & Williams N. M. (2021): A meta-analysis of single visit pollination effectiveness comparing honeybees and other floral visitors. *American Journal of Botany* 108 (11): 2196–2207. DOI: 10.1002/ajb2.1764
- Pallutt B. (2010): 30 Jahre Dauerfeldversuche zum Pflanzenschutz. *Journal für Kulturpflanzen* 62 (7): 230–237. DOI: 10.5073/JfK.2010.07.01
- Panassiti B., Wolfrum S., Birnbeck S., Burmeister J., Freibauer A., Morinière J. & Walter R. (2023): Insects benefit from agri-environmental schemes aiming at grassland extensification. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 356: 108613. DOI: 10.1016/j.agee.2023.108613
- Park M. G., Blitzer E. J., Gibbs J., Losey J. E. & Danforth B. N. (2015): Negative effects of pesticides on wild bee communities can be buffered by landscape context. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282 (1809): 20150299. DOI: 10.1098/rspb.2015.0299
- Park M. G., Raguso R. A., Losey J. E. & Danforth B. N. (2016): Per-visit pollinator performance and regional importance of wild *Bombus* and *Andrena* (*Melandrena*) compared to the managed honey bee in New York apple orchards. *Apiologie* 47 (2): 145–160. DOI: 10.1007/s13592-015-0383-9
- Patel K. K. (2009): Europäisierung wider Willen. Die Bundesrepublik Deutschland in der Agrarintegration der EWG, 1955–1973. Oldenbourg. München
- Pauchard A., Kueffer C., Dietz H., Daehler C., Alexander J., Edwards P., Arévalo J. R., Cavieres L., Guisan A., Haider S., Jakobs G., Mcdougall K., Millar C., Naylor B., Parks C. et al. (2009): Ain't no mountain high enough: Plant invasions reaching new elevations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 479–486. DOI: 10.1890/080072
- Pauli H., Gottfried M., Dullinger S., Abdaladze O., Akhalkatsi M., Alonso J. L. B., Coldea G., Dick J., Erschbamer B., Calzado R. F., Ghosn D., Holten J. I., Kanka R., Kazakis G., Kollár J. et al. (2012): Recent Plant Diversity Changes on Europe's Mountain Summits. *Science* 336 (6079): 353–355. DOI: 10.1126/science.1219033
- Pavlů L., Pavlů V., Gaisler J., Hejčman M. & Mikulka J. (2011): Effect of long-term cutting versus abandonment on the vegetation of a mountain hay meadow (*Polygono-Trisetion*) in Central Europe. *Flora – Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 206 (12): 1020–1029. DOI: 10.1016/j.flora.2011.07.008
- Peck D. T., Smith M. L. & Seeley T. D. (2016): *Varroa destructor* Mites Can Nimbly Climb from Flowers onto Foraging Honey Bees. *PLOS ONE* 11 (12): e0167798. DOI: 10.1371/journal.pone.0167798
- Pedroli B., Elbersen B., Frederiksen P., Grandin U., Heikkilä R., Krogh P. H., Izakovičová Z., Johansen A., Meiresonne L. & Spijker J. (2013): Is energy cropping in Europe compatible with biodiversity? Opportunities and threats to biodiversity from land-based production of biomass for bioenergy purposes. *Biomass and Bioenergy* 55: 73–86. DOI: 10.1016/j.biombioe.2012.09.054
- Peèr G., Lakner S., Müller R., Passoni G., Bontzorlos V., Clough D., Moreira F., Azam C., Berger, Bezak P., Bonn A., Hansjürgens B., Hartmann L., Kleemann J., Lomba A. et al. (2017a): Is the CAP fit for purpose? An evidence-based fitness-check assessment. Leipzig, German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv) Halle-Jena-Leipzig. [https://www.idiv.de/fileadmin/content/iDiv\\_Files/Documents/executive\\_summary\\_17.11\\_final.pdf](https://www.idiv.de/fileadmin/content/iDiv_Files/Documents/executive_summary_17.11_final.pdf)
- Peèr G., Zinngrebe Y., Hauck J., Schindler S., Dittrich A., Zingg S., Tschardt T., Oppermann R., Sutcliffe L. M. E., Sirami C., Schmidt J., Hoyer C., Schleyer C. & Lakner S. (2017b): Adding Some Green to the Greening: Improving the EU's

- Ecological Focus Areas for Biodiversity and Farmers. *Conservation Letters* 10 (5): 517–530. DOI: 10.1111/conl.12333
- Peèr G., Zinngrebe Y., Moreira F., Sirami C., Schindler S., Müller R., Bontzorlos V., Clough D., Bezák P., Bonn A., Hansjürgens B., Lomba A., Möckel S., Passoni G., Schleyer C. et al. (2019): A greener path for the EU Common Agricultural Policy. *Science* 365 (6452): 449–451. DOI: 10.1126/science.aax3146
- Peèr G., Bonn A., Bruelheide H., Dieker P., Eisenhauer N., Feindt P.H., Hagedorn G., Hansjürgens B., Herzon I., Lomba A., Marquard E., Moreira F., Nitsch H., Oppermann R., Perino A. et al. (2020): Action needed for the EU Common Agricultural Policy to address sustainability challenges. K. Gaston (Hrsg.): *People and Nature* 2 (2): 305–316. DOI: 10.1002/pan3.10080
- Peguero G., Sol D., Arnedo M., Petersen H., Salmon S., Ponge J.-F., Maspons J., Emmett B., Beier C., Schmidt I. K., Tietema A., De Angelis P., Kovács-Láng E., Kröel-Dulay G., Estiarte M. et al. (2019): Fast attrition of springtail communities by experimental drought and richness–decomposition relationships across Europe. *Global Change Biology* 25 (8): 2727–2738. DOI: 10.1111/gcb.14685
- Pehle A. & Schirmel J. (2015): Moss invasion in a dune ecosystem influences ground-dwelling arthropod community structure and reduces soil biological activity. *Biological Invasions* 17 (12): 3467–3477. DOI: 10.1007/s10530-015-0971-7
- Pell J. K., Baverstock J., Roy H. E., Ware R. L. & Majerus M. E. N. (2008): Intraguild predation involving *Harmonia axyridis*: a review of current knowledge and future perspectives. *BioControl* 53 (1): 147–168. DOI: 10.1007/s10526-007-9125-x
- Pelosi C., Toutous L., Chiron F., Dubs F., Hedde M., Muratet A., Ponge J.-F., Salmon S. & Makowski D. (2013): Reduction of pesticide use can increase earthworm populations in wheat crops in a European temperate region. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 181: 223–230. DOI: 10.1016/j.agee.2013.10.003
- Peppler-Lisbach C. & Könitz N. (2017): Vegetationsveränderungen in Borstgrasrasen des Werra-Meißner-Gebietes (Hessen, Niedersachsen) nach 25 Jahren. *Tuexenia* 37: 201–228. DOI: 10.14471/2017.37.001
- Peppler-Lisbach C., Stanik N., Könitz N. & Rosenthal G. (2020): Long-term vegetation changes in *Nardus* grasslands indicate eutrophication, recovery from acidification, and management change as the main drivers. *Applied Vegetation Science* 23 (4): 508–521. DOI: 10.1111/avsc.12513
- Pereira H. M. & Navarro L. M. (Hrsg.) (2015): *Rewilding European Landscapes*. Springer International Publishing, Cham
- Péres G., Cluzeau D., Menasseri S., Soussana J. F., Bessler H., Engels C., Habekost M., Gleixner G., Weigelt A., Weisser W. W., Scheu S. & Eisenhauer N. (2013): Mechanisms linking plant community properties to soil aggregate stability in an experimental grassland plant diversity gradient. *Plant and Soil* 373 (1): 285–299. DOI: 10.1007/s11104-013-1791-0
- Petermann J. S. & Buzhdygan O. Y. (2021): Grassland biodiversity. *Current Biology* 31 (19): R1195–R1201. DOI: 10.1016/j.cub.2021.06.060
- Peters K., Breitsameter L. & Gerowitt B. (2014): Impact of climate change on weeds in agriculture: a review. *Agroonomy for Sustainable Development* 34 (4): 707–721. DOI: 10.1007/s13593-014-0245-2
- Petit S., Gaba S., Grison A.-L., Meiss H., Simmoneau B., Munier-Jolain N. & Bretagnolle V. (2016): Landscape scale management affects weed richness but not weed abundance in winter wheat fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 223: 41–47. DOI: 10.1016/j.agee.2016.02.031
- Petrovan S. O., Dixie J., Yapp E. & Wheeler P. M. (2017): Bioenergy crops and farmland biodiversity: benefits and limitations are scale-dependant for a declining mammal, the brown hare. *European Journal of Wildlife Research* 63 (3): 49. DOI: 10.1007/s10344-017-1106-5
- Pfeifer R., Stadler J. & Brandl R. (2023): Die Zunahme der Artenvielfalt der Vögel in einer nordbayerischen Kulturlandschaft kann nicht allein durch die Klimaerwärmung erklärt werden. *Ornithologischer Anzeiger* 61 (2/3): 185–201
- Phillips H. R. P., Cameron E. K., Ferlian O., Türke M., Winter M. & Eisenhauer N. (2017): Red list of a black box. *Nature Ecology & Evolution* 1 (4): 0103. DOI: 10.1038/s41559-017-0103
- Phillips H. R. P., Guerra C. A., Bartz M. L. C., Briones M. J. I., Brown G., Crowther T. W., Ferlian O., Gongalsky K. B., van den Hoogen J., Krebs J., Orgiazzi A., Routh D., Schwarz B., Bach E. M., Bennett J. M. et al. (2019): Global distribution of earthworm diversity. *Science* 366 (6464): 480–485. DOI: 10.1126/science.aax4851
- Phillips H., Cameron E. K., Eisenhauer N., Burton V., Ferlian O., Jin Y., Kanabar S., Malladi S., Murphy R., Peter A., Petrocelli I., Ristok C., Tyndall K., Putten W. V. D. & Beaumelle L. (2023): Global change and their environmental stressors have a significant impact on soil biodiversity – a meta-analysis. Preprints
- Piechocki R., Eisel U., Körner S., Nagel A. & Wiersbinski N. (2003): Vilmer Thesen zu »Heimat« und Naturschutz. *Natur und Landschaft* 79 (6): 241–244
- Pieper B. (2019): *Der Feldhamster*. NABU NRW e. V. Düsseldorf. 18 S.
- Pimentel D. & Kounang N. (1998): Ecology of Soil Erosion in Ecosystems. *Ecosystems* 1 (5): 416–426. DOI: 10.1007/s100219900035
- Piqueray J., Rouxhet S., Hendrickx S. & Mahy G. (2016): Changes in the vegetation of hay meadows under an agri-environment scheme in south Belgium. *Conservation Evidence* 13 (NA): 47–50. DOI: NA
- van der Plas F. (2019): Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. *Biological Reviews*. brv.12499. DOI: 10.1111/brv.12499
- Plieninger T., Draux H., Fagerholm N., Bieling C., Bürgi M., Kizos T., Kuemmerle T., Primdahl J. & Verburg P. H. (2016): The driving forces of landscape change in Europe: A systematic review of the evidence. *Land Use Policy* 57 (NA): 204–214. DOI: 10.1016/j.landusepol.2016.04.040
- Pohl M., Alig D., Körner C. & Rixen C. (2009): Higher plant diversity enhances soil stability in disturbed alpine ecosys-

- tems. *Plant and Soil* 324 (1): 91–102. DOI: 10.1007/s11104-009-9906-3
- Pohl M., Graf F., Buttler A. & Rixen C. (2012): The relationship between plant species richness and soil aggregate stability can depend on disturbance. *Plant and Soil* 355 (1): 87–102. DOI: 10.1007/s11104-011-1083-5
- Poptcheva K., Schwartze P., Vogel A., Kleinebecker T. & Hölzel N. (2009): Changes in wet meadow vegetation after 20 years of different management in a field experiment (North-West Germany). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 134 (1–2): 108–114. DOI: 10.1016/j.agee.2009.06.004
- Poschold P. (2015): The Origin and Development of the Central European Man-made Landscape, Habitat and Species Diversity as Affected by Climate and its Changes – a Review. *Interdisciplinaria Archaeologica – Natural Sciences in Archaeology VI (2/2015)*: 197–221. DOI: 10.24916/iansa.2015.2.5
- Poschold P. (2017): Geschichte der Kulturlandschaft. Entstehungsursachen und Steuerungsfaktoren der Entwicklung der Kulturlandschaft, Lebensraum- und Artenvielfalt in Mitteleuropa. 2. Auflage: Ulmer. Stuttgart.
- Potts S. G., Roberts S. P. M., Dean R., Marris G., Brown M. A., Jones R., Neumann P. & Settele J. (2010): Declines of managed honey bees and beekeepers in Europe. *Journal of Apicultural Research* 49 (1): 15–22. DOI: 10.3896/IBRA.1.49.1.02
- Prangel E., Kasari-Toussaint L., Neuenkamp L., Noreika N., Karise R., Marja R., Ingerpuu N., Kupper T., Keerberg L., Oja E., Meriste M., Tiitsaar A., Ivask M. & Helm A. (2023): Afforestation and abandonment of semi-natural grasslands lead to biodiversity loss and a decline in ecosystem services and functions. *Journal of Applied Ecology* 60 (5): 825–836. DOI: 10.1111/1365-2664.14375
- Prass R. (2016): Vom Dreißigjährigen Krieg bis zum Beginn der Moderne (1650–1880). S. Brakensiek (Hrsg.): Böhlau. Köln
- Prommer J., Walker T. W. N., Wanek W., Braun J., Zezula D., Hu Y., Hofhansl F. & Richter A. (2020): Increased microbial growth, biomass, and turnover drive soil organic carbon accumulation at higher plant diversity. *Global Change Biology* 26 (2): 669–681. DOI: 10.1111/gcb.14777
- Przybylska A., Budziszewska M., Klejdysz T., Nawrot J. & Obrepalska-Stepłowska A. (2014): High Stability of a Mitochondrial Genetic Marker mtCOII in Polish Colorado Potato Beetle Populations. *American Journal of Potato Research* 91 (6): 720–725. DOI: 10.1007/s12230-014-9392-x
- Pulungan M. A., Suzuki S., Gavina M. K. A., Tubay J. M., Ito H., Nii M., Ichinose G., Okabe T., Ishida A., Shiyomi M., Togashi T., Yoshimura J. & Morita S. (2019): Grazing enhances species diversity in grassland communities. *Scientific Reports* 9 (1): 11201. DOI: 10.1038/s41598-019-47635-1
- Pustkowiak S., Banaszak-Cibicka W., Mielczarek Ł. E., Tryjanowski P. & Skórka P. (2018): The association of windmills with conservation of pollinating insects and wild plants in homogeneous farmland of western Poland. *Environmental Science and Pollution Research* 25 (7): 6273–6284. DOI: 10.1007/s11356-017-0864-7
- Pyšek P., Jarošík V. & Kučera T. (2002): Patterns of invasion in temperate nature reserves. *Biological Conservation* 104 (1): 13–24. DOI: 10.1016/S0006-3207(01)00150-1
- Pyšek P., Jarošík V., Chytrý M., Kropáč Z., Tichý L. & Wild J. (2005): Alien plants in temperate weed communities: prehistoric and recent invaders occupy different habitats. *Ecology* 86 (3): 772–785. DOI: 10.1890/04-0012
- Pywell R. F., Heard M. S., Woodcock B. A., Hinsley S., Ridding L., Nowakowski M. & Bullock J. M. (2015): Wildlife-friendly farming increases crop yield: evidence for ecological intensification. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282 (1816): 20151740. DOI: 10.1098/rspb.2015.1740
- Rabitsch W. & Nehring S. (2022): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde terrestrische wirbellose Tiere. 626. Aufl. Bundesamt für Naturschutz. DE. 178 S.
- Rada S., Schweiger O., Harpke A., Kühn E., Kuras T., Settele J. & Musche M. (2019): Protected areas do not mitigate biodiversity declines: A case study on butterflies. *Diversity and Distributions* 25 (2): 217–224. DOI: 10.1111/ddi.12854
- Radkau J. (2000): Natur und Macht. Eine Weltgeschichte der Umwelt. 1. Auflage. C. H. Beck. München. 438 S.
- Radkau J. (2011): Die Ära der Ökologie. Eine Weltgeschichte. C. H. Beck. München
- Radlmair S., Plachter H. & Pfadenhauer J. (1999): Geschichte der landwirtschaftlichen Moornutzung im süddeutschen Alpenvorland. *Natur und Landschaft* 74: 91–98
- Raehse S. (2001): Veränderungen der hessischen Grünlandvegetation seit Beginn der 50er Jahre am Beispiel ausgewählter Tal- und Bergregionen Nord- und Mittelhessens. Kassel Univ. Press. Kassel. 222 S.
- Rahlf T. (2015): Deutschland in Daten. Zeitreihen zur Historischen Statistik. Bundeszentrale für politische Bildung. Bonn
- Raine E. H. & Slade E. M. (2019): Dung beetle–mammal associations: methods, research trends and future directions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 286 (1897): 20182002. DOI: 10.1098/rspb.2018.2002
- Raven P. H. & Wagner D. L. (2021): Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118 (2): e2002548117. DOI: 10.1073/pnas.2002548117
- Redlich S., Martin E. A., Wende B. & Steffan-Dewenter I. (2018): Landscape heterogeneity rather than crop diversity mediates bird diversity in agricultural landscapes. L. Scherrer (Hrsg.): *PLOS ONE* 13 (8): e0200438. DOI: 10.1371/journal.pone.0200438
- Redlich S., Zhang J., Benjamin C., Dhillion M. S., Englmeier J., Ewald J., Fricke U., Ganuza C., Haensel M., Hovestadt T., Kollmann J., Koellner T., Kübert-Flock C., Kunstmann H., Menzel A. et al. (2022): Disentangling effects of climate and land use on biodiversity and ecosystem services—A multi-scale experimental design. *Methods in Ecology and Evolution* 13 (2): 514–527. DOI: 10.1111/2041-210X.13759
- Reeg T., Hampel J., Hohlfeld F., Mathiak G. & Rusdea E. (2009): Agroforstsysteme aus Sicht des Naturschutzes. In: *Anbau und Nutzung von Bäumen auf Landwirtschaftlichen Flächen*. John Wiley & Sons, Ltd: 301–311

- Rehnus M., Bollmann K., Schmatz D. R., Hackländer K. & Braunisch V. (2018): Alpine glacial relict species losing out to climate change: The case of the fragmented mountain hare population (*Lepus timidus*) in the Alps. *Global Change Biology* 24 (7): 3236–3253. DOI: 10.1111/gcb.14087
- Reinhardt R. & Bolz R. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Tagfalter (Rhopalocera) (Lepidoptera: Papilionoidea et Hesperioidea) Deutschlands. In: Rote Liste der gefährdeten Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). Naturschutz und biologische Vielfalt. Bundesamt für Naturschutz. Bonn: 167–194
- Reinhardt R., Harpke A., Caspari S., Dolek M., Kühn E., Mutsche M., Trusch R., Wiemers M. & Settele J. (2020): Verbreitungsatlas der Tagfalter und Widderchen Deutschlands. Ulmer. Stuttgart. 432 S.
- Reip H. S., Spelda J., Voigtländer K., Decker P. & Lindner E. N. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Doppelfüßer (Myriapoda: Diplopoda) Deutschlands. In: H. Gruttke, S. Balzer, M. Binot-Hafke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). Naturschutz und Biologische Vielfalt. Bundesamt für Naturschutz. Münster: 301–324
- Rendon P., Steinhoff-Knopp B., Saggau P. & Burkhard B. (2020): Assessment of the relationships between agroecosystem condition and the ecosystem service soil erosion regulation in Northern Germany. *PLOS ONE* 15 (12): e0234288. DOI: 10.1371/journal.pone.0234288
- Rewitzer S., Huber R., Grêt-Regamey A. & Barkmann J. (2017): Economic valuation of cultural ecosystem service changes to a landscape in the Swiss Alps. *Ecosystem Services* 26 (Part A): 197–208. DOI: 10.1016/j.ecoser.2017.06.014
- Richter R., Berger U. E., Dullinger S., Essl F., Leitner M., Smith M. & Vogl G. (2013): Spread of invasive ragweed: climate change, management and how to reduce allergy costs. *Journal of Applied Ecology* 50 (6): 1422–1430. DOI: 10.1111/1365-2664.12156
- Ridgway R. L., Tinney J. C., MacGregor J. T. & Starler N. J. (1978): Pesticide use in agriculture. *Environmental Health Perspectives* 27: 103–112. DOI: 10.1289/ehp.7827103
- Ries M., Reinhardt T., Nigmann U. & Balzer S. (2019): Analyse der bundesweiten Roten Listen zum Rückgang der Insekten in Deutschland. *Natur und Landschaft: Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege* 94 (6/7): 236–244. DOI: 10.17433/6.2019.50153697.236-244
- Rigal S., Dakos V., Alonso H., Auniş A., Benkő Z., Brotons L., Chodkiewicz T., Chylarecki P., De Carli E., Del Moral J. C., Domşa C., Escandell V., Fontaine B., Foppen R., Gregory R. et al. (2023): Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 120 (21): e2216573120. DOI: 10.1073/pnas.2216573120
- Riggers C., Poeplau C., Don A., Frühauf C. & Dechow R. (2021): How much carbon input is required to preserve or increase projected soil organic carbon stocks in German croplands under climate change? *Plant and Soil* 460 (1): 417–433. DOI: 10.1007/s11104-020-04806-8
- Rillig M. C., Ryo M., Lehmann A., Aguilar-Trigueros C. A., Buchert S., Wulf A., Iwasaki A., Roy J. & Yang G. (2019): The role of multiple global change factors in driving soil functions and microbial biodiversity. *Science* 366 (6467): 886–890. DOI: 10.1126/science.aay2832
- Ristaino J. B. (2002): Tracking historic migrations of the Irish potato famine pathogen, *Phytophthora infestans*. *Microbes and Infection* 4 (13): 1369–1377. DOI: 10.1016/S1286-4579(02)00010-2
- Ristow M., Herrmann A., Illig H., Kläge H.-C., Klemm G., Kummer V., Machatzi B., Rätzel S., Schwarz R. & Zimmermann F. (2006): Liste und Rote Liste der etablierten Gefäßpflanzen Brandenburgs. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 15 (4): 1–163. DOI: NA
- Robinson A., Lehmann J., Barriopedro D., Rahmstorf S. & Coumou D. (2021): Increasing heat and rainfall extremes now far outside the historical climate. *npj Climate and Atmospheric Science* 4 (1): 1–4. DOI: 10.1038/s41612-021-00202-w
- Robinson R. A. & Sutherland W. J. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39 (1): 157–176. DOI: 10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x
- Röder N., Ackermann A., Baum S., Wegmann J., Strassemeyer J. & Pöllinger F. (2021a): Geringe Umweltwirkung, hohe Kosten. Ergebnisse und Empfehlungen aus dem Projekt »Evaluierung der Gemeinsamen Agrarpolitik aus Sicht des Umweltschutzes II«. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau
- Röder N., Laggner B., Reiter K. & Offermann F. (2021b): Ist das DVL-Modell »Gemeinwohlprämie« als potenzielle Ökoregelung der GAP nach 2020 geeignet? Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig. 85 S.
- Röder N., Dehler M., Laggner B., Offermann F., Reiter K., de Witte T. & Wüstemann F. (2021c): Ausgestaltung der Ökoregelungen in Deutschland. Stellungnahmen für das BMEL. Band 2: Schätzung der Inanspruchnahme der Regelungen auf Basis des Kabinettsentwurfes des GAPDZG. Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries. Braunschweig. 46 S.
- Röder N. (2022): Der Ukraine jetzt und in Zukunft helfen, Nahrungs- mittelversorgung in der Welt sicherstellen sowie europäische und deutsche Landwirtschaft krisenfest gestalten. Thünen-Institut für Ländliche Räume. Braunschweig. 9 S.
- Röder N., Ackermann A., Baum S., Böhner H. G. S., Laggner B., Lakner S., Ledermüller S., Wegmann J., Zinnbauer M., Strassemeyer J. & Pöllinger F. (2022): Evaluierung der GAP-Reform von 2013 aus Sicht des Umweltschutzes anhand einer Datenbankanalyse von InVe-KoS-Daten der Bundesländer. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 288 S.
- Rodionova M. V., Poudyal R. S., Tiwari I., Voloshin R. A., Zharmukhamedov S. K., Nam H. G., Zayadan B. K., Bruce B. D., Hou H. J. M. & Allakhverdiev S. I. (2017): Biofuel production: Challenges and opportunities. *International Journal of Hydrogen Energy* 42 (12): 8450–8461. DOI: 10.1016/j.ijhydene.2016.11.125
- Rohde A. T. & Pilliod D. S. (2021): Spatiotemporal dynamics of insect pollinator communities in sagebrush steppe associa-

- ted with weather and vegetation. *Global Ecology and Conservation* 29 (NA): e01691. DOI: 10.1016/j.gecco.2021.e01691
- Römermann C., Tackenberg O. & Poschod P. (2005): How to predict attachment potential of seeds to sheep and cattle coat from simple morphological seed traits. *Oikos* 110 (2): 219–230. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2005.13911.x
- Rondoni A. & Grasso S. (2021): Consumers behaviour towards carbon footprint labels on food: A review of the literature and discussion of industry implications. *Journal of Cleaner Production* 301: 127031. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.127031
- Rosa-Schleich J., Loos J., Mußhoff O. & Tscharrntke T. (2019): Ecological-economic trade-offs of Diversified Farming Systems – A review. *Ecological Economics* 160: 251–263. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2019.03.002
- Roscher C., Temperton V.M., Scherer-Lorenzen M., Schmitz M., Schumacher J., Schmid B., Buchmann N., Weisser W.W. & Schulze E.-D. (2005): Overyielding in experimental grassland communities – irrespective of species pool or spatial scale. *Ecology Letters* 8 (4): 419–429. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00736.x
- Roser M. (2013): Employment in Agriculture. *Our World in Data*. <https://ourworldindata.org/employment-in-agriculture> (aufgerufen am 08.05.2023)
- Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien (Hrsg.) (2020a): Rote Liste und Gesamtartenliste der Reptilien (Reptilia) Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg. 64 S.
- Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien (2020b): Rote Liste und Gesamtartenliste der Amphibien (Amphibia) Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg. 86 S.
- Rottstock T., Joshi J., Kummer V. & Fischer M. (2014): Higher plant diversity promotes higher diversity of fungal pathogens, while it decreases pathogen infection per plant. *Ecology* 95 (7): 1907–1917. DOI: 10.1890/13-2317.1
- Rottstock T., Kummer V., Fischer M. & Joshi J. (2017): Rapid transgenerational effects in *Knautia arvensis* in response to plant community diversity. *Journal of Ecology* 105 (3): 714–725. DOI: 10.1111/1365-2745.12689
- Ruas S., Rotchés-Ribalta R., hUallacháin D. Ó., Ahmed K. D., Gormally M., Stout J. C., White B. & Moran J. (2021): Selecting appropriate plant indicator species for Result-Based Agri-Environment Payments schemes. *Ecological Indicators* 126: 107679. DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.107679
- Rühl A. T., Eckstein R. L., Otte A. & Donath T. W. (2015): Future challenge for endangered arable weed species facing global warming: Low temperature optima and narrow moisture requirements. *Biological Conservation* 182: 262–269. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.12.012
- Rumohr Q., Baden C. U., Bergtold M., Marx M. T., Oellers J., Schade M., Toschki A. & Maus C. (2023): Drivers and pressures behind insect decline in Central and Western Europe based on long-term monitoring data. *PloS One* 18 (8): e0289565. DOI: 10.1371/journal.pone.0289565
- Rumpf S., Hülber K., Klöner G., Moser D., Schütz M., Wessely J., Willner W., Zimmermann N. & Dullinger S. (2018): Range dynamics of mountain plants decrease with elevation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115: 1848–1853. DOI: 10.1073/pnas.1713936115
- Rumpf S. B., Hülber K., Wessely J., Willner W., Moser D., Gatringer A., Klöner G., Zimmermann N. E. & Dullinger S. (2019): Extinction debts and colonization credits of non-forest plants in the European Alps. *Nature Communications* 10 (1): 4293. DOI: 10.1038/s41467-019-12343-x
- Runge T. (2020): Innovative Vertragslösungen für die Bereitstellung von Umweltleistungen durch Land- und Forstwirte. Steckbriefe ausgewählter deutscher Fallbeispiele. Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei. Braunschweig. 39 S.
- Runge T., Latacz-Lohmann U., Schaller L., Todorova K., Daugbjerg C., Termansen M., Liira J., Le Gloux F., Dupraz P., Leppanen J., Fogarasi J., Vigh E. Z., Bradfield T., Hennessy T., Targetti S. et al. (2022): Implementation of Eco-schemes in Fifteen European Union Member States. *Euro-Choices* 21 (2): 19–27. DOI: 10.1111/1746-692X.12352
- Russo L., Park M. G., Blitzer E. J. & Danforth B. N. (2017): Flower handling behavior and abundance determine the relative contribution of pollinators to seed set in apple orchards. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 246: 102–108. DOI: 10.1016/j.agee.2017.05.033
- Rutherford G. N., Bebi P., Edwards P. J. & Zimmermann N. E. (2008): Assessing land-use statistics to model land cover change in a mountainous landscape in the European Alps. *Ecological Modelling* 212 (3): 460–471. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2007.10.050
- Ryslavý T., Bauer H. G., Gerlach B., Hüppop O., Stahmer J., Südbek P. & Sudfeldt C. (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 13 S.
- Rzanny M., Wittich H. C., Mäder P., Deggelmann A., Boho D. & Wäldchen J. (2022): Image-Based Automated Recognition of 31 Poaceae Species: The Most Relevant Perspectives. *Frontiers in Plant Science* 12: <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.804140>
- Saarikivi J. (2016): Biodiversity in golf courses and its contribution to the diversity of open green spaces in an urban setting. Academic Dissertation. University of Helsinki. Helsinki, Finland
- Saggar S., Bolan N. S., Bhandral R., Hedley C. B. & Luo J. (2004): A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 47 (4): 513–544. DOI: 10.1080/00288233.2004.9513618
- Samnegård U., Alins G., Boreux V., Bosch J., García D., Happe A.-K., Klein A.-M., Miñarro M., Mody K., Porcel M., Rodrigo A., Roquer-Beni L., Tassin M. & Hambäck P. A. (2019): Management trade-offs on ecosystem services in apple orchards across Europe: Direct and indirect effects of organic production. *Journal of Applied Ecology* 56 (4): 802–811. DOI: 10.1111/1365-2664.13292
- Sattler C., Kächele H. & Verch G. (2007): Assessing the intensity of pesticide use in agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 119 (3–4): 299–304. DOI: 10.1016/j.agee.2006.07.017
- Sattler C. & Nagel U. J. (2010): Factors affecting farmers' acceptance of conservation measures—A case study from

- north-eastern Germany. *Land Use Policy* 27 (1): 70–77. DOI: 10.1016/j.landusepol.2008.02.002
- Sauer A., Luz F., Suda M. & Weiland U. (2005): Steigerung der Akzeptanz von FFH-Gebieten. TU München. Bonn-Bad Godesberg
- Saumure R. A., Herman T. B. & Titman R. D. (2007): Effects of haying and agricultural practices on a declining species: The North American wood turtle, *Glyptemys insculpta*. *Biological Conservation* 135 (4): 565–575. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.11.003
- Schäfer R. & Metzger B. (2009): Was macht eigentlich das Waldsterben? In: *Umweltgeschichte und Umweltzukunft. Zur gesellschaftlichen Relevanz einer jungen Disziplin*. Göttingen: 201–227
- Schai-Braun S. C., Ruf T., Klansek E., Arnold W. & Hackländer K. (2020): Positive effects of set-asides on European hare (*Lepus europaeus*) populations: Leverets benefit from an enhanced survival rate. *Biological Conservation* 244: 108518. DOI: 10.1016/j.biocon.2020.108518
- Schama S. (1996): *Der Traum von der Wildnis Natur als Imagination*. Kindler Verlag. München. 706 S.
- Schaumann W., Siebeneicher G. E. & Lünzer I. (Hrsg.) (2002): *Geschichte des ökologischen Landbaus*. Stiftung Ökologie und Landbau. Bad Dürkheim. 200 S.
- Scheidel U. & Bruelheide H. (2004): Versuche zur Beweidung von Bergwiesen im Harz. 37 (1): DOI: 10.25673/93306
- Scheper J., Reemer M., van Kats R., Ozinga W. A., van der Linden G. T. J., Schaminée J. H. J., Siepel H. & Kleijn D. (2014): Museum specimens reveal loss of pollen host plants as key factor driving wild bee decline in The Netherlands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111 (49): 17552–17557. DOI: 10.1073/pnas.1412973111
- Scherber C., Eisenhauer N., Weisser W. W., Schmid B., Voigt W., Fischer M., Schulze E.-D., Roscher C., Weigelt A., Allan E., Beßler H., Bonkowski M., Buchmann N., Buscot F., Clement L. W. et al. (2010): Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature* 468 (7323): 553–556. DOI: 10.1038/nature09492
- Scherreiks P., Gossner M. M., Ambarlı D., Ayasse M., Blüthgen N., Fischer M., Klaus V. H., Kleinebecker T., Neff F., Prati D., Seibold S., Simons N. K., Weisser W. W., Wells K., Westphal C. et al. (2022): Present and historical landscape structure shapes current species richness in Central European grasslands. *Landscape Ecology* 37 (3): 745–762. DOI: 10.1007/s10980-021-01392-7
- Scheuchl E., Schweiger H. R. & Kuhlmann M. (2018): Aktualisierung der Checkliste der Bienen Deutschlands. Taxonomie-Kommission des Arbeitskreises Wildbienen-Kataster (TK-AKWK) im Entomologischen Verein Stuttgart
- Scherzinger F., Schädler M., Reitz T., Yin R., Auge H., Merbach I., Roscher C., Harpole S., Berger S., Blagodatskaya E., Siebert J., Ciobanu M., Eisenhauer N. & Quaas M. (2023): Sustainable land management enhances ecological and economic multifunctionality under ambient and future climate. *Ecology*
- Schils R. L. M., Bufe C., Rhymer C. M., Francksen R. M., Klaus V. H., Abdalla M., Milazzo F., Lellei-Kovács E., ten Berge H., Bertora C., Chodkiewicz A., Dămățircă C., Feigenwin-  
ter I., Fernández-Rebollo P., Ghiasi S. et al. (2022): Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 330: 107891. DOI: 10.1016/j.agee.2022.107891
- Schindele S. (2021): Nachhaltige Landnutzung mit Agri-Photovoltaik. Photovoltaikausbau im Einklang mit der Lebensmittelproduktion: Szenarioanalyse zur Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Nutzflächen durch Photovoltaik in Deutschland bis 2050. GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society 30 (2): 96–105. DOI: 10.14512/gaia.30.2.7
- Schlösser F. (1998): Von der Flurbereinigung zur Landentwicklung. Zielsetzungen und Wirkungen von Verfahren der ländlichen Entwicklung im Wandel gesellschaftspolitischer Vorstellungen. TU München. München
- Schmid-Egger C. & Witt R. (2014): Ackerblühstreifen für Wildbienen – Was bringen sie wirklich? *Ampulex* 6: 13–22
- Schmidtchen G. & Bork H.-R. (2003): Changing Human Impact during the Period of Agriculture in Central Europe: The Case Study Biesdorfer Kehlen, Brandenburg, Germany. In: A. Lang, R. Dikau & K. Hennrich (Hrsg.): *Long Term Hillslope and Fluvial System Modelling*. Lecture Notes in Earth Sciences. Springer Berlin Heidelberg. Berlin/Heidelberg: 183–200
- Schmied H., Getrost L., Diestelhorst O., Maaßen G. & Gerhard L. (2022): Between perfect habitat and ecological trap: even wildflower strips mulched annually increase pollinating insect numbers in intensively used agricultural landscapes. *Journal of Insect Conservation*. DOI: 10.1007/s10841-022-00383-6
- Schmitt C. J., Cook J. A., Zamudio K. R. & Edwards S. V. (2019): Museum specimens of terrestrial vertebrates are sensitive indicators of environmental change in the Anthropocene. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 374 (1763): 20170387. DOI: 10.1098/rstb.2017.0387
- Schmitt T. M., Riebl R., Martín-López B., Hänsel M. & Koellner T. (2022): Plural valuation in space: mapping values of grasslands and their ecosystem services. *Ecosystems and People* 18 (1): 258–274. DOI: 10.1080/26395916.2022.2065361
- Schmitz A. & Isselstein J. (2018): Wieviel Grünland wird in Deutschland für Pferde genutzt? Versuch einer Quantifizierung anhand von Bestands- und Praxisdaten. *Berichte über Landwirtschaft – Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft*. DOI: 10.12767/buel.v96i1.186
- Schmoll F. (2004): *Erinnerung an die Natur. Die Geschichte des Naturschutzes im deutschen Kaiserreich*. Campus-Verl. Frankfurt am Main
- Schneeberger N. (2005): Transformation rates and driving forces of landscape change on the northern fringe of the Swiss Alps. ETH Zurich
- Schneeweiss N. & Schneeweiss U. (1997): Amphibienverluste infolge mineralischer Düngung auf Agrarflächen. *RANA* 3: 59–66
- Schneeweiß N., Beckmann H., Scheufele R., Jonelat D. & Wicke M. (2016): Populationsökologie der Rotbauchunke

- (*Bombina bombina*) in einer Agrarlandschaft Nordost-Deutschlands. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 23: 1–38
- Schneider M. K., Lüscher G., Jeanneret P., Arndorfer M., Ammari Y., Bailey D., Balázs K., Báldi A., Choisis J.-P., Dennis P., Eiter S., Fjellstad W., Fraser M. D., Frank T., Friedel J. K. et al. (2014): Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level. *Nature Communications* 5 (1): 4151. DOI: 10.1038/ncomms5151
- Schöbel-Rutschmann S. (2021): Stadtreion oder differenzielle Landschaft. In: *Stadtreionales Flächenmanagement*. Springer Spektrum. Berlin/Heidelberg
- Schoof N., Luick R., Nickel H., Reif A., Förschler M., Westrich P. & Reisinger E. (2018): Biodiversität fördern mit Wilden Weiden in der Vision »Wildnisgebiete« der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. *Natur und Landschaft* 93 (7): 314–322. DOI: 10.17433/7.2018.50153595.314-322
- Schoof N., Luick R., Beaufroy G., Jones G., Einarsson P., Ruiz J., Stefanova V., Fuchs D., Windmaißer T., Hötter H., Jeromin H., Nickel H., Schumacher J. & Ukhanova M. (2019): Grünlandschutz in Deutschland. Treiber der Biodiversität, Einfluss von Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen, Ordnungsrecht, Molkereiwirtschaft und Auswirkungen der Klima- und Energiepolitik. 539. Aufl. Bundesamt für Naturschutz. DE. 260 S.
- Schoof N., Luick R., Zehm A., Morhard J., Nickel H., Renk J., Schaefer L. & Fartmann T. (2024): Naturverträgliche Mahd von Grünland und Pflege von Straßenbegleitgrün. Technik, Verfahren, Auswirkungen und Empfehlungen für die Praxis. *Naturschutz-Praxis Landschaftspflege* 4, Landesanstalt für Umwelt Baden Württemberg, Karlsruhe.
- Schott D. (2014): Europäische Urbanisierung (1000–2000). Eine umwelthistorische Einführung. Böhlau Verlag. Köln/Weimar/Wien. 395 S.
- Schröder E., Ssymank A., Vischer-Leopold M. & Ersfeld M. (2008): Die Umsetzung der FFH-Richtlinie in der Agrarlandschaft. *Environmental Sciences Europe* 20 (4): 264–274. DOI: 10.1007/s12302-008-0023-3
- Schuch S., Wesche K. & Schaefer M. (2012): Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in Central European protected dry grasslands. *Biological Conservation* 149 (1): 75–83. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.02.006
- Schulte To Bühne H., Tobias J. A., Durant S. M. & Pettorelli N. (2021): Improving Predictions of Climate Change-Land Use Change Interactions. *Trends in Ecology & Evolution* 36 (1): 29–38. DOI: 10.1016/j.tree.2020.08.019
- Schulze E. D., Bouriaud O., Weber U., Roscher C., Hessenmoeller D., Kroiher F. & Schall P. (2018): Management breaks the natural productivity-biodiversity relationship in forests and grassland: an opinion. *Forest Ecosystems* 5 (1): 3. DOI: 10.1186/s40663-017-0122-y
- Schütz L., Wenzel B., Rottstock T., Dachbrodt-Saaydeh S., Golla B. & Kehlenbeck H. (2022): How to promote multifunctionality of vegetated strips in arable farming: A qualitative approach for Germany. *Ecosphere* 13 (9): e4229. DOI: 10.1002/ecs2.4229
- Schwabe A., Zehm A., Nobis M., Storm C. & Süß K. (2004): Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme. *NNA-Berichte* 1 (NA): 39–54. DOI: NA
- Schwabe A. & Kratochwil A. (2022): Hochmontane Borstgrasrasen (Leontodonto-Nardetum) im Schwarzwald. Entstehung, Bewirtschaftung und Veränderungen der floristischen Struktur in den letzten 40 Jahren. *Tuexenia* 42: 201–244. DOI: 10.14471/2022.42.003
- Schweizer A.-M., Höschler L. & Steinbauer M. J. (2021): The Physical Damage of Climbing Activity on Sandstone Lichen Cover. *Sustainability* 13 (24): 13590. DOI: 10.3390/su132413590
- Seebens H., Bacher S., Blackburn T. M., Capinha C., Dawson W., Dullinger S., Genovesi P., Hulme P. E., van Kleunen M., Kühn I., Jeschke J. M., Lenzner B., Liebhold A. M., Pattison Z., Pergl J. et al. (2021): Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. *Global Change Biology* 27 (5): 970–982. DOI: 10.1111/gcb.15333
- Šeffer J., Janák M. & Šefferová Stanová V. (2008): Management models for habitats in Natura 2000 Sites. 6440 Alluvial meadows of river valleys of the *Cnidion dubii*. European Commission. 24 S.
- Seibold S., Gossner M. M., Simons N. K., Blüthgen N., Müller J., Ambarlı D., Ammer C., Bauhus J., Fischer M., Habel J. C., Linsenmair K. E., Nauss T., Penone C., Prati D., Schall P. et al. (2019): Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574 (7780): 671–674. DOI: 10.1038/s41586-019-1684-3
- Sellare J. & Börner J. (2022): German soy imports from Brazil and policy options for more sustainable supply chains
- Senapati N., Chabbi A., Gastal F., Smith P., Mascher N., Loubet B., Cellier P. & Naisse C. (2014): Net carbon storage measured in a mowed and grazed temperate sown grassland shows potential for carbon sequestration under grazed system. *Carbon Management* 5 (2): 131–144. DOI: 10.1080/17583004.2014.912863
- Settele J., Kudrna O., Harpke A., Kühn I., Swaay C. van, Verovnik R., Warren M., Wiemers M., Hanspach J., Hickler T., Kühn E., Halder I. van, Veling K., Vliegenthart A., Wynhoff I. et al. (2008): Climatic Risk Atlas of European Butterflies. *BioRisk* 1: 1–712. DOI: 10.3897/biorisk.1
- Settele J., Bishop J. & Potts S. G. (2016): Climate change impacts on pollination. *Nature Plants* 2 (7): 1–3. DOI: 10.1038/nplants.2016.92
- Settele J., Steiner R., Feldmann R., Hermann G., Musche M., Kühn E. & Brehm G. (2024): Schmetterlinge. Die Tagfalter und Widderchen Deutschlands. Ulmer. Stuttgart
- Sgolastra F., Medrzycki P., Bortolotti L., Renzi M. T., Tosi S., Bogo G., Teper D., Porrini C., Molowny-Horas R. & Bosch J. (2017): Synergistic mortality between a neonicotinoid insecticide and an ergosterol-biosynthesis-inhibiting fungicide in three bee species. *Pest Management Science* 73 (6): 1236–1243. DOI: 10.1002/ps.4449
- Shukla P. R., Skea J., Calvo Buendia E., Masson-Delmotte V., Pörtner H.-O., Roberts D. C., Zhai P., Slade R., Connors S., van Diemen R., Ferrat M., Haughey E., Luz S., Neogi S., Pathak M. et al. (Hrsg.); IPCC (2019): Climate Change and Land. An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management,

- food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. 874 S.
- Sidali K.L. (2014): Images of agri-tourism in Germany: A Path Model Approach. *Journal of Global Scholars of Marketing Science* 24 (1): 77–88. DOI: 10.1080/21639159.2013.852912
- Siebert R., Berger G., Lorenz J. & Pfeffer H. (2010): Assessing German farmers' attitudes regarding nature conservation set-aside in regions dominated by arable farming. *Journal for Nature Conservation* 18 (4): 327–337. DOI: 10.1016/j.jnc.2010.01.006
- Šilc U., Lososová Z. & Vrbnicanin S. (2014): Weeds shift from generalist to specialist: Narrowing of ecological niches along a north-south gradient. *Preslia* 86 (1): 35–46. DOI: NA
- Simoncini R., Ring I., Sandström C., Albert C., Kasymov U. & Arlettaz R. (2019): Constraints and opportunities for mainstreaming biodiversity and ecosystem services in the EU's Common Agricultural Policy: Insights from the IPBES assessment for Europe and Central Asia. *Land Use Policy* 88: 104099. DOI: 10.1016/j.landusepol.2019.104099
- Sinclair J.S., Welti E.A.R., Altermatt F., Álvarez-Cabria M., Aroviita J., Baker N.J., Barešová L., Barquín J., Bonacina L., Bonada N., Cañedo-Argüelles M., Csabai Z., de Eyto E., Dohet A., Dörflinger G. et al. (2024): Multi-decadal improvements in the ecological quality of European rivers are not consistently reflected in biodiversity metrics. *Nature Ecology & Evolution*. 1–12. DOI: 10.1038/s41559-023-02305-4
- Slotta R., Schnepel I. & Deutsches Bergbau-Museum Bochum (Hrsg.) (2011): Chile und seine Salpeterindustrie. In: *Schätze der Anden: Chiles Kupfer für die Welt; Katalog der Ausstellung des Deutschen Bergbau-Museums Bochum 8. Mai 2011 bis 19. Februar 2012. Veröffentlichungen aus dem Deutschen Bergbau-Museum Bochum. Ausstellung Schätze der Anden: Chiles Kupfer für die Welt. Dt. Bergbau-Museum. Bochum*
- Smil V. (2000): *Enriching the Earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the Transformation of World Food Production*. Cambridge
- Smith D.F.Q., Camacho E., Thakur R., Barron A.J., Dong Y., Dimopoulos G., Broderick N.A. & Casadevall A. (2021): Glyphosate inhibits melanization and increases susceptibility to infection in insects. *PLOS Biology* 19 (5): e3001182. DOI: 10.1371/journal.pbio.3001182
- Smith S.E. & Read D. (Hrsg.) (2010): *Mycorrhizal Symbiosis*. Academic Press. London
- Smulders M.J.M., van der Schoot J., Geerts R.H.E.M., Antonisse-de Jong A.G., Korevaar H., van der Werf A. & Vosman B. (2000): Genetic Diversity and the Reintroduction of Meadow Species. *Plant Biology* 2 (4): 447–454. DOI: 10.1055/s-2000-6780
- Socher S.A., Prati D., Boch S., Müller J., Baumbach H., Gockel S., Hemp A., Schöning I., Wells K., Buscot F., Kalko E.K.V., Linsenmair K.E., Schulze E.-D., Weisser W.W. & Fischer M. (2013): Interacting effects of fertilization, mowing and grazing on plant species diversity of 1500 grasslands in Germany differ between regions. *Basic and Applied Ecology* 14 (2): 126–136. DOI: 10.1016/j.baae.2012.12.003
- Soliveres S., van der Plas F., Manning P., Prati D., Gossner M.M., Renner S.C., Alt F., Arndt H., Baumgartner V., Binkenstein J., Birkhofer K., Blaser S., Blüthgen N., Boch S., Böhm S. et al. (2016): Biodiversity at multiple trophic levels is needed for ecosystem multifunctionality. *Nature* 536 (7617): 456–459. DOI: 10.1038/nature19092
- Sollenberger L.E., Kohmann M.M., Dubeux, Jr. J.C.B. & Silveira M.L. (2019): Grassland Management Affects Delivery of Regulating and Supporting Ecosystem Services. *Crop Science* 59 (2): 441–459. DOI: 10.2135/cropsci2018.09.0594
- Sommer M. & Zehm A. (2021): Hochwertige Lebensräume statt Blühflächen. In *wenigen Schritten zu wirksamem Insektenschutz. Naturschutz und Landschaftsplanung* 53: 20–27. DOI: 10.1399/NuL.2021.01.02
- de Souza R.M., Seibert D., Quesada H.B., de Jesus Bassetti F., Fagundes-Klen M.R. & Bergamasco R. (2020): Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: A review. *Process Safety and Environmental Protection* 135: 22–37. DOI: 10.1016/j.psep.2019.12.035
- Sowig P. (2007): Amphibien und Reptilien in der Agrarlandschaft. In: *Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs*. Ulmer. Stuttgart: 92–102
- Spelda J. (1999): *Verbreitungsmuster und Taxonomie der Chilopoda und Diplopoda Südwestdeutschlands. Diskriminanzanalytische Verfahren zur Trennung von Arten und Unterarten am Beispiel der Gattung Rhymogona Cook, 1896 (Diplopoda: Chordeumatida: Craspedosomatidae). Abhandlung der einzelnen Arten. Dissertation. Universität Ulm. Ulm*
- Sperle T. & Bruelheide H. (2021): Climate change aggravates bog species extinctions in the Black Forest (Germany). *Diversity and Distributions* 27 (2): 282–295. DOI: 10.1111/ddi.13184
- Sponagel C., Firlus M., Effenberger N., Angenendt E., Biebling C. & Bahrs E. (2021a): Perspektiven und Status quo der Eingriffsregelung im Kontext der Landwirtschaft – das Beispiel der Region Stuttgart. *Flächennutzungsmonitoring XII – 78 78*: 63–71
- Sponagel C., Angenendt E., Piepho H.-P. & Bahrs E. (2021b): Farmers' preferences for nature conservation compensation measures with a focus on eco-accounts according to the German Nature Conservation Act. *Land Use Policy* 104: 105378. DOI: 10.1016/j.landusepol.2021.105378
- Sponagel C., Raichle A., Maier M., Zhuber-Okrog S., Greifenhagen-Kauffmann U., Angenendt E. & Bahrs E. (2021c): Expert-Based Maps as a Regional Planning Tool Supporting Nature Conservation and Production-Integrated Compensation—A German Case Study on Biodiversity Offsets. *Land* 10 (8): 808. DOI: 10.3390/land10080808
- Sponagel C., Back H., Angenendt E. & Bahrs E. (2021d): Development of Supply Curves for Biodiversity Offsets on Agricultural Land – a Case Study from the Stuttgart Region. *German Journal of Agricultural Economics (Online)* 70 (2): 70–83. DOI: 10.30430/70.2021.2.70-83
- Sponagel C., Feuerbacher A., Bendel D., Weber T.K.D. & Bahrs E. (2023): Economic and Agronomic Impacts of Agrivoltaics on Arable Land Use at the Example of the Stuttgart Region. *GJAE – German Journal of Agricultural Economics* 72 (2): 101–116. DOI: 10.30430/gjae.2023.0334

- Sponagel C., Witte F. & Bahrs E. (2024): Can markets for nature conservation be successful? An integrated assessment of a product label for biodiversity practices in Germany. *Sustainable Production and Consumption* 48: 362–376, <https://doi.org/10.1016/j.spc.2024.05.020>.
- SRU – Sachverständigenrates für Umweltfragen (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft, Sondergutachten von März 1985 des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU). Kohlhammer. Stuttgart und Mainz. 423 S.
- Ssymank A., Kearns C. A., Pape T. & Thompson F. C. (2008): Pollinating Flies (Diptera): A major contribution to plant diversity and agricultural production. *Biodiversity* 9 (1–2): 86–89. DOI: 10.1080/14888386.2008.9712892
- Ssymank A., Doczkal D., Rennwald K. & Dziock F. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae) Deutschlands. Zweite Fassung, Stand April 2008. In: Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose (Teil 1). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*: 13–83
- Staggenborg J. & Anthes N. (2022): Long-term fallows rate best among agri-environment scheme effects on farmland birds—A meta-analysis. *Conservation Letters* 15 (4): e12904. DOI: 10.1111/conl.12904
- Stanley D. A., Garratt M. P. D., Wickens J. B., Wickens V. J., Potts S. G. & Raine N. E. (2015): Neonicotinoid pesticide exposure impairs crop pollination services provided by bumblebees. *Nature* 528 (7583): 548–550. DOI: 10.1038/nature16167
- Stark T., Ștefan V., Wurm M., Spanier R., Taubenböck H. & Knight T. M. (2023): YOLO object detection models can locate and classify broad groups of flower-visiting arthropods in images. *Scientific Reports* 13 (1): 16364. DOI: 10.1038/s41598-023-43482-3
- Statista – Statistisches Bundesamt (2021): Düngemittelversorgung in europäischen OECD-Ländern 2019. Statista. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/257377/umfrage/duengemittelversorgung-in-europaeischen-oecd-laendern-nach-art-des-duengers/> (aufgerufen am 06.12.2023)
- Statista – Statistisches Bundesamt (2022a): Anbaufläche von Wein nach Rebsorten bis 2021. Statista. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/5709/umfrage/entwicklung-der-weinanbauflaeche-in-deutschland-nach-rebsorten/> (aufgerufen am 30.10.2022)
- Statista – Statistisches Bundesamt (2022b): Nachhaltiger Konsum. 80 S.
- Staudte I. R., Pereira H. M., Daskalova G. N., Bernhardt-Römermann M., Diekmann M., Pauli H., van Calster H., Vellend M., Bjorkman A. D., Brunet J., De Frenne P., Hédli R., Jandt U., Lenoir J., Myers-Smith I. H. et al. (2022): Directional turnover towards larger-ranged plants over time and across habitats. E. Seabloom (Hrsg.): *Ecology Letters* 25 (2): 466–482. DOI: 10.1111/ele.13937
- Steffan-Dewenter I., Münzenberg U., Bürger C., Thies C. & Tscharrntke T. (2002): Scale-Dependent Effects of Landscape Context on Three Pollinator Guilds. *Ecology* 83 (5): 1421–1432. DOI: 10.1890/0012-9658(2002)083[1421:SDEOLC]2.0.CO;2
- Steffen W., Grinevald J., Crutzen P. & McNeill J. (2011): The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369 (1938): 842–867. DOI: 10.1098/rsta.2010.0327
- Steffen W., Crutzen P. J. & McNeill J. R. (2017): The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature? In: C. Schlottmann, D. Jamieson, C. Jerolmack & A. Rademacher (Hrsg.): *Environment and Society*. New York University Press: 12–31
- Steidle J. L. M., Kimmich T., Csader M. & Betz O. (2022): Negative impact of roadside mowing on arthropod fauna and its reduction with ›arthropod-friendly‹ mowing technique. *Journal of Applied Entomology* 146 (5): 465–472. DOI: 10.1111/jen.12976
- Stein C., Auge H., Fischer M., Weisser W. W. & Prati D. (2008): Dispersal and seed limitation affect diversity and productivity of montane grasslands. *Oikos* 117 (10): 1469–1478. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2008.16766.x
- Steinbauer K., Lamprecht A., Semenchuk P., Winkler M. & Pauli H. (2020): Dieback and expansions: species-specific responses during 20 years of amplified warming in the high Alps. *Alpine Botany* 130 (1): 1–11. DOI: 10.1007/s00035-019-00230-6
- Steinbauer M. J., Grytnes J.-A., Jurasinski G., Kulonen A., Lenoir J., Pauli H., Rixen C., Winkler M., Bardy-Durchhalter M., Barni E., Bjorkman A. D., Breiner F. T., Burg S., Czortek P., Dawes M. A. et al. (2018): Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. *Nature* 556 (7700): 231–234. DOI: 10.1038/s41586-018-0005-6
- Steinmann H.-H. & Dobers E. S. (2013): Spatio-temporal analysis of crop rotations and crop sequence patterns in Northern Germany: potential implications on plant health and crop protection. *Journal of Plant Diseases and Protection* 120 (2): 85–94. DOI: 10.1007/BF03356458
- Stender S., Poschlod P., Vauk-Hentzelt E. & Dervedde T. (1997): Die Ausbreitung von Pflanzen durch Galloway-Rinder. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27: 173–180
- Stevens C. J., Bell J. N. B., Brimblecombe P., Clark C. M., Dise N. B., Fowler D., Lovett G. M. & Wolseley P. A. (2020): The impact of air pollution on terrestrial managed and natural vegetation. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 378 (2183): 20190317. DOI: 10.1098/rsta.2019.0317
- Storkey J., Meyer S., Still K. S. & Leuschner C. (2012): The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279 (1732): 1421–1429. DOI: 10.1098/rspb.2011.1686
- Succow M. & Jeschke L. (2022): Deutschlands Moore. Ihr Schicksal in unserer Kulturlandschaft. *Natur+Text*. Rangs-dorf. 541 S.
- Šumane S., Kunda I., Knickel K., Strauss A., Tisenkopfs T., Rios I. des I., Rivera M., Chebach T. & Ashkenazy A. (2018): Local and farmers' knowledge matters! How integrating informal and formal knowledge enhances sustain-

- able and resilient agriculture. *Journal of Rural Studies* 59: 232–241. DOI: 10.1016/j.jrurstud.2017.01.020
- Šumrada T., Kmecl P. & Erjavec E. (2021): Do the EU's Common agricultural policy funds negatively affect the diversity of farmland birds? Evidence from Slovenia. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 306 (NA): 107200. DOI: 10.1016/j.agee.2020.107200
- Suter M., Huguenin-Elie O. & Lüscher A. (2021): Multispecies for multifunctions: combining four complementary species enhances multifunctionality of sown grassland. *Scientific Reports* 11 (1): 3835. DOI: 10.1038/s41598-021-82162-y
- Süveges K., Vincze O., Löki V., Lovas-Kiss Á., Takács A., Fekete R., Budai J. & Molnár V.A. (2022): Native and alien poplar plantations are important habitats for terrestrial orchids. *Preslia* 94: 429–445. DOI: 10.23855/preslia.2022.429
- Sybertz J., Matthies S., Schaarschmidt F., Reich M. & von Haaren C. (2017): Assessing the value of field margins for butterflies and plants: how to document and enhance biodiversity at the farm scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 249: 165–176. DOI: 10.1016/j.agee.2017.08.018
- Szigeti V., Fenesi A., Botta-Dukát Z., Kuhlmann M., Potts S. G., Roberts S., Soltész Z., Török E. & Kovács-Hostyánszki A. (2023): Trait-based effects of plant invasion on floral resources, hoverflies and bees. *Insect Conservation and Diversity* n/a (n/a): 1–14. DOI: 10.1111/icad.12640
- Tälle M., Deák B., Poschlod P., Valkó O., Westerberg L. & Milberg P. (2016): Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 222: 200–212. DOI: 10.1016/j.agee.2016.02.008
- Tamburini G., Bommarco R., Kleijn D., van der Putten W.H. & Marini L. (2019): Pollination contribution to crop yield is often context-dependent: A review of experimental evidence. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 280: 16–23. DOI: 10.1016/j.agee.2019.04.022
- Tamburini G., Bommarco R., Wanger T. C., Kremen C., van der Heijden M. G. A., Liebman M. & Hallin S. (2020): Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield. *Science Advances* 6 (45): eaba1715. DOI: 10.1126/sciadv.aba1715
- Tamburini G., Wintermantel D., Allan M. J., Dean R. R., Knauer A., Albrecht M. & Klein A.-M. (2021): Sulfoxaflor insecticide and azoxystrobin fungicide have no major impact on honeybees in a realistic-exposure semi-field experiment. *Science of The Total Environment* 778: 146084. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146084
- Tanneberger F., Appulo L., Ewert S., Lakner S., Ó Brolcháin N., Peters J. & Wichtmann W. (2021): The Power of Nature-Based Solutions: How Peatlands Can Help Us to Achieve Key EU Sustainability Objectives. *Advanced Sustainable Systems* 5 (1): 2000146. DOI: 10.1002/adsu.202000146
- Tanneberger F., Birr F., Couwenberg J., Kaiser M., Luthardt V., Nerger M., Pfister S., Oppermann R., Zeitz J., Beyer C., van der Linden S., Wichtmann W. & Närmann F. (2022): Saving soil carbon, greenhouse gas emissions, biodiversity and the economy: paludiculture as sustainable land use option in German fen peatlands. *Regional Environmental Change* 22 (69): NA. DOI: 10.1007/s10113-022-01900-8
- Tanner R. A. & Gange A. C. (2005): Effects of golf courses on local biodiversity. *Landscape and Urban Planning* 71: 137–146. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2004.02.004
- Tasser E. & Tappeiner U. (2002): Impact of Land Use Changes on Mountain Vegetation. *Applied Vegetation Science* 5 (2): 173–184
- Tasser E., Schermer M., Siegl G. & Tappeiner U. (2012): *Wir LandschaftMacher. Vom Sein und Werden der Kulturlandschaft in Nord-, Ost- und Südtirol.* Erlagsanstalt Athesia. Bozen
- Techen A.-K. & Helming K. (2017): Pressures on soil functions from soil management in Germany. A foresight review. *Agronomy for Sustainable Development* 37 (6): 64. DOI: 10.1007/s13593-017-0473-3
- Theodorou P., Radzevičiūtė R., Lentendu G., Kahnt B., Husemann M., Bleidorn C., Settele J., Schweiger O., Grosse I., Wubet T., Murray T. E. & Paxton R. J. (2020): Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. *Nature Communications* 11 (1): 576. DOI: 10.1038/s41467-020-14496-6
- Thiem H. (1935): *Untersuchungen zur Biologie der Kirschfruchtfliege.* Arb. phys. angew. Ent. Berlin-Dahlem 2 (1): S. 24–49
- Thiemeyer G. (1999): *Vom »Pool Vert« zur Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft: Europäische Integration, Kalter Krieg und die Anfänge der Gemeinsamen Europäischen Agrarpolitik 1950–1957.* Oldenbourg Wissenschaftsverlag, Berlin/Boston. 299 S.
- Thiering J. & Bahrs E. (2010): Die Bedeutung von Wirtschaftsdüngern für die Energieerzeugung. Eine Beurteilung des Güllebonus in der deutschen Bioenergieförderung. *Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie* 19 (2): 111–120
- Thies A., Bathke M. & Osterburg B. (2012): *Art und Ausmaß der Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen für außerlandwirtschaftliche Zwecke und Ausgleichsmaßnahmen.* Institut für Ländliche Räume. Braunschweig
- Thomsen P. F. & Sigsgaard E. E. (2019): Environmental DNA metabarcoding of wild flowers reveals diverse communities of terrestrial arthropods. *Ecology and Evolution* 9 (4): 1665–1679. DOI: 10.1002/ece3.4809
- Thünen-Institut für Betriebswirtschaft (2022): *Kosten biodiversitätsfördernder Maßnahmen im F. R. A. N. Z.-Projekt und deren Bestimmungsfaktoren.* Thünen-Institut für Betriebswirtschaft. Braunschweig. 48 S.
- TLBG (2023): *Flurbereinigung. Best-Practice-Beispiele.* Thüringer Landesamt für Bodenmanagement und Geoinformation (TLBG). Erfurt
- Toivonen M., Herzon I. & Kuussaari M. (2016): Community composition of butterflies and bumblebees in fallows: niche breadth and dispersal capacity modify responses to fallow type and landscape. *Journal of Insect Conservation* 20: 23–34. DOI: 10.1007/s10841-015-9836-8
- Tolvanen A., Routavaara H., Jokikokko M. & Rana P. (2023): How far are birds, bats, and terrestrial mammals displaced from onshore wind power development? – A systematic review. *Biological Conservation* 288: 110382. DOI: 10.1016/j.biocon.2023.110382

- Topping C. J., Craig P. S., de Jong F., Klein M., Laskowski R., Manachini B., Pieper S., Smith R., Sousa J. P., Streissl F., Swarowsky K., Tiktak A. & van der Linden T. (2015): Towards a landscape scale management of pesticides: ERA using changes in modelled occupancy and abundance to assess long-term population impacts of pesticides. *Science of The Total Environment* 537: 159–169. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.07.152
- Török P., Vida E., Deák B., Lengyel S. & Tóthmérész B. (2011): Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation* 20 (11): 2311–2332. DOI: 10.1007/s10531-011-9992-4
- Tosi S., Sfeir C., Carnesecchi E., vanEngelsdorp D. & Chauzat M.-P. (2022): Lethal, sublethal, and combined effects of pesticides on bees: A meta-analysis and new risk assessment tools. *Science of The Total Environment* 844: 156857. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.156857
- Traba J. & Morales M. B. (2019): The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland. *Scientific Reports* 9 (1): 9473. DOI: 10.1038/s41598-019-45854-0
- Tribot A.-S., Deter J. & Mouquet N. (2018): Integrating the aesthetic value of landscapes and biological diversity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285 (1886): 20180971. DOI: 10.1098/rspb.2018.0971
- Trnka M., Balek J., Štěpánek P., Zahradníček P., Možný M., Eitzinger J., Žalud Z., Formayer H., Turňa M., Nejedlík P., Semerádová D., Hlavinka P. & Brázdil R. (2016): Drought trends over part of Central Europe between 1961 and 2014. *Climate Research* 70 (2): 143–160. DOI: 10.3354/cr01420
- Trusch R., Falkenberg M. & Mörtter R. (2020): Anlockwirkung von Windenergieanlagen auf nachtaktive Insekten. *Carolinea* 78 (NA): 73–128. DOI: NA
- Tscharntke T., Clough Y., Wanger T. C., Jackson L., Motzke I., Perfecto I., Vandermeer J. & Whitbread A. (2012a): Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* 151 (1): 53–59. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.01.068
- Tscharntke T., Tylianakis J. M., Rand T. A., Didham R. K., Fahrig L., Batáry P., Bengtsson J., Clough Y., Crist T. O., Dormann C. F., Ewers R. M., Fründ J., Holt R. D., Holzschuh A., Klein A. M. et al. (2012b): Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. *Biological Reviews* 87 (3): 661–685. DOI: 10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x
- Tscharntke T., Grass I., Wanger T. C., Westphal C. & Batáry P. (2021): Beyond organic farming – harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* 36 (10): 919–930. DOI: 10.1016/j.tree.2021.06.010
- Tschumi M., Albrecht M., Entling M. H. & Jacot K. (2015): High effectiveness of tailored flower strips in reducing pests and crop plant damage. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282 (1814): 20151369. DOI: 10.1098/rspb.2015.1369
- Tsiafouli M. A., Thébault E., Sgardelis S. P., de Ruiter P. C., van der Putten W. H., Birkhofer K., Hemerik L., de Vries F. T., Bardgett R. D., Brady M. V., Bjornlund L., Jørgensen H. B., Christensen S., Hertefeldt T. D., Hotes S. et al. (2015): Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Global Change Biology* 21 (2): 973–985. DOI: 10.1111/gcb.12752
- Tuck S. L., Winqvist C., Mota F., Ahnström J., Turnbull L. A. & Bengtsson J. (2014): Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. A. McKenzie (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 51 (3): 746–755. DOI: 10.1111/1365-2664.12219
- Tylianakis J. M., Rand T. A., Kahmen A., Klein A.-M., Buchmann N., Perner J. & Tscharntke T. (2008): Resource Heterogeneity Moderates the Biodiversity-Function Relationship in Real World Ecosystems. *PLOS Biology* 6 (5): e122. DOI: 10.1371/journal.pbio.0060122
- UBA – Umweltbundesamt (2013): Globale Landflächen und Biomasse – nachhaltig und ressourcenschonend nutzen. [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/globale\\_landflaechen\\_biomasse\\_bf\\_klein.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/globale_landflaechen_biomasse_bf_klein.pdf)
- UBA – Umweltbundesamt (2015): Bodenzustand in Deutschland zum »Internationalen Jahr des Boden«. [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/bodenzustand\\_in\\_deutschland\\_0.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/bodenzustand_in_deutschland_0.pdf)
- UBA – Umweltbundesamt (2023a): Bodenversiegelung – Ökologische Auswirkungen. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaechen-boden-land-oekosysteme/boden/bodenversiegelung#okologische-auswirkungen> (aufgerufen am 13.12.2023)
- UBA – Umweltbundesamt (2023b): Pflanzenschutzmittel in der Umwelt. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/chemikalien/pflanzenschutzmittel-in-der-umwelt> (aufgerufen am 01.03.2024)
- UBA – Umweltbundesamt (2023c): Indikator: Eutrophierung durch Stickstoff. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umweltindikatoren/indikator-eutrophierung-durch-stickstoff> (aufgerufen am 29.02.2024)
- Udawatta R. P., Krstansky J. J., Henderson G. S. & Garrett H. E. (2002): Agroforestry practices, runoff, and nutrient loss: a paired watershed comparison. *Journal of Environmental Quality* 31 (4): 1214–1225. DOI: 10.2134/jeq2002.1214
- Uekötter F. (2007): *Umweltgeschichte im 19. und 20. Jahrhundert*. Oldenbourg Wissenschaftsverlag
- Uekötter F. (2010): *Die Wahrheit ist auf dem Feld. Eine Wissensgeschichte der deutschen Landwirtschaft*. Vandenhoeck & Ruprecht. Göttingen. 524 S.
- Uekötter F. (2020): *Im Strudel. Eine Umweltgeschichte der modernen Welt*. Campus Verlag. Frankfurt am Main/New York. 837 S.
- UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2017): *Lima Action Plan for UNESCO's Man and the Biosphere (MAB) Programme – Implementation in Germany*. Sankt Ingbert
- Valkama E., Usva K., Saarinen M. & Uusi-Kämpä J. (2019): A Meta-Analysis on Nitrogen Retention by Buffer Zones. *Journal of Environmental Quality* 48 (2): 270–279. DOI: 10.2134/jeq2018.03.0120
- van Dooren T. J. M. (2019): Assessing species richness trends: Declines of bees and bumblebees in the Netherlands since 1945. *Ecology and Evolution* 9 (23): 13056–13068. DOI: 10.1002/ece3.5717

- van Swaay C. A. M., Dennis E. B., Schmucki R., Sevilleja C. G., Åström S., Balalaikins M., Barea-Azcón J. M., Bonelli S., Botham M., Cancela J. P., Collins S., De Flores M., Dapporto L., Dopagne C., Dziekanska I. et al. (2022): European Grassland Butterfly Indicator 1990–2020 Technical report
- van Zanten B. T., Zasada I., Koetse M. J., Ungaro F., Häfner K. & Verburg P. H. (2016): A comparative approach to assess the contribution of landscape features to aesthetic and recreational values in agricultural landscapes. *Ecosystem Services* 17: 87–98. DOI: 10.1016/j.ecoser.2015.11.011
- Vandenkoornhuysen P., Quaiser A., Duhamel M., Le Van A. & Dufresne A. (2015): The importance of the microbiome of the plant holobiont. *New Phytologist* 206 (4): 1196–1206. DOI: 10.1111/nph.13312
- Vandereycken A., Durieux D., Joie E., Sloggett J. J., Haubruge E. & Verheggen F. J. (2013): Is the multicolored Asian ladybeetle, *Harmonia axyridis*, the most abundant natural enemy to aphids in agroecosystems? *Journal of Insect Science (Online)* 13: 158. DOI: 10.1673/031.013.15801
- Venter Z. S., Jacobs K. & Hawkins H.-J. (2016): The impact of crop rotation on soil microbial diversity: A meta-analysis. *Pedobiologia* 59 (4): 215–223. DOI: 10.1016/j.pedobi.2016.04.001
- Vesala R., Kiheri H., Hobbie E. A., van Dijk N., Dise N. & Larmola T. (2021): Atmospheric nitrogen enrichment changes nutrient stoichiometry and reduces fungal N supply to peatland ericoid mycorrhizal shrubs. *Science of The Total Environment* 794: 148737. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148737
- Vicens N. & Bosch J. (2000): Pollinating Efficacy of *Osmia cornuta* and *Apis mellifera* (Hymenoptera: Megachilidae, Apidae) on 'Red Delicious' Apple. *Environmental Entomology* 29 (2): 235–240. DOI: 10.1093/ee/29.2.235
- Vikuk V., Young C. A., Lee S. T., Nagabhyru P., Krischke M., Mueller M. J. & Krauss J. (2019): Infection Rates and Alkaloid Patterns of Different Grass Species with Systemic Epichloë Endophytes. *Applied and Environmental Microbiology* 85 (17): e00465-19. DOI: 10.1128/AEM.00465-19
- Vischer-Leopold M., Ellwanger G., Ssymank A., Ullrich K. S., Paulsch C. & Germany (Hrsg.) (2015): *Natura 2000 und Management in Moorgebieten. Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) vom 4. bis 8. November 2013 an der Internationalen Naturschutzakademie der Insel Vilm. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg.* 313 S.
- Vischer-Leopold M., Ellwanger G., Balzer S., Ssymank A., Brandt K. & Meyer-Rath A. (2018): *Natura 2000 und Artenschutz in der Agrarlandschaft. Bundesamt für Naturschutz. Bonn*
- van Vliet J., de Groot H. L. F., Rietveld P. & Verburg P. H. (2015): Manifestations and underlying drivers of agricultural land use change in Europe. *Landscape and Urban Planning* 133 (NA): 24–36. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2014.09.001
- Vogel A., Eisenhauer N., Weigelt A. & Scherer-Lorenzen M. (2013): Plant diversity does not buffer drought effects on early-stage litter mass loss rates and microbial properties. *Global Change Biology* 19 (9): 2795–2803. DOI: 10.1111/gcb.12225
- Vogt G. (2000): Entstehung und Entwicklung des ökologischen Landbaus im deutschsprachigen Raum. *Stiftung Ökologie & Landbau. Bad Dürkheim.* 399 S.
- Voigtländer K. (2005): Habitat preferences of selected Central European centipedes. *Peckiana* 4 (2005): 163–179
- von Berg L., Frank J., Sann M., Betz O., Steidle J. L. M. & Böttinger S. (2023): Insect- and spider-friendly mowing technology in grassland – overview and evaluation. *Landtechnik* 78 (2): 89–96. DOI: 10.1515/LT.2023.3291
- Vos A., Ortman S., Kretzschmar A. S., Köhnemann B. & Michler F. (2012): The raccoon (*Procyon lotor*) as potential rabies reservoir species in Germany: a risk assessment. *Berliner Und Münchener Tierärztliche Wochenschrift* 125 (5–6): 228–235
- Vos A., Nolden T., Habla C., Finke S., Freuling C. M., Teifke J. & Müller T. (2013): Raccoons (*Procyon lotor*) in Germany as potential reservoir species for Lyssaviruses. *European Journal of Wildlife Research* 59 (5): 637–643. DOI: 10.1007/s10344-013-0714-y
- Vos C., Don A., Hobbie E. U., Prietz R., Heidkamp A. & Freibauer A. (2019): Factors controlling the variation in organic carbon stocks in agricultural soils of Germany. *European Journal of Soil Science* 70 (3): 550–564. DOI: 10.1111/ejss.12787
- Vujić A., Gilbert F., Flinn G., Englefield E., Ferreira C. C., Varga Z., Eggert F., Woolcock S., Böhm M., Mergy R., Ssymank A., van Steenis W., Aracil A., Földesi R., Grković A. et al. (2022): Pollinators on the edge: our European hoverflies. *The European Red List of Hoverflies. European Commission. Brussels, Belgium*
- Wacker L., Baudois O., Eichenberger-Glinz S. & Schmid B. (2009): Diversity effects in early- and mid-successional species pools along a nitrogen gradient. *Ecology* 90 (3): 637–648. DOI: 10.1890/07-1946.1
- Wade N. (1972): A Message from Corn Blight: The Dangers of Uniformity. *Science* 177 (4050): 678–679. DOI: 10.1126/science.177.4050.678
- Wagg C., Schlaeppli K., Banerjee S., Kuramae E. E. & van der Heijden M. G. A. (2019): Fungal-bacterial diversity and microbiome complexity predict ecosystem functioning. *Nature Communications* 10 (1): 4841. DOI: 10.1038/s41467-019-12798-y
- Wagner D. L., Grams E. M., Forister M. L., Berenbaum M. R. & Stopak D. (2021): Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118 (2): e2023989118. DOI: 10.1073/pnas.2023989118
- Wagner M., Mangold A., Lask J., Petig E., Kiesel A. & Lewandowski I. (2019): Economic and environmental performance of miscanthus cultivated on marginal land for biogas production. *GCB Bioenergy* 11 (1): 34–49. DOI: 10.1111/gcbb.12567
- Waldén E., Queiroz C., Plue J. & Lindborg R. (2023): Biodiversity mitigates trade-offs among species functional traits underpinning multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 0 (0): 1–13. DOI: 10.1111/ele.14220

- Wall D. H., Nielsen U. N. & Six J. (2015): Soil biodiversity and human health. *Nature* 528 (7580): 69–76. DOI: 10.1038/nature15744
- Wallner P., Kundi M., Arnberger A., Eder R., Allex B., Weitsfelder L. & Hutter H.-P. (2018): Reloading Pupils' Batteries: Impact of Green Spaces on Cognition and Wellbeing. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15 (6): 1205. DOI: 10.3390/ijerph15061205
- Walter P. (2001): Die Flurbereinigung in Westfalen während der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts. In: *Agrarmodernisierung und ökologische Folgen. Forschungen zur Regionalgeschichte*. Schöningh. Paderborn: 287–324
- Walther G.-R., Roques A., Hulme P. E., Sykes M. T., Pyšek P., Kühn I., Zobel M., Bacher S., Botta-Dukát Z., Bugmann H., Czúcz B., Dauber J., Hickler T., Jarošík V., Kenis M. et al. (2009): Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 24 (12): 686–693. DOI: 10.1016/j.tree.2009.06.008
- Wan P., Xiong K. & Zhang L. (2022): Heterogeneity of Spatial-Temporal Distribution of Nitrogen in the Karst Rocky Desertification Soils and Its Implications for Ecosystem Service Support of the Desertification Control—A Literature Review. *Sustainability* 14 (10): 6327. DOI: 10.3390/su14106327
- Waring B. G., Averill C. & Hawkes C. V. (2013): Differences in fungal and bacterial physiology alter soil carbon and nitrogen cycling: insights from meta-analysis and theoretical models. *Ecology Letters* 16 (7): 887–894. DOI: 10.1111/ele.12125
- Wätzold F., Feindt P. H., Bahrs E., Hamm U., Isselstein J., Schröder S., Wagner S., Wedekind H., Wolters V., Dauber J., Engels E.-M., Engels J., Tholen E., Backes G., Brandt H. et al. (2020): Wie die Politik auf die Bedrohung der Biodiversität in Agrarlandschaften durch den Klimawandel reagieren kann. Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Bonn. 30 S.
- Weber H. E. (2003): *Gebüsche, Hecken, Krautsäume. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht*. Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co. Stuttgart; Hohenheim. 229 S.
- Wedegärtner R. E. M., Lembrechts J. J., van der Wal R., Barros A., Chauvin A., Janssens I. & Graae B. J. (2022): Hiking trails shift plant species' realized climatic niches and locally increase species richness. *Diversity and Distributions* 28 (7): 1416–1429. DOI: 10.1111/ddi.13552
- Wei H., Wu L., Liu Z., Saleem M., Chen X., Xie J. & Zhang J. (2022): Meta-analysis reveals differential impacts of microplastics on soil biota. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 230: 113150. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.113150
- Weidlich E. W. A., von Gillhaussen P., Delory B. M., Blossfeld S., Poorter H. & Temperton V. M. (2017): The Importance of Being First: Exploring Priority and Diversity Effects in a Grassland Field Experiment. *Frontiers in Plant Science* 7: 114333. DOI: 10.1016/j.geoderma.2020.114333
- Weigelt A., Weisser W. W., Buchmann N. & Scherer-Lorenzen M. (2009): Biodiversity for multifunctional grasslands: equal productivity in high-diversity low-input and low-diversity high-input systems. *Biogeosciences* 6 (8): 1695–1706. DOI: 10.5194/bg-6-1695-2009
- Weinhold U. (2006): Artenschutz im Außenbereich am Beispiel des Feldhamsters. *Naturschutz-Info* 2006 (2–3): 37–38
- Weltbank (2023): World Bank Open Data. World Bank Open Data. <https://data.worldbank.org> (aufgerufen am 08.05.2023)
- Wendling M., Charles R., Herrera J., Amossé C., Jeangros B., Walter A. & Büchi L. (2019): Effect of species identity and diversity on biomass production and its stability in cover crop mixtures. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 281: 81–91. DOI: 10.1016/j.agee.2019.04.032
- Wendt M.-C. & Weinrich R. (2023): Consumer Segmentation for Pesticide-free Food Products in Germany. *Sustainable Production and Consumption* 42: 309–321. DOI: 10.1016/j.spc.2023.10.005
- Wersebeckmann V., Biegerl C., Leyer I. & Mody K. (2023): Orthopteran Diversity in Steep Slope Vineyards: The Role of Vineyard Type and Vegetation Management. *Insects* 14 (1): 83. DOI: 10.3390/insects14010083
- Wesche K., Krause B., Culmsee H. & Leuschner C. (2012): Fifty years of change in Central European grassland vegetation: Large losses in species richness and animal-pollinated plants. *Biological Conservation* 150 (1): 76–85. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.02.015
- Westerink J., Jongeneel R., Polman N., Prager K., Franks J., Dupraz P. & Mettepenningen E. (2017): Collaborative governance arrangements to deliver spatially coordinated agri-environmental management. *Land Use Policy* 69 (NA): 176–192. DOI: 10.1016/j.landusepol.2017.09.002
- Westrich P., Frommer U., Mandery K., Riemann H., Ruhnke H., Saure C. & Voith J. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen (Hymenoptera: Apidae) Deutschlands. In: *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1)*. Landwirtschaftsverlag. Münster: 373–416
- Westrich P. (2019): *Die Wildbienen Deutschlands. 2., aktualisierte Auflage*. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart. 824 S.
- White T. B., Petrovan S. O., Christie A. P., Martin P. A. & Sutherland W. J. (2022): What is the Price of Conservation? A Review of the Status Quo and Recommendations for Improving Cost Reporting. *BioScience* 72 (5): 461–471. DOI: 10.1093/biosci/biac007
- Wichmann S. & Köbbing J. F. (2015): Common reed for thatching—A first review of the European market. *Industrial Crops and Products* 77 (NA): 1063–1073. DOI: 10.1016/j.indcrop.2015.09.027
- Wieland D., Bode P. M. & Disko R. (1983): *Grün kaputt. Landschaft und Gärten der Deutschen*. Raben Verlag. München
- Wiesmeier M., Mayer S., Burmeister J., Hübner R. & Kögel-Knabner I. (2020): Feasibility of the 4 per 1000 initiative in Bavaria: A reality check of agricultural soil management and carbon sequestration scenarios. *Geoderma* 369: 114333. DOI: 10.1016/j.geoderma.2020.114333
- Wietzke A., Albert K., Bergmeier E., Sutcliffe L. M. E., van Waveren C.-S. & Leuschner C. (2020): Flower strips, conservation field margins and fallows promote the arable

- flora in intensively farmed landscapes: Results of a 4-year study. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 304: 107142. DOI: 10.1016/j.agee.2020.107142
- Wilhelm R. C., van Es H. M. & Buckley D. H. (2022): Predicting measures of soil health using the microbiome and supervised machine learning. *Soil Biology and Biochemistry* 164: 108472. DOI: 10.1016/j.soilbio.2021.108472
- Wilke S. (2013): Grünlandumbruch. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/gruenlandumbruch> (aufgerufen am 14.05.2023)
- Williams J. J. & Newbold T. (2020): Local climatic changes affect biodiversity responses to land use: A review. *Diversity and Distributions* 26 (1): 76–92. DOI: 10.1111/ddi.12999
- Willig M. R. (2011): Biodiversity and Productivity. *Science* 333 (6050): 1709–1710. DOI: 10.1126/science.1212453
- Winfree R., Williams N. M., Dushoff J. & Kremen C. (2007): Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. *Ecology Letters* 10 (11): 1105–1113. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2007.01110.x
- Winqvist C., Bengtsson J., Aavik T., Berendse F., Clement L. W., Eggers S., Fischer C., Flohre A., Geiger F., Liira J., Pärt T., Thies C., Tscharntke T., Weisser W. W. & Bommarco R. (2011): Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology* 48 (3): 570–579. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2010.01950.x
- Wintermantel D., Pereira-Peixoto M.-H., Warth N., Melcher K., Faller M., Feurer J., Allan M. J., Dean R., Tamburini G., Knauer A. C., Schwarz J. M., Albrecht M. & Klein A.-M. (2022): Flowering resources modulate the sensitivity of bumblebees to a common fungicide. *Science of the Total Environment* 829 (NA): 154450. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.154450
- Wissenschaftlicher Beirat (2020): Landwende im Anthropozän. Von der Konkurrenz zur Integration. Hauptgutachten. Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen. Berlin. 389 S.
- Wissenschaftlicher Dienst (2018): Energieverbrauch bei der Produktion von mineralischem Stickstoffdünger. WD 8 – 3000 – 088/18. <https://www.bundestag.de/resource/blob/567976/bb4895f14291074b0a342d4c714b47f8/wd-8-088-18-pdf-data.pdf>
- Witt R. (2021): Blühflächen in der Landwirtschaft, was bringen sie wirklich? Mischungen von Exoten und Kulturarten auf dem Prüfstand. In: *naturgarten intensiv 2021*. Tagungsband Insektenfreundliche Pflanzen: 52–61
- Witte F., Sponagel C. & Bahrs E. (2024): Reduction potentials of chemical-synthetic pesticides – A case study using the example of an eco-scheme in southern Germany. *Farming System*. 100111. DOI: 10.1016/j.farsys.2024.100111; <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S294991192400041>
- Wittig B., Müller J. & Mahnke-Ritoff A. (2019): Talauen-Glattaferwiesen im Verdener Wesertal (Niedersachsen). *Tuexenia* 39: 249–265. DOI: 10.14471/2019.39.006
- Wittig B., Müller J., Quast R. & Miehlich H. (2020): *Arnica montana* in Calluna-Heiden auf dem Schießplatz Unterlüß (Niedersachsen). *Tuexenia* 40: 131–146. DOI: 10.14471/2020.40.008
- Wöbse A.-K. (2017): Lina Hähnle (1851–1941). Vogelschutz in drei Systemen. In: *Spurensuche. Lina Hähnle und die demokratischen Wurzeln des Naturschutzes*. klartext. Essen: 35–56
- Wolf R. (2023): Biodiversität im Anthropozän. *Natur und Recht* 45 (1): 6–22. DOI: 10.1007/s10357-022-4127-0
- Wolf S., Mahecha M. D., Sabatini F. M., Wirth C., Bruelheide H., Kattge J., Moreno Martínez Á., Mora K. & Kattenborn T. (2022): Citizen science plant observations encode global trait patterns. *Nature Ecology & Evolution* 6 (NA): 1–10. DOI: 10.1038/s41559-022-01904-x
- Woodcock B. A., Garratt M. P. D., Powney G. D., Shaw R. F., Osborne J. L., Soroka J., Lindström S. A. M., Stanley D., Ouvrard P., Edwards M. E., Jauker F., McCracken M. E., Zou Y., Potts S. G., Rundlöf M. et al. (2019): Meta-analysis reveals that pollinator functional diversity and abundance enhance crop pollination and yield. *Nature Communications* 10 (1): 1481. DOI: 10.1038/s41467-019-09393-6
- World Bank (2021): Employment in agriculture (% of total employment) (modeled ILO estimate) Germany. World Bank Open Data. [https://data.worldbank.org/indicator/SL.AGR.EMPL.ZS?locations=DE&most\\_recent\\_value\\_desc=false](https://data.worldbank.org/indicator/SL.AGR.EMPL.ZS?locations=DE&most_recent_value_desc=false) (aufgerufen am 08.05.2023)
- World Bank (2023): Agriculture, forestry, and fishing, value added (% of GDP) [Germany]. World Bank Open Data. <https://data.worldbank.org/indicator/NV.AGR.TOTL.ZS?skipRedirection=true&view=map> (aufgerufen am 02.07.2024)
- Wrage N., Strodthoff J., Cuchillo H. M., Isselstein J. & Kayser M. (2011): Phytodiversity of temperate permanent grasslands: ecosystem services for agriculture and livestock management for diversity conservation. *Biodiversity and Conservation* 20 (14): 3317–3339. DOI: 10.1007/s10531-011-0145-6
- Wuczynski A. (2016): Farmland bird diversity in contrasting agricultural landscapes of southwestern Poland. *Landscape and Urban Planning* 148: 108–119. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2015.11.010
- Wüstemann H., Bonn A., Albert C., Bertram C., Biber-Freudenberger L., Dehnhardt A., Döring R., Elsasser P., Hartje V., Mehl D., Kantelhardt J., Rehdanz K., Schaller L., Scholz M., Thrän D. et al. (2017): Synergies and trade-offs between nature conservation and climate policy: Insights from the »Natural Capital Germany – TEEB DE« study. *Ecosystem Services* 24 (NA): 187–199. DOI: 10.1016/j.ecoser.2017.02.008
- Xiong Y. L. (2023): Meat and meat alternatives: where is the gap in scientific knowledge and technology? *Italian Journal of Animal Science* 22 (1): 482–496. DOI: 10.1080/1828051X.2023.2211988
- Yuan M. M., Guo X., Wu L., Zhang Y., Xiao N., Ning D., Shi Z., Zhou X., Wu L., Yang Y., Tiedje J. M. & Zhou J. (2021): Climate warming enhances microbial network complexity and stability. *Nature Climate Change* 11 (4): 343–348. DOI: 10.1038/s41558-021-00989-9

- Zattara E. E. & Aizen M. A. (2021): Worldwide occurrence records suggest a global decline in bee species richness. *One Earth* 4 (1): 114–123. DOI: 10.1016/j.oneear.2020.12.005
- Zehm A., Klotz J., Horn K., Wecker M., Brackel W. V., Blachnik T., Brackel J. V., Buchholz A., Diewald W., Elsner O., Feulner M., Kohler U., Lausser A., Radko A., Ruff M. et al. (2020): Rückgang seltenster Pflanzenarten ist ungebremst. Freilanduntersuchungen zur Bestandsentwicklung vom Aussterben bedrohter Gefäßpflanzenarten Bayerns. 2020. Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 90: 5–42
- Zeiss R., Eisenhauer N., Orgiazzi A., Rillig M., Buscot F., Jones A., Lehmann A., Reitz T., Smith L. & Guerra C. A. (2022): Challenges of and opportunities for protecting European soil biodiversity. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology* 36 (5): e13930. DOI: 10.1111/cobi.13930
- Zeller T. (2002): »Ganz Deutschland sein Garten«. Alwin Seifert und die Landschaft des Nationalsozialismus. In: *Naturschutz und Nationalsozialismus*. Campus. Frankfurt am Main New York: 273–307
- Zhang J., Feng Y., Maestre F. T., Berdugo M., Wang J., Coleine C., Sáez-Sandino T., García-Velázquez L., Singh B. K. & Delgado-Baquerizo M. (2023): Water availability creates global thresholds in multidimensional soil biodiversity and functions. *Nature Ecology & Evolution* 7 (7): 1002–1011. DOI: 10.1038/s41559-023-02071-3
- Zhang R., Tian D., Chen H. Y. H., Seabloom E. W., Han G., Wang S., Yu G., Li Z. & Niu S. (2022): Biodiversity alleviates the decrease of grassland multifunctionality under grazing disturbance: A global meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography* 31: 155–167. DOI: 10.1111/geb.13408
- Zhang X., Li Y., Ouyang D., Lei J., Tan Q., Xie L., Li Z., Liu T., Xiao Y., Farooq T. H., Wu X., Chen L. & Yan W. (2021): Systematical review of interactions between microplastics and microorganisms in the soil environment. *Journal of Hazardous Materials* 418: 126288. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.126288
- Zhu Y., Chen H., Fan J., Wang Y., Li Y., Chen J., Fan J., Yang S., Hu L., Leung H., Mew T. W., Teng P. S., Wang Z. & Mundt C. C. (2000): Genetic diversity and disease control in rice. *Nature* 406 (6797): 718–722. DOI: 10.1038/35021046
- Zimmer W., Blanck R., Kreye K., Graichen J. & Kasten P. (2022): Die Rolle der CO<sub>2</sub>-Bepreisung im Instrumentenmix für die Transformation im Verkehrssektor. *Climate Change 27/2022 Zwischenbericht*. Umweltbundesamt. [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/cc\\_27-2022\\_die\\_rolle\\_der\\_co2-bepreisung\\_im\\_instrumentenmix\\_fuer\\_die\\_transformation\\_im\\_verkehrssektor.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/cc_27-2022_die_rolle_der_co2-bepreisung_im_instrumentenmix_fuer_die_transformation_im_verkehrssektor.pdf)
- Zimmermann B., Claß-Mahler I., von Cossel M., Lewandowski I., Weik J., Spiller A., Nitzko S., Lippert C., Krimly T., Pergner I., Zörb C., Wimmer M. A., Dier M., Schurr F. M., Pagel J. et al. (2021): Mineral-Ecological Cropping Systems—A New Approach to Improve Ecosystem Services by Farming without Chemical Synthetic Plant Protection. *Agronomy* 11 (9): 1710. DOI: 10.3390/agronomy11091710
- Zimmermann P., Tasser E., Leitinger G. & Tappeiner U. (2010): Effects of land-use and land-cover pattern on landscape-scale biodiversity in the European Alps. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139 (1): 13–22. DOI: 10.1016/j.agee.2010.06.010
- ZKL – Zukunftskommission Landwirtschaft (2021): *Zukunft Landwirtschaft. Eine gesamtgesellschaftliche Aufgabe*. Zukunftskommission Landwirtschaft Geschäftsstelle. Rangs-dorf. 190 S.
- Zobbe H. (2001): The Economic and Historical Foundation of the Common Agricultural Policy in Europe. In: *Fourth European Historical Economics Society Conference*. Merton College, Oxford, U. K.
- Zuna-Kratky T. (2023): Veränderung von Insektenpopulationen in Österreich in den letzten 30 Jahren. Ursachen und ausgewählte Beispiele. Im Auftrag des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus sowie der neun Bundesländer. Wien



# 4

# WALD

## **Autor:innen**

Jörg Müller, Ludwig Lettenmaier, Ulrich Mergner, Carola Paul, Christian Ammer, Claus Bässler, Veronika Braunisch, Stefan Brunzel, Jana Englmeier, Kostadin Georgiev, Martin Gossner, Anke Höltermann, Johannes Kamp, Daniela Kleinschmit, Franz-Sebastian Krahe, Karl-Heinz Lieber, Jori Maylin Marx, Peter Meyer, Berit Michler, Goddert von Oheimb, Wibke Peters, Tanja Sanders, Metodi Sotirov, Andreas Schuldt, Christian Wirth

## **Beitragende Autor:innen**

Matthias Bösch, Nico Eisenhauer (Box 4.1), Julia S. Ellerbrok, Peter Elsasser, Tobias Gebhardt, Jennifer Hauck (Box 4.2 & 4.3), Anna-Lena Hendel, Kai Husmann, Christian Ristok (Box 4.1), Mark-Oliver Rödel, Anja Schmidt (Box 4.1), Elisabeth Schüler, Christian von Hoermann, Holger Weimar, Nicole Wellbrock (Box 4.1)

## Kapitelzusammenfassung

**1. Die aktuell verfügbaren Diversitätstrends in Wäldern sind über alle Artengruppen hinweg überwiegend neutral, beruhen aber meist nur auf kurzen Beobachtungszeiträumen (noch nicht vollständig nachgewiesen) {4.2.1, 4.2.2.2}.**

In die im *Faktencheck Artenvielfalt* verwendete Trendanalyse (Weighted Vote Count) flossen zum einen Trends aus publizierten Studien ein und zum anderen Trends, die sich aus meist noch unveröffentlichten Rohdaten ableiten lassen. Die Ergebnisse zeigen für Wälder überwiegend neutrale Diversitätstrends bei allen Artengruppen, d.h. keine ausgeprägten Zu- oder Abnahmen. Allerdings können die vorherrschenden neutralen Trends noch nicht als vollständig gesichert gelten. Zum Beispiel werden viele Artengruppen im Wald nur unzureichend erfasst. Für einige Artengruppen, wie für Amphibien und Reptilien, fanden sich daher nur sehr wenige oder keine Informationen zu ihren Trends im Wald. Zudem erschweren die begrenzte Artenkenntnis zu für Waldökosysteme wichtigen Artengruppen (z.B. Insekten) oder die fehlenden Referenzdatenbanken zur Identifizierung (z.B. für Gruppen wie Bakterien oder Myxomyceten) die Ableitung von Trends. Ein weiterer kritischer Punkt ist schließlich die zeitliche Begrenzung der Trendanalysen (durchschnittliche Zeitspanne beträgt sechs Jahre), die langfristigen Aussagen entgegensteht.

**2. Ein hoher Anteil der in Deutschland vorkommenden Waldlebensraumtypen weist eine – wenn auch unterschiedlich hohe – Gefährdung auf (noch nicht vollständig nachgewiesen) {4.2.2.1}.**

In Deutschland sind knapp zwei Drittel der Waldlebensraumtypen aufgrund der Flächenentwicklung als gefährdet eingestuft, wobei ein Drittel davon stark gefährdet ist bzw. zu verschwinden droht. Besonders Wälder mit historischen Waldnutzungsformen und Waldbiotope auf staunassen Torfböden sind gefährdet, während Laub(misch)- und Nadel(misch)wälder vorrangig stabile Entwicklungstendenzen aufweisen. Infolge des Klimawandels könnte sich die Vitalität verschiedener Waldtypen aufgrund von Stürmen, Hitzewellen und Dürren künftig ungünstig entwickeln. Lediglich 41 % der Waldlebensraumtypen in Deutschland weisen laut Fauna-Flora-Habitat-Bericht (FFH-Bericht) aus dem Jahr 2019 einen günstigen Erhaltungszustand auf. Viele Buchenwälder zeigen positive Trends bezüglich des Erhaltungszustandes. Allerdings sind dabei die Auswirkungen der Dürrejahre seit 2018 noch nicht berücksichtigt

worden. Andere Waldlebensraumtypen wie Auwälder, Moorwälder, Eichenwälder und Kiefernwälder befinden sich in einem unzureichenden bis schlechten Zustand, wobei die Ursachen dafür sehr unterschiedlich sind. Wenn es sich dabei um natürliche Lebensräume handelt, führen natürliche Dynamiken in der Regel zur Lebensraumverbesserung.

**3. Die Baumartenvielfalt wirkt sich auf die Diversität assoziierter Arten und auf die Bereitstellung vielfältiger Ökosystemleistungen in Wäldern überwiegend positiv aus (allgemein anerkannt) {4.3}.**

Die Baumartenvielfalt in Wäldern wirkt sich im Allgemeinen positiv auf das Baumwachstum und damit auf zentrale ökosystemare Leistungen wie die Holzproduktion und die Speicherung von Kohlenstoff aus. Vor dem Hintergrund der Langlebigkeit von Bäumen und der damit verbundenen Langfristigkeit in der Bewirtschaftung ist es zudem bedeutsam, dass Mischwälder häufig eine höhere Resistenz gegenüber Störungen aufweisen, wie sie durch Klimaveränderungen, Stürme oder wirtschaftlich relevante Schadorganismen hervorgerufen werden können. Gleichzeitig ist die Baumartenvielfalt entscheidend für die Lebensraumvielfalt und damit die Gesamtbiodiversität von im Wald lebenden Tieren, Pflanzen und Pilzen, da sie, wie auch die Diversität von Sträuchern und der krautigen Vegetation, die Vielfalt der Arten höherer trophischer Ebenen mitbestimmt. Bestimmte Baumarten besitzen eine besondere Bedeutung für die Erhaltung der Biodiversität, gehören aber nicht zu den typischen Wirtschaftsbaumarten, wie z.B. die Salweide und die Aspe. Die natürliche Sukzession auf gestörten Flächen bietet sehr günstige Entwicklungschancen für diese Pionierbaumarten. Im Zusammenspiel mit der Vielfalt assoziierter Organismengruppen unterstützt die Diversität der Baumarten wichtige weitere Ökosystemleistungen wie Bestäubung, natürliche Schädlingskontrolle oder die Regulierung von Klima- und Nährstoffkreisläufen. Mischungen verschiedener Baumarten verbessern häufig die Nährstoffverfügbarkeit und erleichtern durch die Förderung von Zersetzergemeinschaften den Streuabbau. Die Biodiversität im Wald, insbesondere die der Baumarten und der Struktur, wird von Waldbesuchern in der Regel positiv bewertet. Sofern ihr Anteil an der Baumartenmischung ca. 20–30 % nicht übersteigt, werden negative Effekte von Baumarten, die außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets angebaut werden, wie z.B. Fichte, durch die Mischung weitgehend vermindert. Strategien zur Förderung von

Baumartenvielfalt sollten daher die Artenzusammensetzung bzw. besonders positive oder negative Wirkungen einzelner Baumarten und damit die Baumartenidentität berücksichtigen.

**4. Der Verlust hochwertiger Waldlebensräume in Deutschland reduziert die Artenvielfalt, primär durch Flächenverlust und sekundär durch Isolation der verbleibenden Teilflächen (*allgemein anerkannt*) {4.4.2}.**

Die historisch erfolgte Umwandlung vieler Waldflächen in nadelbaumdominierte Wirtschaftswälder hat die Lebensräume vieler anspruchsvoller Arten der ursprünglichen Laubwälder in Deutschland eingeengt. Die damit verbundene Fragmentierung der ursprünglichen Laubwälder hatte zwei Effekte. Erstens wurde die absolute Fläche stark reduziert, was zu kleinen individuenarmen Teilpopulationen mit erhöhtem Aussterberisiko führte (Habitatmengeneffekt). Zweitens liegen die Teilflächen geeigneter Habitats räumlich oft isoliert (*Isolation per se*), was insbesondere für wenig mobile Arten die (Wieder-)Besiedlung dieser Flächen und den Austausch zwischen Teilpopulationen erschwert. Die bestehende Literatur weist hierbei allerdings darauf hin, dass das Fehlen von Arten in geeigneten Waldfragmenten häufig durch mangelnde Habitatqualität oder zu kleine Spenderpopulationen hervorgerufen wird und nicht in der reinen räumlichen Isolation begründet liegt.

**5. Die Produktion von Holz und dessen Nutzung, die sich in unterschiedlichen Waldbaukonzepten und deren Umsetzung widerspiegelt, kann positive und negative Auswirkungen auf die Biodiversität haben (*allgemein anerkannt*) {4.1.2, 4.4.3}.**

Die Nutzung der Wälder in Deutschland hat sich im Laufe der Jahrhunderte vielfach gewandelt. Darauf hat die Biodiversität hinsichtlich Artenzahlen, Abundanzen und Artenzusammensetzung reagiert. Folgende Linien sind dabei erkennbar: Erstens hat die Überführung von Mittelwald in Hochwald im 19. Jahrhundert die Lebensräume für licht- und wärmebedürftige Waldarten verringert. Diese Verringerung wurde durch den Wechsel von flächigen Eingriffen nach dem Modell des Altersklassenwaldes hin zur einzelstammweisen Nutzung im Rahmen der »naturnahen Waldwirtschaft« und der damit verbundenen Abkehr von Kahlschlägen in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts zusätzlich verschärft, da dadurch der Anteil an Freiflächen und frühen Sukzessionsstadien im Wald nochmals stark reduziert wurde. Zweitens haben die Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit durch Aufgabe der Streunutzung und die anhalten-

den Stickstoffeinträge sowie der verstärkte Anbau von Nadelbaumarten zwischen 1880 und 1970 in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts zu einer flächigen Erhöhung der Holzvorräte geführt. Parallel dazu stieg, begünstigt durch eine intensivierte Walderschließung, das Nutzungspotenzial von Wäldern an. Dies festigte den seit dem Beginn der geregelten Forstwirtschaft gegebenen Fokus auf die Bereitstellung von Holz und gleichzeitig die Vermeidung von Totholz, während andere Ökosystemleistungen bis ca. 1990 als weniger prioritär angesehen wurden. Dadurch wurden insbesondere die an Totholz gebundenen Arten beeinträchtigt. Drittens führten die Instabilität der Fichtenreinbestände, die Versauerung der Waldböden und das verstärkte Naturschutzbewusstsein seit Ende des 20. Jahrhunderts bis heute zu einem konstanten Wiederanstieg des Anteils an Laubbäumen, zu einer Erhöhung des durchschnittlichen Baumalters und zu einer Zunahme von Totholz hinsichtlich Menge und Vielfalt. Diese Entwicklungen, der weitgehende Verzicht auf Pflanzenschutzmittel, die Ausweisung und der Schutz von Biotopbäumen sowie das Belassen von Totholz in Wirtschaftswäldern haben sich positiv auf die Artenvielfalt im Wald ausgewirkt. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass waldbauliche Eingriffe in bewirtschafteten Wäldern sowohl positive als auch negative Wirkungen auf die Artenvielfalt haben können. Aufgrund der unterschiedlichen Lebensraumansprüche der Arten sind Zielkonflikte aber unvermeidlich, d. h., es gibt keine »optimale« Waldstruktur, die die Ansprüche der verschiedenen Arten in gleicher Weise befriedigt. Erst die Integration von Waldentwicklungsphasen unterschiedlichster Strukturen führt zu einer Landschaft mit hoher Gesamtbiodiversität.

**6. Die Verschmutzung ist ein direkter Treiber der Artenvielfalt im Wald. Die luftbürtigen Einträge von Stickstoff sind dabei der wichtigste Verschmutzungsfaktor (*allgemein anerkannt*) {4.4.4}.**

In Wäldern führen Stickstoffeinträge zu einem erhöhten Wachstum der Waldbäume, Nährstoffungleichgewichten, einer gesteigerten Anfälligkeit der Bäume für Schadorganismen sowie einer Versauerung der Böden und Veränderungen in der Waldbodenvegetation. Der Vergleich aktueller und historischer Erhebungen der Waldbodenvegetation zeigt eine mit der Zeit zunehmende Eutrophierung, wobei es von diesem allgemeinen Trend auch Ausnahmen gibt. Die erhöhten Schwefelemissionen zwischen 1950 und 1985 führten zu Waldschäden und einer Degradation der Waldböden. Sie beeinflussten die biologische Aktivität im Boden und verursachten direkte Schäden an Pflanzen und Flechten.

Der Rückgang der Schwefelemissionen führte zu Veränderungen in der Artenzusammensetzung und der Artenvielfalt der Waldökosysteme. Dies beinhaltete einen Rückgang der Vergrasung und eine Wiederausbreitung von Moos- und Flechtenarten. Der Einsatz von Pestiziden in Wäldern ist generell auf Ausnahmefälle begrenzt. Kommen sie dennoch zur Anwendung, ist ihr Einsatz zumeist mit Kollateralschäden an anderen Arten verbunden, wobei sich das Ausmaß der für die Biodiversität negativen Nebenwirkungen je nach appliziertem Mittel unterscheidet. Jüngste Studien zeigen für flächige Bekämpfungen von Raupen in Eichenmischwäldern, dass einerseits die Kollateralschäden an Nichtzielorganismen zeitlich und räumlich geringer ausfallen als vorher angenommen, dass andererseits jedoch die Sorge um den Verlust von Waldbeständen aufgrund zu hoher Mortalität unbegründet ist. Langzeitwirkungen derartiger Applikationen sind weitgehend unerforscht. Durch die Luftreinhaltepolitik seit den 1980er-Jahren verringerten sich auch die Schwermetalleinträge in Wälder, mit positiven Auswirkungen auf die Biodiversität. Der Einfluss von Lichtverschmutzung auf die Biodiversität in Wäldern ist noch weitgehend unbekannt.

**7. Alt-, Biotopbäume und Totholz sind essenzielle Treiber für die Artenvielfalt in Wäldern, deren Förderung und Erhaltung somit die wichtigsten Maßnahmen sind, um zur Steigerung der Biodiversität beizutragen bzw. ihre Gefährdung zu vermindern (*allgemein anerkannt*) {4.4.3.3, 4.6.3.2}.**

Alt- und Biotopbäume sowie Totholz sind wichtige (Habitat-)Strukturelemente für die Biodiversität in Wäldern und zugleich direkte Treiber für historische und gegenwärtige Biodiversitätsveränderungen. Ein Drittel der im Wald lebenden Arten sind zwingend vom Totholz abhängig. Ein weiteres Drittel nutzt teilweise die Ressource. Als Vorbeugung gegen Forstschädlinge wurden Totholz und sehr alte Bäume in der geregelten Forstwirtschaft lange Zeit entfernt, wodurch totholzabhängige Organismen nun häufig als gefährdet gelten. Das Wissen um die Bedeutung von Alt- und Biotopbäumen und Totholz und die Akzeptanz dafür, solche Strukturen im Wald zu belassen, haben sich bei den Forstbetrieben inzwischen aber etabliert, und die Gesellschaft ist zumindest hinsichtlich ihrer Wichtigkeit für die Biodiversität sensibilisiert. Dies zeigt sich u. a. in der inzwischen hohen Akzeptanz sehr hoher Totholzvorräte, wie sie in Prozessschutzwäldern von Nationalparks oder alten Wäldern mit natürlicher Waldentwicklung zum Teil zu finden sind. Heute werden Biotopholzelemente in nahezu allen naturnahen Bewirtschaftungskonzepten be-

rücksichtigt. Zahlreiche Instrumente und Maßnahmen fördern gezielt die Erhaltung von Alt- und Biotopbäumen sowie Totholz. Die Datenlage belegt die Erfolge der aktiven Anreicherungen von Totholzstrukturen und der Erhaltung von Alt- und Biotopbäumen. So sind in zahlreichen Studien Totholz, alte Bäume und Mikrohabitate überwiegend positiv mit der Artenvielfalt korreliert.

**8. Die Erhöhung der Temperaturen, die ansteigende Häufigkeit von Dürreperioden sowie die Zunahme von natürlichen Störungen haben weitreichende direkte und indirekte Auswirkungen auf die Biodiversität in Wäldern (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {4.4.5, 4.4.7.1}.**

Die Auswirkungen klimatischer Veränderungen auf die Biodiversität in Wäldern sind höchst komplex und je nach betrachteter Artengruppe unterschiedlich. Die Erhöhung der Temperaturen und die Zunahme und längere Dauer von Dürreperioden haben direkte Effekte auf Organismen, indem beispielsweise die physiologische Toleranz einer Art überschritten wird. Der Rückgang bzw. Verlust dominanter Baumarten, z. B. Fichte, Buche oder Kiefer, verändert Waldökosysteme stark und bewirkt kaskadenartig weitere Veränderungen. Insbesondere die Fichte kommt mit zunehmenden Dürren vielerorts an ihre physiologische Grenze und wird infolge ihrer Schwächung durch Borkenkäfer zum Absterben gebracht. Auch bei Buche und Kiefer werden in tieferen Lagen vermehrt Ausfallerscheinungen beobachtet. Die Anpassungsmöglichkeiten von Baumarten wie Kiefer und Buche sind hier noch ungenügend verstanden. Ektotherme Tierarten werden durch die erhöhte Temperatur besonders beeinflusst. Daher lassen sich aktuell bei vielen Insektenarten Arealausbreitungen nach Norden und in höhere Lagen beobachten. Für Arten, die an kühle und/oder feuchte Bedingungen angepasst sind, ist zu erwarten, dass es durch ihre physiologische Toleranz oder durch indirekte Sekundäreffekte zu Veränderungen der Vegetation oder Waldstrukturen bzw. Areal- und Lebensraumeinbußen kommt. Hinsichtlich der indirekten Effekte spielen natürliche Störungen in den Wäldern Mitteleuropas eine große Rolle. Windwürfe, Insektenmassenvermehrungen, Dürren und Feuer werden durch den Klimawandel verstärkt. Aktuelle Studien zeigen, dass die biologische Vielfalt in Wäldern von der klimawandelbedingten Intensivierung natürlicher Störungen überwiegend profitiert. Dürren haben erhöhten Befall durch Borkenkäfer zur Folge, der die Biodiversität von Wäldern z. B. durch Auflichtung oder Anreicherung an Totholz indirekt beeinflusst – und je nach Artengruppe und Art positiv, neutral oder negativ wir-

ken kann. Natürliche Störungen und Borkenkäferbefall führen in Wäldern zu großflächigen Auflichtungen, wodurch »Lichtwaldarten« profitieren, die auf frühe oder sehr späte Stadien im Entwicklungszyklus natürlicher Wälder angewiesen sind. Zu diesen gehören viele Arten der FFH-Anhänge II und IV.

**9. Erhöhtes gesellschaftliches Interesse fördert Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität in Wäldern, verstärkt aber auch Zielkonflikte zwischen verschiedenen politischen, betrieblichen und gesellschaftlichen Zielen (noch nicht vollständig nachgewiesen) {4.5, 4.6.2}.**

In den letzten Jahrzehnten hat sich die gesellschaftliche Wahrnehmung des Waldes als Ökosystem und seiner Bedeutung für die Biodiversität und Ökosystemleistungen deutlich erhöht. Während die Bedeutung der Holzproduktion in der Wahrnehmung der breiten Bevölkerung trotz ihrer nicht unerheblichen wirtschaftlichen Bedeutung abnimmt, rückt die Rolle des Waldes als Habitat, Klimaregulierer und Erholungsraum in den Mittelpunkt. Durch neue Krisen kann sich dies aber auch rasch wieder ändern. In Hinblick auf die Artenvielfalt hat die erhöhte öffentliche und politische Aufmerksamkeit zu einem Ausbau regulatoriver und ökonomischer Instrumente des Waldnaturschutzes auf unterschiedlichen Rechtsebenen geführt. Allerdings lassen sich Inkohärenzen und Konflikte zwischen den Zielsetzungen, Instrumenten und Umsetzungskonzepten der Naturschutz- und der Forstwirtschaftspolitik beobachten. Entsprechend bleibt zurzeit die Umsetzung der Waldnaturschutzpolitik in einigen Aspekten hinter den nationalen, europäisch und international gesteckten Politikzielen zurück. Mögliche Gründe liegen hierfür unter anderem in der politischen Herausforderung, die steigenden vielfältigen gesamtgesellschaftlichen Ansprüche an den Wald und die Waldbewirtschaftung in Einklang zu bringen. Dies spiegelt sich in konkurrierenden gesamtgesellschaftlichen und politischen Zielsetzungen, insbesondere zwischen Biodiversitätsschutz und Forstwirtschaft sowie zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz, wider, aber auch zwischen nationalen und internationalen Interessen (z. B. Auswirkungen des Telecouplings). Evidenz zu langfristigen Zielkonflikten und den Effekten verschiedener Naturschutzmaßnahmen und Bewirtschaftungsszenarien liegt bisher nur als Modellstudien vor. Die hohe Zustimmung der Bevölkerung zu Naturschutzmaßnahmen kann positiv genutzt werden, um zielgruppengerechte, kohärente Regularien, Beratungsangebote und Anreizmechanismen zu schaffen, die Zielkonflikte verringern und betriebswirtschaftliche

Konsequenzen abmildern. Chancen bestehen für die Entwicklung neuer Geschäftsmodelle, die andere Ökosystemleistungen als die Holzproduktion und Naturschutzleistungen berücksichtigen. Langfristiges Monitoring und Modellstudien bleiben ein wichtiges Werkzeug, um zukünftige (wenn auch unsichere) Auswirkungen bestimmter politischer oder marktgetriebener Veränderungen auf die Waldbewirtschaftung abzuschätzen.

**10. Wirksame Konzepte für die Erhaltung und die Förderung der Artenvielfalt sind hinreichend bekannt und vielfach erprobt, es bleibt jedoch unklar, ob sie ausreichend konsequent umgesetzt werden (allgemein anerkannt) {4.6}.**

In den letzten Jahrzehnten ist eine große Bandbreite an Naturschutzkonzepten in Wäldern entwickelt, erprobt und vor allem in den öffentlichen Forstbetrieben der Länder und des Bundes auch umgesetzt worden. Diese reichen von integrativen Maßnahmen im Rahmen der üblichen Waldwirtschaft, wie z. B. Horstschutzmaßnahmen oder das Belassen von Totholz, bis zur Einrichtung von temporären oder auch dauerhaften Prozessschutzgebieten. Als Kernzonen von Nationalparks und Biosphärenreservaten, Naturwaldreservaten oder anderen Wäldern mit natürlicher Waldentwicklung (NWE-Flächen) fördern Prozessschutzgebiete die Erhaltung und Wiederherstellung der walddtypischen Biodiversität. Kurzfristig und mittelfristig wirkt sich vor allem das Zulassen von ökologischen Störungen positiv auf die Entwicklung der Biodiversität in Prozessschutzflächen aus. Langfristig bauen unbewirtschaftete Wälder i. d. R. hohe Mengen an Bio- und Nekromasse auf, was wiederum die typischen Lebensgemeinschaften reifer Wälder fördert. Natürliche Dynamiken können aber auch auf unterschiedlichen räumlichen Skalen, vom Einzelbaum über den Bestand bis zur Landschaft, in die Waldbewirtschaftung integriert werden. Beispiele sind das Zulassen der Sukzession nach Windwurf oder Borkenkäferbefall oder die Schaffung und der Erhalt lichter Waldstrukturen für wärmebedürftige Arten. Vielfach fehlen jedoch belastbare Evaluierungsverfahren (z. B. Natural Controlling), um beurteilen zu können, ob diese Konzepte ausreichend konsequent umgesetzt werden. Persönliche Anreize für das forstliche Fachpersonal zur Umsetzung von Naturschutzkonzepten sind in Relation zu den klassischen Arbeitsfeldern der Holzproduktion unterentwickelt (z. B. Berücksichtigung von Naturschutzengagement bei dienstlichen Beurteilungen).

**11. Das Bewusstsein für belassene Störungsflächen als Hotspots der Biodiversität ist gestiegen und**

wirkt sich zunehmend auf Managementkonzepte aus (*ungelöst*) {4.4.5, 4.4.7.1, 4.6.3.2}.

Borkenkäfer, insbesondere der Buchdrucker, gelten als die bedeutendsten Schädlinge in Wäldern Deutschlands. Sie verursachen zwar erhebliche ökonomische Schäden, beeinflussen jedoch die Biodiversität durch direkte Veränderungen der Waldstruktur, das Zurücksetzen der Waldentwicklung und die Schaffung eines Mosaiks aus verschiedenen Waldentwicklungsphasen positiv, insbesondere, wenn die Strukturen wie auf Prozessschutzflächen weitgehend belassen bleiben. Sturmereignisse können zu großflächigen Windwurfflächen führen, wodurch »Lichtwaldarten«, die auf frühe oder späte Stadien im Zyklus natürlicher Wälder angewiesen sind, profitieren. Das Absterben von Bäumen führt zur Entstehung von Habitaten und frühen Sukzessionsphasen, die einen wichtigen Beitrag zur Biodiversität liefern. Sie tragen zur Umkehr des historischen Trends des Verlusts von Totholz und lichter Waldentwicklungsphasen bei. Die Auswirkungen von Störungsereignissen auf die Biodiversität können je nach Artengruppe positiv, neutral oder negativ sein. Sie fördern auf der Landschaftsebene jedoch die Gesamtbiodiversität und bedrohte Waldarten.

**12. Im Wald gibt es vielfältige Monitoringprogramme, Aspekte der Biodiversität fehlen aber weitgehend. Ein integriertes Monitoring, das Biodiversität und Daten zu den möglichen Treibern von Veränderungen der Biodiversität gemeinsam erfasst, fehlt bzw. findet sich erst im Planungsstadium (*allgemein anerkannt*) {4.2.1, 4.7}.**

Derzeit gibt es in Deutschland weder ein bundesweites, artengruppenübergreifendes Biodiversitätsmonitoring noch ein Biodiversitätsmonitoring, in dem auch die potenziellen Treiber für Veränderungen der Biodiversität erfasst werden. Lediglich das intensive forstliche Monitoring liefert kontinuierliche Zeitreihen und erfasst direkte Treiber, allerdings nur in Bezug auf Veränderungen der Baumartenzusammensetzung. Aktuelle Biodiversitätsmonitoringprogramme fokussieren vor allem auf planungsrelevante Artengruppen, die in der Regel im Offenland erarbeitet wurden. Dadurch werden für Wälder typische und/oder artenreiche Artengruppen mit nachweislich hoher Sensitivität für anthropogene Veränderungen häufig ausgeschlossen. Es fehlt weitgehend an einheitlichen Standards und regelmäßigen Erfassungen der verschiedenen Aspekte der Biodiversität inklusive der Waldlebensräume, um aussagekräftige Zeitreihen zur Biodiversität im Wald aufzubauen. Um diese Lücke zu schließen, wird aktuell (Stand 2023) an

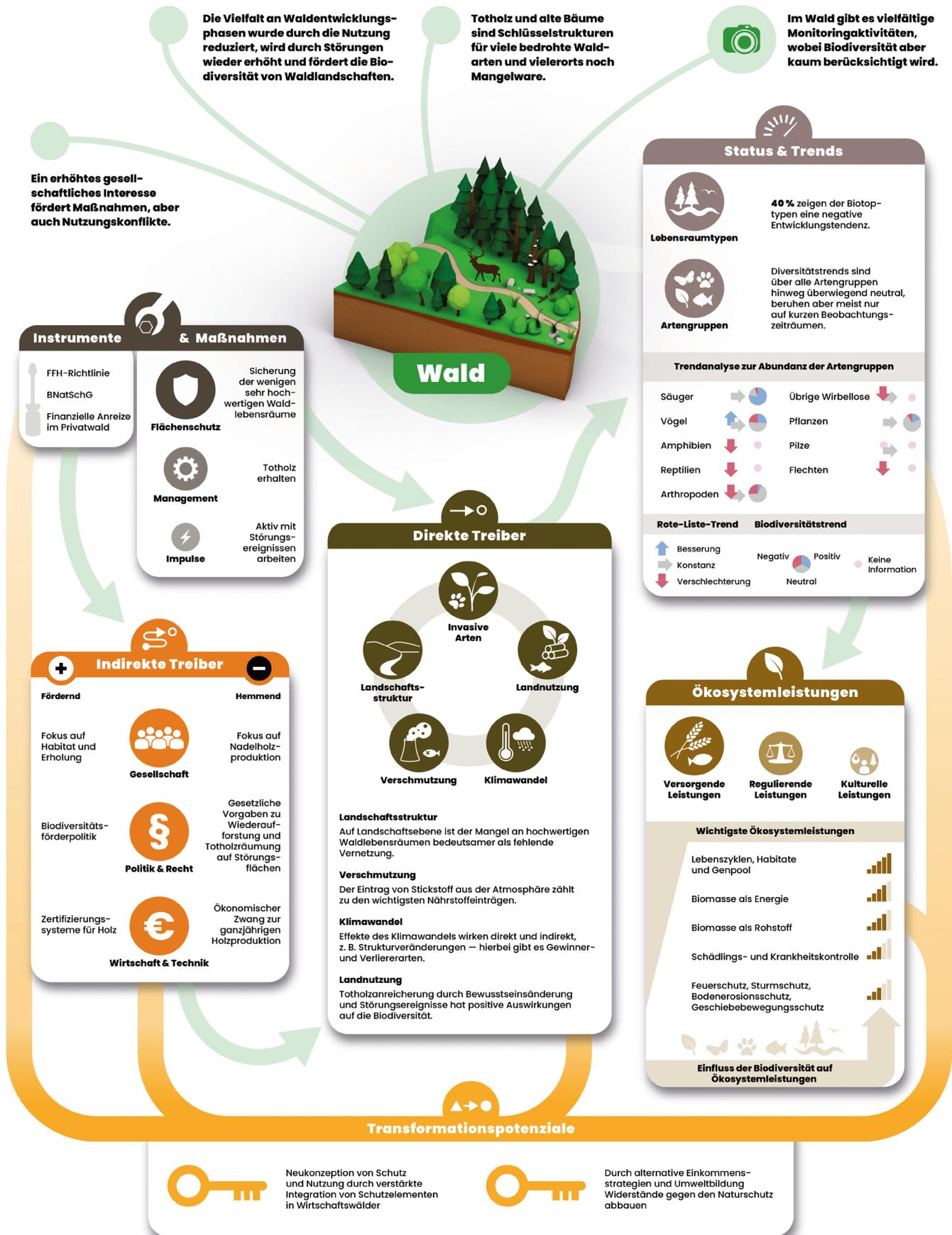
einem nationalen Biodiversitätsmonitoring im Wald (NaBioWald) gearbeitet. Es fehlt zudem weitgehend ein genetisches Monitoring. Ein solches soll für Waldbäume eingerichtet werden, entsprechende Planungen für andere, insbesondere gefährdete Arten in Wäldern liegen derzeit nicht vor.

**13. Zur Verbesserung der Biodiversität in Wäldern sollten mehr Vorrangflächen für Biodiversität ausgewiesen, Waldnaturschutz als permanente Einkommensquelle für Waldbesitzer entwickelt und ein umfassendes Monitoring etabliert werden (*allgemein anerkannt*) {4.7}.**

Um gezielt Populationen bedrohter Waldarten zu fördern, sollten verstärkt Biodiversitätsvorrangflächen ausgewiesen werden, die von integrativen bis zu segregativen Ansätzen reichen können. Dort sollte stets der Erfolg für die Biodiversität im Vordergrund stehen. In diese betreffende Flächenkulisse sollten Störungsflächen mit häufig überproportional vielen bedrohten Waldarten einbezogen werden, auch wenn diese kaum planbar sind. In diesem Kontext sollte Waldnaturschutz als eine permanente Einkommensquelle für Waldbesitzer etabliert werden. Damit kann ein finanzieller Ausgleich für jene Waldbesitzer erfolgen, die auf Nutzungen gezielt verzichten und sich der Förderung bedrohter Waldarten verschrieben haben. Die Arbeiten im Rahmen des *Faktenchecks* zum Thema Wald haben deutlich gemacht, dass derzeit kein umfassendes Monitoringsystem zur Biodiversität im Wald vorliegt. Dieses Defizit sollte möglichst rasch beseitigt werden, um kritische Treiber zu identifizieren und entsprechend gegenzusteuern.

**14. Um die regulären forstlichen Maßnahmen mit Blick auf die Förderung der Biodiversität zu optimieren, bedarf es einer verstärkten systematischen und experimentellen Begleitforschung (*allgemein anerkannt*) {4.7}.**

Waldbauliche Eingriffe in Wäldern können für die Biodiversität negative oder positive Folgen haben oder ohne Einfluss bleiben. Zu vielen forstlich relevanten Maßnahmen fehlen jedoch wissenschaftliche Studien mit belastbarem Untersuchungsdesign. Zu häufig wird ohne Replikate gearbeitet, und zu oft werden Ergebnisse ohne externe Evaluierung im Rahmen von Peer-Review-Prozessen publiziert. Hier sind viel mehr Experimente vonnöten, die mit der Praxis gemeinsam entwickelt werden, aber wissenschaftlichen Grundsätzen genügen. Die Bewirtschafter öffentlicher Wälder sollten hier verpflichtet werden, die dafür erforderlichen Flächen bereitzustellen.



**Abbildung 4.0:** Übersicht zu Status und Trends der biologischen Vielfalt (Kap. 4.2) und ihrem Einfluss auf Ökosystemleistungen (Kap. 4.3), den direkten (Kap. 4.4) und indirekten (Kap. 4.5) Treibern von Biodiversitätsänderungen, wichtigen Instrumenten und Maßnahmen (Kap. 4.6) sowie Transformationspotenzialen zum Erhalt der biologischen Vielfalt (Box 4.2 & 4.3) im Wald.

## 4.1 Einleitung

Etwa ein Drittel der Erdoberfläche (31 %) ist von Wald bedeckt und bietet vermutlich mehr als der Hälfte der Arten auf der Erde einen Lebensraum (FAO 2022). Wälder sind daher für die Erhaltung der Biodiversität weltweit, aber auch in Europa von überragender Bedeutung (Ampoorter et al. 2020), zumal sie zudem die Bereitstellung vielfältiger Ökosystemleistungen ermöglichen (Brockerhoff et al. 2017). Die Waldfläche in Deutschland beträgt 11,4 Mio. ha, was 31,8 % der gesamten Landesfläche entspricht (Thünen-Institut 2014a).

### 4.1.1 Was ist Wald?

Ökologisch wird Wald in der Regel als eine von Bäumen geprägte Vegetationsform definiert, deren Fläche so groß ist, dass sich ein charakteristisches Waldinnenklima entwickeln kann, welches sich vom Offenland durch eine geringere Temperaturschwankung, höhere Luftfeuchtigkeit und geringere Windgeschwindigkeiten unterscheidet und eine je nach Bestandstyp typische Artenzusammensetzung aufweist (Ammer 2021a). In bewirtschafteten Wäldern wird häufig von Waldbeständen gesprochen. Darunter ist eine räumlich abgrenzbare Ansammlung von Bäumen zu verstehen, die hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung, horizontalen und vertikalen Struktur so einheitlich ist, dass sie die Planungseinheit für bestimmte waldbauliche Maßnahmen darstellt. Die mikroklimatischen Verhältnisse trennen Wald zum Beispiel von Baumalleen, Parkanlagen oder Baumschulen, aber auch eindeutig von Agrar- und Offenlandflächen und urbanen Räumen. Allerdings greift die am Waldinnenklima orientierte Definition von Wald insofern etwas kurz, als sie Saumstrukturen, natürliche offene Waldgesellschaften (z. B. Kiefernwälder nach Feuer) und frühe Sukzessionsstadien mit eher harschen mikroklimatischen Bedingungen ausschließt (Dolek et al. 2009; Dolek, Körösi & Freese-Hager 2018; Lehnert et al. 2013; Swanson et al. 2011). Die **europäische Initiative zur Erfassung von Landbedeckung und -nutzung** (CORINE Land Cover, CLC) definiert Wälder als Flächen, deren Vegetationsmuster aus einheimischen oder fremdländischen Nadel- und/oder Laubbäumen besteht und die für die Erzeugung von Holz oder forstlichen Erzeugnissen genutzt werden können. Die Bäume eines Waldes sind unter normalen Klimabedingungen höher als 5 m und weisen einen Kronenschlussgrad von mindestens 30 % auf. Im Falle von bepflanzten Flächen liegt die Mindestanzahl von Bäumen [um von Wald sprechen zu können] bei 500 Individuen pro ha (Koztra et al. 2017). Im **Bundeswaldgesetz** (BWaldG) ist Wald in § 2

definiert als jede mit Forstpflanzen bestockte Grundfläche, wobei unter Forstpflanzen Waldbäume und -sträucher zu verstehen sind (Erlbeck, Haseder & Stinglwagner 1998). Als Wald im Sinne des Gesetzes gelten auch kahl geschlagene oder verlichtete Waldflächen, Waldwege, Waldeinteilungs- und Sicherungstreifen, Waldblößen und Lichtungen, Waldwiesen, Wildäsnungsplätze, Holzlagerplätze sowie weitere mit dem Wald verbundene und ihm dienende Flächen (BWaldG).

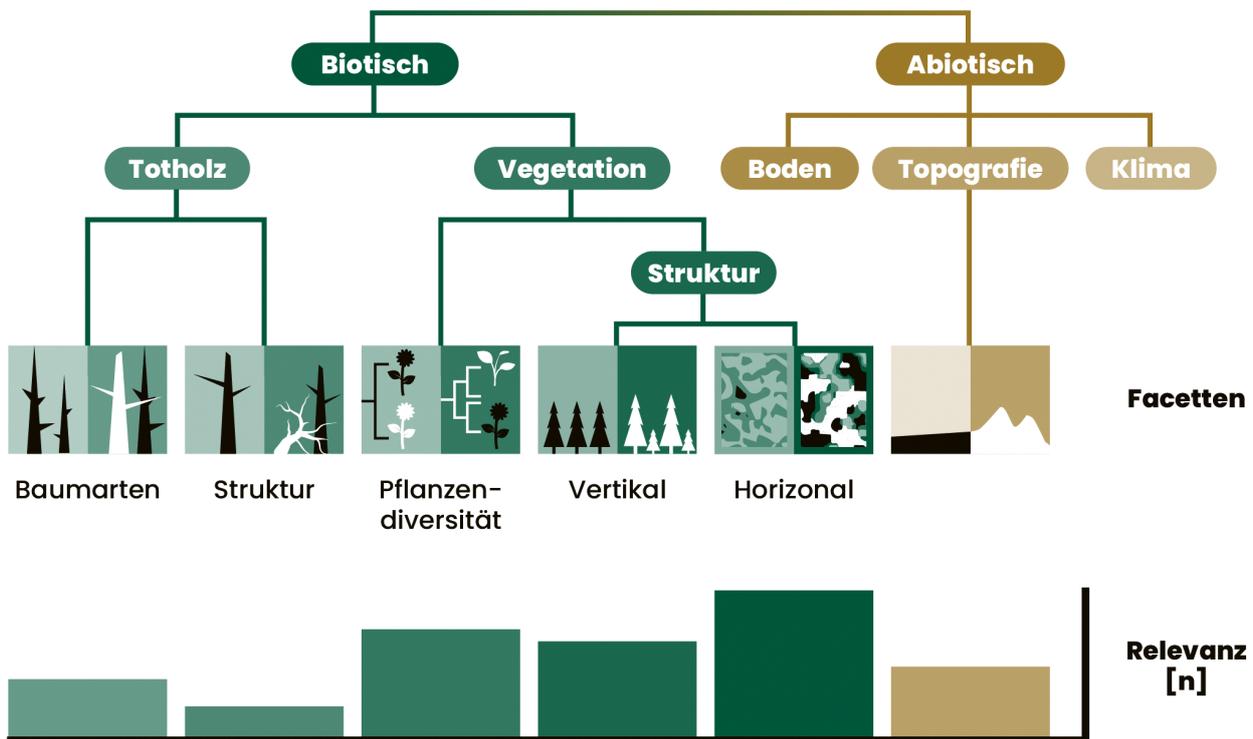
Von weltweit 14 terrestrischen Biomen (Olson et al. 2001) entfallen sieben auf Wälder: tropische und subtropische Feuchtblaubwälder, tropische und subtropische Trockenlaubwälder, tropische und subtropische Nadelwälder, temperate Laub- und Mischwälder (dazu zählt der ganz überwiegende Teil der Wälder Deutschlands), temperate Nadelwälder, boreale Wälder und mediterrane Wälder. In der jüngeren Vergangenheit sind Waldverluste und der mit ihnen einhergehende Verlust an Biodiversität vor allem in den tropischen Regionen, denen zudem eine wichtige Rolle für das globale Klima zukommt, zu beklagen (Gillespie et al. 2012; Pimm et al. 2014). Für die Biodiversität sind allerdings auch die temperaten Wälder Deutschlands von großer Bedeutung, da viele Arten exklusiv an diese Wälder gebunden sind. Umgekehrt sind viele dieser Arten für das Funktionieren von Waldökosystemen unverzichtbar (Cardinale et al. 2012; Scherer-Lorenzen 2020).

#### 4.1.1.1 Wichtige Charakteristika und Eigenschaften des Waldes für die biologische Vielfalt

Aufgrund der Höhe vieler Bäume gehören Wälder zu den komplexesten und gleichzeitig auch artenreichsten Ökosystemen der Erde (Seidel et al. 2019; Watson et al. 2018). Die sich daraus ergebende Vielfalt der Nischen ist die entscheidende Grundlage für die taxonomische Diversität und ist sowohl abiotischen wie biotischen Ursprungs (Stein & Kreft 2015). In einer Übersichtsarbeit, der eine Analyse von Daten aus fünf Waldgebieten in Deutschland zugrunde lag, erwiesen sich folgende Elemente in absteigender Reihenfolge als bedeutsam für die Biodiversität vieler Artengruppen (über verschiedenste trophische Ebenen hinweg): **horizontale Strukturheterogenität, Pflanzendiversität, vertikale Strukturheterogenität, Topografie, Totholzdiversität der Baumarten** und **strukturelle Diversität von Totholz** (Abb. 4.1) (Heidrich et al. 2020).

Im Folgenden sollen beispielhaft vier Elemente, deren Vorhandensein bzw. Anordnung im Raum für die Biodiversität bedeutsam ist, beleuchtet werden: die **Identität** der den Wald aufbauenden **Baumarten**, die **Heterogenität der mikroklimatischen Bedingungen im Kro-**

## Umwelheterogenität in Wäldern als Treiber für Biodiversität



**Abbildung 4.1:** Die Habitatheterogenität in Wäldern kann in folgende Facetten aufgeteilt werden, welche die Biodiversität beeinflussen: Heterogenität in der vertikalen (Höhe) und in der horizontalen Struktur (Länge der Lückenränder), Pflanzendiversität (phylogenetische Vielfalt) und mikroskalige Topografie (Hangneigung), erweitert um den taxonomischen und strukturellen Reichtum des Totholzes. Die Relevanzbalken stellen die Anzahl der ermittelten signifikanten Effekte dar. Die Daten beruhen auf 1 ha Untersuchungsflächen. Abbildung und Beschriftung übernommen und überarbeitet von Heidrich et al. (2020).

nenraum, Mikrohabitate und das Totholz. Wie sich zeigte, sind nicht alle Baumarten für assoziierte Tierarten in gleicher Weise attraktiv. Vor allem für exklusiv an eine Gehölzart gebundene Arten bietet ein Wald damit je nach Baumartenzusammensetzung unterschiedlich attraktive Lebensräume zum Überleben und zur Reproduktion. So sind vor allem die lichtbedürftigen Baumarten der Gattungen der Weiden (*Salix*), Eichen (*Quercus*) und Birken (*Betulus*) für phytophage (d. h. sich von Pflanzen ernärende) Insekten- und Milbenarten von besonderer Bedeutung (Brändle & Brandl 2001). In ähnlicher Weise sind auch viele Pflanzenarten der krautigen Bodenvegetation essenziell für assoziierte Arten, die an das Vorkommen bestimmter Pflanzen im Zuge ihrer Entwicklung gebunden sind (Fuentes-Jacques et al. 2022) (Kap. 4.3.2.2, 4.4.3.1). Umgekehrt wirken insbesondere herbivore Wirbeltiere auf die Zusammensetzung der Pflanzenarten zurück. Hierbei kann es, z. B. bei hohen Schalenwildichten, zum Verlust verbissempfindlicher Baumarten kommen (Schulze et al. 2014) (Kap. 4.4.7.4).

Ein wesentliches Merkmal, in dem sich Wälder unterscheiden und im Hinblick auf assoziierte Arten un-

terschiedlich attraktiv sind, ist die Heterogenität der mikroklimatischen Bedingungen in den unterschiedlichen Bestandsschichten (Ehbrecht et al. 2017; Ehbrecht et al. 2019). Lückige Wälder weisen deutlich höhere Mittelwerte und Extremwerte bei Temperatur und Feuchte auf als geschlossene (De Frenne et al. 2019), was maßgeblich die Nutzung solcher lichten Bereiche durch spezielle Arten bestimmt und zu besonderen Lebensgemeinschaften (Kortmann et al. 2022; Lehnert et al. 2013) bzw. einer höheren Diversität z. B. von Käferarten führt (Lettenmaier et al. 2022) (Kap. 4.4.2.2, 4.4.3.2).

Mikrohabitate sind Strukturen an Einzelbäumen, wie z. B. Ast- oder Spechthöhlen, Dendrotelme (wassergefüllte Baumhöhlungen), Risse und Spalten, Insektengalerien und Flechtenbewuchs, die eigene Habitate darstellen (Kraus et al. 2016). Inzwischen haben sich die an Bäumen zu findenden Mikrohabitate als wichtiges Charakteristikum für die Abschätzung der Biodiversität von Wäldern etabliert (Larrieu et al. 2022; Zeller et al. 2022) (Kap. 4.4.3.3). Darüber hinaus finden sich in Wäldern unzählige weitere Kleinsthabitate, die u. a. mit der Zusammensetzung und dem Deckungsgrad der Bodenvegetation verbunden sind.

Ein weiterer wichtiger Aspekt für die Biodiversität von Wäldern ist das **Totholz**, dessen Verweildauer u. a. von der Baumart, der Dimension und dem jeweils erreichten Zersetzungsgrad abhängt (Edelmann et al. 2023; Herrmann, Kahl & Bauhus 2015; Müller-Using & Bartsch 2009). Totes Holz stellt eine wichtige Ressource für Arten mit obligater Bindung an dieses Substrat dar, die sogenannten Totholzbewohner (xylobionte Arten). Darüber hinaus sind aber auch eine ganze Reihe weiterer Arten bekannt, die Totholz während ihres Lebenszyklus nutzen oder von an Totholz gebundenen Arten leben (Graf et al. 2022; Seibold et al. 2016a). Daher geht man heute davon aus, dass frühere Schätzungen von an Totholz gebundenen Arten mit 20 % aller Waldbewohner (Siitonen 2001) zu niedrig angesetzt waren und dieser Anteil eher bei einem Drittel obligaten und einem weiteren Drittel fakultativen Nutzern liegt (Graf et al. 2022; Schmidt 2006) (Kap. 4.4.2.2, 4.4.3.3).

#### 4.1.1.2 Waldbiotop- und Waldlebensraumtypen

Anhand der Standortbedingungen und der Zusammensetzung der Arten in Baum-, Strauch- und Krautschicht lässt sich eine Vielzahl von **Waldtypen** unterscheiden (Ellenberg & Leuschner 2010). Diese werden je nach Quelle in Waldbiotop- oder Waldlebensraumtypen unterschieden. Beziehen sich die Aussagen im Folgenden auf eine der beiden, werden sie explizit verwendet. Allgemein sprechen wir von Waldbiotop/Waldlebensraumtypen, um die Überlappung zu verdeutlichen. Die in Deutschland vorkommenden Waldbiotoptypen umfassen gemäß Finck et al. (Finck et al. 2017) Wald- und Ufersäume, Staudenfluren (27 Biotoptypen), Waldmäntel und Vorwälder, spezielle Waldnutzungsformen (18 Biotoptypen), Laub(misch)wälder und -forste (Laubbaumanteil über 50 %; 49 Biotoptypen), Nadel(misch)wälder und -forste (36 Biotoptypen) und subalpine Wälder (vier Biotoptypen). Da sich sowohl das Klima als auch die Bodenbedingungen und daher der Standort insgesamt natürlich, aber auch anthropogen bedingt, ändern, ist die Zusammensetzung der jeweiligen Lebensgemeinschaft dynamisch und damit fortlaufend in Veränderung begriffen. Durch die Einführung von nicht einheimischen Baumarten oder sich spontan ausbreitenden gebietsfremden Kraut- oder Straucharten, die sich vor Ort etablieren und teilweise den Lebensraum dominieren können, kann es zur Herausbildung **neuartig zusammengesetzter Ökosysteme** kommen (Novel Ecosystems) (Hobbs, Higgs & Hall 2013). Gleiches gilt für die möglichen Folgen von Migration und Extinktion heimischer Arten durch die Folgen des Klimawandels. Beispiele für invasive Baumarten, die sich mancherorts

in Wäldern ausbreiten, sind die spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*), die Robinie (*Robinia pseudoacacia*) (Zerbe et al. 2020) oder der Eschenahorn (*Acer negundo*) (BfN 2013a; Porté et al. 2011) (Kap. 4.2.3, 4.4.6). Unter den 93 Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie, die in Deutschland aktuell vorkommen, finden sich **18 Waldlebensraumtypen**, davon fünf prioritäre Lebensraumtypen (Schlucht- und Hangmischwälder, Moorwälder, Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior*, pannonische Wälder mit *Quercus petraea* und *Carpinus betulus*, montaner und subalpiner *Pinus-uncinata*-Wald auf Gips- oder Kalksubstrat) (Kap. 4.2.2.1).

#### 4.1.2 Waldnutzung damals und heute

Die heutige **Struktur und Vielfalt unserer Wälder** und damit auch die dort **vorkommenden Arten** sind entscheidend von der **historischen Landschaftsgeschichte geprägt**. Es wird vermutet, dass ohne Einfluss des Menschen in Mitteleuropa überwiegend geschlossene Wälder vorherrschen würden (Roberts et al. 2018), mit offenen Lebensräumen vor allem durch Überflutungen im Bereich mäandrierender Flüsse, Sonderstandorten mit Felsformationen sowie temporär durch grasende Herbivoren entstandene offene Flächen (Svenning 2002). Im Gebirge können spärlich bestockte Partien auch in geschlossenen Wäldern durch Lawinen und Murenabgänge entstehen (Kollmann 2019). Seit mindestens 6.000 Jahren prägt der Mensch die Ausdehnung, Struktur und Artenzusammensetzung des Waldes in Mitteleuropa (Roberts et al. 2018; Williams 2000). Mit Beginn der Siedlungsgeschichte und der Ausbreitung der Acker- und Viehwirtschaft im Neolithikum (seit ca. 4500 v. Chr.) wurden Wälder genutzt, aufgelichtet, umgewandelt und beweidet (Hasel 1985). **Zwei große Rodungswellen** (zwischen 500 und 800 sowie 1100 und 1300 n. Chr.) führten im Mittelalter zu einer Verringerung der Waldfläche und resultierten am Ende des Mittelalters in der im Wesentlichen heute noch vorhandenen Wald-Feld-Verteilung (Hasel 1985), auch wenn es regional durch Rodungen und Aufforstungen zu größeren Veränderungen kam. Die damals verbreitete **Nieder- und Mittelwaldwirtschaft** sowie die Ausweitung von **Waldweiden** begünstigten lichtliebende Baumarten wie die Eichen (*Quercus petraea* und *Quercus robur*), während schattentolerante Arten wie die Buche (*Fagus sylvatica*) zurückgedrängt wurden (Ellenberg & Leuschner 2010; Vollmuth 2021). Bei der Niederwaldwirtschaft werden die Bäume in geringen Zeitabständen (sog. Umtriebszeiten) von zehn bis 40 (häufig 20 bis 30) Jahren geerntet und verjüngen sich vegetativ aus Stockaus-

schlag oder Wurzelbrut (Bartsch, Lüpke & Röhrig 2020). Im Gegensatz dazu wurde im Mittelwald nicht der gesamte Bestand in den für den Niederwald typischen kurzen Umtriebszeiten genutzt, sondern eine Oberschicht aus einigen von aus Samen gekeimten Bäumen unterschiedlichen Alters belassen, die langfristig die Gewinnung von Bauholz sicherstellen sollten. Sowohl Nieder- als auch Mittelwälder können als agroforstwirtschaftliche Systeme betrachtet werden, die vielfältigen Zwecken dienten. Dazu gehörten beispielsweise die Brennholzgewinnung, die Erzeugung von Holzkohle für das Gewinnen von Eisenerz, die Gewinnung von Rinde für das Gerben von Leder, die Entnahme der Laubstreu und die Nutzung als Viehweide (Poschlod 2017). Das sogenannte Oberholz der Mittelwälder lieferte darüber hinaus Holz für den Hausbau. Vielerorts führte Streunutzung zur Verarmung und Versauerung der Böden (Hofmeister et al. 2008; Wittich 1951), auch wenn dem regional durch Forstordnungen entgegengewirkt wurde (Vollmuth 2021). Es wird davon ausgegangen, dass im Hochmittelalter durch die erhöhte Siedlungsaktivität und den damit verbundenen Holzverbrauch große Teile Deutschlands entwaldet bzw. degradiert waren (Bork 2006; Plochmann 1985; Poschlod 2017). Selbst Phasen, in denen es zur Abnahme der Bevölkerung infolge von Pestausbrüchen und Ereignissen wie dem Dreißigjährigen Krieg kam, führten nur kurzfristig zu einer Erholung und Ausdehnung der Wälder, da sich der Holzverbrauch, z. B. für Erzgewinnung, Glasherstellung und Städtebau, rasch wieder erhöhte (Williams 2000). Als Folge davon kam es regional vermutlich zu Holzmannangel. Ob allerdings die Forstordnungen, die zum Teil mit gravierenden Nutzungseinschränkungen für die Landbevölkerung verbunden waren und zu sozialen Spannungen führten (von Pechmann 1971) tatsächlich auf einen großflächigen Holzmannangel zurückgingen oder nicht vielmehr ein Instrument darstellen, landesherrliche Verfügungsrechte sicherzustellen, ist unter Historikern umstritten (vgl. Schenk 2006; Vollmuth 2021). Ein Beispiel für erste Regelungen dafür, nicht mehr Holz zu entnehmen als nachwächst, ist das Werk von Hans Carl von Carlowitz, welches vielfach als Beginn der nachhaltigen Forstwirtschaft betrachtet wird (von Carlowitz 1713). Für die Erholung der Wälder vom Nutzungsdruck war im 19. Jahrhundert allerdings letztlich die beginnende Substituierung von Waldprodukten, z. B. Holz durch die Kohle (Plochmann 1985), Eichenrinde durch billige Rindenimporte aus Lateinamerika (LANUV 2007), von entscheidender Bedeutung. Unabhängig davon waren der Verlust von Rückzugsgebieten und die zunehmende Flächennutzungs- und Nahrungskonkurrenz zwischen

Mensch und Tier für die flächendeckende Ausrottung großer Pflanzenfresser (Auerochse [*Bos primigenius*], Wisent [*Bison bonasus*]) sowie der Großraubtierarten Braunbär (*Ursus arctos*), Luchs (*Lynx lynx*) und Wolf (*Canis lupus*) verantwortlich. Gleiches gilt für das phasenweise regionale Verschwinden von Rothirsch (*Cervus elaphus*) und Wildschwein (*Sus scrofa*) (Mager 2000; Rheinheimer 1994).

Nach mehreren Jahrtausenden menschlicher Nutzungsgeschichte in Mitteleuropa gibt es in Deutschland keine vom Menschen unbeeinflussten Wälder mehr, die als **Urwälder** bezeichnet werden könnten. Es finden sich allerdings Wälder, die hinsichtlich der Baumalter, der Strukturen und des Totholzvorrates Urwaldcharakter aufweisen. Zumeist handelt es sich dabei um ehemalige Hutewälder, also um beweidete Wälder mit einem sehr lichten Baumbestand, in denen sich nach Nutzungsaufgabe Strukturen ausbilden konnten, die sonst nur in Primärwäldern später Entwicklungsphasen gefunden werden (z. B. der »Urwald« Sababurg in Nordhessen). Dies sind beispielsweise seneszente Altbäume, hohe Totholzmassen in verschiedenen Zersetzungsstadien und eine große Altersheterogenität (Multikohortenstruktur, vgl. Wirth et al. 2009; Bauhus, Puettmann & Messier 2009). Die aktuellste und umfassendste Datensammlung zu Beständen mit solchen Strukturen ist die European Primary Forest Database (EPFD v2.0) (Sabatini et al. 2021), in die neben »echten Primärwäldern« auch Wälder mit geringerer Naturnähe gemäß den Kategorien von Buchwald (2005) aufgenommen wurden. Für Deutschland enthält die Datenbank ausschließlich sogenannte »long untouched forests«, d. h. Waldgebiete, die mehr als 60 Jahre ohne Nutzung geblieben sind. Deren Flächenumfang wird mit 13.650 ha angegeben. Ihr tatsächlicher Flächenumfang dürfte jedoch deutlich geringer sein, insbesondere, weil alle Waldflächen der fünf deutschen Gebiete des UNESCO-Weltnaturerbes »Alte Buchenwälder und Buchenurwälder der Karpaten und anderer Regionen Europas« einbezogen wurden, die jedoch im Falle der Nationalparks Kellerwald/Edersee, Hainich und Jasmund weniger als 60 Jahre nutzungsfrei sind. Andererseits mag es auch seit Jahrzehnten ungenutzte Wälder in Privatbesitz geben, die allerdings keinen offiziellen Schutzstatus genießen.

#### 4.1.2.1 1800–1920: Planmäßige und nachhaltige Bewirtschaftung im schlagweisen Hochwald

Die Anfänge der **geregelten Forstwirtschaft** seit dem Ende des 18. Jahrhunderts waren geprägt durch die grundlegenden Arbeiten von Heinrich Cotta (1763–1844), Georg-Ludwig Hartig (1764–1837) und

Wilhelm Pfeil (1783–1859). Sie entwickelten Konzepte, um die »nachhaltige Nutzung« im Sinne der dauerhaften Bereitstellung der Ressource Holz über Generationen zu etablieren und zu operationalisieren. Die Werke der sogenannten forstlichen Klassiker beinhalten jedoch auch bereits viele Facetten der modernen Nachhaltigkeit wie soziale, ökologische und ökonomische Aspekte. Die seinerzeit entwickelten Modellvorstellungen beruhten auf den sogenannten Flächen- und Massenfachwerken, die eine gleichmäßige Bereitstellung von Holz aus bestimmten Flächen sicherstellen sollten und zum Altersklassenwald führten, bei dem einzelne Bestände aus jeweils gleich alten Bäumen bestehen (Speidel 1972). Damit sollte die verfügbare Fläche mit Beständen unterschiedlicher Altersklassen bestockt werden, um so eine gleichmäßige Holzbereitstellung zu erreichen. Zwar begünstigte diese Form der planvollen Nutzung die Wiederbewaldung und wirkte einer Übernutzung der Wälder entgegen, erwies sich jedoch als anfällig gegenüber Störungen. Sie forcierte außerdem die in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts verstärkt im Vordergrund stehende Forderung nach einer höchstmöglichen Rentabilität. Die damit verbundenen Erwartungen der sogenannten Bodenreinertragslehre führten letztendlich zum verstärkten Anbau schnell wachsender Nadelbaumarten und zur Bildung von homogenen, meist vorratsreichen und wenig strukturreichen Reinbeständen, die im Kahlschlag genutzt wurden (Speidel 1972). Die Begründer der Bodenreinertragslehre sahen in den durch Kahlschlagwirtschaft hervorgebrachten reinen, gleichaltrigen Fichtenbeständen »das Vollkommenste«, was »zielbewußte forstliche Arbeit hervorgebracht« habe (Endres 1913). Die Festsetzung der waldbaulich-ökonomisch orientierten Umtriebszeit schloss zumeist spätere Altersphasen der Bestandsentwicklung aus.

#### 4.1.2.2 1920–1985: Phase des Vorratsaufbaus

Die Fixierung auf gleichaltrige und im Kahlschlag zu nutzende Nadelbaumreinbestände blieb allerdings nicht ohne Widerspruch. So setzten diesem Konzept Gayer (1886), der ein kleinflächiges Vorgehen und das Arbeiten mit gemischten Wäldern empfahl (vgl. hierzu auch Tiemann 1912), und Möller (1922), der sich mit der Idee des Dauerwaldes gegen jede Form einer flächigen Nutzung, d. h. der Ernte aller Bäume auf ganzer Fläche durch Kahlhiebe, wandte und einen ungleichaltrigen Bestandsaufbau forderte, alternative Vorstellungen der Waldbehandlung entgegen. Möller (1922) wies zudem erstmals auch auf die Bedeutung assoziierter Organismen für die »Stetigkeit des Waldwesens« hin (Ammer 2021b). Die Vorstellungen von Möller und Gayer wur-

den jedoch nur auf wenigen Flächen umgesetzt, und keiner der beiden erreichte eine grundsätzliche Änderung der vorherrschenden Art der Waldbewirtschaftung in Form des Altersklassenwaldes, auch wenn dieser nicht mehr nur im Kahlschlag, sondern mit davon abgewandelten Varianten wie dem Saumschlag genutzt wurde. Daher dominierten bis weit in das 20. Jahrhundert hinein Altersklassenwälder aus reinen Nadelbaumbeständen. Ein beträchtlicher Teil dieser Wälder wurde nach dem Ersten und Zweiten Weltkrieg im Zuge der sogenannten Reparationshiebe eingeschlagen. Zudem traten vor, während und nach den Kriegen Übernutzungen der Wälder durch die Bedarfe der heimischen Bevölkerung auf. In der Summe führte dies zu umfangreichen Freiflächen, die mit Blick auf die hohe Nachfrage nach Bauholz für den Wiederaufbau und der auf Kahlflächen drohenden Spätfrostgefahr erneut zu großen Teilen mit Fichte (*Picea abies*) und Kiefer (*Pinus sylvestris*) aufgeforstet wurden (Schelhaas, Nabuurs & Schuck 2003). Allerdings war auch der reguläre, im Zuge der forstlichen Planung vorgesehene Waldbau vielerorts durch eine aktive Umwandlung von Laubwäldern in Nadelwälder und durch flächige Abnutzungen durch Kahl- oder Saumhiebe geprägt. Selbst bei der Anwendung von Schirmhieben wurden die verbliebenen Altbäume in rascher Hiebsfolge geerntet, was zu homogenen, gleichaltrigen Beständen führte, bei denen habitatreiche Altbäume weitestgehend fehlten. Aus beiden Entwicklungen resultierten eine Einschränkung des Baumartenspektrums und ein geringer Strukturreichtum, insbesondere hinsichtlich des Alters und der Menge des im Wald verbleibenden Totholzes. Dies erklärt, weshalb viele der ausschließlich an Totholz gebundenen Arten ausstarben oder bis heute selten geblieben sind. Gleiches gilt für die Folgen des selbst bei den Anhängern der Möller'schen Dauerwaldidee üblichen Entfernens beschädigter bzw. qualitativ unbefriedigender alter Bäume (»das Schlechte fällt zuerst«). Dadurch fehlte stark spezialisierten Arten der Lebensraum (Müller & Bußler 2006), so z. B. dem Eremiten (*Osmoderma eremita*), der auf Mulm angewiesen ist, welcher durch Fäule im Stamminneren entsteht. Obwohl bereits früh Stimmen laut wurden, dass in den Wäldern Deutschlands alte Bäume als Horstbäume für Greifvögel (Jäckel 1891) oder alte Eichen als wichtige Brutstätten für Singvögel immer seltener werden (Mölder et al. 2020), wurden sie vielerorts weiterhin übernutzt (z. B. im Spessart, vgl. Endres [1929]). Erst gegen Ende der 1970er-Jahre fanden Stimmen ein breiteres Gehör, dem Naturschutz in Wäldern mehr Aufmerksamkeit zu widmen (Bibelriether 1979). Tatsächlich wurde das Bundeswaldgesetz erst im Jahre 1975

erlassen, dem die Ländergesetze alsbald folgten bzw. im Fall von Bayern (Landeswaldgesetz von 1974) unmittelbar vorausgingen.

#### 4.1.2.3 1985–2015: Weg zur naturnahen Waldwirtschaft

Ende 1984 zeigte etwa die Hälfte der Bäume Krankheitssymptome (Tift 1985), im Jahre 1985 waren etwa 7,7 % des Waldes in Westdeutschland durch Verfärbungen und Nadelverlust geschädigt (Kap. 4.4.4). Unter dem Eindruck der Mitte der 1980er-Jahre einsetzenden **Waldschäden** wandelte sich der Blick auf den Wald. So heißt es im Buch *Waldlandschaftspflege*: »Nicht der materielle Holzertrag ist heute Ziel des Waldbewirtschafters. Die funktionengerechte Waldwirtschaft berücksichtigt alle Funktionen des Waldes und wendet sie auf das Prinzip der Nachhaltigkeit an« (Arbeitskreis Forstliche Landespflege 1991). Für den überwiegenden Teil der Waldfläche besteht seither die gesellschaftliche und in Form der Landeswaldgesetze normativ festgeschriebene Erwartung, dass im Zuge der Waldbewirtschaftung nicht eine einzelne Aufgabe, sondern weitere vielfältige Funktionen, wie die Erholung oder der Schutz der Wasserqualität, zu erfüllen und diese damit gleichrangig mit der Holzproduktion zu werten sind (Plochmann 1985). Diese Sichtweise wurde auch auf die Berücksichtigung von Naturschutzbelangen bei der Waldbewirtschaftung ausgedehnt, was das Weiterentwicklungspotenzial des Konzepts unterstreicht (Ammer, Detsch & Schulz 1995). Dies und die Notwendigkeit, die durch Luftschadstoffe in großen Teilen Deutschlands geschädigten Nadelbaumreinbestände zu stabilisieren, beförderten den Waldumbau hin zu Mischbeständen, der Mitte der 1980er-Jahre seinen Aufschwung nahm (Knoke et al. 2008). Um der anthropogen verursachten Versauerung der Böden entgegenzuwirken (Ulrich 1986a), wurde zudem in den meisten Ländern großflächig und wiederholt gekalkt, mit ambivalenten Effekten auf die Biodiversität (Kap. 4.4.3.6).

Die **Stürme** von 1990 (Vivian und Wiebke), 1999 (Lothar) und 2007 (Kyrill) führten zu bis dahin ungeahnten Schadholzmengen von jeweils weit mehr als 100 Mio. m<sup>3</sup> in Mitteleuropa. Dies und die infolge der Stürme vermehrten Borkenkäferausbrüche (Schelhaas, Nabuurs & Schuck 2003) beschleunigten die Bestrebungen zum Umbau von Nadelbaumreinbeständen zu Mischbeständen (Kap. 4.4.7.1, 4.6.3.2).

Parallel zum Beginn des Umbaus von Nadelbaumreinbeständen zu Mischbeständen begannen die Abkehr von flächigen Abnutzungen und die Hinwendung zu langfristigen Verjüngungsverfahren auf kleiner Fläche.

Viele Impulse hierzu gingen von der Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft (ANW) aus, die auf den Ideen von Möller (1922) aufbaute und zwischen 1985 und 2000 vor allem unter jungen Forstleuten viele Anhänger gewann. Insbesondere die öffentlichen Forstverwaltungen griffen über die Jahre viele der ANW-Grundsätze auf und entwickelten daraus das Konzept der naturnahen Waldbewirtschaftung, das im englischsprachigen Raum unter *Close to Nature Forestry* bekannt wurde und sich durch folgende Elemente kennzeichnen lässt: Erhalt der Bodenfruchtbarkeit ohne externen Input, Mischbestandswirtschaft und schlagfreie Vorgehensweise, Bevorzugung einheimischer Baumarten, Betonung einer vertikalen und horizontalen Bestandsstruktur, auf den Wert des Einzelbaums ausgerichtete Wirtschaftsweise, Wildbestände, die eine natürliche Verjüngung ohne Schutz ermöglichen, Ausnutzen der Wirkung von übershirmenden Altbäumen für die Selektion innerhalb der nachwachsenden Schicht durch Selbstausdünnung (»biologische Automation«), integrativer Waldschutz (möglichst keine Pflanzenschutzmittel) und sorgsame Holzernte. Später kamen auch die Vorgabe, Biotopbäume und Totholz im Wald zu belassen, sowie der Auftrag hinzu, seltene oder gefährdete Arten gezielt zu schützen. Das Ziel, die Artenvielfalt im Rahmen der Bewirtschaftung von Wäldern zu erhalten (Bengtsson et al. 2000), fand schließlich auch in den Ländern, nicht aber im Bund, Eingang in zahlreiche waldgesetzliche Vorgaben (Kap. 4.5.2). Ein wesentliches Element der naturnahen Waldbewirtschaftung ist das Arbeiten mit Naturverjüngung aus verschiedenen Baumarten. Dem stehen vielerorts seit über 50 Jahren hohe Schalenwildichten entgegen (Ammer et al. 2010). So erschwert der selektive Verbiss beispielsweise des Rehs (Heinze et al. 2011) vielfach die Bemühungen um die Etablierung gemischter Bestände (Schulze et al. 2014).

Die seit 1990 zunehmend auch außerhalb der Forstwirtschaft geführte Diskussion um Ziel und Art der Waldbewirtschaftung manifestierte sich nicht nur in der Entwicklung von Konzepten, die die Belange des Naturschutzes bei der Waldbewirtschaftung berücksichtigen sollten. Zudem fand dieser Diskurs auch in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (BMUB 2007) seinen Niederschlag. Dort wurde die Absicht formuliert, bis 2020 auf 5 % der Waldfläche »Wälder mit natürlicher Waldentwicklung« realisiert zu haben. Auf diesen Flächen soll eine forstliche Nutzung also dauerhaft unterbleiben. Es werden dabei allerdings nur solche Flächen gezählt, die einen zeitlich nicht begrenzten (rechts-)verbindlichen Schutzstatus genießen. Derzeit betrifft dies 3,1 % der Waldfläche (Steinacker, Engel & Meyer 2023)

(Kap. 4.6.3.1). Flächen, die z. B. aufgrund der Topografie (kaum zugängliche Lagen an Steilhängen) oder ihrer geringen Produktivität (blocküberlagerte Einhänge) seit Jahrzehnten nicht (mehr) genutzt werden, bleiben bei der Flächenbilanzierung unbeachtet, da eine Wiederaufnahme der Nutzung rein rechtlich jederzeit möglich wäre.

#### 4.1.2.4 Nach 2015: Waldwirtschaft im Zeichen des Klimawandels

Die Entwicklungen der jüngsten Vergangenheit, mit zum Teil aufeinanderfolgenden durch Hitze und Dürre gekennzeichneten Sommern, haben sowohl weltweit (Hammond et al. 2022; Huang et al. 2020) als auch in Mitteleuropa zu einer erhöhten Baumsterblichkeit geführt und geben Anlass zur Sorge hinsichtlich der künftigen Entwicklungen der Vitalität unserer Wälder (Hartmann et al. 2022). Von größerer Bedeutung als bisher wird das Arbeiten mit gestörten Flächen sein, da großflächige Störungen mit dem Fortschreiten des Klimawandels deutlich zunehmen werden (Seidl et al. 2017) (Kap. 4.4.5, 4.6.3.2). Auch bisher schon wurden oft, selbst in Schutzgebieten, die Folgen großflächiger Störungen fälschlicherweise mit dem Sterben von Wäldern oder Waldverlust gleichgesetzt. Ein bekanntes Beispiel hierfür ist das flächige Absterben von Bäumen im Nationalpark Bayerischer Wald, welches durch die Kombination aus Windwürfen und Borkenkäferbefall hervorgerufen wurde. Hitzige Debatten zwischen verschiedenen Interessengruppen dazu, ob und, wenn ja, welche Maßnahmen zu ergreifen seien, waren die Folge (Miersch 2009; Müller & Job 2009; Weiß 1998). Schlussendlich zeigte sich, dass die Biodiversität und die Heterogenität der Waldlandschaft durch die Störungen erhöht wurden. Vergleichbare Diskussionen werden in bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Wäldern aller Voraussicht nach in Zukunft vielerorts geführt werden.

#### 4.1.3 Faktencheck Artenvielfalt im Wald

Das Ziel dieses Berichts besteht darin, umfassende Informationen zur Biodiversität in Wäldern zusammenzufassen und einen Überblick darüber zu geben, wovon die biologische Vielfalt in den Wäldern Deutschlands beeinflusst ist und in Zukunft vermutlich beeinflusst sein wird. Wir analysieren den gegenwärtigen Zustand verschiedener Waldbiotop/-lebensraumtypen und deren Lebensgemeinschaften. Des Weiteren betrachten wir Trends der Biodiversität (Kap. 4.2), um festzustellen, in welcher Weise sich die Artenvielfalt im Laufe der Jahre verändert hat. Besonderes Augenmerk legen wir auf die vielfältigen ökologischen Leistungen, die Wälder erbrin-

gen (Kap. 4.3). Zudem untersuchen wir die verschiedenen direkten Einflussfaktoren (Kap. 4.4), die sowohl positive als auch negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt haben, sowie die indirekten Einflussfaktoren (Kap. 4.5). In Zusammenhang damit werden auch die verschiedenen Instrumente und Maßnahmen (Kap. 4.6) betrachtet, die in Bezug auf Wälder relevant sind und bereits umgesetzt wurden, um die biologische Vielfalt zu fördern oder zu schützen. Abschließend diskutieren wir den Handlungsbedarf und Handlungsoptionen und zeigen bestehende Informations- und Forschungslücken auf (Kap. 4.7).

## 4.2 Status und Trends der biologischen Vielfalt im Wald

### 4.2.1 Biodiversitätsmonitoringprogramme im Wald

Im Lebensraum Wald gibt es vielfältige und dauerhafte Monitoringaktivitäten, welche jedoch die Biodiversität nicht ins Zentrum stellen. Es fehlt ein integriertes Monitoring mit simultanen Erfassungen von Biodiversitätsdaten und Treiberdaten. Die Ausnahme bildet das **intensive forstliche Umweltmonitoring (Level II)** (siehe unten). Wenn eine Erfassung von Arten im Wald stattfindet, ist diese in den meisten Programmen auf planungsrelevante Artengruppen ausgerichtet. Allerdings sind diese eher für Lebensräume des Offenlandes relevant, wohingegen sie im Wald unterrepräsentiert sind (z. B. Tagfalter, Amphibien, Reptilien).

Artenreiche Artengruppen mit nachweislich hoher Sensitivität für anthropogene Veränderungen in Wäldern, wie beispielsweise Holzpilze, xylobionte (totholzabhängige) Käfer, Flechten, Moose oder Nachtschmetterlinge (Paillet et al. 2010; Thorn et al. 2018), werden nur sporadisch erfasst oder fehlen im Monitoring ganz. **Daher finden sich die meisten Aussagen zu Trends von Arten im Wald lediglich in den Roten Listen.** Diese beruhen jedoch nicht auf systematisch erhobenen Daten, sondern stellen eine Zusammenfassung vieler Expertenmeinungen und Einschätzungen dar.

Im Folgenden gehen wir auf Monitoringprogramme ein, die für den Wald eine bedeutende Rolle spielen und deren Daten in zahlreichen Studien und Berichten Verwendung fanden. Diese Programme haben Daten für den Weighted Vote Count (Kap. 4.2.2.2) in Form von Literaturdaten (weiße und graue Literatur) oder auch in Form von Rohdaten geliefert. Sie waren nicht nur für die Trendanalysen des *Faktencheck Artenvielfalt* von Relevanz, sondern wurden auch in zahlreichen Studien und Berichten ausgewertet, welche wiederum in anderen Ka-

piteln des *Faktencheck Artenvielfalt* Verwendung fanden (z. B. BWI2012, Kap. 4.4, 4.5).

Biodiversitätsdaten, die der Beurteilung von Trends in Wäldern dienen können, lassen sich vereinfacht in drei Gruppen einteilen: (1) systematische, flächenrepräsentative Erhebungen für Deutschland, welche mindestens einen biodiversitätsrelevanten Parameter abbilden, (2) intensiv untersuchte Flächen, welche seit mehreren Jahren (mindestens drei Erhebungen) untersucht werden und auf denen Aufnahmen zur Biodiversität durchgeführt werden, sowie (3) Einzelerhebungen, welche eine besondere Bedeutung haben aufgrund der Parallelität zu den Arten aufgenommenen Umweltparameter wie Baumartenvielfalt, Totholz mengen, Kronenschluss oder pH-Werte im Boden.

#### 4.2.1.1 Systematische, flächenrepräsentative Erhebungen für Deutschland, welche mindestens einen biodiversitätsrelevanten Parameter abbilden

Die **Bundeswaldinventur (BWI)** ist eines der wichtigsten Monitoringverfahren im Wald mit gesetzlicher Grundlage (§ 41a Bundeswaldgesetz) und einer regelmäßigen Wiederholung einmal pro Jahrzehnt (Kap. 2.1.1). Für die Darstellung und Bewertung von Veränderungen in der Biodiversität liefert die BWI nur für Baumarten eine direkte Erfassung. Dabei erfolgt die Erhebung auch nicht immer auf Artebene (z. B. Linde, Ulme). Trotzdem liefert die BWI mehrere Informationen mit Bezug zur Biodiversität. Dies umfasst beispielsweise Informationen zu Baumartenzusammensetzung, Baumalter, Baumdimensionen, Waldstrukturen und Totholz (Thünen-Institut 2014b). Diese Informationen erlauben es, zuverlässige Trends dieser wichtigen Treiber für die Biodiversität im Wald zu ermitteln (BfN 2017; Fischer & Mölder 2017; Kroiher & Bolte 2015; Reif, Wagner & Biebling 2005) und stellen für forstpolitische Entscheidungen eine wichtige Datengrundlage dar (Lorenz, Englert & Dieter 2018). Daneben liefert die BWI Informationen zu Naturnähe der Baumartenzusammensetzung und Schutzstatus von Waldflächen auf Bundesebene (Kroiher et al. 2017). Des Weiteren können die aus der BWI generierten Daten für biodiversitätsbezogene Studien in Wäldern verwendet werden (Reise et al. 2019; Simons et al. 2021; Storch, Dormann & Bauhus 2018). Im Vergleich zu anderen Programmen ist die BWI eine der verlässlichsten Quellen zur Qualität von Waldlebensräumen (Kroiher et al. 2017). Direkte Informationen zu Biodiversität sind aber auf Baumarten beschränkt. Allerdings erfolgte 2023 mit der BWI2022 erstmals auch ein **genetisches Monitoring**.

Die **Bodenzustandserhebung (BZE)** ist ein bundesweites Monitoring von Waldböden an ca. 2.000 Punkten, das gesetzlich geregelt ist (§ 41a Bundeswaldgesetz). Dabei werden Informationen zum Zustand von Waldböden, Ernährung und Baumbestand, Totholz, aber auch Vegetationsaufnahmen regelmäßig durchgeführt. Auswertungen zur Biodiversität der Vegetation wurden bei der zweiten Erhebung durchgeführt (Fischer et al. 2019). Zurzeit läuft die dritte Erhebung, bei der auch Mikro-, Meso- und Makrofauna an 500 Punkten erfasst werden. Damit lassen sich direkte Veränderungen in Böden, Ernährung und zur Veränderung in der Bodenvegetation ableiten (Wellbrock et al. 2022). Ein weiteres Ziel ist es, Einflussfaktoren auf den Wald- und Bodenzustand und seit Neuestem auch auf die Biodiversität im Boden abzuleiten.

Die **Waldzustandserhebung (WZE)** findet jährlich an 420 Punkten, seit 2022 an 2.000 Punkten statt (**Level-I-Monitoring unter ICP Forests**). Es werden die Kronenverlichtung als Weiser für die Vitalität von Waldbäumen sowie die Fruktifikation und Schadursachen angesprochen (Wellbrock et al. 2018). Da diese Daten auf der visuellen Ansprache durch geschultes Personal beruhen, sind sie nicht frei von Beobachtereffekten. Es wird jedoch versucht, durch jährliche Kurse die Vergleichbarkeit der Aufnahmen sicherzustellen. Auch diese Erhebung liefert nur indirekt Hinweise auf Veränderungen der Biodiversität. Die Flächen der WZE sind identisch mit den Punkten der BZE und lassen dort die Untersuchung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen zu.

Das **intensive forstliche Umweltmonitoring (Level II)** untersucht Ursache-Wirkungs-Beziehungen innerhalb des Ökosystems Wald. Dabei werden auf 68 ausgewählten Flächen kontinuierlich atmosphärische Stoffeinträge, Bodenparameter, Wachstum, Kronenzustand und der Ernährungszustand der Bäume sowie die Zusammensetzung der Bodenlösung erfasst und durch meteorologische Messungen sowie Erfassungen der Artenzusammensetzung der Bodenvegetation (Biodiversität) und zum Streufall ergänzt (Sanders, Krüger & Holzhausen 2020). Die Flächen bildeten bei ihrer Anlage vor rund 30 Jahren die wichtigsten Waldtypen Deutschlands ab. Diese erfahren natürliche Störungen, Verjüngung, aber auch Management und wandeln sich daher von Monokulturen zu Mischwäldern. Seit 2014 ist es durch die Bundesverordnung ForUmV im Bundeswaldgesetz verankert (§ 41a Absatz 6 BWaldG). Die Auswahl der 68 Flächen aus dem bestehenden Netzwerk mit über 100 Monitoringflächen erfolgte aufgrund von Niederschlag, pH-Wert und N-Deposition für jede der vier Hauptbaumarten. Die Flächen wurden angelegt, um

Auswirkungen der Deposition auf Bäume, Bodenvegetation und Böden zu erfassen. Biodiversität stand in den 1990er-Jahren noch nicht im Fokus. Daher deckt das Versuchsdesign nicht alle Gradienten der für die Biodiversität im Wald wichtigen Treiber in ihrer vollen Länge ab. Dies gilt für das Baumalter, die Totholz mengen und den Kronenschluss. Damit können auch nicht alle relevanten Ursache-Wirkungs-Beziehungen ermittelt werden. Allerdings entwickelt sich das Level-II-Monitoring weiter, und im Jahr 2023 erfolgt erstmals und projektbezogen eine Aufnahme der Bodenbiodiversität. Weiterhin geht 2023 das akustische Monitoring zur Erfassung von Vögeln in die Testphase. Strukturaufnahmen mit Drohnen sollen künftig die Auswertung von Treibern ergänzen.

Das **Monitoring häufiger Brutvogelarten (MhB)** (Kap. 2.1.1) liefert bundesweite Bestandstrends für derzeit etwa 100 Vogelarten. Auch Wälder sind von diesem Programm abgedeckt.

Beim **Monitoring seltener Brutvögel (MsB)** (Kap. 2.1.1) werden seltene und mittelhäufige Brutvogelarten erfasst. Hier werden z. B. Spechte als wichtige funktionale Gruppe in Wäldern am Ende des Winters erfasst.

Das **Natura 2000 Monitoring (FFH, SPA)** (Kap. 2.1.1) hat nicht das Ziel, exakte Trends von Arten zu errechnen, sondern die Entwicklung von Lebensräumen und Populationen für ganze biogeografische Räume zu bewerten – ebenso in Wäldern.

Einige Transekte des **Tagfalter-Monitorings Deutschland (TMD)** liegen auch in Wäldern (Kap. 2.1.1). Das Monitoring ist für Wälder nur von bedingter Eignung. Hier wären Erfassungen von Nachtschmetterlingen sinnvoller, da diese im Wald artenreicher sind.

#### 4.2.1.2 Über mehrere Jahre intensiv untersuchte Flächen mit Aufnahmen zur biologischen Vielfalt

Die **Biodiversitätsexploratorien** haben das Ziel, die Auswirkungen der Landnutzungsintensität auf die biologische Vielfalt und die Funktionsweise von Ökosystemen zu verstehen. Bei dieser Forschungsplattform arbeiten Forschungsgruppen aus verschiedenen Fachdisziplinen auf denselben Flächen an gemeinsamen Fragestellungen, um die gesamte Breite der Biodiversität zu erfassen (Fischer et al. 2010). Trotz des großen Schwerpunktprogramms liegen nur zu wenigen Artengruppen und Methoden längere Zeitreihen von über zehn Jahren vor (Seibold et al. 2019; Staab et al. 2023). Dies sind in erster Linie Käfer, Wanzen, Bodenorganismen unterschiedlicher Taxa und Pflanzen.

Im Rahmen des **Monitorings für Flächen des Nationalen Naturerbes (NNE-Waldmonitoring)** werden Daten zur Waldstruktur, Totholz, Mikrohabitaten und Waldverjüngung erhoben (Züghart, Reiter & Metzmacher 2021).

Das **Monitoring von Flächen mit natürlicher Waldentwicklung** (Naturwaldreservate, Kernzonen von Nationalparks und von Biosphärenreservaten) wird von verschiedenen forstlichen Forschungsanstalten sowie Nationalparkverwaltungen durchgeführt. Dabei werden in der Regel Wiederholungsaufnahmen zu Waldstruktur und Totholz, Mikrohabitaten und Verjüngung der Baumarten erhoben. Problematisch ist hier, dass viele Erfassungen nur in den aus der forstlichen Nutzung entlassenen Waldbeständen ohne Vergleichsflächen in Wirtschaftswäldern erfolgen und in keinem der Programme ausreichend Mittel zur Verfügung stehen, um regelmäßige Biodiversitätsdaten nach wissenschaftlichem Design in genügend Wiederholungen zu erheben. Durch die Zuständigkeit bei den Bundesländern erfolgt das Monitoring bundesweit nicht nach einheitlichen Standards, trotz Empfehlungen hierzu (z. B. Methoden zur Aufnahme und Beschreibung der Waldstruktur) (Meyer et al. 2001; Winter et al. 1999). Längere Zeitreihen zur Diversität in diesen Wäldern sind selten. Wenn sie vorhanden sind, gehen sie häufig auf private Initiativen zurück. Diese können zwar ausgewertet werden, sind aber in Bezug auf die Standardisierung des Aufwands und der Methoden eingeschränkt (Roth et al. 2021).

#### 4.2.1.3 Einzelerhebungen, welche eine besondere Bedeutung aufgrund der aufgenommenen Parameter haben

Verschiedene Einrichtungen wie **Nationalparks, Fachgesellschaften** und **Vereine** erheben Daten zur Biodiversität. Diese sind in der Regel nur regionalen Ursprungs, können aber bei ausreichender Standardisierung zu hochwertigen Daten über lange Zeit führen.

Die Erfassung der Vielfalt und Verbreitung der Pflanzenarten in Deutschland im Rahmen der **floristischen Kartierung in Deutschland** ist eine unverzichtbare Grundlage für Naturschutzhandeln und -politik. Sie lässt durch wiederholte Erfassungen Aussagen zur Veränderung der Biodiversität zu (Metzing, May & Wolf 2021).

Seit Beginn der 2000er-Jahre gibt es eine stetige Ausbreitung des Wolfs (*Canis lupus*) in Deutschland, was dazu geführt hat, dass eine **Beratungsstelle des Bundes zum Thema Wolf (DBBW)** eingerichtet wurde (DBBW 2023). Hier werden Daten aus allen Bundesländern zu

Einzelwölfen, Paaren und Rudeln zusammengetragen und deutschlandweit dargestellt.

Im Rahmen des bundesweit größten **Monitoringprogramms der Jägerschaft** werden seit 2001 Daten zum Vorkommen, zu Bestandsdichten und zur Populationsentwicklung vorwiegend jagdbarer Arten erhoben (DJV 2022a). Ziel ist die flächendeckende Dokumentation von Wildtierpopulationen, um daraus Strategien für den Erhalt und die nachhaltige Nutzung von Wildtieren zu entwickeln. Die Datenerhebung im WILD-Projekt beruht einerseits auf Wildtierzählungen in ausgewählten Gebieten, andererseits auf Einschätzungen in möglichst vielen Jagdbezirken Deutschlands durch ehrenamtlich beteiligte Jägerinnen und Jäger. Ein besonderer Fokus liegt auf Arten des Offenlandes wie Feldhase und Rebhuhn, die wichtige Weiser bei der Einschätzung von Biodiversität im Agrarlebensraum sein können. Problematisch ist hierbei, dass die Daten von nicht geschultem Personal erhoben werden und daher zu vielen Arten, insbesondere zu Arten oder Artengruppen im Fokus des Biodiversitätsschutzes, nur wenig belastbare Informationen liefern.

#### 4.2.1.4 Ausblick

Anders als bei den Informationen zu Bäumen aus der BWI fehlt ein bundesweites Monitoring zu umfassender Biodiversität im Wald. Hier wird aktuell an einem **Nationalen Biodiversitätsmonitoring im Wald** (NaBio-Wald) unter Einbeziehung bestehender Programme gearbeitet (Bolte et al. 2022; Kroihner et al. 2022) (Kap. 2.1.2). In ähnlicher Weise wird das bisher völlige Fehlen eines genetischen Monitorings selbst der wenigen Baumarten in Deutschland aktuell angegangen (wie oben bereits beschrieben).

Einige weitere Ökosystemmonitoringprogramme befinden sich derzeit in der Umsetzungsphase. Dazu gehören das Ökosystemmonitoring, das den Zustand und die Veränderung von Biotopen inklusive Waldbiotopen auf bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen (SPF) erfasst, sowie das bundesweite Insektenmonitoring, das Tagfalter, Käfer und bodenlebende Spinnen auch in Wäldern erfasst. Weitere bundesweite Ansätze beabsichtigen ein Monitoring zu xylobionten Käfern oder die Erweiterung der BWI um vegetationskundliche Daten. Diese werden aktuell in Forschungsvorhaben erprobt.

Bislang war der hohe Aufwand für die Erfassung der Biodiversität in Wäldern das Haupthindernis für ein systematisches Monitoring. Hilfreich dürften hier künftig die Anwendung und Weiterentwicklung neuer Methoden sein, wie die Erfassung der Sounddiversität in

Verbindung mit der KI-Identifizierung von Vogelarten (Kahl et al. 2021), automatische Bilderkennung von Insekten (van Klink et al. 2022), automatisches Weiterarbeiten und Erkennung einzelner Individuen von Kamerafallendaten (Vélez et al. 2023) oder Metabarcoding von Insektenproben (Hausmann et al. 2020).

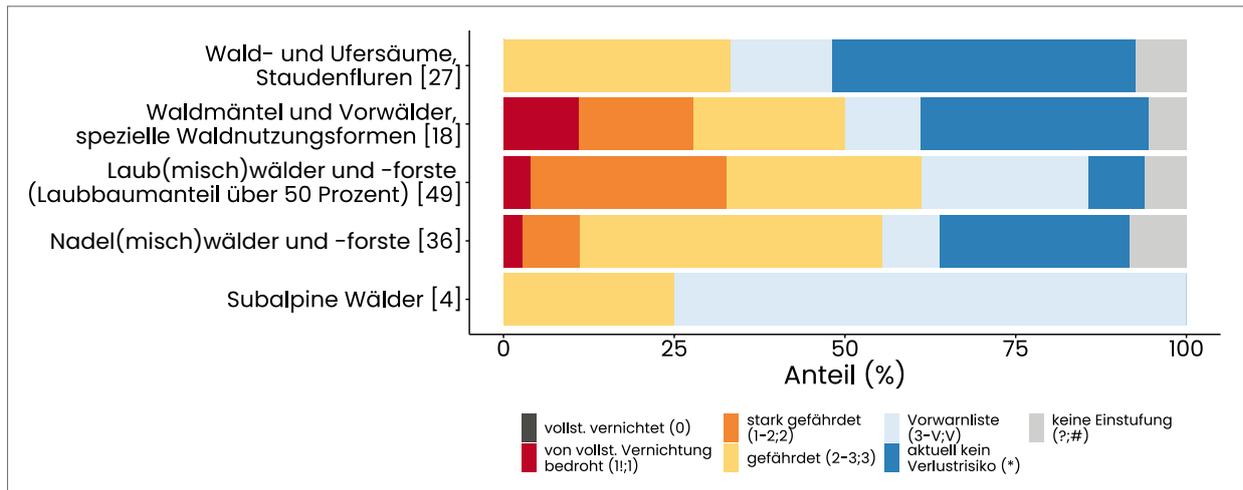
## 4.2.2 Status und Trends der Lebensräume und Organismengruppen im Wald

### 4.2.2.1 Status und Trends der Waldlebensräume

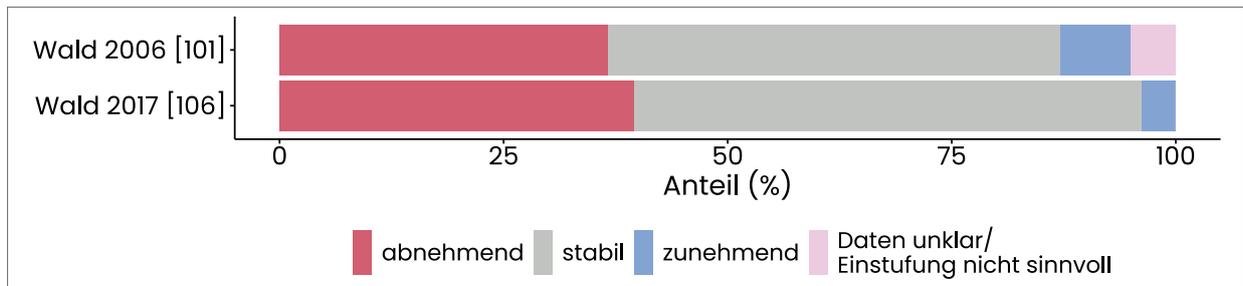
Zur Einstufung des Status und der Trends der Waldlebensräume können insbesondere zwei Datengrundlagen herangezogen werden: die Rote Liste der gefährdeten Biototypen Deutschlands sowie die Auswertungen zum Monitoring der FFH-Lebensraumtypen.

### Status und Trend der Roten Liste der gefährdeten Waldbiotypen

Die Rote Liste gefährdeter Biotypen weist für 68,2 % der in Deutschland vorkommenden Waldbiotypen (Biotypen gemäß Riecken et al. (2003) eine wenn auch unterschiedlich hohe (Kategorie 0 bis 3), Gesamtgefährdung und damit verbundenes Verlustrisiko auf (Finck et al. 2017) (Abb. 4.2, Tab. S1). Dabei ist **ein Drittel der Waldbiotypen stark gefährdet bis akut von vollständiger Vernichtung bedroht**. Diesbezüglich besonders auffällig sind Waldbiotope, die auf spezielle (historische) Waldnutzungsformen angewiesen sind, wie Hute-, Nieder- und Mittelwälder. Nach Kamp (2022) ist die Fläche der Niederwälder in Deutschland seit 1927 um 99 % zurückgegangen, die heute noch genutzte Fläche wird auf 6.400 ha geschätzt. Sehr ähnlich verhält es sich mit Mittelwäldern, hier wird von weniger als 6.000 ha Fläche ausgegangen. Besonders gefährdet sind zudem solche Waldbiotope, die auf staunassen Torfböden wachsen, wie Bruchwälder und Birken-Moorwälder. Naturnahe Laub(misch)- und Nadel(misch)wälder wurden vorrangig im Übergangsbereich zwischen »gefährdet« und »Vorwarnliste« eingestuft und weisen stabile Entwicklungstendenzen auf. Gleiches gilt für die subalpinen Wälder. Laub- und Nadelmischforste heimischer Baumarten weisen nach der Roten Liste zurzeit keine Verlustrisiken auf. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass diese Einstufungen vor dem Zeitraum seit 2017 vorgenommen wurden, der durch starke Stürme in Kombination mit zum Teil mehreren durch Hitze und Dürre gekennzeichneten Sommern in Folge gekennzeichnet ist. Dies hat in Mitteleuropa zu einer erhöhten Baumsterblichkeit geführt (Hartmann et al. 2022), und es besteht Anlass zu der Annahme, dass sich die Vitalität verschiedener Waldtypen zukünftig ungünstig entwickeln



**Abbildung 4.2:** Rote-Liste-Status der Biotypen Deutschlands mit Zuordnung zum Wald, differenziert nach Biotypengruppen (BTG), nach Rote Liste der gefährdeten Biotypen Deutschlands (Finck et al. 2017). Zahl in eckigen Klammern = Anzahl der Biotypen je BTG. Hinweis: BTG 41 Feldgehölze, Gebüsche, Hecken und Gehölzstrukturen gehören laut Roter Liste zu »Wald«, werden im *Faktencheck Artenvielfalt* aber im Kapitel »Agrar- und Offenland« besprochen. BTG 39 Wald- und Ufersäume, Staudenfluren wird hingegen in diesem Kapitel thematisiert.



**Abbildung 4.3:** Vergleich der Entwicklungstendenzen der Hauptgruppen der langfristig gefährdeten Biotypen der Wälder (BTG 41–44) im Vergleich 2006 und 2017, nach Rote Liste der gefährdeten Biotypen Deutschlands (Finck et al. 2017). Zahl in eckigen Klammern = Anzahl der langfristig gefährdeten Biotypen.

wird (Martinez del Castillo et al. 2022; Schuldt et al. 2020; Walthert et al. 2021).

Insgesamt haben sich die Entwicklungstendenzen für die Waldbiotope im Vergleich zu 2006 wenig geändert. Der Großteil der Biotypen zeigt eine stabile Entwicklungstendenz (Finck et al. 2017) (Abb. 4.3).

### Waldlebensraumtypen im FFH-Bericht 2019 und anderen Berichten

Ein differenziertes Bild bezüglich Status und Trends der Waldlebensraumtypen (Wald-LRT) in der Bundesrepublik Deutschland zeigt auch der FFH-Bericht 2019 (BMU & BfN 2020): **Lediglich rund 41 % der Wald-LRT weisen einen günstigen Erhaltungszustand auf** ( $n = 15$ , Tab. S2).

Deutschland besitzt eine hohe Verantwortung für Rotbuchenwälder (Panek 2020). Von Natur aus würden Buchenwälder in Deutschland auf etwa zwei Drittel der Landfläche vorkommen (Ellenberg & Leuschner 2010). Viele Buchenwaldlebensräume, die durch die FFH-Richtlinie geschützt werden, sind gemäß den Auswer-

tungen der FFH-Monitoringdaten (BMU & BfN 2020) in guten Erhaltungszuständen, Ausnahmen bilden die Buchenwälder in der atlantischen Region. Zu beachten ist jedoch, dass die auch in Eichen- und Buchenmischwäldern erhöhte Mortalität in den Dürre Jahren seit 2018 (Meyer et al. 2022; Schuldt et al. 2020) in diese Einschätzung noch nicht eingeflossen sind. Aus Sicht der Biodiversität scheinen sich die dadurch angestiegenen Totholzvorräte auch in mittelalten Wäldern positiv auf bedrohte Arten auszuwirken (Bussler 2023). Durch die Verbesserung der »spezifischen Strukturen und Funktionen« der Wälder, vor allem mit erhöhtem Totholzanteil und einer Mehrung an Altholzbeständen, hat sich der Erhaltungszustand in vielen Wäldern verbessert (Thünen-Institut 2014b). Zu völlig anderen Schlussfolgerungen kommt Panek (2020). Durch die Auswertung der Daten des alternativen Waldzustandsberichtes der Naturwaldakademie Lübeck (Welle, Knut & Bohr 2018) kommt er zu dem Schluss, dass sich alle in Deutschland vorkommenden Buchenwaldtypen in einem dramatischen Zustand befinden. Ausschlaggebend für die unter-

schiedliche Gefährdungseinstufung sind unterschiedliche Bezugsgrundlagen. Welle, Knut & Bohr (2018) und Panek (2020) beziehen sich auf die Daten der BWI2012, die sie ins Verhältnis zur potenziell natürlichen Vegetation (pnV) nach Suck et al. (BfN 2014a) setzen. Die pnV ist »ein gedachter Vegetationszustand, der die abiotische Qualität des Standorts (Boden- und Klimafaktoren einschließlich vegetationshistorischer Einflüsse) in Beziehung setzt zu einer jeweils zugeordneten, höchst entwickelbar zu denkenden Vegetation. [...] Der direkte Einfluss des Menschen auf die Vegetationsentwicklung wird dabei gedanklich ausgeblendet [...]« (BfN 2014b). Der hieraus abgeleitete Waldzustandsindex bezieht sich somit auf die gesamte terrestrische Fläche Deutschlands, also neben Wäldern auch auf alle landwirtschaftlich genutzten Flächen und sämtliche Siedlungsräume. Bezogen auf diese Flächenkulisse, nehmen Buchenwälder nur noch 8 % ihres ursprünglichen Verbreitungsareals ein. Im Gegensatz zu Welle, Knut & Bohr (2018) und Panek (2020) beziehen sich die Rote Liste und der FFH-Bericht ausschließlich auf die Waldfläche von 11,4 Mio. ha. Diese bewertet die LRT hinsichtlich ihres langfristigen Überlebens. Dabei geht es nicht um (potenzielle) maximale Flächengrößen. Immer wieder wurde bei der FFH-Bewertung auch die Verwendung aus heutiger Sicht unzureichender Schwellenwerte für gute Erhaltungszustände kritisiert, so z. B. für Totholz (Flade 2013), die teilweise deutlich unter den Ansprüchen bedrohter Arten liegen (Müller & Bütler 2010).

Auwälder, Moorwälder und Flechten-Kiefernwälder befinden sich laut FFH-Bericht in den beiden biogeografischen Regionen »atlantisch« und »kontinental« in einem schlechten Zustand. Die Hauptbeeinträchtigungen bei den Moor- und Auwäldern sind u. a. die Veränderung der hydrologischen Verhältnisse und Entwässerung (Ellenberg & Leuschner 2010; Härdtle et al. 2020). Bei den Flechten-Kiefernwäldern sind es die Veränderungen der Artenzusammensetzung durch die ungenelkte Sukzession auf Sekundärstandorten bzw. mangelnde Pflegemaßnahmen und der Eintrag von Luftschadstoffen (insb. Stickstoffeinträge) (Ellenberg & Leuschner 2010; Heinken 2008).

Eichenwälder zeigen einen unzureichenden bis schlechten Zustand. Ohne menschlichen Einfluss können sich Eichen in Mischungen mit Buche und Edellaubhölzern nur dann behaupten, wenn die Konkurrenzkraft der Buche verringert ist, z. B. auf grundwasserbeeinflussten Standorten oder auf sehr trockenen, flachgründigen Standorten (Mosandl & Abt 2016). Diese werden häufig als »primäre« Eichenwälder bezeichnet. Der größte Anteil der Eichen-Waldlebensraumtypen ist his-

torisch bedingtes Kulturgut (sog. sekundäre Eichenwälder) mit einer hohen Biodiversität (BfN 2019a; Ssymank 2016). Häufig führten aufgelassene bzw. durchgewachsene Nieder- und Mittelwälder zu diesen Waldlebensraumtypen. Durch den o. g. drastischen Rückgang dieser Bewirtschaftungsformen sind Eichen-Waldlebensraumtypen stark gefährdet. Ein weiterer negativer Faktor ist die nicht lebensraumangepasste Huftierdichte, die zu Schäden an der Verjüngung führt (Ammer et al. 2010).

#### 4.2.2.2 Status und Trends Organismengruppen

##### Ergebnisse der Literatur- und Datenanalysen von Biodiversitätstrends

Ziel der hier zugrunde liegenden Analyse war es, das Literaturwissen zu zeitlichen Biodiversitätstrends zu extrahieren und ein räumlich explizites, möglichst umfassendes Bild der vorhandenen Datenlage zu gewinnen, das über eine reine Experteneinschätzung hinausgeht. Es wurde dabei englischsprachige und deutschsprachige Literatur berücksichtigt. Englischsprachige Literatur wurde gemäß den Empfehlungen für systematische wissenschaftliche Untersuchungen in der Ökologie (Gusenbauer & Haddaway 2020, Foo et al. 2021) im Web of Science und in Scopus gesucht. Um gezielt auf die Biodiversität abzielen, wurden passende Schlagwörter im Bereich der Biodiversität, des Lebensraumtyps und der Region definiert. Die vollständigen Jahresindizes einer Liste von relevanten deutschsprachigen Zeitschriften wurden anhand der Überschriften nach potenziell relevanten Artikeln durchsucht (Anhang A2.2). Forschungsberichte wurden u. a. über die Webseiten von UBA, BfN, des Thünen-Instituts sowie über die Webseiten der Landesumweltämter und weiterer länderspezifischer Behörden identifiziert. Zudem wurden Recherchen über Google und Google Scholar durchgeführt, um relevante Publikationen aus dem deutschsprachigen Raum zu identifizieren. Weitere Quellen bestanden z. B. in ausgewählten akademischen Abschlussarbeiten (Bachelor-/Masterarbeiten und Dissertationen). Weitere relevante Artikel wurden während des Schreibprozesses durch die Autorenschaft ergänzt. Hinzu kam die statistische Auswertung von vorhandenen Monitoringdaten und Daten aus Wiederholungsstudien. Eine ausführliche Beschreibung der Methodik sowie eine Liste der analysierten Artikel und Datensätze finden sich in Anhang A2.1.

Es ist zu betonen, dass es nicht »das eine« Maß für biologische Vielfalt gibt, sondern die biologische Vielfalt mit verschiedenen Maßzahlen (bspw. Artenzahl, Biomasse, Artenzusammensetzung) bestimmt werden sollte (Sinclair et al. 2024). Aufgrund der hohen Variabi-

lität zwischen Arten und Lebensräumen konnte bislang keine der genannten einzelnen Untersuchungen, auch wenn sie auf langen Zeitreihen, aggregierten Daten oder Kartierungen beruhen, ein Gesamtbild über Biodiversitätsänderungen in Deutschland liefern. Der *Faktencheck Artenvielfalt* geht einen wichtigen Schritt, diese Lücke zu schließen.

Anders als bei den Rote-Liste-Trends, die Populationsentwicklungen einzelner Arten in den Blick nehmen, fokussiert diese Analyse auf Facetten der biologischen Vielfalt von Lebensgemeinschaften (Artenzahl, Häufigkeiten und »Effektive Artenzahl«, die die Häufigkeitsverteilung von Arten einer Gemeinschaft berücksichtigt).

Wir kategorisieren die Biodiversitätsmaße in drei größere Gruppen (Abb. 4.4):

- **Artenzahl** ist die präsenzbasierte Anzahl unterschiedlicher Taxa, unabhängig von ihrer Dominanz oder Seltenheit. Für Organismengruppen, die mehrfach im Jahr gemessen werden, werden jährliche Artenlisten erstellt, da uns die Langzeittrends und nicht die saisonalen Entwicklungen interessieren. Von Zeitreihen, die aus der Literaturanalyse stammen, wird der Trend so übernommen, wie er in der jeweiligen Publikation beschrieben wurde, von denen, die auf Rohdaten basieren, wird der zeitliche Trend der log-transformierten Artenzahl errechnet.
- Eine Reihe von Diversitätsmaßen bezieht die relative Abundanz der Arten in den Lebensgemeinschaften mit ein. Indizes wie Shannon, Simpson oder die Serie der Hill-Numbers sind weit verbreitet. Während in der Literaturanalyse die jeweils angegebenen Maße benutzt werden, wird für die Analyse der vorliegenden Daten die Effektive Artenzahl (**Effective Number of Species, ENS**) als Diversitätsmaß verwendet. ENS ist weniger als andere Maße durch Unterschiede bei der Probenahme, der Größe des Artenpools und räumlichen Aggregation von Individuen beeinflusst (Chase & Knight 2013). Zur Vereinfachung der Darstellung werden in der Darstellung alle dominanzbezogenen Diversitätsmaße unter der Rubrik ENS dargestellt.
- Unabhängig von der Artenzahl und Diversität kann sich auch die Individuenzahl oder deren Biomasse in einem Lebensraum verändern. Dabei ist für verschiedene Organismengruppen die Angabe von Abundanz oder Biomassen per Art oft eine logische Folge der Biologie bzw. des Monitoringansatzes. Dennoch werden beides, die Gesamtbioasse und die gesamte Abundanz (pro Flächenmaß oder Volumen), hier gemeinsam als **Abundanz** vorgestellt. Auch wenn die

Maße zwischen den verschiedenen Zeitreihen differieren, so sind diese innerhalb der jeweiligen Zeitreihen konsistent.

Zur Auswertung der zeitlichen Biodiversitätstrends wurde im hier vorgelegten Bericht die Methode des Weighted Vote Count (gewichtete Stimmzählung) verwendet. Beim Vote Count wird jeder einzelnen Studie oder jedem Datensatz ein bestimmtes Ergebnis zugewiesen und dann der prozentuale Anteil der Stimmen für jedes Ergebnis angegeben. Anstelle einer einfachen Mittelwertbildung werden im *Faktencheck Artenvielfalt* die Stimmen beim Weighted Vote Count nach der Anzahl der Beobachtungsjahre gewichtet. Dadurch erhalten Studien mit einer größeren Anzahl an Beobachtungsjahren ein stärkeres Gewicht. Die zeitlichen Trends werden dann den Kategorien positiv, negativ, neutral, negativ zu positiv (Zunahme nach vorheriger Abnahme) und positiv zu negativ (Abnahme nach vorheriger Zunahme) zugeordnet. Für die Literaturanalyse wird dies aus den Schlussfolgerungen der Artikel übernommen, für die Datenanalyse erfolgt die Zuordnung anhand der statistischen Analyse von linearen und nicht linearen Regressionen.

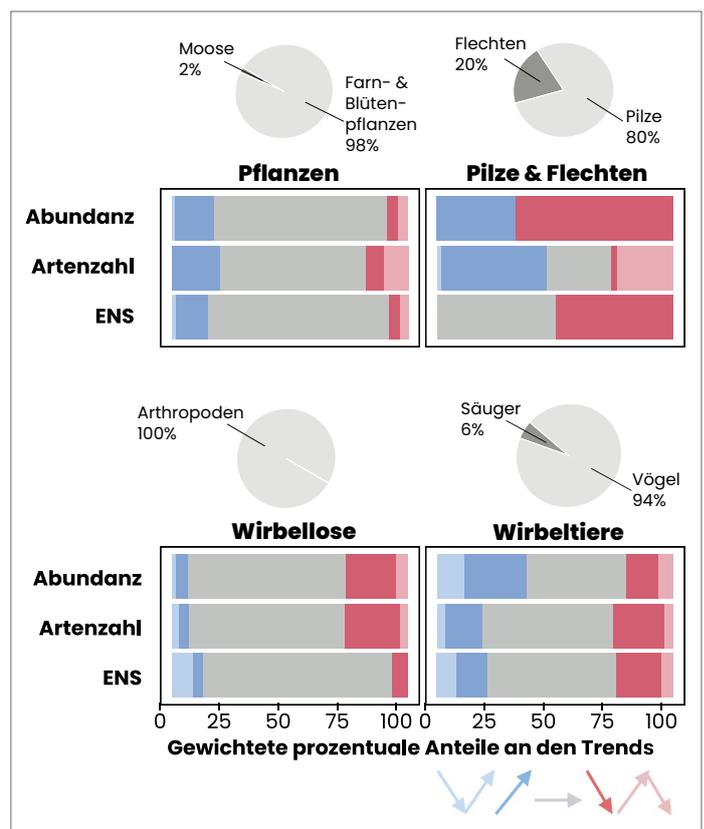
Während die Roten Listen vor allem detaillierte Informationen zu Einzelarten verschiedener Organismengruppen liefern, findet die Auswertung des Weighted Vote Count ausschließlich auf Ebene der Hauptgruppen (Pflanzen, Pilze & Flechten, Wirbeltiere, Wirbellose) statt. Es ist ferner zu berücksichtigen, dass die Zeitreihen nur einen Ausschnitt der Biodiversitätsveränderung darstellen können, weil auf stark degradierten oder verschwundenen Habitatflächen ein Monitoring normalerweise nicht weitergeführt wird. Extreme Verschlechterungen werden so nicht erfasst, obwohl sie vielerorts auftreten. Für ein vollständigeres Bild von Biodiversitätsveränderungen müsste die Umwandlung von Flächen oder Flächenanteilen einzelner Habitattypen einbezogen werden, was aber außerhalb der Möglichkeiten des *Faktencheck Artenvielfalt* lag. Eine detaillierte Aufschlüsselung nach Organismengruppen erfolgt dann jeweils bei diesen. Aus der Recherche (Stand 19.12.2023) entfielen von insgesamt 15.272 einzelnen Biodiversitätstrends 2.784 auf den Lebensraum »Wald«, was fast 20 % aller Trends ausmacht (Abb. 2.7). Davon stammen 2.466 aus ausgewerteten Datensätzen und 318 aus gesichteter Literatur. Aufgeteilt auf die Hauptgruppen der Organismen, fokussierte ein Großteil der Studien auf Wirbeltiere (1.152 Trends) und Pflanzen (1.008 Trends). Für die Gruppe der Wirbeltiere ist zu erwähnen, dass der Großteil der Trends (94 %) auf Vögel fokussiert und die

Mehrheit der Daten aus dem Monitoring häufiger Brutvogelarten (MhB) stammt, auf diese Ergebnisse wird unter »Status und Trends der Vögel« detaillierter eingegangen. Auf die Gruppen der Wirbellosen entfielen 575 Trends und auf die Gruppe der Pilze und Flechten 49 Trends (Abb. 4.4). Die Studien untersuchten in etwa gleichem Maße die zeitlichen Änderungen der Abundanz (1.004 Trends), Artenzahl (950 Trends) und die effektive Anzahl der Arten (ENS) (830 Trends). In den Gruppen der Pflanzen, Wirbellosen und Wirbeltiere war ein erheblicher Prozentsatz der gewichteten Trends neutral (54–78 %) (Abb. 4.4). Bei den Pflanzen überwiegen die positiven Anteile (15–20 %) leicht die negativen Anteile (8–18 %) an den Trends für alle drei Biodiversitätsmaße. Hingegen war bei den Wirbellosen der Anteil der negativen Trends höher als der Anteil der positiven Trends für Abundanz, Artenzahl und ENS der Anteil der negativen Trends höher als der Anteil der positiven Trends (negativ: 9–29 %, positiv: 7–13 %). Bei den Wirbeltieren überwog für Abundanz der Anteil der positiven Trends (38 %) die negativen Trends (20 %), für Artenzahl und ENS fanden sich aber auch in dieser Gruppe mehr Anteile positiver (24–26 %) als negativer Trends (19–22 %). Die geringe Anzahl ausgewerteter Studien zu Pilzen und Flechten zeigte mehr negative (67 %) als positive (33 %) Trends in der Abundanz, bei der Artenzahl zeigten sich überwiegend positive Trends (46 %), weniger neutrale (28 %) und negative (26 %) Trends.

Es muss darauf hingewiesen werden, dass mehrere Gründe dazu führen können, dass im Weighted Vote Count mehr positive Trends zu finden sind, als es die Roten Listen für die Organismengruppen widerspiegeln. Zum einen gibt es bei Monitoringdaten einen statistischen Bias hin zu positiven Trends der Artenzahl, weil die Detektionswahrscheinlichkeiten für lokale Aussterbe- und Einwanderungsereignisse nicht gleich sind. So wird ein lokales Einwandern von neuen Arten in der Regel eher festgestellt als ein Aussterben an vorhandenen Arten. Dadurch entsteht ein temporäres Ungleichgewicht zugunsten von neu hinzukommenden Arten, das erst nach Jahrzehnten abnimmt und daher einen positiven Trend vortäuscht (für Details siehe 2.1.4). Zudem stammt eine Vielzahl der Studien, die in den Weighted Vote Count eingegangen sind, aus Habitattypen, die im Fokus des Naturschutzes stehen, in Naturschutzgebieten durchgeführt wurden oder Untersuchungen des Erfolgs einer bestimmten durchgeführten Maßnahme dokumentieren. Diese Informationen zu Schutzstatus bzw. durchgeführten Maßnahmen wurden gemeinsam mit den Trendangaben aus der Literatur extrahiert, werden aber in dieser Gesamtübersicht nicht differenziert, da

diese Informationen nicht für alle Datensätze zugänglich waren und deshalb nicht in die Analyse einbezogen werden konnten. Das bedeutet, dass jegliche Analysen aus dem Weighted Vote Count stets mit einer möglichen positiven Überschätzung von Trends einhergehen. Ebenso ist zu beachten, dass die Datenlage stark zwischen den einzelnen Lebensraumtypen, Organismengruppen und Regionen variiert und somit nicht repräsentativ für die Gesamtzahl an Arten und Biotopen in Deutschland ist (Abb. 2.6, 2.7).

Die Anzahl an Beobachtungsjahren (= Messzeitpunkte) der Studien reichte von zwei bis 49 Jahren, im Mittel lag sie bei sechs Jahren. Wir berücksichtigen nur Messdaten ab dem Jahr 1900. Für den Lebensraum Wald war das früheste Startjahr einer Studie bereits 1900, die jüngste Studie startete im Jahr 2019, das Median-Startjahr war 1998 (Abb. 4.5). Das heißt, die meisten Studien können keine Aussage über die Biodiversitätsveränderungen der Zeit vor 1980 treffen (nur 10 % der Studien), selbst der Beginn der 1990er-Jahre ist nur bei 19 % der Studien ein-

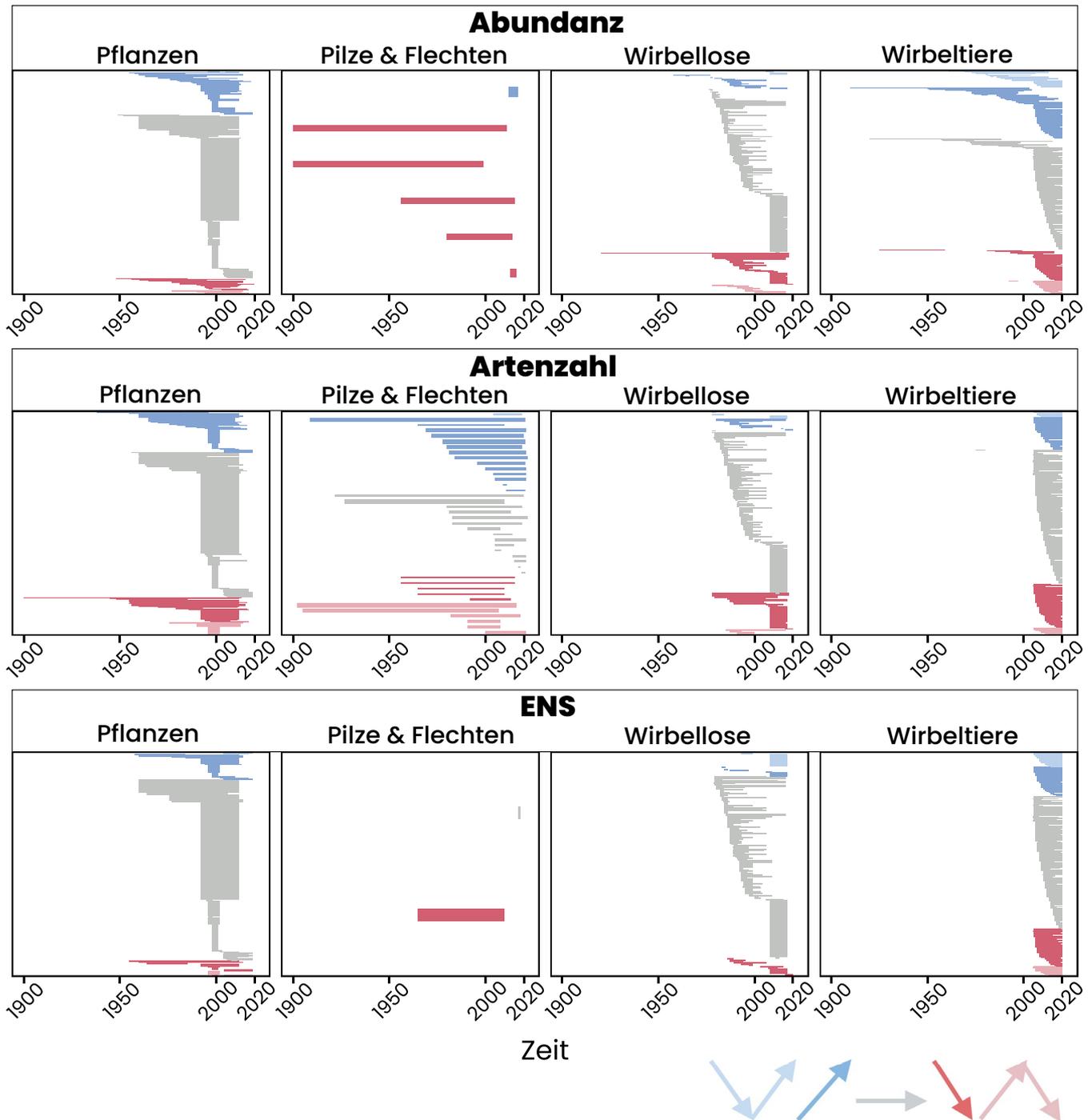


**Abbildung 4.4:** Gewichtete prozentuale Anteile an den Trends der gemessenen Biodiversitätsmaße (effektive Anzahl der Arten – ENS, Artenzahl, Abundanz) für die jeweilige Artengruppe im Lebensraum Wald. Die Farben repräsentieren die Trends: positiv (blau), Wechsel von negativ zu positiv (hellblau), neutral (kein Trend, grau), negativ (rot) und Wechsel von positiv zu negativ (hellrot). Die Tortendiagramme zeigen jeweils den prozentualen Anteil an Trends aus den Organismengruppen der Pflanzen, Pilze & Flechten, Wirbellosen und Wirbeltiere.

bezogen. Es fällt außerdem auf, dass die Beobachtungsdauer sich auf die Detektion von Trends auswirkt, die bei neutralen Trends im Mittel bei 12,8 Jahren liegt, bei signifikanten Trends (signifikant positiv oder negativ) aber im Mittel bei 15,5 Jahren mit Beobachtung liegt.

Unter Anwendung eines Moving-Window-Ansatzes konnten die Datenpunkte aggregiert und in ihren

Veränderungen im Laufe der Zeit visualisiert werden. Wenn man die neutralen Trends ausblendet, lässt sich die Wahrscheinlichkeit für einen positiven Trend berechnen und gegen die Nullhypothese testen, dass positive und negative Trends sich ausgleichen. Hierdurch zeigen sich gemeinsame Trends noch einmal deutlicher (Abb. 4.6). Bei der Interpretation ist jedoch zu beach-

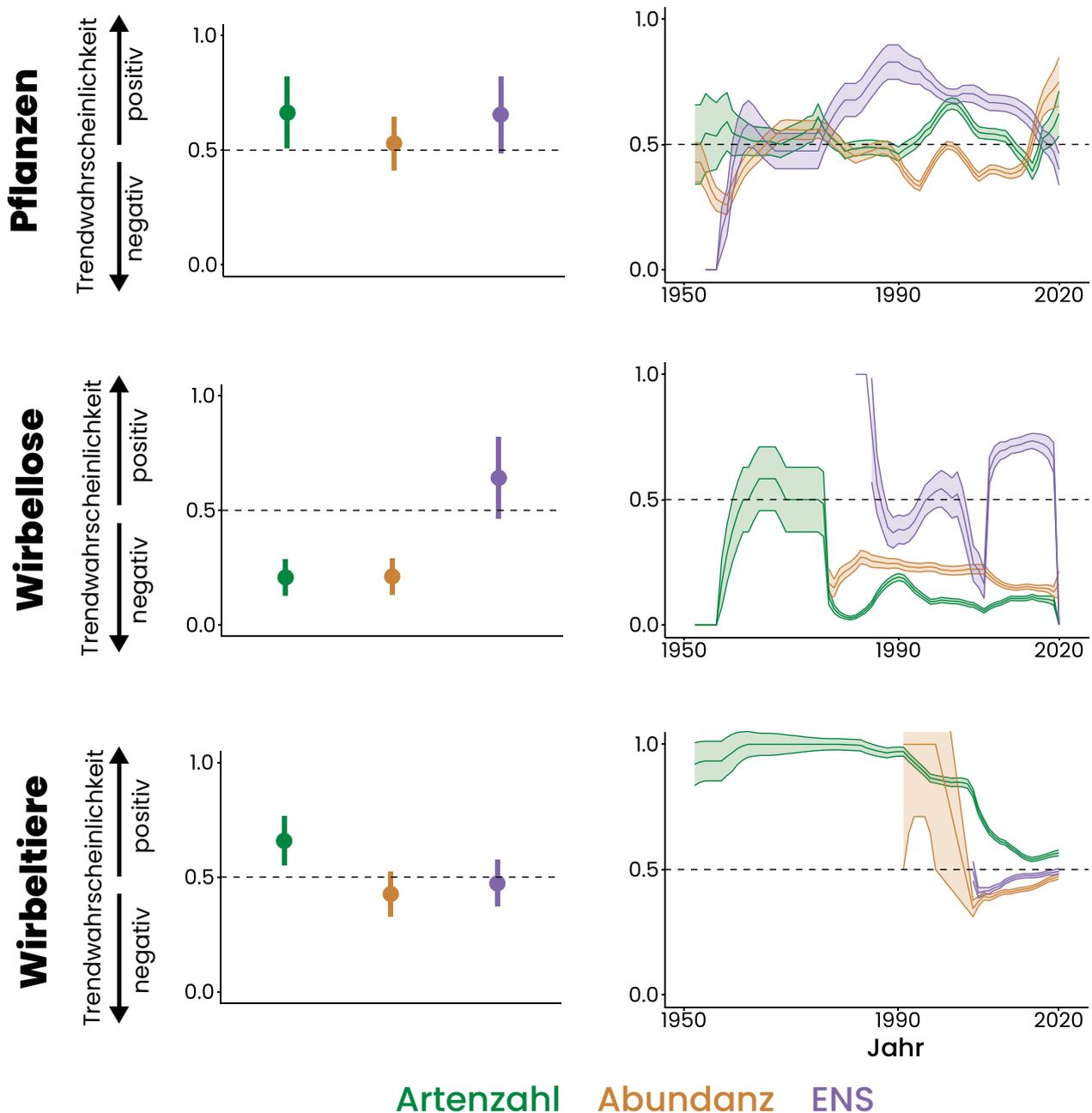


**Abbildung 4.5:** Gewichtete Trends der gemessenen Biodiversitätsmaße (effektive Anzahl der Arten – ENS, Artenzahl, Abundanz) für die jeweilige Artengruppe im Lebensraum Wald. Jede Linie repräsentiert eine Studie, die Liniendicke ist die Gewichtung (»weight«, Quadratwurzel-transformiert), die Ausdehnung der Linie stellt die Dauer der Studie vom Startjahr bis zum Endjahr dar. Die Farben repräsentieren die Trends: positiv (blau), Wechsel von negativ zu positiv (hellblau), neutral (kein Trend, grau), negativ (rot) und Wechsel von positiv zu negativ (hellrot). Die Tortendiagramme zeigen jeweils den prozentualen Anteil an Trends aus den Organismengruppen der Pflanzen, Pilze & Flechten, Wirbellosen und Wirbeltiere.

ten, dass potenziell starke Trendänderungen sowohl nach unten als auch nach oben oft durch das Hinzu- kommen weiterer Datenserien zustande kommen und nicht durch eine so rapide Änderung innerhalb der Zeitreihen. Bei Pflanzen sind die Trends für Abundanz und ENS im Mittel positiv, bis 1990 überwiegen für die Abundanz aber die negativen Trends. Für die Artenzahl überwiegen die negativen Trends bis auf die letzten zehn Jahre, in denen mehr positive Trends verzeichnet werden. Für Wirbellose sind für Abundanz und Artenzahl fast durchgehend eine erhöhte Wahrscheinlichkeit negativer Entwicklung zu beobachten, die sich über die

Zeit sogar noch weiter verstärkt. Für Wirbeltiere sind die Trends für Abundanz im Mittel positiv, für Artenzahl und ENS hingegen negativ. Für Artenzahl und ENS beginnen die ausgewerteten Messreihen erst in den 1990/2000er-Jahren, zeigen ab dann fast durchgehend negative Vorzeichen.

Im Folgenden werden die Gefährdungssituation und die Trends wichtiger Artengruppen im Wald anhand der Roten Listen dargestellt und/oder auf bedeutende Trendstudien eingegangen. Darüber hinaus werden die wichtigsten Gefährdungsfaktoren und Treiber der Bestandsentwicklung dargestellt.



**Abbildung 4.6:** Wahrscheinlichkeit eines positiven bzw. negativen Trends in den jeweiligen Biodiversitätsmaßen für die drei Hauptgruppen Pflanzen, Wirbellose und Wirbeltiere. Linke Säule: Mittelwert und Standardabweichung. Rechte Säule: Auftragung über Zeit mit Konfidenzintervall.

## Vertebraten

### Amphibien

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Für zwölf der 21 in Deutschland vorkommenden Amphibienarten spielen Wälder als Lebensraum eine wichtige Rolle (Andrä et al. 2019; Günther 2009; Laufer et al. 2007). Dies sind: Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*), Fadenmolch (*Lissotriton helveticus*), Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*), Alpensalamander (*Salamandra atra*), Feuersalamander (*Salamandra salamandra*), Kammmolch (*Triturus cristatus*), Gelbbauchunke (*Bombina variegata*), Erdkröte (*Bufo bufo*), Laubfrosch (*Hyla arborea*), Moorfrosch (*Rana arvalis*), Springfrosch (*Rana dalmatina*) und Grasfrosch (*Rana temporaria*). Davon sind vier Arten in ihrem Bestand gefährdet (Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020a). Kammmolch, Laubfrosch und Moorfrosch sind jeweils in ihrem Bestand gefährdet (Kategorie 3), die Gelbbauchunke ist stark gefährdet (Kategorie 2). Feuersalamander, Springfrosch und Grasfrosch befinden sich auf der Vorwarnliste. Die übrigen fünf Amphibienarten sind ungefährdet.

**Trends:** Von den zwölf Arten, für die der Wald ein wichtiger Lebensraum ist, wurde für acht Arten ein kurzfristiger negativer Bestandstrend und für die restlichen vier Arten (Bergmolch, Fadenmolch, Alpensalamander und Springfrosch) ein stabiler kurzfristiger Bestandstrend angegeben. Als langfristiger Trend wurde für zehn Arten eine Bestandsabnahme und nur für den Alpensalamander ein stabiler Bestandstrend angegeben. Für den Fadenmolch reichte die Datenlage nicht aus, um einen langfristigen Bestandstrend zu bestimmen (Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020a).

Gründe für den Bestandstrend sind die historische Umwandlung von Laubwäldern in Nadelwälder, der Verlust von Feuchtlebensräumen durch intensive Entwässerung in den Wäldern, die Intensivierung der umgebenden Landwirtschaft mit zunehmendem Pestizideinsatz, die Verdichtung des versiegelten Verkehrsnetzes und die damit verbundenen Verkehrstoten sowie die allgemeine Homogenisierung der Agrar- und Waldlandschaft. Dies führte zum Verlust vieler Kleinstrukturen, die für den Lebenszyklus der Amphibien mit Phasen im Wasser und an Land wichtig sind (LWF 2021; Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020a). In jüngster Zeit breitet sich der Chytridpilz (*Batrachochytrium salamandrivorans*) aus. Dieser hat in den Beneluxländern sowie in Teilen von Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz zu dramatischen Bestandseinbrüchen beim Feuersalamander geführt (Dalbeck et al. 2018; Schulz et al. 2018; Schulz et al. 2020; Wagner et al. 2009). Seit 2020

ist der Pilz auch von Standorten in Süddeutschland bekannt (Lötters 2020; Thein 2020) (Kap. 4.4).

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Für Amphibien konnte aufgrund fehlender Daten keine Trendanalyse durchgeführt werden.

### Reptilien

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Für acht der 14 in Deutschland vorkommenden Reptilienarten spielen Wälder als Lebensraum eine wichtige Rolle (Andrä et al. 2019; Günther 2009; Laufer et al. 2007). Dies sind: Westliche Blindschleiche (*Anguis fragilis*), Zauneidechse (*Lacerta agilis*), Waldeidechse (*Zootoca vivipara*), Schlingnatter (*Coronella austriaca*), Ringelnatter (*Natrix [Superspezies natrix]*), Aspispiper (*Vipera aspis*), Kreuzotter (*Vipera berus*) und Äskulapnatter (*Zamenis longissimus*).

Nach Gefährdungsanalysen (Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020b) werden von diesen acht Arten fünf als bestandsgefährdet eingestuft. Die Aspispiper ist vom Aussterben bedroht (Kategorie 1). Die Kreuzotter und die Äskulapnatter sind stark gefährdet (Kategorie 2), und die Schlingnatter und die Ringelnatter sind in ihrem Bestand gefährdet (Kategorie 3). Die Zauneidechse und die Waldeidechse stehen auf der Vorwarnliste, und die Westliche Blindschleiche ist ungefährdet. Es bleibt noch anzumerken, dass die Ringelnatter (*Natrix natrix*) als eine Art behandelt wurde, obwohl genetische Analysen inzwischen zwei Arten, die Ringelnatter und die Barrenringelnatter (*Natrix helvetica*), trennen.

**Trends:** Von den acht Reptilienarten mit Waldbezug zeigt nur die Äskulapnatter einen stabilen kurzfristigen Trend, während für die anderen sieben Arten eine kurzfristige Bestandsabnahme angegeben wird. Für den langfristigen Trend ist für alle acht Reptilienarten von einer Abnahme auszugehen (Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020b).

Reptilien mit Waldbezug sind als Ektotherme verstärkt auf lichte Entwicklungsphasen in Wäldern angewiesen. Komplexe Wirkungsketten von Habitatverlusten (z. B. Verlust von Waldlichtungen durch Waldumbau oder rasche Aufforstung von Störungsflächen), Austrocknung von Feuchtlebensräumen mit Verlust wichtiger Nahrungsquellen wie dem Grasfrosch, regional verstärkte Prädation durch invasive Arten wie den Waschbären, allgemeine Homogenisierung der Landschaft in Verbindung mit zunehmender Zerschneidung durch versiegelte Verkehrswege und damit einhergehendem Verkehrstod führen bei vielen Reptilienarten kurz-

und langfristig zu einem negativen Trend (Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020b) (Kap. 4.4).

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Für Reptilien konnte aufgrund fehlender Daten keine Trendanalyse durchgeführt werden.

### Vögel

Gemäß Art. 12 der Vogelschutzrichtlinie (RL 2009/147/EG) ist die Bundesregierung verpflichtet, alle sechs Jahre über die Bestandsgrößen, Trends, Verbreitung und Gefährdungen europäischer Vogelarten an die Europäische Kommission zu berichten. Den aktuellen Bericht hat Deutschland der EU im Oktober 2019 übermittelt. Aus diesem Anlass wurde die Aktualisierung von Bestandsgrößen und -trends der Vögel Deutschlands für den Zeitraum von 2011 bis 2016 vorgenommen (Gerlach et al. 2019). Diese Aktualisierung basiert auf dem in allen Bundesländern jährlich durchgeführten Monitoring häufiger Brutvögel (MhB), dem Monitoring seltener Brutvögel (MsB) und einzelnen Expertenschätzungen für sehr seltene oder schwierig zu erfassende Arten. Die Daten der oben genannten Monitoringprogramme bilden die Basis für die 6. Fassung der Roten Liste der Brutvögel Deutschlands (Ryslavý et al. 2020).

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** In der sechsten Fassung der bundesweiten Roten Liste wurden 112 (43 %) der 259 regelmäßig in Deutschland brütenden heimischen Vogelarten als gefährdet eingestuft (Ryslavý et al. 2020). Unterschieden werden ausgestorbene (14), vom Aussterben bedrohte (33), stark gefährdete (18), gefährdete (24) und extrem seltene Brutvogelarten (23). Von den 259 einheimischen Brutvogelarten haben 73 (28,2 %) Arten ihren Brut- oder Vorkommensschwerpunkt in geschlossenen oder lichten Wäldern (BfN 2019 g). Von den als gefährdet eingestuften 112 Brutvogelarten zählen nur 14 Arten (12,5 %) zu den Waldarten. Vom Aussterben bedroht (Kategorie 1) sind Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) und Schreiadler (*Clanga pomarina*), stark gefährdet (Kategorie 2) Grauspecht (*Picus canus*), Haselhuhn (*Tetrastes bonasia*) und Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*), gefährdet (Kategorie 3) Baumfalke (*Falco subbuteo*), Gänsesäger (*Mergus merganser*), Halsbandschnäpper (*Ficedula albicollis*), Trauerschnäpper (*Ficedula hypoleuca*), Kleinspecht (*Dryobates minor*), Ziegenmelker (*Caprimulgus europaeus*) und Zitronenzeisig (*Carduelis citrinella*), und als extrem selten (Kategorie R) gelten Grünlaubsänger (*Phylloscopus trochiloides*) und Habichtskauz (*Strix uralensis*). Im Vergleich zu den anderen Brutlebensräumen haben die im Wald brütenden Vogelarten den geringsten Anteil an

gefährdeten Arten (Kategorien 1, 2, 3, und R) (Ryslavý et al. 2020). Trotzdem sind bei manchen spezialisierten Waldarten alarmierende Bestandsrückgänge zu bezeichnen, z. B. ist die westliche Unterart *rhenana* des Haselhuhns in Deutschland inzwischen sehr wahrscheinlich ausgestorben (Handschuh 2021).

**Trends:** Die Populationstrends von 34 häufigen Waldvogelarten waren zwischen 1990 und 2010 im Mittel stabil. Seit ca. 2010 zeigt sich eine deutliche Erholung der Bestände vieler Waldarten mit einem mittleren positiven Trend (Gerlach et al. 2019; Kamp et al. 2021). Zwei entgegenwirkende Prozesse sind wahrscheinlich wichtige Treiber dieser positiven Entwicklungen: Zum einen sind bis mindestens 2012 Holzvorräte, das Baumalter und die Totholzvorräte in deutschen Wäldern angestiegen. Der Holzvorrat und damit die Nischenverfügbarkeit für baumlebende Vogelarten ist in Europa und Deutschland aktuell so hoch wie seit Jahrhunderten nicht mehr (Forest Europe 2020; Thünen-Institut 2014c). Lichte Wälder, die auf historische Nutzungsformen zurückzuführen sind, sind inzwischen fast komplett in Hochwälder umgewandelt (Kamp 2022; Vollmuth 2021; Vollmuth 2022). Dies hat sich wahrscheinlich positiv auf die Trends von Waldarten älterer, dunkler Bestände ausgewirkt und spiegelt sich z. B. in den (stark) positiven Trends von Hohltaube (*Columba oenas*), Buntspecht (*Dendrocopos major*), Mittelspecht (*Leipicus medius*), Mönchsgasmücke (*Sylvia atricapilla*) und Kleiber (*Sitta europaea*) wider, die seit etwa 2005 deutlich zugenommen haben (Kamp et al. 2021). Ein parallel, aber in die Gegenrichtung wirkender Prozess ist die aktuelle Auflichtung der Wälder, die durch die (z. T. klimagetriebene) Veränderung der Störungsregime in Europa verursacht wird (Kap. 4.4.5, 4.4.7.1). Diese Entwicklung begünstigt Arten, die frühe Sukzessionsphasen und lichte Wälder präferieren und wegen der »Verdunkelung« der Wälder wahrscheinlich über die letzten 200 Jahre abgenommen haben. Darunter fallen zum Beispiel Baumpieper (*Anthus trivialis*) und Fitis (*Phylloscopus trochilus*) (Kamp et al. 2020; Thorn et al. 2016a). Auch die Behandlung von Störungsflächen kann Vogelgemeinschaften verändern, vor allem durch Räumung von Sturm- oder Kalamitätsholz (Georgiev et al. 2022), aber auch durch Wiederaufforstung mit unterschiedlichen Baumarten (siehe unten). Weitere Prozesse haben vermutlich positiv zur Bestandsentwicklung von Standvogelarten im Wald beigetragen, z. B. eine geringere Wintermortalität durch mildere Winter bei Spechten (Kosiński & Walczak 2020) und verschobene Konkurrenz- und Prädationsmuster aufgrund klimawandelinduziert häufigerer Baummasten (Grendelmeier, Flade & Pasinelli 2019).

Die Populationsentwicklung von versteckt lebenden und seltenen Waldarten (z. B. Waldschnepfe und Haselhuhn) ist durch die bestehenden Monitoringprogramme schwierig abzubilden. Zukünftig soll der Fokus auf die Entwicklung spezifischer Monitoringprogramme für solche Arten gelegt werden. Zukünftiges Waldmanagement wird sich vor allem in zwei Bereichen auswirken: Umfang und Art (z. B. natürliche Sukzession, Förderung von Baumarten, Pflanzstrategien) der Wiederbewaldung von Störungsflächen werden die Zusammensetzung, Diversität und Abundanzmuster von Waldvogelgemeinschaften steuern (Kamp et al. 2020; Schuldt et al. 2022). Der Umfang der Nutzung von Holz als regenerativer Energiequelle im Rahmen der Umsetzung der »Energiewende« wird Biomasse und Altholzanteile zukünftiger Wälder bestimmen, mit aktuell kaum prognostizierbaren Auswirkungen auf Vögel.

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Aus den Rohdaten und der Literaturauswertung ergaben sich insgesamt 1.307 Biodiversitätstrends für Vögel. Diese verteilten sich auf Abundanz (377), Artenzahl (355) und ENS (355). Abundanz (49 %), Artenzahl (55 %) und ENS (54 %) zeigen überwiegend neutrale Trends. Für Abundanz halten sich die Anteile positiver Trends (26 %) und negativer Trends (25 %) die Waage. Der Anteil der negativen Trends überwiegt den der positiven für Artenzahl (negativ: 26 %, positiv: 19 %) und ENS (negativ: 24 %, positiv: 21 %).

### Säugetiere

Mit 107 etablierten Säugetierarten gehört Deutschland zu den fünf Ländern mit der größten Säugetiervielfalt innerhalb der EU. Entwicklungen im Bereich des Monitorings und der Feldforschung (z. B. Satellitentelemetrie, Bioakustik, Genetik usw.) haben es in den letzten Jahrzehnten zunehmend erleichtert, Nachweise und Daten auch von heimlichen und seltenen Arten zu gewinnen. In der Roten Liste (Meinig et al. 2020) wurden 97 dieser Arten hinsichtlich ihres Gefährdungstatus bewertet, 41 % davon sind bestandsgefährdet oder gelten bereits als ausgestorben. Von den zehn nicht bewerteten Arten sind neun gebietsfremd (Neozoen), die zehnte ist der Mensch (*Homo sapiens*). Rund zwei Drittel (67 %) der derzeit in Deutschland lebenden Säugetierarten nutzen obligat oder fakultativ den Wald. Hiervon wird der Luchs (*Lynx lynx*) als akut vom Aussterben bedroht eingestuft, drei Arten (4,2 %) gelten als »stark gefährdet« (Gartenschläfer [*Eliomys quercinus*], Sumpfmaus [*Alexandromys oeconomicus*] und Waldbirkenmaus [*Sicista betulina*]), und vier (5,5 %) sind als »gefährdet« gelistet (Feldhase [*Lepus europaeus*], Iltis [*Mustela putorius*],

Wildkatze [*Felis silvestris silvestris*] und Wolf [*Canis lupus*]). Hinzu kommen eine Art mit Gefährdung unbekanntes Ausmaßes (Alpenspitzmaus [*Sorex alpinus*]) und sechs (8,3 %) Arten, die als »extrem selten« eingestuft werden. Weitere sechs (8,3 %) Arten stehen zumeist aufgrund ihrer Bestandsrückgänge auf der Vorwarnliste. Somit wird für 29,1 % der den Wald nutzenden Arten eine Gefährdungssituation angenommen. Für weitere sieben (9,7 %) Arten (Brandmaus [*Apodemus agrarius*] und Mauswiesel [*Mustela nivalis*] sowie fünf Fledermausarten) konnte der Gefährdungsstatus aufgrund unzureichender Datenlage nicht eingestuft werden. Im Folgenden sind die Trends der einzelnen Säugetierordnungen dargestellt.

### Huftiere

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Von den zwölf in Deutschland ursprünglich vorkommenden Huftierarten nutzen die meisten den Wald lediglich als Teillebensraum. Bei den Cerviden (Geweihträgern) dominiert das Europäische Reh (*Capreolus capreolus*), das von mehr Nahrung und Deckung infolge von Sturmschäden und Käferkalamitäten, häufigeren Mastjahren, positiven Entwicklungen bei der Entstehung von Randstrukturen, milderem Winter und weitestgehend fehlendem Prädationsdruck profitiert. Ähnliches gilt für den Rothirsch (*Cervus elaphus*). Während er in Deutschland um die Mitte des 19. Jahrhunderts nahezu ausgerottet war, gilt er heute als ungefährdet (Meinig et al. 2020), kommt jedoch nur auf einem Teil seines geeigneten Habitats vor, da seine Verbreitung in der Regel auf Rotwildmanagementgebiete beschränkt wird. Der Europäische Elch (*Alces alces*) wird als extrem selten eingestuft. Während der Damhirsch (*Dama dama*) vor über 100.000 Jahren in Mitteleuropa verbreitet war (Pfeiffer 1998), starben die natürlichen Vorkommen während der letzten Eiszeit auf natürliche Weise aus (Meinig et al. 2020). Das heutige Vorkommen in Deutschland gilt als nicht indigen. Der Sikahirsch (*Cervus nippon*) als zweite nicht-heimische Art kommt in wenigen lokalen Populationen vor (Meinig et al. 2020). Zu den Boviden (Hornträgern) zählen Gämse (*Rupicapra rupicapra*), Steinbock (*Capra ibex*) und das nicht heimische Mufflon (*Ovis orientalis*). Die Gämse nutzt den Wald zwar nicht als ihren Hauptlebensraum, kann jedoch im Randbereich ihres nördlichsten Verbreitungsgebiets auch vermehrt im Wald vorkommen. Wenngleich ihr lang- und kurzfristiger Populationstrend als stabil eingeschätzt wird, befindet sie sich in Anhang V der FFH-Richtlinie und wurde in der Roten Liste 2020 in die Vorwarnliste aufgenommen. Meinig et al. (2020) benennen als Faktoren, wel-

che sich auf die Art künftig negativ auswirken könnten, den zunehmenden alpinen Tourismus, den Klimawandel und punktuell die Aufhebung der Schonzeiten. Der Steinbock wurde in den bayerischen Alpen wieder angesiedelt, und sein Vorkommen umfasst derzeit etwa 800 Tiere in fünf Gebieten (LfU 2017). Das Mufflon wurde in Deutschland um 1900 durch den Menschen angesiedelt. Sein Ursprung geht auf die Mittelmeerinseln Sardinien, Korsika und Zypern zurück. Der einzige Vertreter der Suidae (Echte Schweine) in Deutschland, das Wildschwein (*Sus scrofa*), ist nicht gefährdet und profitiert von dem stark gestiegenen Anteil von Mais als Anbauprodukt in der Landwirtschaft, milderen klimatischen Bedingungen und zunehmenden Mastjahren (Massei et al. 2015). Ausgestorben sind die heimischen Gras fressenden Arten, wie der Auerochse (*Bos primigenius*), das Wildpferd (*Equus ferus*), beide vor 1500, und der Wisent (*Bison bonasus*) vor 1700.

**Trends:** Da für die meisten Arten belastbare Daten zu Bestandstrends fehlen, werden diese häufig aus Jagdstreckendaten abgeleitet. Diese sind jedoch nicht unabhängig von der lokalen Jagdintensität und daher nur bedingt aussagekräftig. Zieht man die Jahresjagdstrecken des Deutschen Jagdverbandes als Weiser heran, ist bei den meisten Arten ein Anstieg der Strecken zu verzeichnen. So hat sich die Gesamtstrecke beim Reh seit 2010 von 1.147.219 erlegten Tieren (inkl. Fallwild) auf 1.285.562 im Jahre 2020 erhöht (DJV 2022b), beim Rothirsch stieg sie von 67.969 Stück auf 76.458 Individuen (DJV 2022c) und beim Damhirsch von 63.266 auf 66.547 Tiere (DJV 2022d). Auch bei den insgesamt seltenen Elchen wird eine positive Bestandsentwicklung angenommen (Meinig et al. 2020), insbesondere aufgrund der Zunahme der Elchbestände in den Nachbarländern Tschechien und Polen (Striese & Heyne 2021). Bei der Gämse stieg die Strecke insgesamt von 4.473 auf 4.587 an, unterlag jedoch Schwankungen und zeigt sich seit 2018 leicht rückläufig (DJV 2022e). Der kurz- und langfristige Bestandstrend des Steinbocks wird als stabil bewertet (LfU 2017). Die Mufflonstrecke stieg seit 2010 von 7.269 Stück auf 8.157 Stück an (DJV 2022f). Wildschweine haben ihr Verbreitungsgebiet stark ausgedehnt, und ihre Bestände nehmen stark zu (Meinig et al. 2020). Die Jagdstrecke ist in Deutschland von 2010 mit 585.244 auf 687.581 im Jahr 2020 angestiegen (DJV 2022g). Für den Wisent fand 2013 eine Wiederansiedlung im Rothaargebirge (Nordrhein-Westfalen) statt, welche jedoch nicht die populationsbiologischen Etablierungskriterien der Rote-Liste-Methodik des BfN erfüllt. Das Wiederansiedlungsprojekt löste bei Waldbesitzern in der Umgebung Kritik und Widerstand aus, da die Wisente Bäume

schädigen (Meinig et al. 2020), weswegen der Bestand nun auf 25 Tiere begrenzt werden soll.

### **Carnivore**

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Aufgrund eines verbesserten Schutzstatus und einer verringerten Bejagungsintensität haben sich die Populationen der meisten Carnivoren in den letzten Jahrzehnten positiv entwickelt. Dennoch ist von den den Wald als (Teil-)Lebensraum nutzenden, heimischen Arten entsprechend der Roten Liste Deutschlands ein Drittel (fünf Arten) bestandsbedroht oder steht auf der Vorwarnliste, zwei (Europäischer Nerz [*Mustela lutreola*] und Braunbär [*Ursus arctos*]) sind ausgestorben (Meinig et al. 2020). Als seit 1996 neu nachgewiesene Art wandert zudem der Goldschakal (*Canis aureus*) von Südosten her ein (Meinig et al. 2020). Zusätzlich breiten sich die zwei vom Menschen eingebrachten Neozoenarten Waschbär (*Procyon lotor*) und Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*) weiter aus.

**Trends:** Generell weisen die meisten Carnivoren einen stabilen oder positiven Bestandstrend auf, auch da die Bejagung oder das illegale Verfolgen vieler Arten abgenommen hat. Während große Beutegreifer sehr genau in Monitoringprogrammen überwacht werden (Reinhardt et al. 2021) (Kap. 4.2.1), ist die Datenlage für kleine Beutegreifer weniger genau, viele Arten werden über Zählungen des deutschen Jagdverbandes sowie über die Jagdstatistik erfasst (DJV 2022j).

Durch Wiederansiedlungsprogramme und natürliche Wiedereinwanderung sind mit Luchs (*Lynx lynx*) und Wolf (*Canis lupus*) auch zwei der Mitte des 19. Jahrhunderts ausgerotteten großen Beutegreifer wieder heimisch (Kap. 4.6.3.3). Die Vorkommen des Luchses (Harz, Bayerischer Wald und Rheinland-Pfalz) gehen überwiegend auf Wiederansiedlungen zurück. Die Populationen sind weitgehend stabil, zusätzlich sind aus mehreren Bundesländern (BW, BB, HE, NRW, ST) weitere, in der Regel männliche Einzeltiere bekannt. Aufgrund des begrenzten Dispersionsverhaltens insbesondere der weiblichen Tiere breitet sich der Luchs jedoch nur langsam in Deutschland aus (BfN 2015a). Hauptgefährdungsursachen sind die Fragmentierung der Lebensräume und die damit verbundene Mortalität durch den Straßenverkehr (Anders et al. 2016; Heurich 2018; Meinig et al. 2020). Der Wolf wanderte dagegen auf natürlichem Weg nach Deutschland ein (BfN 2015a). Ein erster Reproduktionsnachweis erfolgte in Sachsen im Jahr 2000 (BfN 2015a), seither wächst die Anzahl der nachgewiesenen Territorien jährlich um rund 32 % an (DBBW 2022a). Damit steigt auch das Konfliktpotenzial,

insbesondere mit der Landwirtschaft. Die Hauptgefährdungsursachen liegen im Straßenverkehr und in illegalen Tötungen (DBBW 2022b).

Die europäische Wildkatze war ursprünglich fast überall in Deutschland verbreitet, heute gibt es einige Verbreitungszentren: das westliche mit Eifel, Hunsrück, Pfälzer Wald und Taunus sowie das östliche mit den Waldgebieten im Harz, Solling, Kyffhäuser und Hainich (BfN 2016). 2010 wurde die Wildkatze erstmals wieder in Bayern nachgewiesen, daneben ist ein kleineres Vorkommen in Baden-Württemberg entlang des Rheins bekannt. Die Bestände haben sich in den letzten Jahren positiv entwickelt (Balzer et al. 2018). Dies könnte jedoch auch teilweise einem intensivierten Monitoring und der genetischen Verifizierung von Nachweisen zu verdanken sein, mit dem bisher unbekanntes Vorkommen erfasst wurden (Steyer et al. 2016). Auch die Zurückstufung des Baumarders auf die Vorwarnliste (Meinig et al. 2020) ist einer verbesserten Nachweismethode zur Erfassung der Art geschuldet (Kriegs et al. 2012; Lang, Simon & Jokisch 2011). Mit ihr konnte gezeigt werden, dass die Waldbindung und Gefährdung durch die Waldfragmentierung weniger stark zu sein scheinen als bisher angenommen (Weber et al. 2018). Die drei als »ungefährdet« eingestuftes Mesoprädatorenarten Dachs, Fuchs und Steinmarder weisen stabile Bestandstrends auf (DJV 2022h; DJV 2022i). Für den Fuchs, dessen Bestände seit Ausrottung der Tollwut und dem Ende der Baubegasungen in den 1980er- und 1990er-Jahren stark zugenommen haben, sind die Jagdstrecken wieder rückläufig (DJV 2022a), was jedoch vermutlich auf eine verringerte Bejagungsintensität zurückzuführen ist (Meinig et al. 2020).

Die Bestände der beiden gebietsfremden Arten Waschbär und Marderhund (seit den 1930er- bzw. 1960er-Jahren in Deutschland) nahmen in den vergangenen rund zehn Jahren stark zu (DJV 2022a). Auch der Goldschakal breitet sich seit 1996 langsam in Deutschland aus (DJV 2016). Erste Reproduktionsnachweise stammen aus Baden-Württemberg (UM BW 2021) und Niedersachsen (LJN 2022). Da es sich bei ihm jedoch um eine ohne Zutun des Menschen eingewanderte und damit indigene Art handelt (Rutkowski et al. 2015), muss für die Art des Anhangs V der FFH-Richtlinie künftig ein günstiger Erhaltungszustand gewährleistet werden.

### **Nagetiere**

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Für die Biodiversität im Wald spielen Nagetiere eine bedeutende Rolle, z. B. als Samenverbreiter oder Beutetiere. Einige der Arten, welche den Wald zumindest teilweise als ihren Lebensraum nutzen, sind stark gefährdet (Sumpfmaus

[*Microtus oeconomus*], Waldbirkenmaus [*Sicista betulina*] und Gartenschläfer [*Eliomys quercinus*]) (Meinig et al. 2020). Baumschläfer (*Dryomys nitedula*) sind die seltensten Bilche Deutschlands. Sie reagieren sensibel auf zunehmende Trockenheit in ihren Lebensräumen (Tester & Müller 2000). Ebenfalls selten ist die Alpenwaldmaus (*Apodemus alpicola*). Auf der Vorwarnliste befinden sich unter anderem die Zwergmaus (*Micromys minutus*), der Europäische Biber (*Castor fiber*) und die Haselmaus (*Muscardinus avellanarius*), die ihr Hauptverbreitungsgebiet in Deutschland im Südwesten hat. Sie gilt als Zeigerart für arten- und strukturreiche Wälder und reagiert sensibel auf Lebensraumzerschneidung. Zu den ungefährdeten Arten zählen u. a. die Waldmaus (*Apodemus sylvaticus*), der Siebenschläfer (*Glis glis*), die Rötelmaus (*Myodes glareolus*), die Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis*), die Erdmaus (*Microtus agrestis*) und das Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*).

**Trends:** Verlässliche Daten zu Bestandstrends bei Nagetieren sind selten. Der Gartenschläfer ist zwar eines der am stärksten im Bestand zurückgegangenen Nagetiere Europas (IUCN 2007), und ein großer Teil des weltweiten Bestandes kommt in Deutschland vor, dennoch sind, wie auch für den Baumschläfer, die Informationen zu den kurz- und langfristigen Trends unzureichend. Zum Baumschläfer stammen die letzten wenigen Nachweise aus den 1990er- und 2000er-Jahren aus Bayern (Meinig et al. 2020). Im Wald nahmen die Bestände des Eichhörnchens infolge des Nadelholzanbaus ab, was jedoch durch die Besiedelung städtischer Grünanlagen und Gärten ausgeglichen werden konnte. Der Biber war in Europa fast ausgerottet. Mit Unterstützung von Wiederansiedlungsprojekten und der Ausbreitung noch frei lebender Tiere konnte der Bestand kurzfristig deutlich zunehmen (Meinig et al. 2020).

### **Hasenartige**

Zwei der drei Hasenartigen in Deutschland haben ihren Vorkommensschwerpunkt im landwirtschaftlichen Kulturland, nutzen jedoch auch Waldränder und Waldlebensräume als Sekundärlebensraum. Der an der Waldgrenze lebende Schneehase (*Lepus timidus*) kommt nur in den Bayerischen Alpen vor und wird als »extrem selten« eingestuft (Meinig et al. 2020). Gefährdungsursachen bestehen in der Zunahme der alpinen Freizeitnutzung (Rehnus, Wehrle & Palme 2014), in der Verbuschung der halb offenen Habitats an der Waldgrenze durch Beweidungsaufgabe (Rehnus et al. 2016) sowie in der Schrumpfung und zunehmenden Fragmentierung der alpinen Lebensräume durch den Klimawandel (Rehnus et al. 2018). Durch klimawandelbedingte Are-

alerweiterungen des Feldhasen in höhere Lagen (Hackländer & Jenny 2011) werden zudem verstärkte Konkurrenzbedingungen (Caravaggi, Montgomery & Reid 2015; Jansson & Pehrson 2007; Reid 2011) und Hybridisierung mit diesem erwartet (Zachos et al. 2010).

### **Spitzmausartige**

Fünf der zehn in Deutschland lebenden Arten nutzen den Wald als (Teil-)Lebensraum, hiervon wird lediglich die Alpenspitzmaus (*Sorex alpinus*) als gefährdet eingestuft. Da mehr als 10 % der Fläche ihres bekannten Verbreitungsareals in Deutschland liegen, gilt sie wie auch die Schabrackenspitzmaus (*Sorex coronatus*) als Verantwortungsart (Meinig et al. 2020). Die Rote Liste Deutschlands geht von einer Bestandsabnahme der Alpenspitzmaus aus, deren Ausmaß jedoch nicht bekannt ist (Meinig et al. 2020). Während die alpinen Bestände größer sind als bisher angenommen (LfU 2017), wird ein Rückgang des Verbreitungsareals durch den Klimawandel angenommen. Die Bestandsentwicklung der anderen Spitzmausartigen wird als stabil oder unbekannt eingestuft.

### **Igelartige**

Die Familie der Igelartigen ist in Deutschland nur mit einer einzigen Art, dem Westigel oder Braunbrustigel (*Erinaceus europaeus*), vertreten, der als Kulturfolger lediglich die Randbereiche des Waldes nutzt. Der Ostigel (*Erinaceus roumanicus*) ist in Deutschland bereits vor 1950 ausgestorben (Meinig et al. 2020). Aufgrund regionaler Hinweise sowohl auf kurz- als auch langfristige Rückgangstrends (Müller 2018; Reichholf 2015) wird der Westigel auf der Vorwarnliste geführt. Gesicherte Daten für die deutschlandweite Bestandsentwicklung gibt es nicht.

### **Fledermäuse**

Systematische Gebäude- und Winterquartierzählungen stellen die wichtigste Datenquelle für die Ableitung von Bestandstrends von Fledermäusen dar. Allerdings können auch sie bestandsunabhängigen Fluktuationen, beispielsweise aufgrund temperaturbedingter Quartierswechsel, unterliegen (Gottfried et al. 2020). Zudem wurden durch neue Erfassungsmethoden und die Verbesserung in der Technik in den vergangenen 30 Jahren vermehrt neue Kolonien entdeckt und die Habitatnutzung einzelner Fledermausarten erfasst. Für Fledermausarten mit starker Spezialisierung auf Baumquartiere besteht jedoch nach wie vor ein großes Wissensdefizit, da Auffinden und Kontrolle von Baumquartieren sehr aufwendig sind. Erstmals wurden verlässliche

Daten zu Fledermausbeständen ab den 1950er- und 1960er-Jahren gesammelt (Meinig et al. 2020). Seit Ende der 1970er-Jahre liegen teilweise relativ genaue flächendeckende Daten vor. Da diese zumeist auf ehrenamtliches Engagement zurückzuführen sind, liegen Populationstrends jedoch oft nur quartierspezifisch oder lokal vor (Meinig et al. 2020). Bis heute gibt es keine deutschlandweite Instanz, die diese Daten systematisch zusammenführt und auswertbar macht. Fledermausschutzvereine bündeln aber seit einiger Zeit Expertise und stellen regionale Strukturen für die Datenhaltung zur Verfügung. Populationstrends können daher nur für die letzten rund 50 Jahre bewertet werden (Meinig et al. 2020). Davor ist für die 1950er- und 1960er-Jahre von einer starken Abnahme der Populationen auszugehen (Hayson et al. 2013; Meinig et al. 2020), welche sich in den letzten Jahrzehnten wieder etwas zu erholen scheinen (Bowler et al. 2015). Die im Folgenden dargestellten Trends zu einzelnen Arten mit engem Waldbezug wurden durch Winterquartierzählungen von 34 Quartieren ab 1983 ermittelt (Meinig et al. 2020).

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Alle der 24 in Deutschland lebenden Fledermausarten sind in der Roten Liste genannt und stehen nach BNatSchG unter strengem Schutz, da ihre Bestände als gefährdet gelten. Eine 25. Art, die Langflügel-Fledermaus (*Miniopterus schreibersii*), gilt seit 1958 in Deutschland als ausgestorben (Meinig et al. 2020). Alle Fledermausarten sind durch ihre Aufführung im Anhang IV der FFH-Richtlinie EU-weit geschützt. Sieben Arten sind zusätzlich im Anhang II gelistet, welches sie zu Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse macht, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden. Für fünf dieser Arten hat Deutschland eine besondere Verantwortung.

Der Wald wird von allen Fledermausarten genutzt, jedoch mit unterschiedlicher Intensität und Art der Nutzung (BfN 1998; Dietz, Nill & Helversen 2009). Mescchede & Heller (2000) nennen zehn Fledermausarten mit engem Waldbezug, für die der Wald das Haupthabitat für Quartier und/oder Nahrungsaufnahme ist. Dazu gehören die Wasserfledermaus (*Myotis daubentonii*), die Große Bartfledermaus (*Myotis brandtii*), das Große Mausohr (*Myotis myotis*), die Fransenfledermaus (*Myotis nattereri*), die Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*), der Große Abendsegler (*Nyctalus noctula*), der Kleine Abendsegler (*Nyctalus leisleri*), die Rauhauf-Fledermaus (*Pipistrellus nathusii*), das Braune Langohr (*Plecotus auritus*) und die sehr seltene Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*). Gleiches gilt für die extrem seltene Nymphenfledermaus (*Myotis alcathoe*) (Dietz, Nill & Helversen 2009). Weitere Arten mit einem rele-

vanten Bezug zu Wald oder mit häufiger Nutzung von Waldrändern sind die Nordfledermaus (*Eptesicus nilssonii*), Breitflügelfledermaus (*Eptesicus serotinus*), Kleine Bartfledermaus (*Myotis mystacinus*), Wimperfledermaus (*Myotis emarginatus*), Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*), Mückenfledermaus (*Pipistrellus pygmaeus*), Graues Langohr (*Plecotus austriacus*), Große Hufeisennase (*Rhinolophus ferrumequinum*), Kleine Hufeisennase (*Rhinolophus hipposideros*) (BfN 1998; Dietz, Nill & Helversen 2009). Davon werden bis auf Zwergfledermaus und Mückenfledermaus alle Arten von der Roten Liste als sehr oder sogar extrem selten eingestuft.

**Trends:** Die Trends einzelner walddtypischer Fledermäuse sind nachweislich von der Forstwirtschaft abhängig. So konnte für Nymphen- und Bechsteinfledermaus, welche auf urwaldartige Laubwaldbestände mit alten und höhlenreichen Bäumen angewiesen sind (Naturpark Rhein-Taunus 2019), weiterhin ein negativer bzw. ein gleichbleibender Trend in den letzten 30 Jahren beobachtet werden (Meinig et al. 2020). Das Große Mausohr hat im langfristigen Trend einen starken Rückgang zu verzeichnen, im kurzfristigen Trend deutet sich eine leichte Zunahme an (Meinig et al. 2020). Diese positive Entwicklung ist aufgrund seines Jagdverhaltens jedoch mit Vorsicht zu betrachten. Die Art nimmt ihre Nahrung aus der Bodenstreu auf und ist somit auf unterwuchsarme Wälder (Dietz, Nill & Helversen 2009) wie beispielsweise alte Buchenhallenwälder angewiesen, welche in der modernen Forstwirtschaft weniger priorisiert werden (BfN 2017). Für manche Arten positiv zu beurteilen sind lichte Strukturen in Wäldern (Dietz, Nill & Helversen 2009), welche durch Störungen hervorgegangen sind und als Jagdhabitats genutzt werden können. Insbesondere für die sehr seltene Mopsfledermaus, welche ihre Quartiere häufig hinter Rindenschuppen abgestorbener Bäume bezieht, konnten Arealerweiterungen und eine leichte Zunahme des kurzfristigen Bestands-trends beobachtet werden (Meinig et al. 2020). Die Entwicklung scheint jedoch auf das vermehrte Vorkommen von Störungsflächen mit stehendem Totholz zurückzuführen sein (Rachwald et al. 2022) (Kap. 4.4.3.3). Für Wasserfledermaus, Rauhautfledermaus und das Braune Langohr konnte keine Veränderung der Bestandszahlen in den letzten 30 Jahren beobachtet werden (Meinig et al. 2020). Die Bestände der Großen Bartfledermaus und der Fransenfledermaus scheinen sich im kurzfristigen Trend positiv zu entwickeln (Meinig et al. 2020). Für den Kleinen Abendsegler konnte kein eindeutiger Trend ermittelt werden, u. a. weil das Vorkommen des kleinen Abendseglers recht unregelmäßig über Deutschland verteilt ist und das Zugverhalten den Überblick er-

schwert. Für den Großen Abendsegler ist ein negativer kurzfristiger Trend zu verzeichnen. Dieser Rückgang ist vermehrt in der Gefährdung durch Windkraftanlagen und weniger in der Forstwirtschaft zu begründen (Kap. 4.4.2.3). Für das Graue Langohr sowie die Breitflügelfledermaus, welche auch einen relevanten Waldbezug haben, ist bereits ein sehr starker negativer kurzfristiger Bestandstrend zu beobachten, welcher neben verringertem Quartierangebot im Siedlungsraum auf die Abnahme des Nahrungsangebotes zurückzuführen ist (Meinig et al. 2020). Des Weiteren ist anzunehmen, dass sich die Abnahme der Insektenbiomasse in den letzten Jahrzehnten (Hallmann et al. 2017) negativ auf die Bestandssituation ausgewirkt hat.

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Die recht geringe Anzahl von Studien zu Säugetieren (63 Studien) beschäftigte sich zum Großteil mit Fledermäusen (55 Studien). Über alle Säugetierstudien hinweg überwog für Abundanz der Anteil an positiven (77 %) die neutralen (19 %) und negativen (4 %) Trends.

### Invertebraten

In Deutschland gibt es ca. 48.000 Arten wirbelloser Tiere, über zwei Drittel entfallen davon auf die Insekten, von denen wiederum die Ordnungen der Hautflügler, Zweiflügler, Käfer und Schmetterlinge besonders artenreich sind (BfN 2004). Für knapp 11.500 Arten aus acht wirbellosen Artengruppen wurde eine Einstufung hinsichtlich ihrer Waldbindung unternommen (BfN 2019b). Danach wurden je nach Artengruppe zwischen 10 % und über 50 % der Arten als Arten mit schwerpunktmäßiger Verbreitung in Wäldern eingestuft bzw. zwischen 50 % und über 90 % der Arten als auch den Wald als Lebensraum nutzend.

In den aktuellen Roten Listen für wirbellose Tiere in Deutschland wurde nur etwa ein Drittel (knapp 15.700) aller Arten bewertet, von denen etwa 4.600 (29,6 %) als bestandsgefährdet gelten (BfN 2021a). Für den Großteil der Wirbellosen in Deutschland fehlt bisher eine Gefährdungsanalyse. Ebenso fehlt für die meisten Gruppen, gemessen an ihrer oftmals enormen Artenvielfalt, eine adäquate und explizite Berücksichtigung in gesetzlich geregelten Schutzbemühungen. So sind lediglich 36 bzw. 42 der in Deutschland vorkommenden Wirbellosenarten (und hier überwiegend Schmetterlinge, Libellen und Käfer) in den Anhängen II bzw. IV der FFH-Richtlinie gelistet.

Vermehrte Aufmerksamkeit für die weltweit teils drastischen Rückgänge von Insekten und anderen Wirbellosen hat in den letzten Jahren auch in Deutschland

zu einer größeren Zahl an Studien geführt, die zeitliche Trends von Biomasse, Abundanzen und Artenzahlen von Wirbellosen analysiert haben. Besonders umfangreich wurden waldbewohnende Wirbellose in der Studie von Seibold (2019) im Rahmen der 150 (140 davon in die Studie einbezogen) Waldflächen umfassenden Biodiversitätsexploratorien untersucht. Im Zeitraum von 2008 bis 2017 wurden in dieser Studie **Rückgänge** in der **Biomasse von Käfern und Wanzen um 41 %** und in der **Artenzahl um 36 %** festgestellt. Neuere Methoden zum Monitoring von Wirbellosen werden in Zukunft eine wichtige Rolle spielen. Erste wissenschaftliche Studien zeigen zum Beispiel, dass mithilfe von eDNA-Analysen zeitliche Veränderungen von Insektengemeinschaften gezeigt werden können. Eine rezente Studien von tiefgefrorenen Blättern zeigt beispielsweise eine räumliche und zeitliche Homogenisierung von Artengemeinschaften in Baumkronen seit den 1980er-Jahren (Krehenwinkel et al. 2022). Im Folgenden werden Status und Trends für ausgewählte Artengruppen dargestellt, für die eine gute Datenlage detaillierte Angaben zulässt.

### Landschnecken

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Von den in der Roten Liste Deutschlands (Jungbluth & Knorre 2011)geführten 231 Landschneckenarten lassen sich nach Wiese (2014) 46 Arten (20 %) grob als solche mit Schwerpunkt-vorkommen im Wald und weitere 90 (39 %) als auch den Wald als Lebensraum nutzend einstufen. Für 59 % der Landschneckenarten in Deutschland ist der Wald als Lebensraum somit relevant. Von den Arten mit Schwerpunkt-vorkommen im Wald gilt jeweils eine als ausgestorben bzw. vom Aussterben bedroht, weitere 18 Arten (39 % der Arten mit Schwerpunkt-vorkommen im Wald) werden als stark gefährdet bzw. gefährdet eingestuft. Bei den neben Offenland auch den Wald als Lebensraum nutzenden Arten gilt eine Art als ausgestorben, drei gelten als vom Aussterben bedroht und 13 als stark gefährdet oder gefährdet (19 % der auch den Wald als Lebensraum nutzenden Arten). Insgesamt sind damit 36 Arten (27 %), die den Wald (auch) als Lebensraum nutzen, im Bestand gefährdet.

**Trends:** Langfristig weisen nach Jungbluth & Knorre (2011) 19 der Arten mit Schwerpunkt-vorkommen im Wald abnehmende Bestandstrends auf, bei den auch Wald als Lebensraum nutzenden Arten sind es 22 Arten (insgesamt 30 % der in Wiese [2014] den Wald nutzenden Landschneckenarten). Nur für zwei Arten, nämlich die Wald-Wegschnecke (*Arion silvaticus*) und die Weitgenabelte Kristallschnecke (*Vitrea contracta*), werden langfristig zunehmende Bestände angegeben, wäh-

rend für 49 Arten langfristig gleichbleibende Bestände angenommen werden. Für 44 den Wald nutzende Arten ist die Datenlage ungenügend für eine Abschätzung des langfristigen Trends bzw. fehlen Angaben. Kurzfristig weisen 31 der 136 den Wald als Lebensraum nutzenden Landschneckenarten (23 %) abnehmende Bestände auf (Jungbluth & Knorre 2011). Weitere 71 Arten zeigen kurzfristig gleichbleibende Bestände (52 %). Für zwei Arten werden kurzfristig zunehmende Bestände angegeben, während für die restlichen Arten die Datenlage unzureichend ist.

Individuenzahlen und Artenvielfalt von Landschnecken zeigen in Wäldern einen positiven Bezug zum Bestandsalter und zur Menge an verfügbarem Totholz (Müller, Strätz & Hothorn 2005), sodass negative Auswirkungen von Waldbewirtschaftung auf diese Faktoren zu Bestandsrückgängen von Landschneckenarten im Wald beitragen können (Strätz et al. 2006) (Kap. 4.4).

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Für Landschnecken konnte aufgrund fehlender Daten keine Trendanalyse durchgeführt werden.

### Spinnen

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Die aktuelle Rote Liste und Gesamtartenliste der Spinnen Deutschlands (Blick et al. 2016) führt 971 einheimische Arten sowie 21 Neozoen auf. Blick et al. (BfN 2019d) stufen 259 Arten (26 % aller deutschen Spinnenarten) als Arten mit Verbreitungsschwerpunkt im Wald ein, weitere 289 (29 %) als auch im Wald lebend. Damit sind Wälder Lebensraum für 548 (55 %) der Spinnenarten. Von den 69 Arten, für deren Schutz Blick et al. (2016) eine besondere Verantwortung Deutschlands angeben, sind 22 Arten (33 %) solche mit Schwerpunkt-vorkommen im Wald (nach Blick et al. [BfN 2019d]), weitere elf Arten (16 %) nutzen auch den Wald als Lebensraum. Nach Blick et al. (2016) sind zwei nach Blick et al. (BfN 2019d) klassifizierte Waldarten ausgestorben und 66 (12 %) der bevorzugt oder auch im Wald vorkommenden Arten bestandsgefährdet (davon stark gefährdet zwölf Arten mit Schwerpunkt-vorkommen im Wald und 29 Arten, die auch Wald als Lebensraum nutzen).

**Trends:** 32 Waldschwerpunktarten und 96 Arten, die nach Blick et al. (BfN 2019d) auch Wald als Lebensraum nutzen, und damit 23 % der 548 waldbesiedelnden Arten zeigen langfristig (überwiegend mäßig) abnehmende Bestände. Langfristig gleichbleibende Bestände weisen 200 bzw. 171 Arten dieser beiden Gruppen auf (68 % der waldbesiedelnden Arten), Zunahmen nur eine bzw. vier Arten (Blick et al. 2016). Kurzfris-

tige Bestandstrends sind wegen unzureichender Datenlage für 40 % der waldbesiedelnden Arten (93 Arten mit Schwerpunktbesiedlung Wald, 127 auch den Wald besiedelnde Arten) nicht bewertbar, für knapp 58 % (162 bzw. 153 Arten) werden kurzfristig gleichbleibende Bestände angegeben.

Direkte Untersuchungen zu zeitlichen Trends von Abundanzen oder Diversität in mitteleuropäischen Wäldern, wie sie für verschiedene andere wirbellose Artengruppen in den letzten Jahren publiziert wurden, sind für Spinnen bisher nicht verfügbar. Nyffeler & Bonte (2020) machen in einer Studie in der Schweiz aber darauf aufmerksam, dass beobachtete Biomasse- und Abundanzrückgänge anderer Wirbelloser und damit eine Reduktion an Beute für räuberische Spinnen ein möglicher Grund für stark rückläufige Populationsdichten der Gartenkreuzspinne (*Araneus diadematus*) sein könnten. Darüber hinaus zeigen Spinnen oftmals eine ausgeprägte Abhängigkeit von der Vegetationsstruktur und dem Mikroklima (Entling et al. 2007; Ziesche & Roth 2008), auf die Waldbewirtschaftung durch Veränderung von z. B. Kronenschluss und Baumartenwahl positiv oder negativ einwirken kann (Černecká et al. 2020; Finch 2005; Ingle et al. 2020; Matevski & Schuldt 2021; Schall et al. 2018). Viele Spinnenarten weisen zudem eine zumindest fakultative Bindung an Totholz auf (Graf et al. 2022), und Totholzmanagement kann nachweislich zu einer Förderung auch von Spinnen führen (Seibold et al. 2016a; Work, Brais & Harvey 2014) (Kap. 4.4).

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Aufgrund der geringen Datenmenge ( $n = 2$ ) ist eine Trendanalyse im Rahmen des Weighted Vote Counts für Spinnen nicht möglich. Die Untersuchungen ergaben einen negativen Trend für die Abundanz und einen neutralen Trend für die ENS.

### Wanzen

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Von den 895 in Deutschland etablierten Arten sind 19 eingeschleppt. 875 Arten wurden bewertet (Simon et al. 2021), und 872 konnten von Dorow, Morkel & Rabitsch (BfN 2019e) hinsichtlich ihrer Waldbindung eingestuft werden. Davon haben 98 (11,2 %) ihren Schwerpunkt im Wald, und weitere 518 (59,4 %) Arten leben sowohl im Wald als auch im Offenland (gleichermaßen in beiden Lebensräumen oder Offenland präferierend). Damit sind Wälder Lebensraum für 70,6 % (615 Arten) aller in Deutschland nachgewiesenen Wanzenarten. Von den Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im Wald haben oder dort vorkommen, gelten zehn als ausgestorben oder verschollen, 23 als vom Aussterben bedroht, 43 als stark

gefährdet, 33 als gefährdet und 44 als gefährdet unbekanntes Ausmaßes. Damit sind 25 % aller im Wald vorkommenden Arten als gefährdet oder ausgestorben/verschollen einzustufen (Tab. S3).

Betrachtet man die Nahrungsgilden getrennt, so sind vor allem die totholzabhängigen Arten, die an Pilzhyphen saugen, gefährdet (65 %). Zudem ist der Anteil gefährdeter Arten bei den Pflanzensaftsaugern (26 %) und den Räubern (25 %) höher als bei den Mischfressern (16 %) (Tab. S3). Die Intensivierung der Waldbewirtschaftung und der damit verbundene Verlust der Habitatkontinuität von dickem, pilzbesiedeltem Totholz sowie generell die Habitatzerstörung und der Flächenverlust naturnaher Standorte, verbunden mit dem Verlust von Nahrungspflanzen, stellen die wichtigsten Gefährdungsursachen dar (Kap. 4.4).

**Trends:** Für 13,7 % aller Wanzenarten (84 Arten) mit Vorkommensschwerpunkt oder Vorkommen im Wald kann aufgrund fehlender Daten kein kurzfristiger Trend angegeben werden. Von den übrigen 531 Arten zeigt keine Art eine sehr starke, 3,2 % (sieben Arten) eine starke und 22,0 % (49 Arten) eine mäßige Bestandsabnahme. Insgesamt zeigen 6,2 % (33 Arten) aller Arten einen zunehmenden Bestandstrend, 68,5 % (364 Arten) keine Veränderung. Nur für 17,2 % (104 Arten) aller Wanzenarten konnte kein langfristiger Trend angegeben werden. Von den 509 bewerteten Arten zeigt keine Art eine sehr starke Abnahme, 1,4 % (sieben Arten) eine starke Abnahme, 15,9 % (93 Arten) eine mäßige Abnahme und 9,2 % (46 Arten) eine Abnahme unbekanntes Ausmaßes. 1,4 % (sechs Arten) aller Arten haben zugenommen, und 72,1 % (397 Arten) sind in ihrem Bestand stabil geblieben. Die negativen Trends wurden sowohl bei den Pflanzensaftsaugern als auch bei den Räubern beobachtet, während die Mischfresser weniger stark betroffen waren (Tab. S3).

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Die Rohdaten ergaben für die Wanzen insgesamt 90 Biodiversitätstrends. Diese verteilten sich gleichmäßig auf Abundanz (30), Artenzahl (30) und ENS (30). Abundanz (73 %), Artenzahl (77 %) und ENS (83 %) zeigen überwiegend neutrale Trends. Bei der Abundanz (17 %) und der Artenzahl (17 %) überwiegt der Anteil der negativen Trends den der positiven. Für die ENS liegen mehr positive als negative Trends vor (13 %).

### Zikaden

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Von den 635 in Deutschland etablierten Zikadenarten sind elf Arten eingeschleppt. 625 Arten (> 98 %) wurden bewertet

(Nickel et al. 2016), und für 610 Arten liegen Angaben zum Ökotyp ihres Vorkommens nach Mühlethaler et al. (2018) vor. Basierend auf der Ökotypenbeschreibung, wurden Arten folgender Ökotypen als im Wald vorkommende Arten definiert: Mesophile Saumart, Xerothermophile Saumart, Hygrophile Saumart, Mesophile Waldart, Xerothermophile Waldart, Hygrophile Waldart, Tyrphobionte Art. Dies führte zur Einteilung von 329 Arten (54 %) als »im Wald vorkommende Arten«.

Von diesen im Wald vorkommenden Arten gelten 0,6 % (zwei Arten) als ausgestorben oder verschollen, 4,9 % (16 Arten) als vom Aussterben bedroht, 10,9 % (36 Arten) als stark gefährdet, 8,5 % (28 Arten) als gefährdet und 2,1 % (sieben Arten) als gefährdet unbekanntes Ausmaßes. Somit sind 27 % aller im Wald vorkommenden Arten als gefährdet oder ausgestorben/verschollen einzustufen.

Als Hauptursache für die Gefährdung der im Wald vorkommenden Zikaden gelten die Intensivierung der Waldbewirtschaftung und der Verlust von naturnahen Lebensräumen, insbesondere von Moorwäldern (Kap. 4.2.2.1, 4.4).

**Trends:** Für 39,2 % (129 Arten) aller Zikadenarten, die im Wald vorkommen, kann aufgrund unzureichender Daten kein kurzfristiger Trend angegeben werden. Von den übrigen 198 Arten zeigt keine Art eine sehr starke oder starke Bestandsabnahme und 9,1 % (30 Arten) eine mäßige oder unbekanntes Bestandsabnahme. Insgesamt zeigen 5,2 % (17 Arten) einen zunehmenden Bestands-trend, 45,3 % (149 Arten) keine Veränderung. Nur für 10 % (33 Arten) aller Zikadenarten konnte kein langfristiger Trend angegeben werden. Von den 327 bewerteten Arten zeigen 1,8 % (sechs Arten) eine sehr starke Abnahme, 11,2 % (37 Arten) eine starke Abnahme, 19,8 % (65 Arten) eine mäßige Abnahme und 2,4 % (acht Arten) eine Abnahme unbekanntes Ausmaßes. 7,3 % (24 Arten) aller Arten haben stark zugenommen, und 46,8 % (154 Arten) sind in ihrem Bestand stabil geblieben.

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Für Zikaden konnte aufgrund fehlender Daten keine Trendanalyse durchgeführt werden.

## Hautflügler

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Bei den Hautflüglern existieren aktuelle Rote Listen für die Bienen (Apidae bzw. aktuell Apiformes, 561 Arten [Westrich et al. 2011]), die meisten aculeaten Wespenfamilien (z. B. Crabronidae, Pompilidae, Chrysididae, Vespidae, 561 Arten [Schmid-Egger 2010]), Ameisen (Formicidae, 116 Arten [Seifert 2011]) und für Pflanzenwespen (»Symphyta«, 754 Arten [Liston et al. 2011]). Damit werden 1992 der

insgesamt über 9.000 Arten der Hautflügler in ihrem Gefährdungsgrad eingestuft. Die extrem artenreichen Brack- und Schlupfwespen (Braconidae und Ichneumonidae), die mit über 4.000 Arten fast die Hälfte der Hautflüglerarten stellen, sind bisher nicht bewertet.

Bei den **Bienen** weisen nach Dorow, Münch & Saure (BfN 2019f) 36 Arten (6 % aller Bienenarten) einen Verbreitungsschwerpunkt im Wald auf, davon sind nach Westrich et al. (2011) zwei Arten ausgestorben, zwei vom Aussterben bedroht, sieben stark gefährdet und sechs Arten gefährdet. Damit sind 17 (knapp 50 %) der Waldarten im Bestand gefährdet oder ausgestorben. Weitere 301 Arten (53 % aller Arten) nutzen den Wald neben Offenland als Lebensraum. Von diesen Arten gelten sechs als ausgestorben, zehn als vom Aussterben bedroht, 24 als stark gefährdet und 37 als gefährdet (Westrich et al. 2011). Damit sind 77 der neben Offenland auch Wald als Lebensraum nutzenden Arten (26 %) im Bestand bedroht oder ausgestorben.

Von den 561 **aculeaten Wespenarten** wird in Dorow, Münch & Saure (BfN 2019f) für 63 Arten (11,2 % aller Arten) ein Verbreitungsschwerpunkt im Wald angegeben. Davon werden in der (aktuell in Überarbeitung befindlichen – Stand April 2023) Roten Liste (Schmid-Egger 2010) zwei Arten als vom Aussterben bedroht und sieben Arten als gefährdet eingestuft. Weitere 304 Arten (54 % aller Arten) nutzen den Wald neben dem Offenland als Lebensraum (BfN 2019f). Davon werden jeweils sieben als ausgestorben und vom Aussterben bedroht, 13 als stark gefährdet und 27 als gefährdet in der Roten Liste geführt (Schmid-Egger 2010).

Von den 116 **Ameisenarten** werden nach Dorow, Münch & Saure (BfN 2019f) 19 Arten als Waldarten sowie weitere 58 Arten als auch den Wald als Lebensraum nutzend eingestuft. Von den Waldarten gelten eine als vom Aussterben bedroht, fünf als stark gefährdet und eine weitere als gefährdet (Seifert 2011), was einer Gefährdung von sieben (37 %) der Waldarten entspricht. Bei den auch Wald nutzenden Arten sind fünf vom Aussterben bedroht, elf sind stark gefährdet und 13 Arten gefährdet (Seifert 2011). Zusammen mit den Waldarten sind damit insgesamt 36 Ameisenarten mit Bezug zum Wald (47 % aller waldbesiedelnden Arten) nach Roter Liste im Bestand bedroht oder ausgestorben.

Für die **Pflanzenwespen** liegt keine vergleichbare Einstufung zur Waldbindung wie für die anderen Arterengruppen vor, sodass hier lediglich ein Gesamtüberblick ohne Lebensraumbezug gegeben werden kann. Als ausgestorben oder verschollen werden nach Roter Liste (Liston et al. 2011) 29 Arten (4 % aller Arten) geführt, als vom Aussterben bedroht 13 Arten (2 %), als stark ge-

fährdet 25 Arten (3 %) und als gefährdet 29 Arten (4 %). Für weitere 68 Arten (9 %) wird eine Gefährdung unbekanntes Ausmaßes angegeben. Damit gelten 22 % aller Pflanzenwespenarten in Deutschland als im Bestand bedroht oder bereits ausgestorben, wobei wegen der fehlenden Einstufung zur Waldbindung der Trend für Waldarten nicht quantifizierbar ist.

**Trends:** Basierend auf den oben genannten Roten Listen werden langfristige Trends für Arten, die nach Dorrow, Münch & Saure (BfN 2019f) den Wald (auch) als Lebensraum nutzen, für 116 Bienenarten (34 % der walddnutzenden Arten), 103 aculeate Wespenarten (28 %) und 45 Ameisenarten (39 %) abnehmende Bestände angegeben. Langfristig gleichbleibende Bestände verzeichnen 169 von 339 walddnutzenden Bienenarten (50 % dieser Arten), 250 von 361 aculeaten Wespenarten (69 %) und 30 von 77 Ameisenarten (39 %). Langfristige Zunahmen walddnutzender Arten werden nur für vier Bienen- und eine Ameisenart angegeben, für weitere 41 Bienen-, acht Wespen- und eine Ameisenart ist die Datenlage ungenügend für eine Bewertung.

Kurzfristig wird bei den walddnutzenden Arten in den Roten Listen für 108 Bienenarten (32 %), 94 aculeate Wespenarten (26 %) und 75 Ameisenarten (97 %) eine Bestandsabnahme angenommen. Kurzfristig gleichbleibende Bestände weisen 192 Bienenarten (57 % der walddnutzenden Arten), 259 aculeate Wespenarten (72 %) und eine Ameisenart auf. Nur bei den Bienen wird für neun Arten ein kurzfristig positiver Bestandstrend angegeben.

Bei den Blattwespen zeigen 20 % aller Arten (nicht begrenzt auf walddnutzende Arten) einen langfristigen und 10 % einen kurzfristigen Bestandsrückgang auf (Liston et al. 2011). Für 51 % der Arten werden langfristig und für 37 % kurzfristig gleichbleibende Bestände angenommen. Langfristig 1 % und kurzfristig knapp 3 % aller Arten nehmen im Bestand zu. Die Datenlage ist allerdings ungenügend für eine belastbare Bewertung bei 24 % (langfristig) bzw. 46 % (kurzfristig) aller Pflanzenwespenarten.

Als Gründe für Bestandsbedrohung und -veränderungen im Wald werden Lebensraumverluste angegeben, beispielsweise durch Verlust von Waldrandlebensräumen durch intensiviert Nutzung (Westrich et al. 2011), fehlende Lichtwaldbereiche (Seifert 2011) oder auch Fehlen geeigneter Nistressourcen wie Alt- und Totholz (Schmid-Egger 2010; Seifert 2011) (Kap. 4.4).

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Für Hautflügler konnte aufgrund fehlender Daten keine Trendanalyse durchgeführt werden.

## Käfer

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Bei den Käfern existieren aktuelle Rote Listen für Blatthornkäfer (Stand 2020; 174 Arten, davon keine Neozoen [Schaffrath 2021]), Blattkäfer (Stand 2011; 546 Arten, davon acht Neozoen [Fritzlar, Schöller & Sprick 2021]), Bockkäfer (Stand 2011; 177 Arten, davon drei Neozoen [Bense et al. 2021]), Borkenkäfer (Stand 2011; 130 Arten, davon vier Neozoen [Bussler & Bense 2021]), Kurzflügler (Stand 2020; 2.006 Arten, davon 27 Neozoen [Schmidl et al. 2021a]), Laufkäfer (Stand 2015; 582 Arten, davon ein Neozoon [Schmidt, Trautner & Müller-Motzfeld 2016]), Rüsselkäfer (Stand 2011; 937 Arten, davon 19 Neozoen [Sprick, Behne & Maus 2021]) und die zusammengefassten Gruppen Wasserbewohnende Käfer (Stand 2013; 344 Arten, davon keine Neozoen [Spitzenberg et al. 2016]), Clavicornia (Stand 2011; 657 Arten, davon 30 Neozoen [Esser 2021]), Diversicornia (Stand 2011; 592 Arten, davon zehn Neozoen [Schmidl, Wurst & Bussler 2021]) und Terebrilia und Heteromera (Stand 2011; 130 Arten, davon vier Neozoen [Schmidl et al. 2021b]).

Von den 6.090 Käferarten, die von Köhler et al. (BfN 2019h) bzgl. ihrer Waldbindung klassifiziert wurden, haben 1.986 Arten (31,6 %) ihren Verbreitungsschwerpunkt im Wald, und weitere 1.797 (27,6 %) Arten leben im Wald wie auch im Offenland (gleichermaßen in beiden Lebensräumen oder Offenlandhabitate präferierend). Somit sind Wälder Lebensraum für 60 % aller in Deutschland nachgewiesenen Käferarten. Von den Arten mit Verbreitungsschwerpunkt im Wald bzw. auch im Wald vorkommend gelten 63 Arten als ausgestorben oder verschollen, 99 als vom Aussterben bedroht, 148 als stark gefährdet, 250 als gefährdet und 132 als gefährdet unbekanntes Ausmaßes. Somit sind 18 % aller im Wald vorkommenden Arten als gefährdet oder ausgestorben/verschollen einzustufen.

Eine Analyse der funktionalen Gruppen zeigt, dass insbesondere die **Totholzkäfer** (> 25 %) und die **Pflanzenfresser** (21,5 %) einen hohen Anteil gefährdeter Arten aufweisen, während der Anteil bei den anderen Nahrungsgilden zwischen 10 % und 13 % liegt (Tab. S4). Die Gefährdung der Totholzkäfer wird vor allem mit der Intensivierung der Waldbewirtschaftung in Verbindung gebracht. Hierbei sind insbesondere der Mangel an Wäldern mit Altbäumen und langer Biotoptradition und Flächenverluste von lichten Wäldern und Moorwäldern (hier insbesondere kälteliebende Arten betroffen) entscheidende Gefährdungsursachen. Trotz der engen Pflanzenartenbindung vieler pflanzenfressenden Käferarten scheinen auch primär die Nutzungsintensivierung und die damit einhergehende Habitatzerstörung und

Flächenverluste naturnaher Standorte die Hauptgefährdungsursachen darzustellen. Die Kombination mit dem Verlust von Nahrungspflanzen verstärkt die Effekte. Pflanzenfressende Wasserkäfer sind zudem durch den Rückgang von Kleingewässern und saisonalen Feuchtbiotopen (Senkung des Grundwasserspiegels) und zunehmende Gewässerbelastung durch den Eintrag von stickstoff- oder phosphorhaltigen Düngemitteln aus der Landwirtschaft gefährdet (Kap. 4.4).

**Trends:** Für fast 50 % aller Käferarten (1.736 Arten, 45,9 %), die überwiegend im Wald vorkommen oder vorkommen können, kann aufgrund der unzureichenden Datenlage kein kurzfristiger Trend angegeben werden. Von den verbleibenden 2.047 Arten zeigen 0,20 % (drei Arten) eine sehr starke, 1,1 % (26 Arten) eine starke und 8,9 % (150 Arten) eine mäßige Bestandsabnahme. Insgesamt zeigen 4 % (76 Arten) aller Arten einen zunehmenden Bestandstrend, 85,9 % (1.653 Arten) keine Veränderung. Nur für 15,1 % aller Käferarten konnte kein langfristiger Trend angegeben werden. Von den 3.210 bewerteten Arten zeigen 0,1 % (zwei Arten) eine sehr starke, 3,6 % (103 Arten) eine starke, 19,8 % (600) eine mäßige und 5,0 % (152 Arten) eine Abnahme unbekanntes Ausmaßes. 4,0 % (126 Arten) aller Arten haben zugenommen, und 67,6 % (1.992) sind in ihrem Bestand stabil geblieben.

Betrachtet man die funktionellen Gruppen getrennt, so zeigt sich ein negativer Langzeittrend vor allem bei den Tothholzkäfern (Abnahme bei 37 % aller Arten; Tab. S4), aber auch bei den Pflanzenfressern (32 %), Räubern (25 %) und Zersettern (21 %) unter den Nichttothholzkäfern. Pilzfresser und Gemischtköstler scheinen etwas weniger betroffen zu sein (jeweils 17 % aller Arten). Auch die Studien von Seibold et al. (2019) und Staab et al. (2023) zeigen einen negativen Trend über alle trophischen Ebenen, wobei in diesen Studien insbesondere die höheren trophischen Ebenen stärker betroffen waren. Große Arten waren überproportional betroffen. Diese negativen Trends waren in Beständen mit hohem Nadelholzanteil und hoher Nutzungsintensität besonders ausgeprägt und wurden durch eine hohe strukturelle Heterogenität abgemildert oder führten sogar zu positiven Trends.

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Die Auswertung der Literatur und der Rohdaten ergab für die Käfer (Kurzflügler und Laufkäfer) insgesamt 108 Biodiversitätstrends. Diese verteilen sich auf Abundanz (36), Artenzahl (39) und ENS (33). Abundanz (88 %), Artenzahl (54 %) und ENS (58 %) zeigen überwiegend neutrale Trends. Bei der Abundanz (14 %) und der Artenzahl (38 %) überwiegt der Anteil der negativen Trends den der positiven. Für die ENS gibt es mehr mittlere positive Trends als negative (24 %).

## Tagfalter

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** In Deutschland leben etwa 3.700 Schmetterlingsarten. Der ganz überwiegende Teil davon sind Nachtfalter. Aufgrund ihrer Lebensweise werden in Deutschland insbesondere Tagfalter und Widderchen systematischer erfasst als die Nachtfalter, weshalb sich auch die Datenbasis dafür vergleichsweise gut darstellt. Die Tagfalter machen allerdings nur 188 Arten aus. Davon wiederum sind in Deutschland 44 Arten nur in den alpinen Regionen nahe der südlichen Landesgrenze zu finden. Zudem gibt es 24 Arten von Widderchen, von denen wiederum eine Art nur in alpinen Bereichen vorkommt. In der aktuellen bundesweiten Roten Liste (Stand 2010) wurden über alle Lebensräume hinweg 184 der dort noch 189 als in Deutschland vorkommend eingestuft Arten in einer Gefährdungsanalyse bewertet (Reinhardt & Bolz 2011). Danach gelten 42 % (77 Arten) der bewerteten Tagfalterarten als ausgestorben oder bestandsgefährdet, 31 % (57 Arten) sind derzeit noch ungefährdet, weitere 11 % (20 Arten) stehen auf der Vorwarnliste. 12 % (22 Arten) wurden als extrem selten eingestuft, ohne dass eine akute Gefährdung erkennbar wäre, 4 % (acht Arten) können aufgrund fehlender Daten nicht eingestuft werden. Deutschland hat für 21 Tagfalterarten und Unterarten eine erhöhte Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung. Eine Zusammenstellung der Gefährdungseinstufungen, wie sie sich auch in den einzelnen Bundesländern derzeit darstellt, ist Tabelle 3.4 (in Kap. 3.2.2.10) zu entnehmen.

Praktisch alle Tagfalter und Widderchen bewohnen das Offenland, bzw. entsprechende Lichtungen in Wäldern, weshalb sie hier aber auch besonders für Offenland relevant sind (dort in Kap. 3.2.2.10 genauer behandelt). Dennoch lassen sich viele Tagfalterarten und Widderchen über ganz Deutschland hinweg nicht eindeutig einem Lebensraum zuordnen, weil sie zum Beispiel neben waldartigen Strukturen auch angrenzendes Grünland zur Nahrungsaufnahme nutzen oder im Norden Deutschlands Säume und Offenland bevorzugen, im Süden aber überwiegend in lichten Waldbereichen zu finden sind (Ebert & Rennwald 1991; Reinhardt et al. 2020; Settele et al. 2015). Von den Arten, die eine deutliche Präferenz für Waldlebensräume zeigen (15 Arten, s. u.), gelten 33 % als bestandsgefährdet, 26 % sind derzeit ungefährdet, und 33 % stehen auf der Vorwarnliste. Die Gefährdungsbilanz sieht demnach bei den Waldlebensräume bevorzugenden Tagfalterarten geringfügig besser aus als die bundesdeutsche Gefährdungseinstufung über alle Lebensräume hinweg.

**Trends:** In einer europaweiten Studie zeigt sich (Warren et al. 2021), dass in Großbritannien 8 % und den Nie-

derlanden 20 % der Arten seit dem Start der jeweiligen Monitoringprogramme im Jahr 1976 bzw. 1990 ausgestorben und die Individuenzahlen aller Arten jeweils um 50 % zurückgegangen sind. Auch dem Tagfalter-Monitoring Deutschland (TMD) liegen entlang von Transsektstrecken über ganz Deutschland jährlich erfasste Individuenzahlen der einzelnen Tagfalter- und Widderchenarten zugrunde. Auf Basis dieser Daten von 2006 bis 2022 zeigen von 82 analysierten Arten 15 einen statistisch signifikant positiven Trend, 28 einen negativen, und bei 39 (48 %) Arten ist aufgrund starker jährlicher Häufigkeitsschwankungen kein statistisch abgesicherter Trend zu beobachten (Kühn et al. 2023; vgl. Kap. 3.2.2.10).

Bei den Arten, die eine deutliche und überwiegende Bindung an Wald zeigen, sind unterschiedliche Trends festzustellen. So nimmt deutschlandweit der Kaisermantel (*Argynnis paphia*) signifikant zu, Großer Schillerfalter (*Apatura iris*), Kleiner Schillerfalter (*Apatura ilia*), Kleiner Eisvogel (*Limenitis camilla*), Blauer Eichen-Zipfelfalter (*Favonius quercus*) und Ulmen-Zipfelfalter (*Satyrium w-album*) zeigen stabile bzw. unsichere Trends, während das Weißbindige Wiesenvögelchen (*Coenonympha arcania*) einen signifikant negativen Trend aufweist (Kühn et al. 2023). Diese deutschlandweiten Trends lassen sich auf regionaler Ebene nicht immer bestätigen. Das Waldbrettspiel (*Pararge aegeria*) hat in einigen Regionen Nordrhein-Westfalens und in der Nationalparkregion Kellerwald-Edersee zugenommen (Brunzel et al. 2011; Brunzel 2020), zeigt bundesweit aber aktuell stabile Verhältnisse (Kühn et al. 2023). Trauermantel (*Nymphalis antiopa*) und Großer Eisvogel (*Limentitis populi*) nehmen vor allem in atlantisch geprägten Regionen stark ab, in kontinentaleren Bereichen jedoch nicht (Reinhardt et al. 2020).

Generelle sehr starke Abnahmen und sehr hohe Gefährdungskategorien in den Roten Listen sind vor allem bei spezialisierten Arten festzustellen, die in Deutschland an lichte Wälder, die durch Nieder-, Mittel- oder Hutewaldnutzung entstehen, gebunden sind (Laussmann, Dahl & Radtke 2021; Reinhardt et al. 2020). Sie können unter dem Begriff »Lichtwaldarten« zusammengefasst werden (Dolek, Kőrösi & Freese-Hager 2018; Reinhardt et al. 2020). Hierzu zählen zum Beispiel Gelbringfalter (*Lopinga achine*) und Eschen-Scheckenfalter (*Euphydryas maturna*), die in Deutschland nur noch an wenigen Orten vorkommen, an denen noch Mittelwaldwirtschaft betrieben wird, oder auch in naturnahen Hartholzauwäldern mit ähnlichen Lichtungsstrukturen (Reinhardt et al. 2020). Das Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*) kommt nur in Bereichen mit mittelwaldartigen Strukturen vor, benötigt darüber hinaus

aber auch in stärkerem Maße angrenzende Offenlandbereiche zur Nektaraufnahme (Reinhardt et al. 2020). Eine auf diese Arten abgestimmte und aus Naturschutzmitteln finanzierte Mittelwaldnutzung kann eine positive Bestandsentwicklung dieser Arten bewirken (Dolek, Kőrösi & Freese-Hager 2018). Der zurückgehende Braune Eichen-Zipfelfalter (*Satyrium ilicis*) bewohnt dagegen noch in Nutzung befindliche Niederwälder, wo die Art Eier in einer bestimmten Höhe an Stockaus schläge der Eiche legt (Graser et al. 2023). Ähnliche Habitatbedingungen findet die Art im Wald auch auf Störungsflächen z. B. nach Orkanen vor (Reinhardt et al. 2020). Damit steht der Braune Eichen-Zipfelfalter stellvertretend für einige Waldarten, die in der modernen Hochwaldwirtschaft nur aufgrund von größeren Kahlschlägen geeignete Lebensbedingungen vorfanden und seit Aufgabe dieser Bewirtschaftungsform zurückgehen (Reinhardt et al. 2020).

Gründe für die Rückgänge von Waldlebensräume bevorzugenden Tagfalterarten sind bei den sogenannten Lichtwaldarten sicher in der Aufgabe von historischen Nutzungsformen zu suchen, die lichte Waldstrukturen generieren. Bei anderen Arten im Wald, wie z. B. Weißbindiger Mohrenfalter (*Erebia ligea*), Großer Eisvogel (*Limenitis populi*) und Trauermantel (*Nymphalis antiopa*), ist vermutlich in klimatischen Veränderungen die Hauptursache für beobachtete Rückgänge zu sehen (Reinhardt et al. 2020).

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Betrachtet man die Trends zu Tagfaltern und Widderchen aus der Literatur, den Datenreihen des TMD und dem Weighted Vote Count, zeigen alle drei Biodiversitätsmaße ähnliche Tendenzen. Die Mehrheit der gewichteten Trends war stabil (60–62 %), die negativen Trends (25–29 %) überwogen deutlich die positiven Trends (9–13 %). Weitere Angaben zu den Tagfaltern und Widderchen (auch im Kontext aller Wirbellosen) finden sich im Kapitel 3.2.2.10 sowie in den Abb. 3.9–3.11 (»Agrar- und Offenland«).

## Nachtfalter

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Zu den Nachtfaltern als Sammelgruppe überwiegend nachtaktiver Großschmetterlinge werden gemeinhin die artenreichen Familien der Spanner (Geometridae) und Eulen (Noctuidae) sowie weitere Familien wie Bärenspinner (Arcitiidae) und Schwärmer (Sphingidae) gerechnet. In Deutschland kommen etwa 1.200 Arten vor. Im Folgenden werden Spanner (etwa 440 Arten) und Eulenfalter (knapp 500 Arten) als artenreichste Familien genauer behandelt. Zub, Fiedler & Nässig (BfN 2019i) stufen 159 Ar-

ten (37 %) der Spanner als Arten mit Schwerpunkt-vorkommen im Wald ein, wovon wiederum 92 Arten (58 % der Waldarten) als Arten lichter Wälder anzusehen sind. 182 Arten (42 %) der Spanner nutzen neben Offenlandlebensräumen auch den Wald als Habitat, sodass insgesamt 341 (78 %) der Spannerarten als Arten mit Waldbezug gelten (BfN 2019b). Bei den Eulenfaltern weisen 76 Arten (15 %) eine Schwerpunktbindung an den Wald auf (58 dieser Arten und damit 75 % sind mit lichten Wäldern assoziiert), weitere 270 Arten (53 % der Eulenfalter) nutzen auch den Wald als Lebensraum (BfN 2019i).

Von den Arten, die schwerpunktmäßig oder auch im Wald vorkommen, ist etwa ein Sechstel bestandsgefährdet (Trusch et al. 2011; Wachlin & Bolz 2011). Fünf Arten der Spanner und vier der Eulenfalter mit Schwerpunkt-vorkommen im Wald gelten als ausgestorben. Gleiches gilt für eine Spannerart und sieben Eulenfalterarten, die den Wald neben dem Offenland als Lebensraum nutzen. Für 108 Arten der waldnutzenden Eulenfalter (31 % der 346 Arten) und 83 der waldnutzenden Spannerarten (24 % der 341 Arten) werden langfristig abnehmende, für 1 % (4 Spannerarten) bzw. 4 % (15 Eulenfalterarten) langfristig zunehmende Bestände angegeben. Kurzfristige Bestandsabnahmen werden für 85 waldbewohnende Spannerarten (25 %) und 74 Eulenfalterarten (21 %) der den Wald nutzenden Arten, kurzfristig zunehmende Bestände für sechs Spannerarten (2 %) und 27 Eulenfalterarten (8 %) geschätzt (Trusch et al. 2011; Wachlin & Bolz 2011).

**Trends:** In den letzten Jahren wurden wiederholt starke Rückgänge in den Abundanzen und Artenzahlen regionaler und lokaler Nachtfaltergemeinschaften in Deutschland und angrenzenden Gebieten dokumentiert. So berechneten Roth et al. (2021) in einer umfangreichen Studie in mitteleuropäischen Wäldern allgemeine Rückgänge von über 50 % in Abundanz und Biomasse sowie von 38 % in den Artenzahlen in den letzten 40 Jahren. Ähnliche Ergebnisse haben Studien aus angrenzenden Ländern ergeben (Blumgart et al. 2022; Macgregor et al. 2019). Für ungarische Wälder zeigten Valtonen et al. (2017), dass es bei lokal unveränderten Artenzahlen dennoch langfristig zu einer Abnahme regionaler Artenvielfalt durch eine Homogenisierung der Artenzusammensetzung (Verlust spezialisierter Arten und Verbleib angepasster, häufiger Arten; siehe auch Wölfling, Uhl, Fiedler 2019) kommen kann. Ein besonders starker Rückgang dunkel gefärbter Arten wurde von Roth et al. (2021) als Hinweis auf klimawandelbedingte Einflüsse interpretiert, da vor allem hellere Arten von steigenden Temperaturen profitieren sollten (Zeuss et al. 2014). Entgegen dem allgemeinen

Trend nahmen die Artenzahlen in Mittelwaldresten zu (Roth et al. 2021), was unter anderem in den günstigen Habitats-eigenschaften dieser Wälder für viele Arten lichter Wälder und früher Sukzessionsstadien begründet sein kann. Dies verdeutlicht die große Bedeutung solcher Waldlebensräume für eine große Zahl von Nachtfalterarten und hebt die Notwendigkeit einer Diversifizierung von Waldbewirtschaftungsformen jenseits von dominanten Bewirtschaftungsarten wie Altersklassen- oder Dauerwald hervor (Kap. 4.4).

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Die Rohdaten ergaben insgesamt 328 Biodiversitätstrends für die Nachtfalter. Diese verteilten sich etwa gleichmäßig auf Abundanz (111), Artenzahl (109) und ENS (108). Abundanz (75 %), Artenzahl (83 %) und ENS (89 %) zeigen überwiegend neutrale Trends. Der Anteil negativer Trends überwiegt bei Abundanz (18 %), Artenzahl (9 %) und ENS (6 %).

## Pflanzen

### Gefäßpflanzen

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Der Gesamtbestand der Gefäßpflanzen (d. h. Farn- und Blütenpflanzen) in Deutschland umfasst gemäß Metzger et al. (2018) 4.305 etablierte Arten, Unterarten und Varietäten. Die mit Abstand größte Gruppe bilden dabei die bedecktsamigen Pflanzen (Angiospermen) mit 4.188 Taxa. Weiterhin finden sich nacktsamige Pflanzen (Gymnospermen, 14 Taxa), echte Farne (64 Taxa), Natternzungenartige (sechs Taxa), Schachtelhalme (18 Taxa) sowie Bärlappe, Moosfarne und Brachsenkräuter (15 Taxa).

Für 1.216 Farn- und Blütenpflanzen haben Schmidt, Kriebitzsch & Ewald (BfN 2011) eine Einstufung hinsichtlich ihrer Waldbindung vorgenommen. Grundlage dieser Einteilung bildeten die in der Standardliste von Wisskirchen und Adolphi (1998) geführten 3.003 Gefäßpflanzentaxa (ohne Differenzierung von *Rubus corylifolius* agg. und *R. fruticosus* agg. und ohne Untergliederung der Gattung *Taraxacum* in Sektionen). Damit wurden 41 % der Gefäßpflanzentaxa als Waldarten kategorisiert. Innerhalb der Gruppe der Waldgefäßpflanzen lassen sich in Deutschland 76 Baum- und 116 Straucharten, vier Epiphyten und 1.020 krautige Pflanzen unterscheiden. Etwa hälftig werden die Baumarten als weitgehend an Wald gebunden bzw. gleichermaßen im Wald wie im Offenland vorkommend eingestuft (31 bzw. 45 Baumarten). Gut ein Viertel der Sträucher (31 Straucharten) und der krautigen Arten (291 krautige Arten) weist eine enge Waldbindung auf, die Mehrzahl dieser Arten tritt somit im Wald wie auch im Offenland auf. Unter den insgesamt 356 Gefäßpflanzenarten mit einer engen Waldbin-

dung sind 30 % (106 Arten) als Arten der Waldverlichtungen und -ränder anzusehen.

Nach Kriebitzsch et al. (2013) sind die relativen Anteile der bestandsgefährdeten Arten bei den Farn- und Blütenpflanzen in Offenlandlebensräumen höher als in Wäldern (17 % bei den Waldarten gegenüber 25 % bei den Offenlandarten). Auch Metzger et al. (2018) finden höhere Anteile an bestandsgefährdeten Arten bei den Offenlandformationen als in Waldformationen. Waldpflanzenarten sind durch zahlreiche Faktoren bedroht (Bernes et al. 2018; Bernhardt-Römermann et al. 2015; Staude et al. 2020). Die beiden großen Rodungswellen im Mittelalter (zwischen 500 und 800 sowie 1100 und 1300 n. Chr. [Kap. 4.1.2]) führten zu einer starken Verringerung der Waldfläche und damit zu einer Reduktion der Populationsgrößen und zu deren Fragmentierung. Für viele Waldgefäßpflanzenarten ist dies aufgrund ihres geringen Ausbreitungspotenzials besonders bedeutsam (die Ausbreitungsgeschwindigkeit beträgt bei vielen Arten weniger als 1 m pro Jahr [Brunet und von Oheimb 1998]). Die Veränderungen in der Form der Waldbewirtschaftung mit der Überführung von Mittel- und Niederwäldern in Hochwälder, der Aufgabe von Hutewäldern und der weiten Ausdehnung von Fichte (*Picea abies*) haben viele lichtbedürftige und wärmeliebende Pflanzenarten in ihren Vorkommen reduziert (Kap. 4.1.2). Die hohen Einträge an Stickstoff aus der Atmosphäre und die damit verbundene Erhöhung des pflanzenverfügbaren Stickstoffs (sog. Eutrophierung) führen zu einer starken Dominanz einzelner Arten, die stickstoffreiches Substrat bevorzugen (sog. nitrophile Arten) bzw. dies in Konkurrenz zu anderen Arten besonders gut nutzen können (sog. Nitrophyten; z. B. Brennessel, Brombeere, Springkräuter), und einem Verschwinden von Pflanzenarten, die an nährstoffarme Böden angepasst sind (Kap. 4.4.4). Die Entwässerung von Wäldern als sogenannte Meliorationsmaßnahme hat zudem zum Rückgang vieler charakteristischer Pflanzenarten feuchter und nasser Wälder geführt. Verbissempfindliche Pflanzenarten leiden durch direkte Beeinträchtigung, aber auch durch Schwächung ihrer Konkurrenzstärke im interspezifischen Konkurrenzgeschehen unter überhöhten Schalenwildbeständen (Ammer et al. 2010) (Kap. 4.4.7.4).

**Trends:** Die historische Landnutzung, die aktuelle Bewirtschaftung der Wälder und die Stoffeinträge bestimmen in starker Weise die zeitlichen Trends der Waldpflanzenarten. Viele Gefäßpflanzen des Waldes benötigen nährstoffarme Böden und relativ viel Licht. Die intensive Holzernte, verbunden mit vielfältigen weiteren Nutzungen in früherer Zeit (Waldweide, Streugewinnung usw., Kap. 4.1.2), hatte zur Folge, dass oligotrophe

Sekundärlebensräume mit einer lichten Kronenschicht entstanden (Ellenberg & Leuschner 2010). Aufgrund der Erholung der degradierten Böden und eines zunehmend dichter geschlossenen Kronendachs in Verbindung mit hohen Stickstoffeinträgen gehen konkurrenzschwache, aber stresstolerante Pflanzenarten stark zurück (z. B. Sauerklee [*Oxalis acetosella*], Wald-Sanikel [*Sanicula europaea*], Blaubeere [*Vaccinium myrtillus*], Preiselbeere [*V. vitis-idaea*]), während sich nitrophile und nitrophytische Arten (z. B. Brennessel, Brombeere, Springkräuter) und schattentolerante Arten ausgebreitet haben (Bernhardt-Römermann et al. 2015; Jandt et al. 2022; Reinecke, Klemm & Heinken 2014). Gleichwohl scheinen im Wald in den letzten 250 Jahren trotz Nutzung keine Gefäßpflanzenarten ausgestorben zu sein (Schulze et al. 2016).

Sehr gut belegt sind die Veränderungen, die mit einer Aufgabe der forstlichen Bewirtschaftung in naturnahen Laubwäldern einhergehen (von Oheimb & Härdtle 2009; Petzold et al. 2018). Im Vergleich zu Wirtschaftswäldern nimmt in den nicht mehr genutzten Wäldern die Artenzahl in den meisten Fällen ab. Dies begründet sich vornehmlich in einer Abnahme der Störzeiger, d. h. solcher Arten, die positiv auf die Auflichtung des Kronendachs und auf Bodenstörungen (insbesondere Freilegung des Mineralbodens, Verdichtung in Fahrspuren) reagieren (Boch et al. 2013). Die Zusammensetzung der Krautschicht wird somit zunehmend von streng waldbundenen Arten dominiert (von Oheimb & Härdtle 2009; Petzold et al. 2018). In Wirtschaftswäldern ist neben der Holzernte die Etablierung von Naturverjüngung ein wesentliches Ziel der forstlichen Auflichtung des Hauptbestandes. Das Aufwachsen dieser Jungbäume in den Lücken des Kronendachs führt zu einer zunehmenden Beschattung am Boden, wodurch lichtbedürftige Arten der Krautschicht wieder von schattentoleranten Waldarten verdrängt werden (Hilmers et al. 2018). Insofern hängt der Artenbestand in Wirtschaftswäldern stets von der Waldentwicklungsphase und den vorangegangenen Störungsereignissen ab.

Viele feuchte bis nasse Waldstandorte wurden durch Drainage, Entwässerung und Grundwasserabsenkung stark verändert, sodass zahlreiche Pflanzenarten, die an dauerhaft oder zumindest zeitweilig hohe Wassergehalte im Boden angepasst sind, zurückgegangen sind.

Was die Baumarten angeht, sind es im Wesentlichen die Gattungen *Betula*, *Salix* und *Sorbus*, welche gefährdete Arten aufweisen. Diese sind allerdings zumeist an Sonderstandorte und regionale Vorkommen gebunden und häufig nur durch aktive Schutzmaßnahmen bzw. Konkurrenzregelung zu erhalten. In Wirtschafts-

wäldern bislang selten vorkommende thermophile Arten wie Kulturbirne (*Pyrus communis*), Elsbeere (*Sorbus torminalis*), Feldahorn (*Acer campestre*) und Flaumeiche (*Quercus pubescens*) werden vor dem Hintergrund des Klimawandels künftig vermutlich in ihrer Verbreitung zunehmen und werden aktuell vermehrt, z. B. durch Pflanzung, ausgebracht.

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Die Auswertung der Literatur und der Rohdaten ergab insgesamt 986 Biodiversitätstrends für Farn- und Blütenpflanzen. Diese verteilten sich auf Abundanz (345), Artenzahl (343) und ENS (298). Abundanz (74 %), Artenzahl (66 %) und ENS (81 %) wiesen überwiegend neutrale Trends auf. Der Anteil der gemittelten positiven Trends überwiegt bei der Abundanz (18 %) und der ENS (12 %). Für die ENS gibt es mehr gemittelte positive Trends als negative (13 %). Der Anteil positiver und negativer Trends bei der Artenzahl ist fast gleich (jeweils 17 %).

## Moose

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** In der Gesamtartenliste der Moose Deutschlands führen Caspari et al. (2018) 1.195 etablierte Arten, Unterarten und Varietäten auf. Mehr als drei Viertel davon zählen zu der Gruppe der Laubmoose (903 Taxa). Die Lebermoose sind mit 286 Taxa und die Hornmoose mit sechs Arten vertreten. Ausgehend von 1.159 Moostaxa, die in der Standardliste von Koperski et al. (BfN 2000) geführt werden, haben Schmidt et al. (BfN 2011) für 674 Moose eine Einstufung hinsichtlich ihrer Waldbindung vorgenommen. Damit wurden 58 % der Moostaxa als Waldarten kategorisiert. Ebenso wie bei den Gefäßpflanzen sind die relativen Anteile der bestandsgefährdeten Arten bei den Moosen in Offenlandlebensräumen höher als in Wäldern (22 % bei den Waldarten gegenüber 37 % bei den Offenlandarten [Kriebitzsch et al. 2013]).

**Trends:** Während die Gefäßpflanzen sehr sensibel auf Änderungen der Lichtbedingungen, des Mikroklimas und der Bodenverhältnisse reagieren, indizieren Moose in besonderer Weise Stoffeinträge über den Bestandsniederschlag und dessen Veränderung (Baumann et al. 2021). Moose decken ihre Wasser- und Nährstoffversorgung nahezu ausschließlich über das Niederschlagswasser. Sie sind daher besonders empfindlich gegenüber Luftschadstoffen, insbesondere den Einträgen von Schwefel- und Stickstoffverbindungen (Kap. 4.4.4). Extrem hohe Schwefeldepositionen führten in der Vergangenheit zu einer direkten Schädigung von Moosen (Hutchinson, Dixon & Scott 1986). Zudem gingen bodenlebende Moose durch geringere Luftfeuchtigkeit und Vergrasung in geschädig-

ten Waldbeständen zurück (Schmidt 1993). Seit Mitte der 1980er-Jahre werden die Schwefelemissionen durch effektive Filteranlagen stark reduziert, und die Einträge in Wälder sind erheblich zurückgegangen. Mit dem Rückgang der Schwefeleinträge ist eine Wiederausbreitung vieler Moosarten in Wäldern zu verzeichnen (Baumann, Dittrich & von Oheimb 2022).

Moose, die auf der Oberfläche von lebenden oder abgestorbenen Bäumen wachsen (epiphytische und epixylische Moose), reagieren stark auf die Textur und den pH-Wert der Rinde, auf die Substratverfügbarkeit (insbesondere Totholzmenge und -vielfalt) und auf das Mikroklima (Dittrich et al. 2014; Friedel et al. 2006; Kaufmann, Hauck & Leuschner 2018). Laubbäume haben eine große Bedeutung für die Diversität epiphytischer Moose, während Nadelbäume, insbesondere Fichte und Kiefer, für die Besiedlung weniger gut geeignet sind. Dies ist u. a. bedingt durch die Eigenschaften der Rinde (hohe Acidität, geringer Nährstoffgehalt) und eine Kronenstruktur, welche das Niederschlagswasser nicht über den Stamm, sondern über die Kronentraufe abführt (Barkman 1958). Der Umbau von homogenen Fichten- und Kieferreinbeständen in laubholzreiche Mischbestände spielt für diese Epiphyten daher eine wichtige Rolle (Baumann, Dittrich & von Oheimb 2022). Es ist jedoch zu beachten, dass dieser Umbau eine lange Zeit in Anspruch nimmt (etliche Jahrzehnte) und es auch unter den Moosen zahlreiche Arten mit geringen Ausbreitungsfähigkeiten gibt. Damit erlangen Bewirtschaftungsformen, welche eine lange Kontinuität der Lebensbedingungen für Epiphyten sichern, eine große Bedeutung. Müller et al. (2019) haben die Auswirkungen von drei Hauptwaldbewirtschaftungstypen in Buchenwäldern (nicht mehr bewirtschaftete Bestände, Plenterwald, Altersklassenwald) auf den Artenreichtum von Moosen auf den vier Substraten Rinde, Totholz, Boden und Gestein in 1.050 Waldflächen in drei Regionen Deutschlands untersucht. Unter diesen drei Bewirtschaftungstypen erwiesen sich die Buchen-Plenterwälder als der artenreichste Typ, während die nicht mehr bewirtschafteten Bestände eine geringere Artenzahl aufwiesen als die Altersklassenwälder. Müller et al. (2019) schlossen aus ihrer Studie, dass der Artenreichtum der Moose auf Rinde, Totholz, Boden und Gestein hauptsächlich aus der Häufigkeit und dauerhaften Verfügbarkeit ihres jeweiligen Substrats resultiert und dass dies nicht zwingend eng mit der Art der Bewirtschaftung verknüpft ist.

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Für die Moose wurden insgesamt 17 Biodiversitätstrends identifiziert. Diese verteilen sich auf Abundanz (8) und Artenzahl (9). Für die Artenzahl

gibt es nur einen neutralen Trend (11 %). Der Anteil positiver Trends überwiegt bei Abundanz (88 %) und Artenzahl (56 %).

### Pilze und andere mikrobielle Organismen

#### Pilze

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Die Pilze des Waldes lassen sich aufgrund ihrer Lebensweise ökologisch in drei große Gruppen einteilen: Mykorrhizapilze, bodensaprotrophe Pilze und Totholzpilze. Im Folgenden werden wir uns auf die Totholzpilze konzentrieren. Dies lässt sich wie folgt begründen: Die aktuelle Rote Liste für Deutschland enthält keine Angaben zum Lebensraum, obwohl bekannt ist, dass z. B. an Moore gebundene Pilzarten stark gefährdet sind (z. B. Moorhallimasch, *Desarmillaria ectypa*). Für Totholzpilze besteht ein grundsätzliches Gefährdungspotenzial, da der Totholzlebensraum im Wald generell (durch die Totholznutzung) und durch die Art der Waldbewirtschaftung bestimmt wird (Kap. 4.4). Totholzpilze sind daher direkt an den Wald gebunden.

Nach der Roten Liste der Großpilze in Deutschland (Dämmrich et al. 2016) zusammen mit Daten zur Lebensweise (Pölme et al. 2020) sind von den 1.248 bewerteten Totholzpilzen über 14 (1,2 %) stark gefährdet, zwölf (1 %) gefährdet. Es sei noch angemerkt, dass für die Rote Liste Kategorien für Großpilze auf Basis von Fruchtkörperkartierung und Experteneinschätzung erstellt werden. Es ist aktuell allerdings unklar, inwiefern Fruchtkörpervorkommen auch Myzelvorkommen widerspiegeln. Eine bislang einzigartige Studie aus den USA zeigte, dass eine als extrem selten geltende Pilzart auf Totholz (*Bridgeoporus nobilissimus*) durch Sequenzieranalysen von Totholzbohrproben sehr oft nachgewiesen werden konnte (van Norman & Gordon 2021).

**Trends:** Die Rote Liste der Großpilze liegt erst seit 2016 vor (Dämmrich et al. 2016). Daher ist eine Bewertung kurz- und langfristiger Bestandstrends bei vielen Arten aufgrund mangelnder Daten schwierig. Für ca. 65 % der in der Roten Liste erfassten Arten konnte daher auch kein Trend oder nur unsichere kurzfristige oder langfristige Trends angegeben werden. Für die restlichen Arten konnten für 29 (2,3 %) ein kurzfristig negativer, für 32 (2,5 %) ein langfristig negativer, für sieben (0,5 %) ein langfristig positiver und für acht (0,6 %) ein kurzfristig positiver Bestandstrend bewertet werden. Schlüsselarten für den Holzabbau und Bereitsteller wichtiger Mikrohabitate sind für Laub- und Nadelbäume jeweils der Zunderschwamm (*Fomes fomentarius*) und der Rotrandige Fichtenporling (*Fomitopsis pinicola*). Für beide werden stabile Populationsbestände vorhergesagt. Für

sehr seltene Arten wie die Zitronengelbe Tramete (*Antrodia citrinella*) oder den Dunkelgezonten Feuerschwamm (*Phellinus nigrolimitatus*) wurden keine oder rückläufige Angaben gemacht. Arten wie der Zunderschwamm können allerdings auch nach wenigen Jahren starker Totholzanreicherung wieder zurückkehren, vermutlich aufgrund des hohen Dispersionsvermögens (Müller, Engel & Blaschke 2007). Ähnliches wurde auch für die stark bedrohte Zitronengelbe Tramete beobachtet. Auch hier führte eine hohe Holzakkumulation zu einer Erholung der Bestände (Bässler & Müller 2010). Von Einzelarten abgesehen, ist für Totholzpilze grundlegend die Entwicklung der Totholzmenge relevant. Der Anteil an Totholz hat laut BWI2012 über die letzten Jahre leicht zugenommen, ist allerdings mit 20,6 m<sup>3</sup> pro ha noch weiter unter Mindestanforderungen für Totholzorganismen (Müller & Bütler 2010). Daher ist vor allem aufgrund der anhaltend geringen Totholzmengen in Deutschland der langfristige Trend aktuell negativ vorherzusagen. Ob die leichte Erhöhung von Totholz bereits zu einer Veränderung der Populationsbestände gefährdeter Arten geführt hat, ist aktuell unbekannt. Nachdem gefährdete Totholzpilze allerdings sehr dickes (>70 cm Durchmesser) Totholz benötigen (Heilmann-Clausen & Christensen 2004), ist dies für viele Arten in der kurzen Zeit vermutlich nicht der Fall.

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Die Auswertung der Literatur und der Rohdaten ergab für die Pilze insgesamt 40 Biodiversitätstrends. Diese verteilten sich auf Abundanz (2), Artenzahl (37) und ENS (1). Der Anteil der gemittelten positiven Trends und der gemittelten negativen Trends ist bei der Abundanz gleich (jeweils 50 %). Dasselbe gilt für den Anteil neutraler und positiver Trends für die Artenzahl (jeweils 41 %). Der einzige Biodiversitätstrend für ENS ist neutral.

#### Bakterien

Bakterien sind wichtige Organismen in allen Waldlebensräumen und an vielen Prozessen wie dem Abbau von Nekromasse und der Fixierung von Stickstoff beteiligt (Baldrian 2016). Neben der hohen Diversität im Boden spielen sie auch im gesamten Totholzbereich eine wichtige Rolle. Verschiedene Studien haben gezeigt, dass die Bakteriengemeinschaften im Totholz vor allem durch das Abbaustadium (Müller et al. 2020) und die Baumart (Hoppe et al. 2015) beeinflusst werden, wobei die Bindung an die Baumart nicht so stark ist wie bei den Pilzen (Moll et al. 2021). Die Relevanz der Intensität der Waldbewirtschaftung oder Einflüsse von Agrochemikalien sind derzeit unklar. Studien basierend auf Se-

quenzanalysen von Totholzbohrproben haben gezeigt, dass die Bakteriendiversität auch direkt mit Ökosystemfunktionen in Verbindung gebracht werden kann (Purahong et al. 2016). Aufgrund des geringen Kenntnisstandes und der erst seit Kurzem verfügbaren Techniken zur Erfassung der bakteriellen Diversität sind Aussagen zu Trends derzeit nicht möglich. Die meisten Bakterienarten können als eher selten angesehen werden, und ihre ökologische Rolle ist für die meisten unbekannt (Bickel & Or 2021).

### Myxomyceten

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Myxomyceten sind trotz ihres deutschen Namens (Schleimpilze) keine echten Pilze, sondern einzellige Lebewesen. Als wichtigstes Habitat kann für Myxomyceten das Totholz angesehen werden. Daher ist grundsätzlich die aktuelle Limitation an Totholzmenge für die Diversität der Myxomyceten relevant, wie es auch für die Totholzpilze beschrieben wurde. Die aktuelle Studienlage erlaubt keine Aussagen über die wichtigsten Umweltfaktoren. Seit 2011 liegt eine Rote Liste der Myxomyceten in Deutschland vor (Schnittler et al. 2011). Sie listet 227 Arten auf, die indirekt an Holz gebunden sind, wovon 121 (53 %) ungefährdet sind. Bei den übrigen Arten ergab die Bewertung entweder die Kategorie »extrem selten«, oder ihre Gefährdungsabschätzung ist unklar, da die Daten unzureichend sind. Circa fünf Arten (2 %) sind vermutlich in Deutschland ausgestorben, und zwölf Arten (4 %) gelten als extrem selten.

**Trends:** Aufgrund des geringen Kenntnisstandes über die Diversität der Myxomyceten sind generelle Aussagen über Trends derzeit nicht möglich. Die wohl bekannteste Art, die Gelbe Lohblüte (*Fuligo septica*), weist eine stabile Population auf. Einige Arten, die auf Totholz vorkommen, weisen eine weltweite Verbreitung auf und sind auch in Deutschland nachgewiesen, allerdings sind die Nachweise extrem selten (z. B. *Amaurochaete comata*). Dies zeigt, wie schwierig die Einschätzung des Gefährdungsstatus sein kann, wenn selbst weitverbreitete Arten selten erscheinen.

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Aufgrund von nicht vorhandenen Daten konnte für Myxomyceten keine Trendanalyse durchgeführt werden.

### Flechten

**Vorkommen und Gefährdungsstand:** Für alle baumbewohnenden Flechten spielen Wälder die zentrale Rolle als Lebensraum. Ein prominenter Vertreter ist zum Beispiel die Echte Lungenflechte (*Lobaria pulmonaria*).

Nach Gefährdungsanalysen (Wirth et al. 2011) zusammen mit Daten zur Lebensweise (www.lias.net) werden von 270 bewerteten Arten, die auf Holz vorkommen, 35 (13 %) als stark gefährdet und 44 (16 %) als gefährdet eingestuft. Für 30 Arten (11 %) ist die Datenlage für eine Bewertung unzureichend. Flechten sind in Wäldern durch verschiedene Aspekte gefährdet. Da viele Flechtenarten nur an sehr mageren Standorten wachsen, wirkt sich die Eutrophierung durch Stickstoffeintrag aus der Luft negativ aus. Viele Flechten sind auch an bestimmte milde Klimata angepasst, wodurch sie durch den Klimawandel mit Zunahme von Extremereignissen gefährdet werden (Bässler et al. 2016). Darüber hinaus sind viele Flechten durch ihre Bindung an Uraltbäume und Reste alter Wälder gefährdet (Kap. 4.4).

**Trends:** Für rund 127 (47 %) der erfassten Arten konnte kein oder nur ein unsicherer kurz- oder langfristiger Trend angegeben werden. Bei den übrigen Arten ergab die Bewertung für 123 (45,6 %) einen langfristig negativen, für 23 (8,5 %) einen kurzfristig negativen, für sieben (0,3 %) einen langfristig positiven und für 16 (0,6 %) einen kurzfristig positiven Bestandstrend (Wirth et al. 2011). Positive Effekte wurden durch die Verbesserung der Luftqualität erzielt. Weitere positive Effekte auf die Flechtenbiodiversität konnten durch lichte Waldstrukturen und die Zunahme von Totholz infolge von Störungsereignissen nachgewiesen werden (Bradtko, Bässler & Müller 2010). Für viele säureempfindliche Flechtenarten wirkt sich der Rückgang der Schwefeldioxidbelastung positiv aus (Kap. 4.4.4). Viele der stark zurückgegangenen Arten haben sich jedoch noch nicht wieder erholt. Entweder sind die Arten regional ausgestorben, oder ihre Spenderpopulationen sind zu klein. Historisch ungünstige Kombinationen von Schadstoffbelastung und Habitatverlust sind vermutlich häufig für den Rückgang in der Vergangenheit verantwortlich (Hauck, Bruyn & Leuschner 2013).

**Trends aus Literatur- und Datenanalysen (Weighted-Vote-Count-Analyse):** Die sehr wenigen Biodiversitätstrends ( $n = 9$ ) für Flechten und flechtenbewohnende Pilze verteilen sich auf Abundanz (4), Artenzahl (4) und ENS (1). Es gibt keine neutralen Trends. Alle vier Biodiversitätstrends für die Abundanz sind negativ. Dasselbe gilt für den einzigen Trend für ENS. Für die Artenzahl gibt es drei negative und einen positiven Trend.

### 4.2.3 Anzahl/Änderung nicht einheimischer Arten im Wald

Während aus anderen Lebensräumen mitunter relativ hohe Zahlen neu eingebrachter Arten zu verzeichnen sind, gelingt es nur wenigen gebietsfremden Arten, sich

in naturnahen Biotopen dauerhaft zu halten. Der biotische Widerstand natürlicher Standorte ist einfach zu hoch, als dass fremde Arten freie Nischen ohne Weiteres besetzen könnten (Kowarik 2010). Hier können gebietsfremde Arten somit oftmals als Indikator für Störungen gesehen werden und sind damit meistens die Folge der Zerstörung von Natur und nicht deren Ursache (BUND 2015). Die Bedeutung des Waldes und der dort eingeschleppten bzw. eingeführten Arten hat bislang relativ wenig Beachtung erfahren (Schmidt 2004). Dies mag mitunter daran liegen, dass der Stand der Forschung über standortfremde Pflanzen oder Tiere vom Grad der öffentlichen Aufmerksamkeit für die Thematik abhängt (UBA 2002). Bislang liegen beispielsweise noch keine langfristigen empirischen Daten zur Ökologie und Evolution invasiver Baumarten vor (Vor et al. 2016).

Derzeit sind von der Invasivitätsbewertung des BfN für den Lebensraum Wald elf Baum-, zwei Moos- und zehn weitere Pflanzenarten betroffen. Hinzu kommen fünf Wirbeltier-, drei Wirbellosen-, 20 Insekten- sowie 17 Pilzarten (Kap. 4.4.6). Eine ausführliche Auflistung der Einstufungskriterien und Maßnahmenempfehlungen findet sich in den Schriftenreihen des BfN (BfN 2010b; BfN 2015b; BfN 2015c; BfN 2015d; BfN 2023f).

Ein umfassendes, systematisches Monitoring von nicht einheimischen Arten im Wald ist derzeit nicht vorhanden. Gemäß der EU-Verordnung über invasive Arten<sup>1</sup> (Kap III, Art. 14) soll zukünftig ein Überwachungssystem etabliert werden.

Hinsichtlich der jagdbaren Wildarten zeigen die Bestandseinschätzungen der Jagdbezirke Deutschlands, dass die invasiv eingestufteten Wildarten Mink (*Neovison vison*), Waschbär (*Procyon lotor*), Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*) und Nutria (*Myocastor coypus*) seit ihrer Einbürgerung noch immer einen teils sogar starken Populationsanstieg verzeichnen (DJV 2023). Da Lebensräume aber je nach Ressourcenverfügbarkeit früher oder später an ihre Kapazitätsgrenze stoßen, wird die Ausbreitung dieser Arten in den idealen Lebensräumen vermutlich bald stagnieren, während noch nicht ausgeschöpfte Gebiete weiter besiedelt werden (Michler 2018; Nentwig, Bacher & Brandl 2017).

Eine zunehmende Bedeutung erfährt die Überwachung der durch die EU geregelten invasiven bzw. Quarantäneschadorganismen (QSO). Diese sind meldepflichtig und ziehen bei Auftreten umfangreiche

Überwachungs- und Bekämpfungsmaßnahmen nach sich (EU-Pflanzengesundheitsverordnung 2016/2031).<sup>2</sup>

Derzeit wichtige QSO sind z. B. der Asiatische Laubholzbockkäfer (*Anoplophora glabripennis*), der Kiefernholz-nematode (*Bursaphelenchus xylophilus*) und der Eschenprachtkäfer (*Agrilus planipennis*). Die laufende Schädlingsüberwachung und die Prognose sind zentrale Aufgaben des Waldschutzes und bilden die Grundlage für ein effektives Schädlingsmanagement. Die Pflichten im Bereich der Forstwirtschaft obliegen hierbei den Forstlichen Versuchsanstalten bzw. den Landesforstbetrieben. Ein Beispiel für ein erfolgreiches Zurückdrängen ist der Asiatische Laubholzbockkäfer, der erstmals 2008 bei Kehl (Baden-Württemberg) auftrat. Aufgrund frühzeitig ergriffener Maßnahmen und des risikoorientierten Monitorings gilt Baden-Württemberg seit Anfang 2021 als befallsfrei. Zudem sind in den Jahren 2021 und 2022 keine neuen Quarantäneschädlinge im Wald festgestellt worden (FVA 2022). Neben den Insekten stellen auch verschiedene andere Schadorganismen eine Gefahr für unterschiedliche Baumarten dar. Hierzu zählt u. a. *Phytophthora ramorum*, eine Art Eipilz, welcher für den plötzlichen Eichentod verantwortlich ist und mit Rhododendronpflanzen eingeschleppt wurde (Brasier et al. 2004). Aber auch andere *Phytophthora*-Arten führen zu massiven Schädigungen an Buchen (Jung 2009) und Ahorn.

In der letzten Bundeswaldinventur (BWI 2012) wurden erstmals eingeschleppte, als invasiv eingestufte krautige Pflanzenarten erfasst<sup>3</sup> und als derzeit flächenmäßig ohne Bedeutung eingeschätzt (BMEL 2016), obwohl das Kleinblütige Springkraut (*Impatiens arvensis*) zu den erfolgreichsten Neophyten Mitteleuropas gehört (Weiss 2013). Bei den invasiven Baumarten ist die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) mit einem Anteil von rund 104.000 ha in der Jungbestockung (Kroiher & Bolte 2015) erwähnenswert, da sie die Verjüngung heimischer Waldbaumarten behindern kann (BMEL 2016; UBA 2003). Hier wird die Entwicklung interessant sein, die die Ergebnisse der nächsten Bundeswaldinventur zeigen. Die Douglasie erfährt insgesamt einen Zuwachs in deutschen Wäldern (BMEL 2016).

In Mitteleuropa hat es – durchaus im Kontrast zu anderen Gegenden der Welt – bislang keine Artenverluste durch die Einwanderungen gegeben (BUND 2015). Im Zuge der Klimaerwärmung ist jedoch mit einer verstärk-

1 Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten.

2 Verordnung (EU) 2016/2031 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 26. Oktober 2016 über Maßnahmen zum Schutz vor Pflanzenschädlingen.

3 Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*), Riesenknöterich (*Fallopia japonica*), Drüsiges Springkraut (*Impatiens glandulifera*), Kleinblütiges Springkraut (*Impatiens parviflora*), Kermesbeere (*Phytolacca americana*).

ten Dynamik zu rechnen, die auch weitere Zuwanderungen beziehungsweise Ausbreitungen bereits bestehender Kulturen erwarten lässt (BfN 2010a; Dukes & Mooney 1999; Pompe et al. 2009). Allerdings zeigen verschiedene Modelluntersuchungen, dass sich für Mitteleuropa keine dramatischen Veränderungen abzeichnen, sondern eher mit einer moderaten Änderung der Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften zu rechnen ist. Speziell für die Buche könnte dies bedeuten, dass sie sich aus der planaren Stufe stärker zurückzieht und damit Raum für stärker wärmeliebende Arten macht (Kölling, Zimmermann & Walentowski 2007; NW-FVA 2008).

#### 4.2.4 Wissenslücken und Defizite

Der **Kenntnisstand** über die Artenvielfalt und die Entwicklung der Vielfalt verschiedener Artengruppen hängt einerseits von der **Tradition** und **Popularität** bestimmter Gruppen und andererseits von den **Möglichkeiten der Erfassung und Bestimmung** ab. Für Wälder liegen traditionell gute Informationen über Vögel, Tagfalter und Pflanzen vor. Diese werden in Mitteleuropa seit Jahrhunderten bearbeitet und sind relativ einfach zu erfassen.

Seit Ende der 1980er-Jahre werden zunehmend auch andere Artengruppen in Wäldern intensiv erfasst. Dazu gehören die Käfer, die derzeit drittartenreichste Insektenordnung in Deutschland. Für sie liegen inzwischen umfangreiche Erfassungsmethoden, Informationen zur Verbreitung, Ökologie und Bestimmungsschlüssel vor. Ähnliches gilt für die Artengruppen (Makro-)Nachschmetterlinge, Wanzen, Spinnen, Moose, Flechten und Pilze.

Artengruppen mit einer geringen Artenzahl werden bei Biodiversitätserhebungen regelmäßig nicht berücksichtigt. Daher werden in lokalen Biodiversitätserhebungen oft keine oder nur einzelne Arten nachgewiesen. Beispiele hierfür sind Amphibien und Reptilien. Auch Schnecken, Hundertfüßer, Doppelfüßer, Springschwänze, Zikaden und Blattläuse sind in Biodiversitätserhebungen unterrepräsentiert. Für diese Gruppen gibt es oft nur wenige Experten, oder die Arten sind schwer zu bestimmen. In dieser Gruppe finden sich auch artenreiche Gruppen, deren Bestimmung aber oft sehr aufwendig und nur durch Genitalpräparation oder genetische Methoden sicher möglich ist. Dazu gehören Zweiflügler, Hautflügler und Kleinschmetterlinge, alles Artengruppen mit wichtigen und vielfältigen Funktionen im Lebensraum Wald, deren Status und Trends sich aufgrund fehlender Daten einer Bewertung entziehen. Selbst Biomassen oder Individuenzahlen fehlen oft, da diese erst aufwendig von Experten aus den Proben separiert werden müssten.

Insgesamt hat sich das Wissen über die Biodiversität in Wäldern seit Ende der 1980er-Jahre jedoch deutlich verbessert. Ursachen dafür waren zunächst Ansätze wie die Naturwaldreservatsforschung und später die Einrichtung von Natura-2000-Gebieten im Wald. Spätestens seit Ende der 1990er-Jahre ist das Thema Wald und Biodiversität so prominent, dass zahlreiche Forschungsprojekte durchgeführt wurden, in denen verschiedenste Artengruppen erfasst wurden (Bässler et al. 2008; Fischer et al. 2010). Neue Bestimmungsmethoden, vor allem im Bereich der Fliegen, Hautflügler, Kleinschmetterlinge und Pilze, haben hier gerade in den letzten Jahren völlig neue Möglichkeiten geschaffen, die Biodiversität auch dieser Dark Taxa zu quantifizieren (Hausmann et al. 2020). Die Herausforderung für ein zukünftiges Monitoring wird sein, ein sinnvolles Artenset auszuwählen, welches einerseits alle trophischen Ebenen abdeckt und andererseits so erfasst werden kann, dass tatsächlich eine Artenbestimmung auf hohem Niveau möglich ist. Auch die Anforderungen an die Nachvollziehbarkeit der Daten steigen. Hier können Sequenzdaten, Audiodaten oder Bilddaten neue Optionen für eine belastbare Datengrundlage bilden.

Die **genetische Vielfalt** ist ein wichtiger Bestandteil der Biodiversität. Im Gegensatz zur Artenvielfalt und zur Vielfalt der Lebensräume ist die Informationsbasis jedoch wesentlich geringer, nicht zuletzt, weil die Analyse stark von der Entwicklung molekularer Methoden geprägt ist.

Die genetische Vielfalt ist eine zentrale Voraussetzung für das Überleben der Arten, insbesondere für ihre Anpassungsfähigkeit und die Weiterentwicklung von Arten und Populationen unter sich ändernden Umweltbedingungen. Dem Verlust von Populationen und damit auch von Arten gehen oft negative Veränderungen der genetischen Strukturen voraus (Booy et al. 2000). Nur für 45 Baumarten (davon 26 in Deutschland) existiert ein Gesetz (Forstvermehrungsgutgesetz [FoVG] 2002), das das Bemühen um die Erhaltung der genetischen Vielfalt dieser Pflanzen in deutschen Wäldern dokumentiert. Für die große Vielfalt anderer Pflanzen, Pilze oder Tierarten existiert nichts Vergleichbares. Die Bundesländer haben auf der Grundlage des gemeinsamen Fachkonzeptes zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung forstlicher Genressourcen in Deutschland Generhaltungsprogramme für heimische Baum- und Straucharten entwickelt, um genetische Informationen in situ und ex situ zu sichern (BMEL 2010). Für wenige wirtschaftlich bedeutendere Baumarten, wie Fichte (*Picea abies*), Rotbuche (*Fagus sylvatica*) oder Weißtanne (*Abies alba*) sowie für einige seltene Gehölzarten wie Schwarzpappel

### Box 4.1: Bodenbiodiversität im Wald

**Relevante Experimente und Monitoringprogramme:** Bodenzustandserhebung im Wald (BZE), Bodendauerbeobachtungsflächen, Ergebnisse aus den Biodiversitätsexploratorien, Moorbodenmonitoring für den Klimaschutz – Wald (MoMoK-Wald), Horizon 2020 HoliSoils, Totholzexperiment Seibold Bayerischer Wald

**Wichtige Artengruppen:** Mykorrhizapilze, saprotrophe Pilze, Regenwürmer (Lumbricidae), Hornmilben (Oribatida), Ameisen (Formicidae), Schnurfüßer (Julidae), Springschwänze (Collembola), Fadenwürmer (Nematoda), Rädertierchen (Rotifera), Bärtierchen (Tardigrada), Pseudoskorpione (Pseudoskorpione), Doppelschwänze (Diplura), Käfer (Coleoptera), Weißwürmer (Enchytraea), Zweiflügler(larven) (Diptera), Asseln (Isopoda), Hundertfüßer (Chilopoda), Tausendfüßer (Myriapoda), Schnecken (Gastropoda), Spinnen, Methanotrophe Bodenbakterien (Alpha- und Gamma-Proteobacteria)

#### Status und Trends der Biodiversität im Boden:

Waldböden weisen gegenüber anderen Böden einige Besonderheiten auf, die sich auch auf die Bodenbiodiversität auswirken. So ist zum Beispiel der pH-Wert in Waldböden meist deutlich niedriger als in gekalkten landwirtschaftlichen Böden (Meesenburg et al. 2019). Weiterhin entsteht durch den Streufall der Bäume eine Humusauflage, die sich je nach Streuart und Standorteigenschaft unterschiedlich entwickelt und deutlich vom darunterliegenden Mineralboden beeinflusst wird. Die sich davon ableitenden vielfältigen Kombinationen aus Bodenparametern und Streuaufgaben schaffen diverse Lebensräume und Nischen für Bodenorganismen in deutschen Wäldern. Eine weitere Besonderheit stellen Waldmoore dar. Sie sind in Deutschland zwar nur kleinräumig vertreten, sie machen 3% der Waldfläche aus, jedoch sind die Böden der Waldmoore besonders relevant für den Klima- und Naturschutz.

Die räumliche und strukturelle Diversität deutscher Wälder spiegelt sich auch in den in Wäldern lebenden Bodenorganismen wider. So kommen zum Beispiel von den 49 aus Deutschland bekannten Regenwurmart 10 Arten ausschließlich und 37 auch im Wald vor. Auf der Roten Liste des BfN werden ihrerseits 42 der 49 Regenwurmart (16 Arten extrem selten oder gefährdet) erfasst (Lehmitz et al. 2016). Eine weitere artenreiche Gruppe bodenlebender Arten stellen Spinnen dar. Von den 992 in Deutschland auftretenden Spinnenarten haben 259 Arten ihren Verbreitungsschwerpunkt im Wald. Weitere 289 Spinnenarten können auch im Wald gefunden werden (BfN 2019b). Eine noch stärkere Waldbindung findet man bei Pseudoskorpionen. 28 der 50 für Deutschland bekannten Pseudoskorpionarten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im Wald (BfN 2019b).

Neben dieser hohen Bedeutung für Tierarten können Waldböden in Abhängigkeit von Bodenart und Boden-pH allerdings auch Refugien für pathogene Pilze, wie *Diplodia sapinea* (Verursacher des Diplodia-Triebsterbens) (Munck et al. 2009) und *Hymenoscyphus fraxineus* (Verursacher des Eschentriebsterbens) (Fones, Mardon & Gurr 2016; Marçais et al. 2016),

sein. Des Weiteren spielen pathogene Protisten (Oomycota, Stramenopile), z. B. *Phytophthora ramorum* (*sudden oak death* in England), *Phytophthora cinnamomi* und *Phytophthora quercina* eine wichtige Rolle.

#### Auswirkungen von Biodiversitätsveränderungen für Ökosystemfunktionen und -leistungen im Boden:

Wälder werden weder gedüngt noch bewässert. Dadurch sind zahlreiche Ökosystemfunktionen und Ökosystemleistungen auf die Bodenfauna und Bodenmikroorganismen angewiesen. Mykorrhizapilze sind von besonderer Relevanz. Sie besiedeln das Feinwurzelsystem der Pflanze, versorgen die Bäume mit Nährstoffen und machen Wasser leichter verfügbar.

Durch die Zersetzung der Streu zur Humusaufgabe und des Weiteren zur Verlagerung und Umsetzung im Mineralboden werden Nährstoffe verfügbar gemacht und Kohlenstoff im Boden gespeichert. In organischen Böden wird so die Freisetzung von Treibhausgasen wie Methan reguliert. So leben in einem Laubwald ca. 250.000 Regenwürmer pro ha (zehnfache Biomasse aller Säugetiere pro ha). Sie sind notwendig, um die jährlich anfallenden ca. 4t pro ha Laub zu zersetzen (Wurzelauftrag nicht gerechnet!). In Anbetracht des prognostizierten häufigeren Auftretens von Starkregenereignissen ist für die Wasserregulierung im Boden die Biodiversität essenziell (Bardgett et al. 2001). So verbessern zum Beispiel (anöische) Regenwürmer und im Boden lebende Säugetiere die Infiltration mit ihren Grabgängen, wodurch Staunässe verringert wird (Andriuzzi et al. 2015).

Die biologische Vielfalt der Bodenorganismen ist nicht nur entscheidend für die Bereitstellung wichtiger Ökosystemfunktionen. Viele relevante Ökosystemleistungen werden ebenfalls direkt durch Bodenbiodiversität beeinflusst (Bach et al. 2020). Nennenswerte Beispiele stellen das Sammeln von Waldpilzen sowie die Reduzierung der Waldbrandgefahr dar. Waldpilze erfüllen nicht nur eine direkte Versorgungsleistung, das heißt, sie dienen nicht nur der Nahrungsaufnahme, sondern tragen auch einen wichtigen Anteil kultureller Ökosystemleistungen bei. Im Vordergrund dabei stehen die physischen und erfahrungsbezogenen Interaktionen mit der natürlichen Umwelt, die kognitiven und emotionalen Interaktionen, welche u. a. durch den charakteristischen »Waldbodengeruch« ausgelöst werden, sowie Umweltbildung aller Altersklassen. Der Tourismus spielt ebenfalls insbesondere in den ländlichen Räumen eine wichtige Rolle, der sich auch als wichtiger wirtschaftlicher Faktor erweist. Im Vergleich zu den Versorgungs- und kulturellen Leistungen, in denen die Organismen im Mittelpunkt stehen, leitet sich die veränderte Waldbrandgefahr als Regulierungsleistung von den Funktionen der Bodenorganismen ab. Aufgrund ihrer Aktivität werden Streu und Totholz direkt abgebaut bzw. die Streuaufgabe strukturell verändert, wodurch die Frequenz und das Ausmaß an Waldbränden gemindert wird.

#### Direkte Treiber von Biodiversitätsänderungen im Boden:

Einer der wichtigsten Treiber von Biodiversitätsänderungen im Boden ist die Landnutzungsänderung bzw. die Verände-

zung der Landschaftsstruktur. Es wurden Wälder gerodet und unter landwirtschaftliche Nutzung genommen. Darüber hinaus wurden Laub- oder Laubmischwälder mit gut zersetzten Mull- oder Moderauflagen in Nadelholzwälder mit mächtigen Rohhumusaufgaben überführt. Insbesondere Fichten stellen so heute den größten Anteil an den verschiedenen Baumarten, gefolgt von Kiefer, Buche und Eiche. Dies führte zu einer geringeren Biodiversität der Vegetation, in deren Folge sich auch die Abundanz und Vielfalt von Bodentieren reduzierten (Korboulewsky, Perez & Chauvat 2016; Vanbergen et al. 2007). Waldmoore und Anmoore wurden für die forstliche Nutzung fast flächendeckend entwässert, wodurch diese Ökosysteme und die daran gekoppelten Lebensgemeinschaften fast gänzlich verschwunden sind (Englisch et al. 2016; Zeitz, Fell & Roßkopf 2015). Besonders fruchtbare Standorte wurden unter landwirtschaftliche Nutzung genommen. Die verstärkte Biomassenutzung sowie die Umwandlung von Laub- zu Nadelwäldern führten zu einer Veränderung im Nährstoffhaushalt und zur Versauerung der Böden. Diese wurde noch durch hohe atmosphärische Einträge von Schwefel und Stickstoff bis in die 1980er-Jahre weiter vorangetrieben. Die erhöhten atmosphärischen Stickstoffeinträge führten zu einer Eutrophierung und weiteren Versauerung der Waldböden, wodurch die Aktivität und Zusammensetzung der Bodenfauna und -flora beeinflusst wurden. Insbesondere zu beobachten war die Abnahme oder sogar der Verlust von Mykorrhizapilzen, die für die Nährstoff- und Wasseraufnahme sehr wichtig sind (Jacobs et al. 2018). Auch Sekundärstoffe von invasiven Pflanzen können zur Abnahme oder zum Verlust von Mykorrhizapilzen führen.

Der Klimawandel und dessen Folgen (Hitzeperioden, Trockenperioden), Veränderungen im Niederschlagsregime sowie die Veränderung des Wasserhaushaltes beeinflussen die Abundanz und Zusammensetzung der in Böden lebenden Gemeinschaften. So gibt es zum Beispiel in trockenen Phasen weniger Pilzfruchtkörper.

#### **Indirekte Treiber von Biodiversitätsänderungen**

##### **im Boden:**

Verschiedene Gesetze wie das Bundeswaldgesetz, in welchem unter anderem der Erhalt und das Monitoring von Wäldern geregelt werden, nehmen indirekt Einfluss auf die Biodiversität der Böden. Das Bundesbodenschutzgesetz hingegen hatte bisher kaum einen Einfluss, da es nicht auf die Besonderheiten von Waldböden eingeht. Weitere politische und rechtliche indirekte Treiber finden sich im Bundesimmissionsschutzgesetz, hier insbesondere die »Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft«, welche zusammen mit der »Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (LRTAP)« seit 1979 zu einer deutlichen Verbesserung der atmosphärischen Einträge in Wälder und damit zu einer Minderung der Eutrophierung und Bodenversauerung führte. Zurzeit werden auf europäischer Ebene verschiedene Aktivitäten (Soil Mission, Healthy

Soil Law) in Bezug auf Bodenqualität und Bodenschutz gestartet, die auch Waldböden einbeziehen.

Durch die größer und schwerer werdenden Ernte- und Transportmaschinen kam es zu einer Bodenverdichtung auf den Fahrrinnen. Dies wurde zwar zum Teil bereits erkannt und durch entsprechende Reifen sowie in sensiblen Bereichen durch zunehmenden Einsatz von Pferden oder Seilwinden adressiert (Lüscher et al. 2019), doch die weitere Erschließung mit befahrbaren, breiten Straßen führte auch zu einer Versiegelung von Waldflächen. Weiterhin führte eine Ernte durch internationale Firmen, die auf eine Auslastung der teuren Maschinen bedacht sind und Wälder in Zeiten befahren, in denen eine hohe Bodenverdichtung erfolgt (z. B. ausbleibende Frostwinter) und eigentlich keine Ernte erfolgen sollte, zu Bodenschäden. Die Folgen waren tiefe Fahrrinnen und eine Störung der Bodentiere.

Die gesellschaftliche Waldnutzung hat durch den steigenden Tourismus und die wachsende Zahl von Erholungssuchenden besonders in Ballungsgebieten und in beliebten Waldgebieten besonders zugenommen. Das führt zu einer breiten Palette an Störungen, wie zum Beispiel der Verdichtung des Bodens um Waldwege herum, erhöhten Eintrag von Müll, Eutrophierung durch Ausscheidungen von Haustieren und verstärktes Sammeln von essbaren Fruchtkörpern von Bodenpilzen insbesondere in Ballungsräumen. Die Energiekrise und die steigenden Preise anderer Energieträger führen zu einer starken Nachfrage an Brennholz. Das kann zu weniger Totholz im Wald führen, was wiederum die Bodenbiodiversität reduziert.

#### **Maßnahmen: Erfolg und Hindernisse**

Buchenwälder wären auf der überwiegenden Fläche die potenzielle natürliche Vegetation ohne den Einfluss des Menschen. Die tief wurzelnden Bäume können nicht genügend Feinwurzeln nachbilden, um die Wasserversorgung weiter zu gewährleisten. Daher besteht das Risiko, dass die Buche auf trockenen Standorten zunehmend durch trockenheitstolerantere Baumarten verdrängt wird. Auch mit Schädlingen hat sie zunehmend zu kämpfen.

Der Umbau zu altersheterogenen, klimastabilen, standortangepassten Mischwäldern ist zwar noch nicht abgeschlossen, es konnte allerdings bereits aufgrund von Anpassung im Waldmanagement, insbesondere durch Bestandsbegründung mit standortheimischen und artenreichen Baumbeständen (z. B. Mischwäldern), ein weiterer Biodiversitätsrückgang, auch für assoziierte Bodenorganismen, verhindert werden (Korboulewsky, Perez & Chauvat 2016; Schuldt et al. 2018; Vanbergen et al. 2007). Weiterhin versucht man seit den 1980er-Jahren, durch Kompensationskalkulation der weiteren Versauerung der Waldböden entgegenzuwirken. Es wird diskutiert, die Nutzung von alten, naturnahen Buchenwäldern in öffentlichem Besitz einzuschränken. Auf Moorböden profitiert die Bodenbiodiversität vom Stopp der Entwässerung und damit der Wiederherstellung naturnaher hydrologischer Bedingungen.

(*Populus nigra*), die Ulmenarten, Eibe (*Taxus baccata*) oder die Wildobstarten (Fritsch & Kamp 2013; Kramer & Tröber 2007; Reichling & Tröber 2007; Schulze, Schröder & Kätzel 2013) liegen mittlerweile Informationen über deren populationsgenetische Strukturen auf regionaler wie auch teilweise nationaler Ebene vor. Ergänzt werden diese durch den Aufbau eines bundesweiten Monitoringsystems für die Gewöhnliche Fichte und die Rotbuche (Schmiedel et al. 2018). Derzeit läuft im Rahmen der BWI ein Projekt, das großflächige Informationen über die genetischen Strukturen der flächenmäßig bedeutendsten Baumarten gewinnen soll. Seit einigen Jahren wächst auch das Wissen über epigenetische Kurzzeitreaktionen von Individuen auf Umweltveränderungen, wie z. B. für die Fichte gezeigt werden konnte (Yakovlev et al. 2016). Das Management der genetischen Vielfalt in Wäldern gestaltet sich jedoch bis heute schwierig, da für viele Arten Informationen über die Populationsstruktur und adaptive Genabschnitte fehlen. Dies gilt umso mehr für gefährdete Arten, von denen meist zu wenig genetisches Material vorhanden ist, um daraus Schutzmaßnahmen abzuleiten. Nur für wenige Waldarten, wie z. B. Auerhuhn oder Habichtskauz, sind genetische Schutzeinheiten definiert oder die Populationsstrukturen ausreichend bearbeitet (Braunisch, Segelbacher & Hirzel 2010; Hausknecht et al. 2014; Rutkowski et al. 2017). Daher nehmen genetische Aspekte im Biodiversitätsschutz im Wald bislang nur einen geringen Stellenwert ein. Aufgrund des derzeit noch schleppenden Informationszuwachses sind hier keine grundlegenden Änderungen zu erwarten.

### 4.3 Auswirkungen von Veränderungen der biologischen Vielfalt auf Ökosystemleistungen im Wald

#### 4.3.1 Einleitung

Unter Waldökosystemleistungen werden die Beiträge der Wälder zum menschlichen Wohlbefinden verstanden. Sie umfassen versorgende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen (ÖSL) (Kap. 2.2.2 für eine detailliertere Einführung und Einordnung des ÖSL-Begriffs). Bei der Strukturierung des folgenden Textes orientieren wir uns an der Klassifikation von ÖSL nach CICES (Common International Classification of Ecosystem Services). Tabelle 4.1 enthält eine Sammlung von Beispielen von Wald-ÖSL mit Biodiversitätsbezug und verknüpft diese mit den CICES-Codes.

In diesem Kapitel gehen wir der Frage nach, welchen Einfluss die Biodiversität, also die taxonomische, funktionelle und genetische Diversität von Bäumen, krautigen

Pflanzen und höheren trophischen Ebenen wie Pflanzenfressern oder Räubern, auf das Funktionieren von Wäldern und damit die Bereitstellung von ÖSL hat. Wir beleuchten auch die Bedeutung der strukturellen Diversität, aber nicht die Bedeutung von Wäldern allgemein (unabhängig von Biodiversitätseinflüssen) für ÖSL.

Ökologische Prozesse in Wäldern werden vor allem von Bäumen geprägt, die durch ihre Größe und Langlebigkeit die Umweltbedingungen und die Stoff- und Energiekreisläufe in Waldökosystemen dominieren (Perry, Oren & Hart 2008). Bäume wirken als sogenannte Ökosystemingenieure, die in Mitteleuropa vertikal auf bis zu 50 m Ressourcen akquirieren, große Mengen an Kohlenstoff akkumulieren, ein spezielles Waldinnenklima schaffen, mit lebender und toter Biomasse Habitate und Nahrung für unzählige waldgebundene Organismen bereitstellen und den Rohstoff Holz produzieren. Einen guten globalen Überblick zu Wald-ÖSL gibt der Übersichtsartikel von Brockerhoff et al. (2017). Der Fokus in diesem Unterkapitel liegt auf mitteleuropäischen Wäldern, die für die Verhältnisse in Deutschland repräsentativ sind. Daten zur Auswirkung der Biodiversität auf ÖSL in den Wäldern Mitteleuropas kommen zum Beispiel von forstlichen Dauerversuchsflächen (Pretzsch 2005) oder aus Beobachtungen entlang ausgewählter Gradienten der Artenvielfalt von Bäumen oder anderen Organismengruppen in bestehenden Waldlandschaften (Baeten et al. 2013; Fischer et al. 2010). Erkenntnisse wurden auch in speziell gepflanzten Baumdiversitätsexperimenten (Paquette et al. 2018) oder mithilfe von Modellen gewonnen (Holzwarth, Rüter & Wirth 2015).

Orientiert an der Forstpraxis, werden häufig Monokulturen mit Zwei-Arten-Mischungen verglichen (kurze Diversitätsgradienten), während ökologisch orientierte Studien auch längere Gradienten (Mischungen aus bis zu acht Arten) und eine breitere Palette von Diversitätsfacetten untersuchen. Um die Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen der Diversität höherer trophischer Ebenen (z. B. Pilze, Insekten oder Vögel) und ÖSL zu verstehen, sind experimentelle Ansätze notwendig, aber selten. Bei den wenigen vorhandenen Studien handelt es sich meist um den kompletten Ausschluss bestimmter Organismengruppen (Böhm, Wells & Kalko 2011; Giffard et al. 2013; Lawrence & Wise 2000) oder um Mikrokosmosexperimente im Labor (Schneider & Brose 2013; Thierry et al. 2022).

In diesem Unterkapitel legen wir einen Schwerpunkt auf ÖSL mit besonderer Relevanz für den Wald und einen möglichst gut belegten Zusammenhang mit den verschiedenen Facetten der Biodiversität. Für den Einfluss der mikrobiellen Diversität auf Boden-ÖSL verwei-

sen wir auf das Kapitel zur Bodenbiodiversität (Kap. 8). Am Ende des Unterkapitels folgt eine Diskussion der Synergien und Zielkonflikte verschiedener biodiversitätsabhängiger ÖSL und der potenziellen Konflikten zwischen dem Schutz der Biodiversität und der Förderung von bestimmten ÖSL.

### 4.3.2 Ausgewählte Ökosystemleistungen des Waldes

#### 4.3.2.1 Versorgende Ökosystemleistungen

Versorgende Ökosystemleistungen umfassen die Bereitstellung von Rohstoffen, wie zum Beispiel Holz als Energieträger und Baumaterial, sowie die Produktion von pflanzlicher, pilzlicher und tierischer Nahrung, wie Beeren, Pilzfruchtkörper oder Wildfleisch. Die wichtigste Versorgungsleistung der Wälder ist die **Holzproduktion** als Baumaterial, als Rohstoff für diverse Produkte und zur Energienutzung (Knoke et al. 2008). Die klassischen Theorien von Cotta (1828) zur positiven Wirkung von Baumartenvielfalt auf Wachstum haben sich in weiten Teilen bestätigt: Bäume wachsen in Mischung häufig besser als in Monokultur, wobei sowohl die reine Zahl an Baumarten (Ammer 2019; Gamfeldt et al. 2013; Liang et al. 2016; van der Plas 2019) als auch deren prozentual gleichmäßige Anteile in einem Bestand (Hordijk et al. 2023) zu positiven Biodiversitätseffekten beitragen. Besonders aber ist die funktionelle Diversität, also die Unterschiedlichkeit in Wuchseigenschaften und der Nutzung von Ressourcen (Díaz & Cabido 2001), ein entscheidender Treiber positiver Biodiversitätseffekte (Ammer 2019; Bongers et al. 2021; Feng et al. 2022; Yan et al. 2023). Solche positiven Effekte werden vor allem über längere Zeiträume deutlich und können vor allem unter sich ändernden oder variablen Umweltbedingungen ein stabil hohes Wachstum gegenüber ansonsten gegebenenfalls ähnlich performanten Reinbeständen einzelner, schnell wachsender Baumarten bedingen (Bongers et al. 2021; Huang et al. 2018; del Río et al. 2022; Schnabel et al. 2021; Ugoiti et al. 2023). Baumartenmischungen sind auch weniger anfällig gegenüber Störungen wie Windwurf, Herbivorie oder Pathogene (Dieler et al. 2017; Jactel & Brockerhoff 2007; Schmid-Haas & Bachofen 1991) (Kap. 4.3.2.2). Auf der Bestandsebene führt dies zu höherer Produktivität, höherer Stammzahl und dichterem Kronendach. Letzteres fängt mehr Licht ein, hält allerdings auch den Niederschlag vom Boden zurück (Interzeptionsverlust). Der Übersichtsartikel von Ammer (2019) adressiert auch die Mechanismen: Durch funktionelle Unterschiede können sich Baumarten darin ergänzen, Wachstumsraum und -zeit und damit Ressourcen vollständiger zu nutzen (Komplementarität), und sich

dadurch in Phasen von Ressourcenmangel von gegenseitigem Nutzen sein (Facilitation, z. B. Wasserumverteilung von Tief- zu Flachwurzlern). Mischwälder sind häufig strukturreicher, was zu einer größeren Variabilität von Kenngrößen der Holzqualität führt (Pretzsch & Rais 2016). In Mischungen mit zwei Arten wurde eine Verschlechterung physikalischer Eigenschaften (geringere Holzdichte und Belastungswiderstand) gegenüber Reinbeständen berichtet (Rais, van de Kuilen & Pretzsch 2020; Zeller et al. 2017). In einer europaweiten Studie, die auch hochdiverse Bestände umfasst, konnte keine systematische Verschlechterung von Formeigenschaften gefunden werden (Benneter et al. 2018).

Auch wenn in den genannten Übersichtsartikeln und Metaanalysen überwiegend positive Wirkungen von Baumartenvielfalt auf Holzwachstum gefunden wurden (Tab. 4.1), so sind die Zusammenhänge nicht allgemeingültig. Wie stark und in welcher Richtung sie ausgeprägt sind, hängt vom Umweltkontext ab (Ratcliffe et al. 2017), mit einer Tendenz zu einer stärker positiven Ausprägung an Mangelstandorten (Ratcliffe et al. 2016). Darüber hinaus spielt nicht nur die Baumartenzahl, sondern auch die Baumartenzusammensetzung eine wichtige Rolle (Baeten et al. 2019; Ratcliffe et al. 2016). Die Wirkrichtung der Baumartenvielfalt kann sich auch im Laufe der Altersentwicklung und Sukzession ändern (Holzwarth, Rieger & Wirth 2015; Zeller & Pretzsch 2019). Auch spielt es eine Rolle, auf welcher räumlichen Skala die Baumarten gemischt sind (Gonzalez et al. 2020). So können Effekte wie die komplementäre Ressourcennutzung und Facilitation nur auftreten, wenn einzelne Bäume verschiedener Arten benachbart sind und direkt in Wechselwirkung treten können. Versicherungseffekte (s. u.) können jedoch auch bei größerer Entfernung zwischen den Artengruppen wirken (Knoke et al. 2005).

Neben der Holzproduktion ist eine weitere Versorgungsleistung die **Produktion von Nahrungsmitteln** wie Früchten, Kräutern, Pilzen und Wildfleisch. Die Rolle der Biodiversität für diese ÖSL ist sehr stark davon abhängig, ob die Menge oder die Vielfalt an Nahrungsmitteln im Zentrum der Nutzung steht. Auf den Artenreichtum essbarer Pilze haben die Totholzdiversität und die Baumartenvielfalt einen positiven Einfluss (Felipe-Lucia et al. 2018; Tomao et al. 2020), der Anteil an Nadelbäumen einen negativen Einfluss (Bässler et al. 2014; Simons et al. 2021). Geht es um große Mengen bestimmter Pilzarten wie des Steinpilzes, können aber Monokulturen der entsprechenden Wirtsbäume die höchsten Erträge bringen (Bässler et al. 2014). Auf die Dichte von essbaren Kräutern und Früchten hingegen wirkt sich der Anteil an Nadelbäumen positiv aus, und die höchste De-

**Tabelle 4.1:** Einfluss der Biodiversität auf Ökosystemleistungen. Biodiversitätsfacette definiert das in den Studien betrachtete Maß für Biodiversität (z. B. Artenzahl, aber auch die sich aus unterschiedlicher Artenzusammensetzung ergebende funktionelle oder strukturelle Vielfalt). + → positiv, o → neutral, – → negativ, ^ → variabler Einfluss, ? → Einfluss nicht klar, aber wahrscheinlich, Ja/Nein → Einfluss vorhanden/nicht vorhanden (bei Facetten ohne Gradienten). # kennzeichnet die Zahl der per systematischer Literaturrecherche identifizierten Studien mit entsprechendem Einfluss. Die vollständige Tabelle findet sich in Anhang A4.

	Ökosystemleistung	CICES-Code	Biodiversitätsfacette	Einfluss	#
<b>Versorgend</b>	Biomasseproduktion	1.1	Artenvielfalt der Bäume	+ – o ^	20 11 9 1
			Artidentität	Ja	3
			Artenzusammensetzung	Ja	8
			Genetische Diversität	+ o	1 4
			Strukturelle Diversität	+ – ^	3 1 1
<b>Regulierend</b>	Biologische Sanierung	2.1.1	Artenzusammensetzung	Ja	2
			Strukturelle Diversität	+	1
			Artenvielfalt der Bäume	+	4
	Regulierung von Extremereignissen	2.2.1	Artenvielfalt der Bäume	+	2
			Artenzusammensetzung	Ja	1
			Artidentität	Ja	1
			Genetische Diversität	o	1
	Erhalt des Wasserhaushalts	2.2.1.3	Landschaftsdiversität	+	1
	Schutz vor Sturmgefahren	2.2.1.4	Artenvielfalt der Pflanzen (ohne Bäume)	o	1
			Artenvielfalt der Bäume	+	2
			Artenzusammensetzung	Ja	1
	Reduktion von Mortalität	2.2.2	Artenvielfalt der Bäume	+	1
	Schädlingskontrolle	2.2.3.1	Artenvielfalt der Bäume	+ –	5 1
			Artenzusammensetzung	Ja	4
			Strukturelle Diversität	neg	1
			Funktionelle Diversität	o	1
	Zersetzung	2.2.4.2	Artenvielfalt der Bäume	+ –	9 1
			Artenvielfalt der Pilze & Mikroorganismen	+	4
			Strukturelle Diversität	+ –	1 1
			Artenzusammensetzung	Ja	3
Artidentität			Ja	4	
Landschaftsdiversität			+	1	
Atmosphärische Zusammensetzung	2.2.6.1	Artidentität	Ja	1	
		Landschaftsdiversität	Ja	1	
Kohlenstoffspeicherung	2.2.6.1	Artenvielfalt der Bäume	+ –	6 1	
		Landschaftsdiversität	+	1	
		Artenzusammensetzung	Ja	14	
		Artidentität	Ja	1	
		Strukturelle Diversität	+	1	

	Ökosystemleistung	CICES-Code	Biodiversitätsfacette	Einfluss	#
Regulierend	Feuchtigkeitsregulierung	2.2.6.2	Artzusammensetzung	Ja	3
			Artenvielfalt der Zersetzer	+	4
			Strukturelle Diversität	+ –	1 1
			Artenvielfalt der Bäume	+	1
	Temperaturregulierung	2.2.6.2	Artenvielfalt der Bäume	+ – o	8 9 9
			Artzusammensetzung	Ja Nein	4 2
			Artidentität	Ja	10
			Genetische Diversität	o	2
			Landschaftsdiversität	+	1
			Strukturelle Diversität	+ o	1 1
Kulturell			Ästhetischer Wert der Landschaft	3.1.2.4	Artenvielfalt der Schmetterlinge
	Artenvielfalt der Pflanzen	+			1
	Artenvielfalt der Bäume	+			1
	Artzusammensetzung	Ja			1
	Strukturelle Diversität	+			2
	Kultureller Wert	3.1.2.3	Strukturelle Diversität	+ –	1 1
			Artenvielfalt der Pflanzen	+	1
			Artzusammensetzung	Ja	1
	Erholungswert	3.1.1	Strukturelle Diversität	^	1

ckung findet sich in reinen Fichten- und Kiefernwäldern (Felipe-Lucia et al. 2018; Simons et al. 2021). Die Studie von Gamfeldt et al. (2013) zeigt für Schweden ein Maximum der Häufigkeit von Heidelbeeren bei Werten von fünf Baumarten und fällt bei höherer Baumartenvielfalt wieder ab. In Wäldern mit einer hohen Vielfalt von Straucharten sind nicht nur viele verschiedene essbare Produkte zu finden, sondern die Deckung der Krautschicht ist hoch (Felipe-Lucia et al. 2018), eine potenzielle Nahrungsquelle für den Wildbestand. Die Deckung von Fraßpflanzen zeigt in der Studie von Gamfeldt et al. (2013) für Elche und Rothirsch aber nur einen schwachen Einfluss. Eine Feldstudie im Nationalpark Hainich (Ohse et al. 2017) und ein Experiment in Wäldern der gemäßigten Zone in den USA (Cook-Patton, LaForgia & Parker 2014) fanden, dass Schalenwild Bereiche mit artenreicher Naturverjüngung von Bäumen für die Äsung bevorzugt. Als beliebte Freizeitaktivität trägt das Sammeln von Pilzen, Beeren und Kräutern auch zur Erholungsleistung von Wäldern bei (Kap. 4.3.2.3).

**Trinkwasser** ist eine unserer wichtigsten Ressourcen. Effekte einzelner Baumarten auf die Grundwasserneubildung sind gut dokumentiert. Diese ist deutlich höher

unter Laubwäldern als unter Nadelwäldern (Barbier, Balandier & Gosselin 2009) und maximal unter winterkahlen Baumarten mit glatter Borke und steilen Astwinkeln. Der Effekt der Baumartendiversität ist dagegen kaum untersucht. Eine Studie im Nationalpark Hainich findet keinen Einfluss des Baumartenreichtums (Monokulturen bis Drei-Arten-Mischungen) auf den Wassergewinn (Krämer & Hölscher 2009).

#### 4.3.2.2 Regulierende Ökosystemleistungen

Regulierende Dienstleistungen sind diverser als die o. g. Versorgungsleistungen. Sie umfassen eine Vielfalt an Prozessen, vor allem Stoff- und Energieumsätze, die dazu dienen, den Systemzustand und die Leistungsfähigkeit natürlicher Ökosysteme zu erhalten. Hierzu gehören u. a. die Reduktion anthropogener Schadeinwirkungen (z. B. Treibhausgase), die Stabilisierung der Ökosysteme angesichts von Extremereignissen und Störungen (z. B. Erosionskontrolle), der Erhalt der Vielfalt der Lebewesen und ihrer Interaktionen (z. B. Habitatbereitstellung), die natürliche Kontrolle von Schädlingen und Pathogenen und die Aufrechterhaltung biogeochemischer Kreisläufe (z. B. Mineralisierung organischen Materials).

Durch den Aufbau eines langlebigen Holzkörpers haben Wälder ein hohes Potenzial, das durch den Menschen zusätzlich in die Atmosphäre ausgestoßene CO<sub>2</sub> fossilen Ursprungs der Atmosphäre wieder zu entziehen und festzulegen. So legen Wälder pro Jahr 3 % des jährlichen CO<sub>2</sub> fest (30,6 Mio. t im Jahr 2019 [Destatis 2021]). Prinzipiell besteht ein überwiegend positiver Zusammenhang zwischen Baumartenvielfalt und Kohlenstofffestlegung. In einer groß angelegten spanischen Studie war der Kohlenstoffspeicher in funktionell diversen Wäldern um durchschnittlich 32 % höher als in Monokulturen (Ruiz-Benito et al. 2014). In schwedischen Wäldern mit fünf Baumarten war die Kohlenstoffspeicherung um 11 % höher als in Monokulturen (Gamfeldt et al. 2013). Im vorangegangenen Abschnitt wurde bereits ausgeführt, dass die Baumartenvielfalt das Holzwachstum fördert und damit einen wichtigen Teilprozess des Eintrags von Kohlenstoff in Wälder darstellt. Für die **Kohlenstoffspeicherung** ist weiterhin wichtig, wie lange der fixierte Kohlenstoff in der Biomasse verbleibt (s. u.) und ob der Kohlenstoff der Nekromasse (Streu, Totholz) dauerhaft im Boden festgelegt werden kann. Eine paneuropäische Studie fand nur einen geringen Einfluss der Baumartenvielfalt auf die Kohlenstoffvorräte im Oberboden, stattdessen starke Einflüsse der jeweiligen Baumarten (Nadelwald > Laubwald; Dawud et al. 2017). Eine Studie in drei Waldlandschaften Deutschlands fand keinen Einfluss der Baumartenvielfalt auf den Bodenkohlenstoff (Felipe-Lucia et al. 2018). In zwei jungen Diversitätsexperimenten wurde kein Einfluss der Baumartenvielfalt auf das Feinwurzelwachstum, ein wichtiger Kohlenstoffinput in den Boden, gefunden (Domisch et al. 2015). Für eine wirksame Kohlenstoffspeicherung ist es daher besonders wichtig, dass Kohlenstoffverluste aus der Biomasse in der Folge von Baum mortalität minimiert werden (Liu et al. 2018; Wirth & Lichstein 2009). Der für die Kohlenstoffspeicherung relevante Einfluss der Baumartenvielfalt auf eine Reduktion der Mortalität bei Störungen wird unten adressiert. Bei Abwesenheit externer Störungen wurde kein Einfluss der Baumartenvielfalt auf die Mortalität gefunden (Ruiz-Benito et al. 2017; Grossman et al. 2018; Hajek et al. 2022; aber siehe Griess et al. 2012). Inventuranalysen in Wäldern der gemäßigten Zone Nordamerikas wiesen sogar einen Anstieg der Mortalität in diversen Beständen nach, die aufgrund erhöhter Produktivität besonders dicht waren (Searle, Chen & Paquette 2022). Die Trockenjahre in Mitteleuropa seit 2018 haben zu einem flächigen Absterben von Wäldern geführt (Schuldt et al. 2020). In einem Übersichtsartikel fand Grossiord (2020) keinen universel-

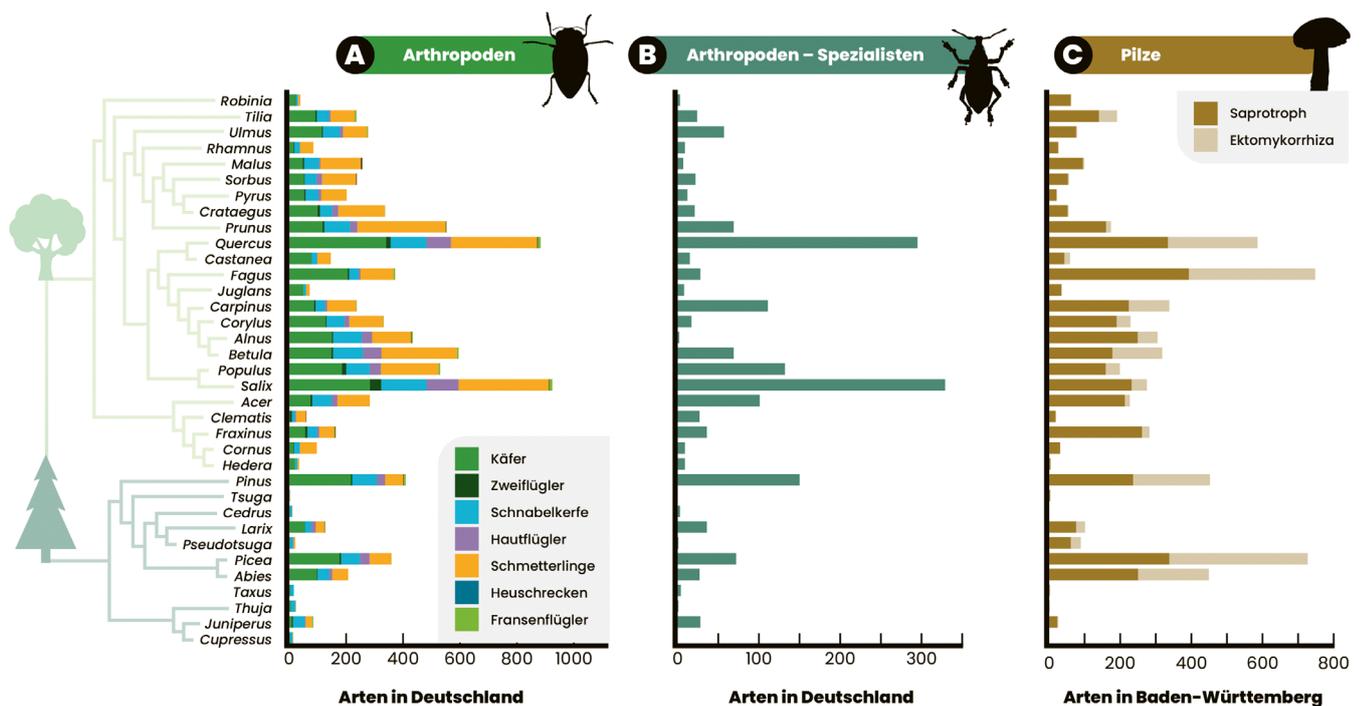
len Zusammenhang zwischen der Trockenresistenz von Baumindividuen und der Baumartenvielfalt ihrer Nachbarschaft (Forrester et al. 2017; Metz et al. 2016), während Chakraborty et al. (2017) für die Buche geringere Trockenschäden in Mischung nachweisen konnten. Für die Naturverjüngung der Buche konnte die genetische Grundlage für Trockenheitsresistenz identifiziert werden (Pfenninger et al. 2021). Die Ergebnisse legen nahe, dass eine hohe genetische Diversität Trockenheitsresistenz auf der Ebene der Population sicherstellt. Auf Ökosystemebene konnte in temperaten Wäldern Nordamerikas gezeigt werden, dass die funktionelle Vielfalt von Merkmalen, die für den Wasserhaushalt wichtig sind, die Aufnahme von CO<sub>2</sub> bei Trockenheit stabilisiert (Anderegg et al. 2018). Allerdings kann die erhöhte Wassernutzung produktiver Mischbestände bei ausbleibendem Niederschlag eher zu Trockenstress führen (Meißner, Köhler & Hölscher 2013). Diverse Wälder halten Arten vor, die auf wechselnde Umweltbedingungen unterschiedlich reagieren und damit die Funktionsfähigkeit des Ökosystems unter Stresseinwirkung aufrechterhalten (Versicherungseffekt). Das dadurch entstehende asynchrone Verhalten unterschiedlicher Baumarten kann Produktivitätsschwankungen von Wäldern dämpfen (Jucker et al. 2014; del Río et al. 2017; Schnabel et al. 2021). Des Weiteren besitzen baumartenreiche Wälder eine reduzierte Anfälligkeit gegen Insektenfraß (Guyot et al. 2016).

Nicht nur für den Erhalt der Kohlenstoffspeicher, sondern auch für die Erbringung vielfältiger anderer Leistungen ist die Resistenz von Wäldern gegenüber Degradation und Störungen von Vorteil. Vielfach belegt für mitteleuropäische Wälder ist der positive Effekt von Mischungen auf die **Resistenz gegenüber Stürmen** (Griess & Knoke 2011; Jactel et al. 2017; Knoke et al. 2008; Schmid-Haas & Bachofen 1991), vor allem wenn Laubbäume wie die Buche, die ein tiefes Herzwurzelsystem besitzen und zur Sturmsaison blattlos sind, flach wurzelnden immergrünen Koniferen wie Fichten beige mischt werden. Studien in borealen Wäldern (ökologisch relevant für Wälder der Hochlagen der Mittelgebirge) zeigen, dass Mischwälder aus Laub- und Nadelbäumen seltener brennen und feuerresistenter sind als Monokulturen von Nadelbäumen, die durch eine tiefe Belaubung und einen geringen Wassergehalt der Nadeln anfälliger für Feuer sind (Hély, Bergeron & Flannigan 2000; Jactel et al. 2017). Ob artenreiche Wälder einen besseren **Erosionsschutz** bieten als Monokulturen, ist für Mitteleuropa bislang nicht nachgewiesen, wird aber durch Studien in China gut gestützt (Gong et al. 2022; Song et al. 2019; Wen et al. 2021).

Wälder und Bäume dienen der **Klimaregulation**, indem sie durch Schattenwurf und verstärkte Transpiration das lokale und regionale Klima kühlen und generell die Temperaturschwankungen reduzieren (Davis et al. 2019; De Frenne et al. 2019). Sie üben damit vor allem im urbanen Raum eine wichtige Kühlwirkung aus (Rahman et al. 2020). Artenreichtum kann diese Kühl- und Pufferwirkung verstärken, wie neuere Ergebnisse in Diversitätsexperimenten zeigen (Schnabel et al. 2024; Zhang et al. 2022). Analysen von satellitengestützten Wärmesensoren ergaben zudem, dass die Erhöhung des Anteils von Laubbäumen in Mitteleuropa eine leicht kühlende Wirkung um 0,3–0,75 °C hat (Schwaab et al. 2020). Allerdings ist die Kühlwirkung durch die Bäume mit einem Wasserverlust verbunden, der bei ausbleibendem Niederschlag zu Trockenstress der Bäume führen kann.

Wirbeltiere wie Vögel, aber auch Wirbellose (wie Insekten, Würmer, Schnecken) und vor allem Mikroorganismen (Bakterien und Pilze) spielen eine zentrale Rolle für viele ökosystemare Prozesse und die damit verbundenen Ökosystemleistungen – von der Zersetzung und Nährstoffmobilisierung (Hättenschwiler, Tiunov & Scheu 2005; Irmeler 2000; Johnson et al. 2014; Metcalfe et al. 2016) über die Bestäubung und Samenverbreitung (Pons & Pausas 2007) bis hin zur natürlichen Schädlingskontrolle (Dekeukeleire et al. 2019; Duffy 2002; Giffard et al. 2012; Nyffeler & Birkhofer 2017; Schowalter 2012). Etliche Arten dieser Organismengruppen benötigen die durch ganz bestimmte Baumarten bereitge-

stellten Lebensräume (Penone et al. 2019; Purahong et al. 2018; Scheibe et al. 2015; Unterseher et al. 2007; Zhang et al. 2018). Dabei stechen vor allem die Eichenarten hervor (Abb. 4.7). Dies legt nahe, dass Wälder mit einer höheren Baumartenvielfalt eine höhere **Habitatfunktion** ausüben und damit eine höhere Gesamtdiversität beherbergen. Eine Vielzahl von Untersuchungen hat veranschaulicht, dass die Biodiversität von Tieren und Mikroorganismen positiv von der Baumartenvielfalt beeinflusst werden kann (Ampoorter et al. 2020; Sobek et al. 2009a; Stemmelen et al. 2022; Vockenhuber et al. 2011; Wan et al. 2020; Yu et al. 2021). Auch die funktionell bedeutsame Biomasse oder Abundanz von Organismen kann durch die Baumartenvielfalt gefördert werden (Ammer et al. 2006b; Matevski et al. 2021; Stiegel, Korfhage & Mantilla-Contreras 2020). Allerdings haben etliche Studien gezeigt, dass speziell in baumartenärmeren Regionen wie Mittel- und Nordeuropa die Baumartenzusammensetzung durch starke Einflüsse einzelner Baumarten (siehe oben) die potenziellen Effekte von Baumartenvielfalt per se auf waldbundene Organismengruppen überdecken kann (Leidinger et al. 2021; Schuldt et al. 2008; Schuldt & Scherer-Lorenzen 2014; Staab & Schuldt 2020; Tedersoo et al. 2016). Die Stärke des Zusammenhangs zwischen der Artenvielfalt von Bäumen und anderen Organismen kann zudem von der Position dieser Organismen in der Nahrungskette (Trophiestufe) abhängen: Grundsätzlich weisen Pflanzenfresser einen deutlicheren Bezug zur Baumartenvielfalt auf als Räuber oder Parasi-



**Abbildung 4.7:** Verwandtschaft der Baumgattungen und ihrer Artenvielfalt bei Arthropoden (A), monophagen Arten (B) und Pilzen (C) (nach Müller & Gossner 2021).

toide (Schuldt et al. 2019). Einen positiven Einfluss auf die Insektenvielfalt kann auch die Vielfalt der Straucharten (Stiegel et al. 2020) und der Krautschicht (Scherber et al. 2014) haben. Da die Vielfalt der Sträucher und der Kräuter in Wäldern selbst positiv auf die Baumartenvielfalt reagiert, vor allem im Vergleich zu dichten Reinbeständen von Buchen (Vockenhuber et al. 2011; Mölder, Streit, Schmidt 2014; aber siehe Schmidt, Streit 2009), ist eine verstärkende Kaskadenwirkung der Baumartenvielfalt wahrscheinlich. Neben den lebenden Bäumen fördert auch die Diversität von Totholz (im Sinne von Baumarten und Strukturen) die Diversität von anderen Organismengruppen, wie totholzabhängiger Pilze und verschiedener Insektengruppen (Castagneyrol, Régolini & Jactel 2014; Yang et al. 2021).

Fraß und Krankheiten, hervorgerufen von Pflanzenfressern bzw. pathogenen Organismen, haben in den letzten vier Jahrzehnten exponentiell zugenommen (Santini et al. 2013). Umfangreiche Metaanalysen legen nahe, dass die Baumartenvielfalt den **Fraßdruck durch herbivore Insekten reduzieren** kann (Guyot et al. 2016; Jactel et al. 2017; Jactel, Moreira & Castagneyrol 2021). Die Metaanalysen zeigen aber auch, dass die Beziehungen stark von Baumarteneffekten überprägt sind und eher für spezialisierte Pflanzenfresser (Monophage) gelten als für Allesfresser (Polyphage) (Castagneyrol, Régolini & Jactel 2014). Nicht nur die Baumartenvielfalt, sondern auch die Vielfalt von Antagonisten von Herbivoren kann die Fraßraten reduzieren. Untersuchungen in Waldökosystemen vor allem außerhalb Europas haben gezeigt, dass die Artenvielfalt von Parasitoiden (Parasiten, die den Wirt töten) mit der Parasitierungsrate von Pflanzenfressern positiv zusammenhängt (Fenoglio et al. 2012; Sobek et al. 2009b; Veddelar et al. 2010) und die Diversität von räuberischen Insekten und Spinnentieren einen positiven Einfluss auf die Raten des Beutefangs haben kann (Greenop et al. 2018; Griffin et al. 2008; Haddad et al. 2009; Letourneau et al. 2009; Nell et al. 2018). Eine hohe Diversität an Herbivoren muss nicht zu höheren Fraßschäden in diversen Wäldern führen (Jactel, Moreira & Castagneyrol 2021). Es sei an dieser Stelle erwähnt, dass der Massenverlust durch Fraß in Mitteleuropa normalerweise so gering ist (Schaefer 1991), dass er nur selten direkte Mortalität in Wäldern verursacht.

Wichtige invasive Pilzkrankheiten dagegen sind oftmals letal, wie das Ulmensterben des 20. Jahrhunderts und das aktuelle Eschentriebsterben zeigen (Kap. 4.4.6). Der Einfluss der Baumartenvielfalt auf die **Anfälligkeit gegenüber Pilzkrankheiten** ist variabel (Jactel et al. 2017). Positive Mischungseffekte wurden bei Wurzelfäule festgestellt (Gerlach et al. 1997), wobei eine Studie

findet, dass eine »Pathogenverdünnung« durch Beimischung von mindestens 30 % resistenten Arten vorliegen muss (Piri, Korhonen & Sairanen 1990). Die Muster sind weniger eindeutig bei pathogenen Blattpilzen und können positiv (Field et al. 2020; Hantsch et al. 2014a) oder neutral (Hantsch et al. 2014b) sein. Untersuchungen in einem europaweiten Netzwerk von Waldflächen zeigten eine hohe Kontextabhängigkeit von einzelnen Baumarten und Umweltfaktoren (Nguyen et al. 2016). Ähnlich wie im Fall der Pflanzenfresser muss eine hohe Diversität an Pathogenen nicht unbedingt negative Auswirkungen auf das Waldökosystem haben. Für Pathogenbefall in verschiedenen Diversitätsexperimenten (sowohl im Wald als auch im Offenland) wurde eine Zunahme an Pathogendiversität mit zunehmender Baumartenanzahl festgestellt, gleichzeitig aber eine Abnahme an Blattschädigungen durch Pathogene (Rottstock et al. 2014; Rutten et al. 2021). Allerdings muss hier unterschieden werden zwischen der mittleren Belastung von Baumartengemeinschaften durch Pathogenbefall und den Auswirkungen auf einzelne Baumarten, die auch in Mischungen durchaus unterschiedlich ausfallen können (Rosenthal, Simler-Williamson & Rizzo 2021). Auch ohne direkt letale Effekte können Pilzinfektionen zu deutlichen Auswirkungen auf das Funktionieren von Waldökosystemen führen, indem Baumwachstum, Nährstoffkreisläufe und damit auch z. B. Kohlenstoffsequestrierung (Dietze & Matthes 2014) sowie Folgeschäden (Biere & Goverse 2016; Eberl et al. 2020) beeinflusst werden. Wird Naturdynamik in der Waldentwicklung zugelassen, können Pilzpathogene zudem wesentlichen Einfluss auf Verjüngung, Konkurrenzverhältnisse und damit Baumartenzusammensetzung nehmen (Benítez et al. 2013; Hazelwood, Beck & Paine 2021; Song & Corlett 2022).

Eine effiziente Zersetzung von organischer Substanz (Laub-, Wurzelstreu, Totholz) ist wichtig für die **Mineralisierung von Nährstoffen** und damit essenziell für das Pflanzenwachstum und die Produktivität von Ökosystemen (Box 4.1). Abbau und Recycling der in unseren Wäldern jährlich anfallenden Laubstreu sind auf Mikroorganismen und Arten der Mesofauna und Makrofauna angewiesen (Hättenschwiler, Tiunov & Scheu 2005; Irmeler 2000). Mischungen von Streu verschiedener Baumarten – insbesondere die Mischung von stickstoffreicher mit kohlenstoffreicher Laubstreu (Handa et al. 2014) – können eine besser ausgeglichene Nährstoffbilanz haben als die Streu einer einzelnen Baumart und damit über synergetische Effekte leichter abbaubar für Zersetzer sein (Gessner et al. 2010; Hättenschwiler, Tiunov & Scheu 2005). Häufig spielt aber die Abbau-

barkeit der Streumischung (hohe Stickstoffkonzentration, niedrige Ligninkonzentration) eine größere Rolle als die Diversität per se (Setiawan et al. 2016; Wu, Li & Wan 2013). Baumartenreichtum führt nicht immer zu einer diverseren Gemeinschaft von Zersetzern (Bodentiere, Pilze, Bakterien), wobei die Effekte am stärksten sind, wenn Laubbäume Nadelbaummonokulturen beigemischt werden (Korboulewsky, Perez & Chauvat 2016). Hättenschwiler, Tiunov & Scheu (2005) wiederum zeigten in einer Überblicksstudie den Einfluss der Diversität von Zersetzerorganismen auf den Streuabbau, wobei aber auch hier neben negativen und neutralen Beziehungen in vielen Fällen positive Effekte von Bakterien-, Pilz- und Arthropodendiversität auf Streuzersetzung feststellbar waren. Daraus kann man schließen, dass Abbauraten in diversen Beständen meist erhöht sind. Allerdings hat eine groß angelegte Kampagne in 15 Baumdiversitätsexperimenten weltweit gezeigt, dass der Baumartenreichtum weniger als 1 % der Varianz der Abbauraten von standardisierter Blattstreu erklärt und Baumarteneffekte deutlich wichtiger waren (Desie et al. 2023; Joly et al. 2017). In einem europaweiten Netzwerk von Beständen unterschiedlicher Diversität konnte ein schwach positiver Einfluss des Baumartenreichtums auf den Abbau von leicht zugänglicher Zellulose (gemessen mit standardisierten Papierstreifen), aber nicht auf widerstandsfähigeres Holz als zu zersetzende Ressource gefunden werden (Joly et al. 2017). Es sei angemerkt, dass Studien, die standardisierte Streu verwenden, die kontextabhängigen Diversitätseffekte nicht immer genau wiedergeben, da die fein abgestimmten Interaktionen zwischen bestandsspezifischer Streu und den dazugehörigen Streuabbauorganismen nicht berücksichtigt werden (Joly, Scherer-Lorenzen & Hättenschwiler 2023). Auch in einem Baumdiversitätsexperiment war der Einfluss des Baumartenreichtums auf die Zersetzung von Holz entweder schwach (und negativ) (Pietsch et al. 2019), indirekt (Eichenberg et al. 2017) oder nicht vorhanden (Gottschall et al. 2019) und wurde von Klima- und Baumarteneffekten überprägt. Für leichter abbaubare Substrate wie Dung konnte in einem Experiment in 29 Waldbeständen in drei Regionen gezeigt werden, dass die Diversität von Dungkäfern den Abbau von Dung über einen positiven Effekt auf Dungkäferbiomasse fördert (Staab et al. 2022). Vor allem eine funktionell diverse Zersetzergemeinschaft ist wichtig für einen effizienteren Streuabbau (Delgado-Baquerizo et al. 2020; Hättenschwiler, Tiunov & Scheu 2005; Tonin et al. 2018; Zimmer, Kautz & Topp 2005). Ergebnisse aus anderen Ökosystemen zeigen, dass z. B. die Diversität von räuberischen Arthropoden einen starken Einfluss auf

Nährstoffflüsse und die Zusammensetzung von Pflanzengemeinschaften haben kann (Schmitz 2009; Schmitz, Hawlena & Trussell 2010).

#### 4.3.2.3 Kulturelle Ökosystemleistungen

Kulturelle und freizeitliche Ökosystemleistungen umfassen Nutzungen der natürlichen Ökosysteme zur Erholung, Gesundheitsförderung, ästhetischen Erfahrung, Bildung, Forschung und spirituellen Bereicherung (Haines-Young & Potschin 2018). Hier bieten Deutschlands Wälder als beliebtes Ausflugsziel viele Möglichkeiten (BAFU 2008; BfN 2018) (Tab. 4.2). Der Zusammenhang zwischen Biodiversität und den kulturellen Leistungen des Waldes ist nicht immer eindeutig festzustellen. Ob eine höhere Biodiversität die Leistungen erhöht, ist stark von der Biodiversitätsfacette, der Nutzergruppe und der Art der Leistung abhängig, und der Zusammenhang ist teilweise variabel (Biber et al. 2021).

Im Durchschnitt besuchen die Deutschen den Wald 28-mal im Jahr (BMEL 2021a). Zwei Drittel sind mindestens alle drei Monate, die Hälfte mindestens monatlich im Wald (SINUS & YouGov 2021). Durch diese breite Nutzung tragen Deutschlands Wälder zu **Gesundheit, Erholung und Vergnügen** bei. Beliebte Aktivitäten sind dabei Spazieren- oder Wanderngehen, Radfahren, Genuss der Natur, besonders achtsames Walderleben (»Waldbaden«), Sammeln von Pilzen, Kräutern und Früchten (Kap. 4.3.2.1) sowie das Beobachten von Tieren (Almeida, Rösch & Saha 2018; Arnberger et al. 2018; BfN 2019c; SINUS & YouGov 2021). Vor allem bei der letzten Aktivität lässt sich ein Zusammenhang zwischen der Biodiversität bestimmter Artengruppen und der freizeitlichen Nutzung des Waldes herstellen. Eine hohe Vielfalt an Vogelarten ist für die Nutzung des Waldes durch eine große Zahl an Hobbyornithologen relevant. Diese wird wiederum durch andere Biodiversitätsfacetten im Wald sowie in angrenzenden Lebensräumen beeinflusst (»Habitatbereitstellung« in Kap. 4.3.2.2).

Die Beliebtheit des Waldes als Ausflugsziel zeigt sich auch in den Besucherzahlen von hauptsächlich bewaldeten Nationalparks. So kam der Nationalpark Harz zum Beispiel 2012/13 auf 1.746.000 Besuchstage. Diese Besucher sind ein Wirtschaftsfaktor in der Region, und die Besucherzahlen und Wertschöpfung sind ein Indikator für die Relevanz der bewaldeten Nationalparks für Freizeit und Erholung (Tab. 4.2). Neben Ausgaben vor Ort hat die freizeitliche Nutzung von Wäldern auch weitere wirtschaftliche Auswirkungen, zum Beispiel durch Ausgaben für Anreise oder Outdoorausrüstung. Die genaue Rolle der Biodiversität für die Besucherzahlen und wirtschaftlichen Auswirkungen lässt sich schwer ermit-

teln, jedoch gaben 24,4 % der Besucher an, gezielt aufgrund des besonderen Status des Nationalparks dorthin zu reisen (Job 2014). Bei einer Befragung in den Naturparks Kyffhäuser und Südharz wurde »Natur und Landschaft« als häufigster Grund von etwa einem Viertel der befragten Besucher für die Wahl des Reiseziels genannt (Job et al. 2021), 2014 gaben sogar 70 % der Besucher an, aufgrund des »Naturerlebnisses« den Nationalpark Harz zu besuchen (Sacher, Kaufmann & Mayer 2017). Ein positives Naturerlebnis ist jedoch nicht zwangsläufig mit hoher Biodiversität gleichzusetzen (siehe »Ästhetische Erfahrung« unten).

Die erholsame und gesundheitsfördernde Wirkung des Waldes wird auch im Gesundheitswesen mehr und mehr anerkannt. So führen zum Beispiel Reha- und Vorsorgeeinrichtungen in Bayern Angebote in den nahe gelegenen Wäldern durch (Friedmann, Gaggermeier & Suda 2019). In diesem Zusammenhang entstehen sogenannte Gesundheits-, Kur- und Heilwälder (§ 22 LWaldG MV). Mecklenburg-Vorpommern hat diese sogar 2015 gesetzlich verankert. Dabei unterscheiden sich die drei Kategorien in ihrer Zielsetzung und stellen unterschiedliche Anforderungen an den Wald. Der erste deutsche Kur- und Heilwald entstand 2017 in Mecklenburg-Vorpommern. Dieser soll bei verschiedensten Erkrankungen helfen (Atemwege, Haut, Bewegungsapparat, Burn-out, Schlaflosigkeit, Depression, Erschöpfung, Herz-Kreislauf-System). Kur- und Heilwälder zeichnen sich zum Beispiel durch gekennzeichnete Wege mit unterschiedlichen Schwierigkeitsgraden und speziellen Flächen für Übungen aus (Stöger & Schreiber 2019). Diese zusätzliche Nutzungsanforderung an den Wald erhöht das Potenzial für Zielkonflikte, aber auch Synergien mit der Biodiversitätsförderung.

Eng verbunden mit dem Aspekt der Erholung und Gesundheitsförderung ist die ästhetische Erfahrung. Hier kann sich die Biodiversität auf verschiedene Weisen auswirken. So führt eine hohe visuelle Diversität,

bedingt durch Faktoren wie Baumartenvielfalt und Altersstruktur, zu einer positiven ästhetischen Bewertung (Felipe-Lucia et al. 2018; Füger et al. 2021; Lee et al. 2019) und bevorzugt ein Großteil der Waldbesucher Mischungen gegenüber Monokulturen (Almeida, Rösch & Saha 2018). Andererseits werden Wälder bei mittlerer Baumartenvielfalt und Strukturdiversität als besonders attraktiv eingestuft (Biber et al. 2021; Gundersen & Frivold 2008; Hull, Robertson & Kendra 2001; Paletto, Guerrini & De Meo 2017; de Valck et al. 2014). Ein Wald mit sehr geringer Baumartenvielfalt oder gar einer Monokultur mutet industriell an und kann langweilig und düster wirken; aber auch eine sehr hohe Artenvielfalt kann mit einer Einschränkung der Sichtweite und Zugänglichkeit einhergehen und damit auch die Attraktivität mindern (Almeida, Rösch & Saha 2018; Biber et al. 2021; Felipe-Lucia et al. 2018).

Ein weiteres Beispiel für den komplizierten Zusammenhang zwischen Biodiversität und Erholung bzw. ästhetischer Erfahrung ist das Thema Totholz. Hier existieren sehr unterschiedliche Meinungen. So wird Totholz zwar positiv mit Biodiversität assoziiert (Rathmann et al. 2020), und fast zwei Drittel der Besucher des Nationalparks Harz sprachen sich gegen die Entfernung von Totholz aus (Sacher, Kaufmann & Mayer 2017). Das heißt aber nicht unbedingt, dass Totholz auch die Attraktivität des Waldes erhöht (Arnberger et al. 2018; Biber et al. 2021; Edwards et al. 2012; Pelyukh, Paletto & Zahvoyska 2019; Rathmann et al. 2020). Auch wenn Totholz als wichtiges Element für die Biodiversität wahrgenommen wird, gaben viele Nutzer:innen an, einen »aufgeräumten« Wald zu bevorzugen, wobei geringe Totholzanteile als sauber und gesund angesehen werden, mittlere toleriert und hohe Anteile als morbide empfunden werden (Biber et al. 2021; Pelyukh, Paletto & Zahvoyska 2019). In einer Studie in Bayern zeigte sich hingegen, dass die Totholzmenge keine signifikante Rolle bei der Auswahl des Ausflugsziels spielt, die Totholzart jedoch sehr wohl re-

**Tabelle 4.2:** Ergebnisse von sozioökonomischen Untersuchungen zu Besuchstagen und Wertschöpfung durch Gäste in National- und Naturparks.

Reiseziel	Jahr	Besuchstage	Anteil Übernachtungsgäste	Wertschöpfung durch Gäste (Mio. €)	Quelle
Nationalpark Harz	2012/13	1.746.000	50,2 %	39,5	Job 2014
Naturpark Kyffhäuser	2017	787.000	43,1 %	13,4	Job, Engelbauer & Woltering 2018
Naturpark Südharz	2017	584.000	36,3 %	10	Job, Engelbauer & Woltering 2018
Nationalpark Bayerischer Wald	2019	1.400.000	–	26	Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald 2020
Nationalpark Schwarzwald	2014	1.041.000	37,3 %	22,8	Job et al. 2016
Nationalpark Hainich	2017/18	295.000	35 %	5,2	Rein 2019

levant ist. Eine Mischung aus stehendem und liegendem Totholz und fortgeschrittene Zersetzung werden positiv bewertet (Sacher, Meyerhoff & Mayer 2022). Umweltbildung kann helfen, negative Einstellungen gegenüber Totholz oder Störungen zu verbessern, indem die positiven Aspekte aufgezeigt werden (Müller & Job 2009). Durch die Schaffung von Totholz und den Anstoß von Sukzession resultieren Störungen im Wald oftmals in erhöhter Biodiversität (Kap. 4.4.7.1). Diese Störungen selbst können jedoch den Erholungswert des Waldes reduzieren. So werden zum Beispiel von Borkenkäfer befallene Wälder von den Besucher:innen als weniger erholsam empfunden (Arnberger et al. 2018; Kortmann et al. 2021). Hier gibt es auch sehr unterschiedliche Einstellungen zur aktiven Bekämpfung, mit jeweils ca. einem Drittel der Befragten dafür und dagegen (Sacher, Kaufmann & Mayer 2017). Die Biodiversitätssteigerung durch Störungen und Totholz führt somit nicht zwangsläufig zu einer höheren Attraktivität des Waldes. Ein besonders wichtiger Faktor bei der Wahl des Ausflugsziels ist jedoch, unabhängig von der Ästhetik, die Nähe zum Wohnort (BMEL 2021a), und auch gestörte Wälder genießen eine hohe Wertschätzung (Kortmann et al. 2021).

Eine weitere kulturelle ÖSL der Wälder ist ihre Relevanz für die **Forschung**. In Deutschland gibt es ca. 850 Dauerstellen in der Holz- (30 %) und Waldforschung (70 %). Hinzu kommt eine weitaus größere Zahl an Wissenschaftler:innen, die in einem befristeten Arbeitsverhältnis zum Thema Wald und Holz forschen (Isermeyer 2021). Besonders wichtige Themen sind dabei im Bereich der Waldforschung: Klimafolgen und Klimaanpassung, Biodiversität und Naturschutz, andere Landnutzungen, sozioökonomische und politische Analysen, Fernerkundung und Digitalisierung, in der Holzforschung sind es Holzbau, Materialwissenschaft, Kreislaufwirtschaft, Recycling, Energie (Isermeyer 2021). Die Forschung im Wald trägt somit nicht nur zur Entwicklung von Wissen bei, sondern kann darüber hinaus auch wichtige Informationen zur gesellschaftlichen Transformation liefern.

### 4.3.3 Synergien und Zielkonflikte zwischen biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen im Wald

Synergien von ÖSL können auftreten, wenn die Baumartendiversität oder die Diversität waldbundener Organismengruppen die Erbringung mehrerer ÖSL gleichzeitig erhöht. Liegt dieser Fall vor, spricht man auch von einem positiven Einfluss der Diversität auf die Multifunktionalität von Ökosystemen (Garland et al. 2021). Ein solcher positiver Zusammenhang konnte bei der

Analyse schwedischer Waldinventurdaten gefunden werden (Gamfeldt et al. 2013) sowie in einem chinesischen Baumdiversitätsexperiment (Schuldt et al. 2018). In einer umfangreichen Studie, bei der in 209 Beständen unterschiedlicher Diversität in sechs Regionen Europas eine Vielzahl von Ökosystemfunktionen untersucht wurde, konnte ein Muster gezeigt werden, das mit »Jack-of-all-trades« umschrieben wurde. Mit einer niedrigen Biodiversität kann die Bereitstellung weniger bestimmter ÖSL optimiert werden (z. B. die Holzproduktion in Fichtenmonokultur), während eine hohe Biodiversität zwar viele verschiedene ÖSL bereitstellt, dabei die einzelnen aber nicht optimieren kann (van der Plas et al. 2016a). Auch Baumartendiversität auf der Ebene von Waldlandschaften (hohe sogenannte Beta-Diversität, also Unterschiedlichkeit in der Artzusammensetzung verschiedener Waldbestände) hat einen positiven Einfluss auf die Multifunktionalität (van der Plas et al. 2016b; Simons et al. 2021). Artenvielfalt von Mikroorganismen wurde in verschiedenen Studien als wesentlicher positiver Einflussfaktor auf Multifunktionalität (z. B. mikrobielle Aktivität, Primärproduktion, Streu- und Samenproduktion) identifiziert (Delgado-Baquez et al. 2020; Laforest-Lapointe et al. 2017; Yuan et al. 2020). Ähnliche positive Effekte konnten für die Artenvielfalt von Parasitoiden und Zersetzern auf Multifunktionalität festgestellt werden, während Artenvielfalt von Herbivoren und saprotrophen Pilzen negativ mit Multifunktionalität korreliert war (Schuldt et al. 2018).

Die Multifunktionalität birgt zugleich das Potenzial für Zielkonflikte zwischen verschiedenen Ökosystemleistungen, die bei unterschiedlicher Biodiversität optimiert werden (z. B. Holzproduktion in Monokultur vs. verschiedene regulierende Leistungen in Mischwäldern). Oftmals ist es jedoch abhängig von der zeitlichen Skala. Kurzfristig produziert eine Monokultur mehr Holz, ein Mischwald produziert kurzfristig weniger, kann jedoch langfristig eine stabile Produktion bereitstellen (Frank, Fürst & Pietzsch 2015). Der Aspekt der Stabilität und Resilienz gewinnt besonders unter dem Aspekt der steigenden Belastungen durch den Klimawandel an Relevanz (Almeida, Rösch & Saha 2018; Gutsch et al. 2018). Hier verbirgt sich die Gefahr, dass die Produktion von Holz in andere Länder verlagert wird und dort die Ökosysteme belastet werden, um andere Waldökosystemleistungen in Deutschland zu schützen. Um den Druck auf die globalen Wälder zu reduzieren, ist es notwendig, die hiesige Kapazität zur Holzherzeugung zu stärken, ohne die Stabilität der Wälder zu beeinträchtigen, indem die Wälder an den Klimawandel angepasst werden (BfN 2021b).

Zudem kann die Nutzung bestimmter Ökosystemleistungen einen negativen Einfluss auf die Biodiversität haben. Ein offensichtliches Beispiel ist die Holzentnahme (Kap. 4.4.3.4). Während der Coronapandemie stieg die freizeitliche Nutzung von Wäldern, wodurch die Relevanz der Wälder für Gesundheit und Erholung demonstriert wurde. Diese gesteigerte Nutzung führt jedoch zu erhöhten Konflikten mit forstlicher Nutzung und dem Waldnaturschutz, z. B. durch Störung von Wildtieren und ihren Lebensräumen durch häufigeres Betreten der Wälder außerhalb von Wegen (BMEL 2021a).

## 4.4 Direkte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt im Wald

### 4.4.1 Einleitung

Über die letzten Jahrhunderte und Jahrzehnte haben sich die gesellschaftlichen Ansprüche an Wälder fortlaufend geändert. Dementsprechend wurden zu unterschiedlichen Zeiten verschiedene Bewirtschaftungsformen bevorzugt (Kap. 4.1.2). Diese führten zu **substanziellen Veränderungen in der Waldstruktur auf der Landschaftsebene** (Kap. 4.4.2) und auf der **Bestandsebene**, z. B. in der **Baumartenzusammensetzung** (Kap. 4.4.3.1), der **Bestandsstruktur** (Kap. 4.4.3.2) und dem Vorhandensein von **Totholz, alten Bäumen und Habitatbäumen** (Kap. 4.4.3.3). Diese Faktoren sind wichtige Einflussgrößen für die Biodiversität in Wäldern (Noss 1990; Zeller et al. 2023). Aufgrund der sich mit der Aufgabe der Streu- und Holzübernutzung langsam erholenden Böden und der anhaltend hohen Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre erhöhte sich die Produktivität der Wälder (Pretzsch et al. 2014) (Kap. 4.4.4). Dies ermöglichte höhere Entnahmemengen, die mit immer rationelleren und effizienteren Methoden geerntet werden sollten. Mit der damit zusammenhängenden Mechanisierung der Waldarbeit ging eine immer systematischere Erschließung des Waldes durch Rückegassen, Rückewege und Forststraßen einher, was sich wiederum auf die Artenvielfalt auswirkte (Kap. 4.4.3.5). In den letzten Jahrzehnten haben verschiedene Elemente des Prozessschutzes, von einzelnen Habitatbäumen bis hin zu einer flächen- und dauerhaften natürlichen Entwicklung, Eingang in die Praxis der Waldbewirtschaftung gefunden. Gerade in jüngerer Zeit ist eine Zunahme an (teilweise klimabedingten) Störungsereignissen zu beobachten, die einen bedeutenden Einfluss auf die Artenvielfalt in Wäldern haben (Kap. 4.4.5, 4.4.7.1).

Abbildung 4.8 gibt einen quantitativen Überblick über die im *Faktencheck Artenvielfalt* identifizierten Studien, die sich mit den direkte Treibern von Biodiversitätsver-

änderungen befassen. Besonders auffällig ist der große Anteil an Publikationen zur Landnutzungsveränderung. Das bisherige Forschungsinteresse an den Einflüssen von invasiven Arten, Klimawandel und Verschmutzungen auf Biodiversitätsveränderungen im Wald war dagegen vergleichsweise gering. Darüber hinaus werden besonders häufig Wechselwirkungen zwischen den Treiberkategorien »Veränderte Landnutzung« und »Veränderung der Struktur der Landschaft« untersucht.

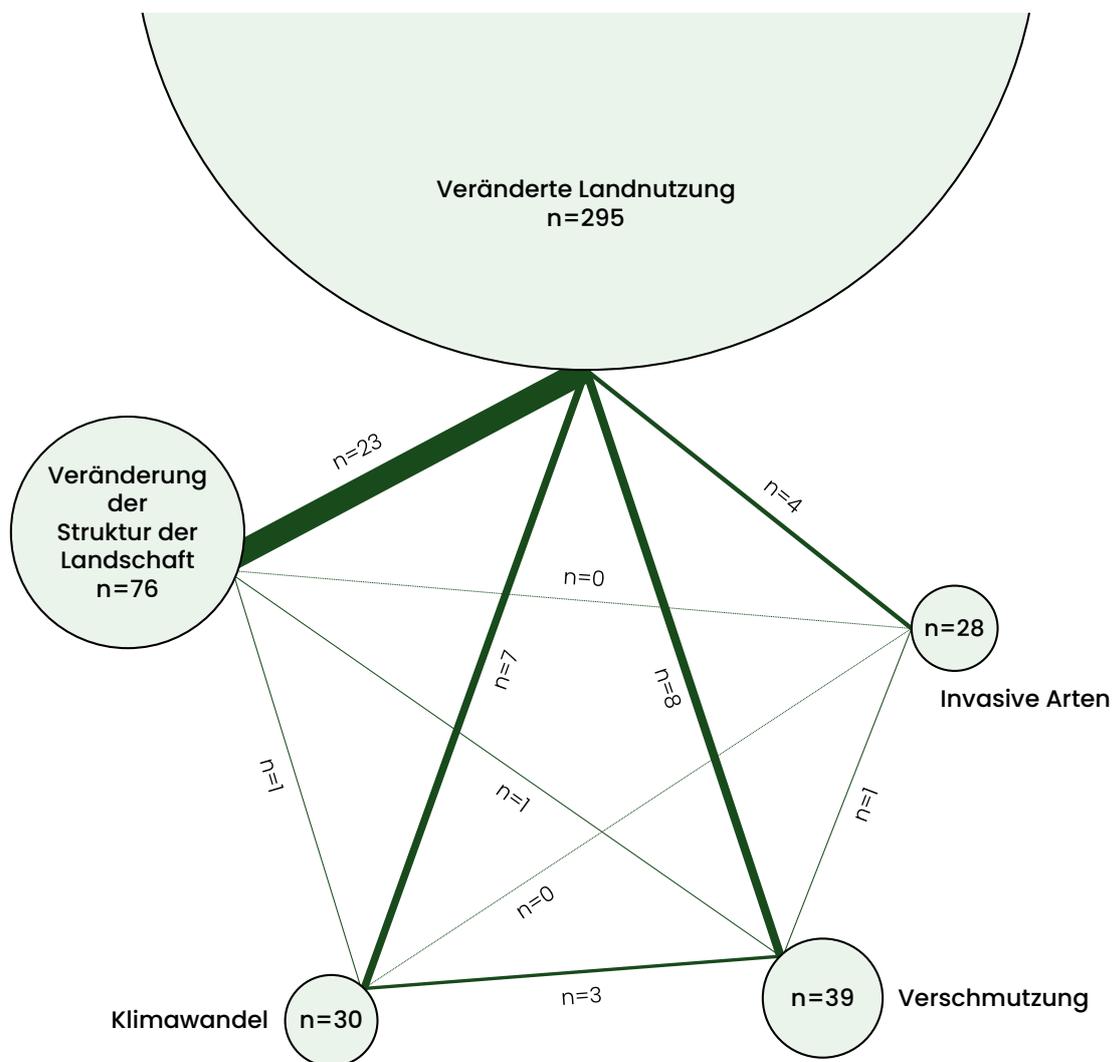
## 4.4.2 Veränderung der Struktur der Landschaft im Wald

### 4.4.2.1 Isolation und Waldgröße

Durch die Nutzungshistorie weisen alle Wälder in Deutschland heute einen mehr oder weniger hohen Grad an **Fragmentierung** auf. Fragmentierung beeinflusst die Artenvielfalt von Wäldern über zwei wesentliche Mechanismen, die es bei der Beurteilung zu trennen gilt. So führt eine zunehmende Fragmentierung des Lebensraums Wald immer auch zu einer **Reduktion der Habitatfläche Wald** (»Habitatmengeneffekt« [Fahrig 2013]) in einer Landschaft. Dabei sind insbesondere bedrohte Arten oft auf Waldflächen angewiesen, die reich an naturnahen Strukturen sind, wie Altbäumen und Totholz. Nimmt die Habitatfläche in einer Landschaft ab, sinken die Populationsgrößen, und das lokale Aussterberisiko steigt. Zusätzlich wird die Ausbreitung (Dispersion) von Individuen in andere Flächen unwahrscheinlicher (Poethke & Hovestadt 2002). All dies führt zu einer Reduktion der Artenvielfalt einer Landschaft. Parallel steigt mit zunehmender Fragmentierung die Wahrscheinlichkeit der **räumlichen Isolation einzelner Waldfragmente** (Fahrig 2013). Je isolierter Waldflächen sind, desto schwieriger wird ihre Besiedlung durch Arten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit, wie z. B. Schnecken, flugunfähige Lauf- und Totholzkäfer (Kappes et al. 2009; Marcus et al. 2015; Matern et al. 2011), manche Kleinsäuger wie die Haselmaus (*Muscardinus avellanus*) (Fietz et al. 2014) oder Pflanzen (Kolb 2005; Kolk & Naaf 2015), die auf Tierarten als Vektoren angewiesen sind (z. B. Leberblümchen-Waldameisen) (Nordén et al. 2014). So konnte für flugunfähige totholzbewohnende Rüsselkäfer in Norddeutschland gezeigt werden, dass sie nicht in der Lage waren, isolierte Wälder, hervorgegangen aus Ackeraufforstungen, zu besiedeln (Buse 2012). Für solche Waldarten kann die Durchlässigkeit der Nichtwaldmatrix eine wichtige Rolle spielen. Die Ausbreitungsfähigkeit von Waldarten ist jedoch sehr variabel. Bei flugunfähigen Arten finden sich immer wieder Hinweise auf nur geringe Effekte räumlicher Isolation (Drees et al. 2008; Marrec et al. 2021). Die wachsende

Zahl an Studien zur Mobilität von Waldarten wie beispielsweise dem Eremiten zeigt, dass viele Arten mobiler sind als bisher angenommen (Kleißner, Balkenhol & Pröhl 2021; Komonen & Müller 2018). Auch für eine Art wie die Wildkatze, die lange als Zielart einer durchlässigen Matrix betrachtet wurde, konnte gezeigt werden, dass die Vernetzung überschätzt wurde. Nur sehr harte Barrieren wie der breite Strom des Rheins behindern die Dispersion, nicht aber Agrarlandschaften oder Autobahnen (Hartmann et al. 2013). Arten mit Sporenausbreitung wie Pilze sind auf regionaler Ebene nahezu omnipräsent (Abrego et al. 2018; Komonen & Müller 2018). Daher dürfte das Fehlen von Arten in vielen Waldfragmenten eher auf mangelnde Habitatqualität oder zu kleine Populationen in Resthabitaten ohne nennenswert dispergierende Individuen zurückzuführen sein als auf tatsächliche Isolation.

Da sich unter realen Bedingungen häufig eine starke Korrelation zwischen den beiden Mechanismen, nämlich der Habitatmenge und der räumlichen Isolation, zeigt, scheint die Unterscheidung zunächst eher akademischer Natur zu sein. Dies ändert sich aber sofort, wenn es um die Restauration von Lebensräumen geht. Hier müssen Manager und Gesellschaft ökonomisch durchaus weitreichende Entscheidungen treffen, ob sie z. B. bei der Anreicherung von Totholz, der Wiedervernässung von Mooren oder der Aufforstung von Wäldern auf die räumliche Nähe zu bestehenden Waldflächen in einer Landschaft abzielen oder schlicht auf die Menge an neuem Lebensraum in der Landschaft. Verschiedene Studien und Metaanalysen haben hier inzwischen gezeigt, dass der Habitatmengeneffekt in der Regel wesentlich bedeutsamer ist als die Isolation eines Waldfragments per se (Fahrig 2019; Seibold et al. 2017).



**Abbildung 4.8 »Forschungsinteresse«:** Die Kreise stellen die Anzahl an Veröffentlichungen dar, die sich mit der jeweiligen Direkten-Treiber-Kategorie befassen, und die Linien stellen die Anzahl an Veröffentlichungen dar, die sich mit den beiden Direkten-Treiber-Kategorien befassen, deren Kreise sie verbinden. Die Größe der Kreise und die Strichdicke sind proportional zur jeweiligen Anzahl an Publikationen. Die Informationen dazu entstammen der systematischen Literatursuche für das Kapitel Wald sowie spezifisch ausgewählter grauer Literatur.

Hält man bei Vergleichen von Landschaften die Habitatmenge konstant, zeigt sich sogar systematisch eine höhere Artenvielfalt, wenn diese Habitatmenge auf mehrere statt nur ein oder wenige Fragmente verteilt ist. Die Gründe hierfür sind immer noch Gegenstand der Forschung und reichen von ökologischer Drift bis zu Habitatheterogenität bei Verteilung der Habitatmenge auf mehr Fragmente (Fahrig et al. 2022). Ein negativer Effekt für Waldarten kann aber umgekehrt auch die Zunahme an Randeffekten sein, wie erhöhte Prädation oder die Abnahme von Spezialisten an Waldrändern (Batary & Baldi 2004; Normann, Tscharncke & Scherber 2016).

Wichtig ist darüber hinaus auch zu bedenken, dass viele Arten in Wäldern ganz spezifische Lebensraumsprüche (Habitatqualität) haben. Das Vorhandensein von Bäumen ist hier oft nicht aussagefähig, vor allem wenn es um Besiedler von Uraltbäumen oder Totholz starker Dimensionen geht. Daneben gibt es auch wichtige lichte Waldlebensräume, z. B. für waldbewohnende Tagfalter oder Reptilien (Sebek et al. 2015). Diese wiederum können durch großflächig dichte Waldbestände ebenfalls isoliert sein (Dolek, Kőrösi & Freese-Hager 2018). Inwieweit lichte Schneisen wie Forstwege wichtige Verbindungsachsen oder schlicht eine Erhöhung der Habitatmenge darstellen, wird noch erforscht. Allerdings erscheint auch hier die Isolation per se eine geringere Rolle zu spielen als oft angenommen (Viljur & Teder 2018).

In der heutigen Diskussion sind Begriffe wie Biotopverbund oder Trittsteinhabitate sehr modern und werden vielfältig eingesetzt. Die oben aufgezeigten Ergebnisse legen aber nahe, dass es in erster Linie um die Erhöhung der Fläche an hochwertigen Waldhabitaten gehen sollte und erst im zweiten Schritt um die Aufhebung der Isolation per se. Oder anders formuliert, Biotopverbund und Trittsteinhabitate sollten in erster Linie dem Ziel der Mehrung hochwertiger Lebensräume und erst in zweiter Linie der Verknüpfung von Lebensräumen in einer Region dienen.

#### 4.4.2.2 Homogenisierung

Während Hochwälder im Altersklassenwald lange Zeit in Form von Kahl- oder Schirmschlägen bewirtschaftet wurden, kam es seit ca. 1985 zu einer deutlichen Abkehr von flächigen Abnutzungen der Bestände (Kap. 4.1.2). Stattdessen werden langfristige Verjüngungsgänge mit geringeren Entnahmemengen bevorzugt, wodurch **zwei- und mehrschichtige Wälder** entstehen. Zurzeit sind nur noch 20 % der Buchenwälder in Deutschland einschichtig (Thünen-Institut 2014d). Diese Veränderungen führen allerdings zu einer einseitigen **Förderung** von **Schat-**

**tenbaumarten** wie der Rotbuche sowie in manchen Regionen zu **einheitlich mehrschichtigen Wäldern auf großer Fläche** (Müller et al. 2023). Tatsächlich konnte festgestellt werden, dass Buchen-Altersklassenwälder im Hainich den dortigen Buchen-Plenterwäldern, d. h. ungleichaltrigen, kleinräumig heterogenen Wäldern, in Bezug auf die Gesamtbiodiversität auf Landschaftsebene überlegen waren (Schall et al. 2018). Dies bedeutet, dass Plenterwälder zwar auf kleiner Fläche inhomogen und vielgestaltig sind, aber auf Landschaftsebene weniger Variabilität und damit weniger unterschiedliche abiotische Verhältnisse aufweisen als die Summe der verschiedenen Stadien von Altersklassenwäldern (Ehbrecht et al. 2019). Inventuren in Laubwaldregionen und Naturwaldreservaten zeigen, dass von einem kleinräumigen Störungs- und Nutzungssystem insbesondere die Baumart Buche in der Waldverjüngung stark profitiert und licht- bzw. konkurrenzbedingt die Anzahl anderer Baumarten stark abnimmt (Meyer et al. 2016; Meyer, Nagel & Feldmann 2021). Negative Effekte auf die Biodiversität auf regionaler Ebene sind daraus allerdings nicht zu erwarten, da die so aufgebauten Wälder (noch) nicht dominieren, sondern vielmehr in eine Matrix anderer Waldtypen und jüngerer Flächen mit Störungen eingebettet sind. Damit erhöhen sie in der Region die Variabilität der Bestandsstrukturen von Waldlandschaften, die Voraussetzung für eine hohe Biodiversität ist (Ammer et al. 2017). Laut BWI2012 ist die heutige Waldlandschaft noch stark geprägt durch einschichtige Altersklassenwälder (zu 32 %) (Thünen-Institut 2014e).

Auch die **Intensivierung der Bewirtschaftung von Landschaften** ist ein Treiber der Homogenisierung. Um 1900 waren viele Wälder in Deutschland noch in eine extensive Landwirtschaft mit reichem Blütenangebot sowie vielfältigen Gehölzstrukturen eingebettet. Streuobstwiesen boten auch vielen Waldbewohnern wichtige Lebensräume (Horak 2014). In ähnlicher Weise konnten Alleen wichtige Ersatzhabitate für anspruchsvolle Waldarten darstellen (Oleksa et al. 2013). Der **Homogenisierung** und **Industrialisierung der Landwirtschaft** sind viele Gehölzstrukturen zum Opfer gefallen. Ein Fokus auf den großflächigen Anbau weniger Pflanzenarten auf Äckern wie Raps und Mais sowie Mähwiesen mit bis zu siebenfacher Mahd haben das Ökoton zwischen Wald und Agrarlandschaft vielerorts unattraktiver gemacht, auch für Waldarten mit Vorliebe für lichte Strukturen. So finden sich heute selbst bei Wildbienen die höchsten Artenzahlen in Waldlichtungen und nicht in Agrar- oder Siedlungslebensräumen (Ganuza et al. 2022).

Eine weitere Homogenisierung findet in Wäldern durch Stoffeinträge wie Stickstoff statt (Dirnböck et al.

2014) (Kap. 4.4.4.1). Dadurch gehen immer mehr nährstoffärmere Standorte verloren, und die Heterogenität der Standorte eines Waldes als ein wichtiger Treiber für Biodiversität in Wäldern nimmt ab (Heidrich et al. 2020). Es wurde bereits gezeigt, dass dies zu einem Rückgang oligotropher Pflanzenarten führt (Dirnböck et al. 2014).

#### 4.4.2.3 Einfluss erneuerbarer Energien auf die biologische Vielfalt im Wald

Die Errichtung sowie der Betrieb von **Windenergieanlagen** (WEA) haben vielfältige Auswirkungen auf die Biodiversität in Wäldern (Schöll & Nopp-Mayr 2021). Eine direkte Auswirkung ist die Kollision von Vögeln und Fledermäusen mit den Rotorblättern der WEA. Die Zahlen aus der Kollisionsdatenbank der staatlichen Vogelschutzbehörde (LfU Brandenburg), in der Schlagopferzahlen seit den frühen 1990er-Jahren dokumentiert werden, zeigen, dass vor allem Greifvögel (Rotmilan, Mäusebusard und Seeadler) und waldbundene Sperlingsvögel, welche häufig in Wäldern nisten, durch Kollisionen mit WEA sterben (Langgemacht & Dürr 2023). Unter den Fledermäusen sind vor allem Großer Abendsegler, Zwergfledermaus und Raufhautfledermaus betroffen; Arten, die bevorzugt im Offenraum jagen und dabei regelmäßig die Betriebshöhe von WEA-Rotoren erreichen (LFU 2021; Rydell et al. 2010). Negative Langzeitfolgen auf Populationsebene sind bislang nicht nachgewiesen, da es an Langzeitstudien fehlt und die Schlagopfersuche methodisch komplex ist, können aber bei Fledermäusen und Großvogelarten aufgrund langer Generationszeiten erwartet werden. Durch die Nutzung von Kollisionsmodellen konnten Bellebaum et al. (2013) beispielsweise zeigen, dass bei 3.044 in Betrieb befindlichen WEA in Brandenburg eine jährliche Mortalität von 308 Rotmilanen zu erwarten ist. Dies ergäbe einen jährlichen Verlust von 3,1 % des Rotmilanbestands in Brandenburg durch WEA-Kollisionen. Der dauerhafte Habitatverlust durch den Bau einer WEA im Wald entspricht in Deutschland einer durchschnittlichen Fläche von 0,46 ha (Min-Max; 0,04–1,34 ha). Hinzu kommt noch durchschnittlich eine Fläche von 0,44 ha, die für die Bauphase gerodet und im Anschluss in der Regel wieder aufgeforstet wird (FA Wind 2023). Laut FA Wind (2023) standen in deutschen Wäldern im Jahr 2022 insgesamt 2.373 WEA, deren Bau dauerhaft eine Gesamtfläche von 1.092 ha beansprucht. Somit ist der direkte Habitatverlust für die biologische Vielfalt im Wald durch WEA aktuell noch relativ gering, wird jedoch in den kommenden Jahren weiter ansteigen, da WEA zunehmend häufiger in den Wald gebaut werden. Größere Auswirkungen hat der indirekte Habitatverlust: So wurde für verschiedene Vogel- und Säu-

getierarten (Fledermäuse, Rothirsche, Feldhasen [Tolvanen et al. 2023]) nachgewiesen, dass geeignete Habitate in der Umgebung von WEA weniger oder nicht mehr genutzt werden. Analysen zeigen beispielsweise, dass Auerhühner, einige Sperlingsvogelarten und waldspezialisierte Fledermäuse die ersten paar Hundert Meter um die WEA meiden (Coppes et al. 2020; Ellerbrok et al. 2022; Gaultier et al. 2023; Rehling et al. 2023).

#### 4.4.3 Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme im Wald

##### 4.4.3.1 Baumartenzusammensetzung

Die **Baumartenzusammensetzung** der Wälder wird maßgeblich durch die verschiedenen (aktuellen und vergangenen) Bewirtschaftungsformen beeinflusst (Kap. 4.1.2) und ist somit das Ergebnis von Landnutzungsänderungen und Ressourcenentnahmen. Die Veränderung der Landnutzung, z. B. durch die verstärkte naturnahe Waldbewirtschaftung, kann indirekt anhand der BWI2012 aufgezeigt werden. Laut BWI2012 wurden zwischen 2002–2012 Zunahmen von 65.948 ha sehr naturnahem und 144.623 ha naturnahem Wald verzeichnet (+1,7 %). Zusätzlich stiegen die Anteile von reinem Laubwald um 115.782 ha (+0,9 %), Laubwald mit Nadelwaldbeimischung um 274.793 ha (+2,4 %) und Nadelwald mit Laubbeimischung um 122.145 ha (+0,9 %) an. Abnahmen wurden für reinen Nadelwald 362.802 ha (-3,6 %) und Laub-Nadel-Mischwald mit gleichen Anteilen -67.658 ha (-0,6 %) dokumentiert. Es stellt sich daher die Frage, inwieweit sich **Veränderungen in der Baumartenzusammensetzung und -vielfalt** auf die Biodiversität auswirken. Langfristig kommt es in Abhängigkeit standörtlicher Differenzierungen auch in nicht genutzten Wäldern zu einer horizontalen Variabilität der Baumartenzusammensetzung. Auch hier sind entsprechende Wirkungen auf die Biodiversität die Folge.

**Einzelne Baumarten** haben sich in vielen Studien als besonders bedeutsam für die Biodiversität erwiesen (Brändle & Brandl 2001). Hier stehen an erster Stelle die Eichenarten (Penone et al. 2019), deren Vorkommen fast immer positive Effekte auf die Biodiversität aufweisen (Zeller et al. 2023). Neben der Bedeutung bestimmter Baumarten für die Biodiversität wurde auch die **Baumartenvielfalt** in zahlreichen Studien als Treiber der Artenvielfalt untersucht. Wie sich in einer Metaanalyse zeigte, wirkt sich die Baumartenvielfalt in 60 % der Fälle positiv auf die Biodiversität, ansonsten neutral, aber in keinem Fall negativ aus (Zeller et al. 2023). Durch die Laubbaumanreicherung in Nadelwäldern konnten positive Effekte auf die Biodiversität von Pflanzen (Kudernatsch, Schauer & Walentowski 2021) und auf die Di-

versität und Aktivität von Regenwürmern, Enchyträen und Zweiflüglern (Ammer et al. 2006b; Elmer et al. 2004) erzielt werden. Sie führte zudem zu einer diverseren Parasitoidengemeinschaft (Jäkel & Roth 2004) und artenreicheren Pilzgemeinschaften (Heine et al. 2021). In Mischbeständen von Buche, Fichte und Tanne erhöhte sich die Diversität von Springschwänzen im Vergleich zu reinen Fichtenbeständen (Chauvat et al. 2011). Es liegen allerdings auch Berichte vor, die zeigen, dass es in Mischbeständen nicht immer zu einer Erhöhung der Diversität kommt, sondern sich lediglich die Artenzusammensetzung verschiebt (Likulunga et al. 2021). In manchen Fällen können nennenswerte Effekte auch ganz ausbleiben (vgl. Glatthorn et al. 2023). Des Weiteren gibt es auch bestimmte Arten, die auf Reinbestände mit nur einer Baumart zumindest in Teilflächen angewiesen sind. Heinrichs et al. (2019) konnten dies für krautige Pflanzen, Moose und Flechten zeigen. In Buchenwäldern steigt mit einem steigenden Anteil an Eichen die Diversität von Vögeln, Wanzen und phytophagen Käfern (Leidinger et al. 2021). Ein höherer Anteil an Kiefern fördert die Pflanzenvielfalt und phytophage Käfer, hat aber negative Wirkungen auf Fledermäuse und saprotrophe Pilze (Leidinger et al. 2021). Die Beimischung von Fichten erhöhte die Diversität von xylobionten Käfern und Vögeln (Leidinger et al. 2021). Ähnliche positive Effekte von Mischbaumarten in Buchenwäldern wurden für Käfer in Baumkronen gezeigt (Sobek et al. 2009a). Für einzelne Arten mit hoher Schutzbedürftigkeit (z. B. Mittelspecht [*Dendrocoptes medius*]) kann sich die Einbringung von Nadelbäumen in Laubwälder hingegen durchaus negativ auswirken (Kudernatsch, Schauer & Walentowski 2021). In jedem Fall scheint ein Buchengrundbestand negative Effekte beigemischter Nadelbaumarten auf bestimmte Artengruppen abzumildern (Wildermuth et al. 2023).

#### 4.4.3.2 Bestandsstruktur

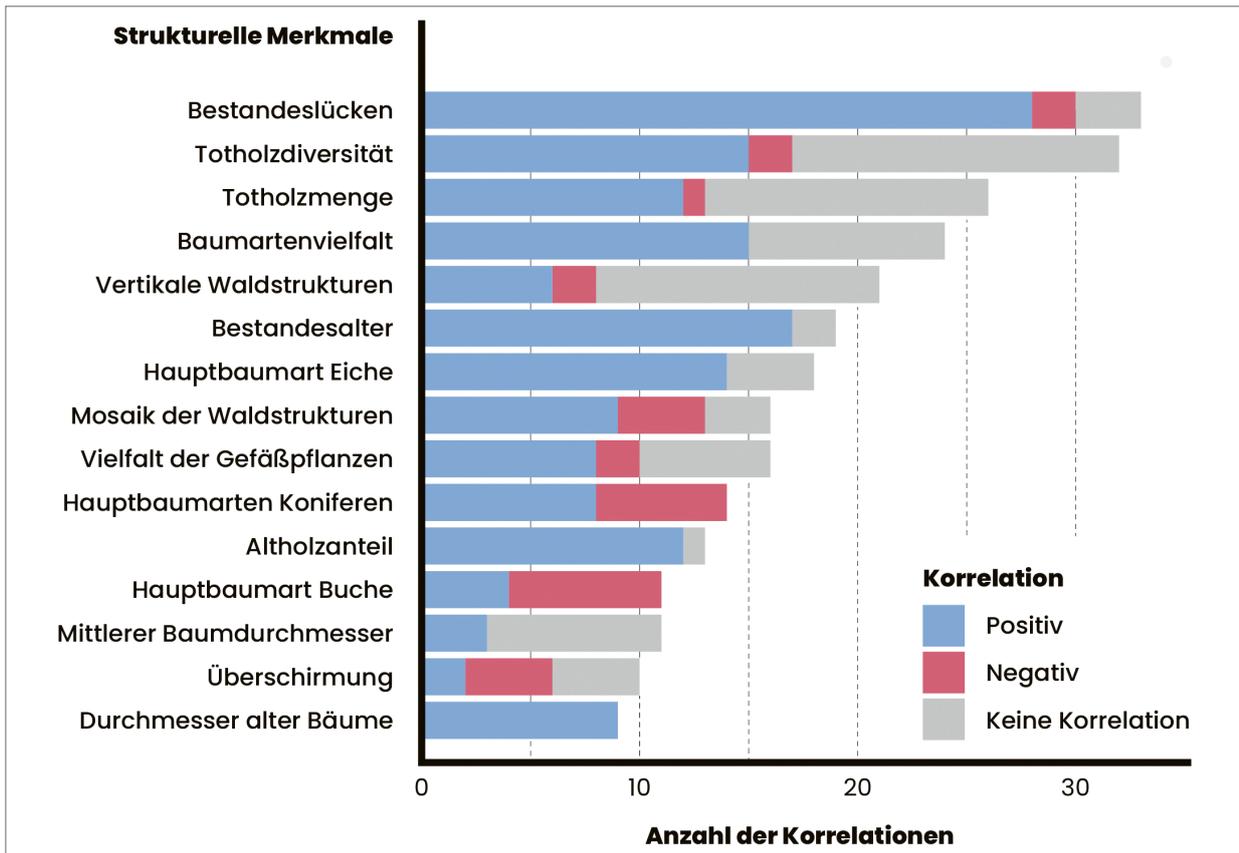
Einen großen Einfluss auf die Biodiversität hat die **Struktur** auf **Bestandsebene**, die auch das Ergebnis der waldbaulichen Behandlung (bzw. unter natürlichen Bedingungen die Folge des Störungsregimes und der Waldentwicklungsphase) und damit abhängig von der Landnutzung und Ressourcenentzug z. B. durch Holzernte ist. Dabei sind folgende Strukturparameter entscheidend: die **vertikale Anordnung und die Menge der lebenden Biomasse im Raum** und das **Vorhandensein und die Größe von Kronenöffnungen (lichte Waldstrukturen)**. Abbildung 4.9 zeigt, dass unter anderem diese Strukturen von zentraler Bedeutung für die Biodiversität sind (Zeller et al. 2023).

In Naturwäldern kommen verschiedenste Waldentwicklungsphasen inklusive der lichten Phasen wie frühen Sukzessionsstadien und späten Zerfallsphasen regelmäßig vor. In Europas in der Regel bewirtschafteten Wäldern hat sich seit 1948 der **Holzvorrat** flächig verdreifacht (Schelhaas, Nabuurs & Schuck 2003). Auch in der Dekade der BWI2012 ist der Vorrat trotz hoher Nutzung um weitere 7 % gestiegen (Thünen-Institut 2014c). Die flächige Zunahme der **Biomasse** und der **vertikalen Bestandskomplexität** mag aus Sicht der Biodiversität zunächst positiv erscheinen, jedoch dürfen zwei Aspekte nicht vergessen werden. Der in vitalen Bäumen gebundene Holzvorrat ist für viele Waldorganismen nicht unmittelbar nutzbar. Erst wenn sich an den Bäumen Habitatstrukturen entwickeln oder Bäume absterben, ergeben sich für viele assoziierte Arten Nutzungsmöglichkeiten des Holzes als Lebensraum oder als Ressource, sofern es im Wald verbleibt. Dies erklärt, warum es in älteren, aber noch immer hochproduktiven Wäldern, die aus der Nutzung genommen wurden, unter Umständen sehr lange dauert, bis sich besondere Habitatstrukturen herausbilden können, die der Biodiversität zuträglich sind. Vor diesem Hintergrund erscheint es wichtig, Prozessschutzflächen nicht nur in diesen Wäldern, sondern auch auf unmittelbar gestörten Flächen auszuweisen, die eine höhere Dynamik aufweisen (Kap. 4.6.3.1).

Die Entwicklung hin zu dichteren und mehrschichtigen Wäldern führt in der Regel zu **einem Mangel an lichten Waldentwicklungsphasen**, die jedoch für eine hohe Artenvielfalt unerlässlich sind (»Lichtwaldarten«). Daraus erklärt sich, dass die Biodiversität nicht zwingend mit zunehmendem Holzvorrat zunimmt (Sabatini et al. 2019). Entsprechend erwies sich in einer Multitaxastudie vor allem die horizontale Heterogenität als wichtigster Treiber der Diversität vieler funktioneller Artengruppen (Heidrich et al. 2020). Wichtig ist hier, darauf hinzuweisen, dass Naturwälder trotz des Nebeneinanders von dichten und lichten Waldentwicklungsphasen durchaus hohe Gesamtvorräte aufweisen können. Erst wenn der Vorrat relativ gleichmäßig ansteigt, kommt es zur Homogenisierung.

#### 4.4.3.3 Totholz, alte Bäume und Biotopbäume

In der **geregelten Forstwirtschaft** war **Totholz** bis in die 1980er-Jahre hinein ein eher unerwünschtes Substrat, welches man als Vermehrungsort für Forstschädlinge und als verschwendete Ressource ansah (Seibold et al. 2015a). Um dem zu begegnen, wurden **totes Holz** und »überalterte« **Bäume** in der Regel entfernt (»saubere Wirtschaft«) (Kap. 4.1.2, 4.4.3.4). Dies betraf vor



**Abbildung 4.9:** Reihung der 15 in der Literatur am häufigsten genannten Strukturmerkmale in Zusammenhang mit Untersuchungen zur Artenvielfalt unterschiedlicher Taxa (Gefäßpflanzen, Flechten, Moose, Pilze, Arthropoden, Vögel, Fledermäuse, Mollusken) (Zeller et al. 2023, verändert).

allem das Totholz und alte Laubbäume in Wäldern tieferer Lagen. Diese über 200 Jahre anhaltende Entwicklung spiegelt sich direkt in der Roten Liste der Käfer Deutschlands wider (Seibold et al. 2015a). Ein Umdenken hinsichtlich **Totholz** und des ökologischen Werts alter Bäume setzte erst um 1990 ein (Albrecht 1991; Geiser 1994; Siitonen 2001; Speight 1989). So konnte sich der Totholzvorrat in den letzten Jahrzehnten durch aktive Anreicherung und Störungsereignisse (Kap. 4.4.7.1) leicht erhöhen (laut BWI2012 um  $2,1\text{ m}^3$  pro ha zwischen 2002 und 2012 auf  $20,6\text{ m}^3$  pro ha). In den letzten Jahren haben Arbeiten zum **Totholz** dazu beigetragen, das Wissen um seine Bedeutung für die Biodiversität zu vertiefen (Baber et al. 2016; Müller et al. 2020; Sandström et al. 2019; Seibold et al. 2015b; Vogel et al. 2021). So wurde deutlich, dass eine erstaunlich große Zahl von Arthropoden zumindest fakultativ an Totholz lebt (Graf et al. 2022) (Kap. 4.2.2.2). Die Menge an Totholz allein ist kein ausreichender Weiser für eine hohe Diversität der an Totholz gebundenen Arten (Lassauce et al. 2011). Entscheidend scheint vielmehr auch die Diversität des Totholzes hinsichtlich Baumart, Dimension (starkes und schwaches Totholz), Lage (stehend und liegend), Zersetzungsgrad und Exposition (besonnt und beschattet) für

die Vielfalt der an Totholz lebenden Arten zu sein (Seibold et al. 2016b). Dies zeigte sich für xylobionte Käfer- und Pilzarten (Baber et al. 2016; Krah et al. 2018; Seibold et al. 2016b; Svensson et al. 2016; Uhl et al. 2022; Vogel et al. 2020).

Die Fläche älterer Waldbestände steigt seit Beginn der BWI stetig an. In der Periode der BWI2012 im Zeitraum von 2002 bis 2012 ergab sich eine Zunahme der über 100 Jahre alten Wälder um rund 1% (Thünen-Institut 2014f). Gleichzeitig ist aber festzustellen, dass ökologisch alte Wälder mit über 200 Jahren (Larrieu, Cabannes & Delarue 2012; Moning & Müller 2009) so selten sind, dass sie in der BWI bislang nicht separat ausgeschieden werden. Naturgemäß kann sich dies nur sehr langsam ändern. Trotzdem hat die Zahl der **Altbäume** mit Spechthöhlen in den letzten Jahrzehnten deutlich zugenommen. Dies ist z. B. daran abzulesen, dass Nachmieter wie die Hohлтаube (*Columba oenas*) heute nicht mehr als gefährdet gelten (Grüneberg et al. 2016). Die Entstehung von **Uraltbäumen** mit Großhöhlen benötigt oft mehr als ein Jahrhundert, um solche Sonderstrukturen entstehen zu lassen. Sie sind daher weiterhin selten, und es ist nicht davon auszugehen, dass ihre Zahl in den nächsten Jahren rasch anwachsen wird.

Die Bedeutung von **Habitatbäumen** für den Artenschutz ist bereits seit dem frühen 19. Jahrhundert bekannt, wurde aber erst ca. 200 Jahre später durch die Entwicklung von entsprechenden Konzepten systematisch aufgegriffen (Mölder et al. 2020). Hinsichtlich der **Mikrohabitate** sind insbesondere dicke und alte Bäume von Bedeutung (Larrieu & Cabanettes 2012; Paillet et al. 2019; Winter & Möller 2008), da diese eine signifikant höhere Zahl dieser Strukturen aufweisen (Vuidot et al. 2011). Wie sich zeigte, ist die Auswahl geeigneter, d. h. vor allem dicker Bäume für die Artenvielfalt wichtiger als ihre Verteilung auf der Fläche (Asbeck, Messier & Bauhus 2020). Sofern solche Bäume auch in bewirtschafteten Wäldern vorgehalten werden, können dort vergleichbare Häufigkeiten an Mikrohabitaten wie in unbewirtschafteten Wäldern erreicht werden (Larrieu, Cabanettes & Delarue 2012; Vuidot et al. 2011). Zudem wurde festgestellt, dass sich die Baumarten bei gleicher Dimension hinsichtlich der Häufigkeit daran ausgebildeter Mikrohabitate unterscheiden (Larrieu et al. 2014; Larrieu, Cabanettes & Delarue 2012). Generell sind Mikrohabitate bei Laubbaumarten häufiger ausgebildet als bei Nadelbaumarten. Diese weisen allerdings spezielle Mikrohabitate auf, die Laubbäumen fehlen (Vuidot et al. 2011). Auch wenn Mikrohabitate an Bäumen sich nicht als alleiniger Indikator für eine hohe Artenvielfalt eignen (Paillet et al. 2018), so sind sie dennoch in der Lage, das Lebensraumpotenzial einer ganzen Reihe von Taxa zu beschreiben (Asbeck et al. 2021).

Insgesamt ist das Bewusstsein für den Wert des toten Holzes und alter Bäume jedoch deutlich angestiegen. Die Akzeptanz der Bedeutung von Habitatbäumen, Uraltbäumen und Totholz drückt sich auch in der zunehmenden Extensivierung der Nutzung auf unterschiedlichen Skalen aus. So hat in den letzten Jahrzehnten die Fläche an Totalreservaten wie jene der Kernzonen von Nationalparks oder der von Naturwaldreservaten stetig zugenommen (Meyer et al. 2020). Gerade in Prozessschutzflächen kann es dabei durch Störungen oder erhöhte Mortalität zu einem raschen Anstieg von Totholz mengen auf ein Niveau wie in Naturwäldern kommen.

#### 4.4.3.4 Holznutzung

Im bewirtschafteten Wald findet die Nutzung von Holz in bestimmten Intervallen statt. Maßnahmen, bei denen die Ressource Holz dem Wald entnommen wird, sind **Pflegeeingriffe** und **Durchforstungen**, **Verjüngungs-** oder **Endnutzung**, **zusätzlich erfolgen regelmäßig Sanitärhiebe nach Störungen**. **Durchforstungen** werden in der Regel geführt, um besonders vitale und im holztechnologischen Sinne qualitativ hochwertige Bäume

durch die Entnahme von bedrängenden Bäumen zu begünstigen oder um vorhandene und erwünschte Mischbaumarten, die dem Konkurrenzdruck anderer Baumarten ausgeliefert sind, zu erhalten (Bartsch, Lüpke & Röhrig 2020). Unter der **Endnutzung** eines Bestandes wird die Ernte von Bäumen verstanden, die eine gewünschte Dimension (z. B. einen bestimmten Zieldurchmesser) erreicht haben. Während diese Ernte früher häufig in einem Zuge erfolgte (**Kahlhieb**), erstreckt sie sich heute zumeist über mehrere Jahrzehnte. So sind Kahlhiebe in den meisten Bundesländern entweder untersagt oder stehen unter Genehmigungsvorbehalt. Dies gilt nicht für die **Sanitärhiebe**, bei welchen tote oder absterbende Bäume nach Kalamitäten wie Stürmen oder Borkenkäferbefall entnommen werden. Die damit verbundenen Flächenräumungen sind, ökologisch gesehen, ähnlich zu beurteilen wie Kahlhiebe und sollten daher mit Blick auf die Biodiversität möglichst unterbleiben (Kap. 4.6.3.2). Sollte dies aus ökonomischen Gründen nicht möglich sein oder notwendig werden, um eine weitere Ausweitung der Absterbeprozesse zu vermeiden, können drastische Auswirkungen auf betroffene Artengruppen dadurch abgemindert werden, dass nur Teilflächen geräumt werden (Thorn et al. 2018). Endnutzungen sind nicht zu verwechseln mit **Rodungen**, die Wald dauerhaft beseitigen, um ihn in eine andere Landnutzungsart zu überführen. Die Wirkungen von Holzentnahmen im Zuge von Durchforstungen und Endnutzungen auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft und Ökosystemprozesse werden ganz wesentlich durch die Frequenz und die Intensität der Eingriffe bestimmt. Die Auswirkungen der Eingriffe auf die Bestandsstruktur hängen bei gleicher Entnahmemenge dagegen stark von der Art des Eingriffs ab (z. B. Saumhieb, Schirmhieb, Femelhieb [Neudam et al. 2023]).

Bis in die 1970er-Jahre hinein wurden bei **Pflegeeingriffen** und **Durchforstungen** vor allem Bäume entnommen, die den späteren Qualitätsansprüchen beim Holzverkauf nicht entsprachen (negative Auslese) oder nicht der im Kronenraum herrschenden Baumschicht angehörten (Niederdurchforstung). Dadurch sind einschichtige Bestände entstanden, in denen Baumarten fehlen, die zum Teil bedeutsam für die Biodiversität (Kap. 4.3.2.2, 4.4.3.1), aber von geringem ökonomischen Wert sind. In höherem Bestandsalter wurden vorzugsweise Bäume entnommen, die starke Äste, Rindenschäden, Holzfehler oder Baumhöhlen aufwiesen (»das Schlechte fällt zuerst, das Gute bleibt erhalten«). Dies hatte negative Folgen für viele auf diese Strukturen angewiesene Arten (Müller & Bußler 2006). Gleiches galt für die Entnahme von Totholz (Kap. 4.2.2.2). Seit sich

Pflege- und Durchforstungsmodelle durchgesetzt haben, die auf eine positive Auslese von vitalen und qualitativ hochwertigen Bäumen setzen, und nur Bäume entnommen werden (Bartsch, Lüpke & Röhrig 2020), die diese direkt bedrängen (Auslesedurchforstung), spielt die Entnahme von Bäumen mit Fehlern (aus Sicht der Holzverwendung) eine weitaus geringere Rolle, erfolgt häufig aber dennoch unwissentlich. Durch den Übergang von der Nieder- zur Hochdurchforstung, bei der Eingriffe ausschließlich in der herrschenden Bestandschicht geführt werden, sind die Bestände vor allem dort, wo die Buche beteiligt ist, wesentlich strukturreicher geworden (Neudam, Annighöfer & Seidel 2022).

Die Situation hat sich seit der Umstellung auf **naturnahe Bewirtschaftungsverfahren** in den 1990er-Jahren auch insofern geändert, als Mischwälder anstelle von reinen Nadelbaumwäldern angestrebt und flächige Räumung (Kahlschläge) durch die einzelstammweise Holznutzung (Durchforstung, lange Erntezeiträume) ersetzt wurde. In aller Regel wird weit vor der Ernte der älteren Bäume die Naturverjüngung eingeleitet oder unter dem Kronendach der Altbäume gepflanzt. Vielerorts werden eine den natürlichen Buchenwäldern nachempfundene Bestandsstruktur (Stiers et al. 2020) und ein nicht zu unterschreitender Mindestvorrat angestrebt. Auf großer Fläche angewandt, birgt dies jedoch die Gefahr einer Homogenisierung der Wälder (Müller et al. 2023; Schall et al. 2018) (Kap. 4.4.2.2).

Die Frage, wie schnell die in Wirtschaftswäldern vorhandene Artenausstattung nach **Nutzungsaufgabe** durch walddtypische, bislang aber fehlende Arten erweitert wird, ist nicht eindeutig zu beantworten, denn sie hängt vom Waldtyp, vom Bestandsalter und von der Art der bisherigen Nutzung ab (Kap. 4.6.3.1).

#### 4.4.3.5 Erschließung und Befahrung

Alle Formen der Waldbewirtschaftung, bei denen die **Bereitstellung des Rohstoffs Holz** zumindest ein Teilziel darstellt, stehen vor dem Problem, das geerntete Holz aus dem Wald bringen zu müssen. Während bis Mitte des 20. Jahrhunderts die Wälder überwiegend mit Erdwegen erschlossen wurden, mussten für den zunehmenden LKW-Transport massiv befestigte und verdichtete, i. d. R. schottergebundene Forstwege gebaut werden. Mit dem Forstwegebau ging ein substanzieller Eingriff in das Wasserregime der Waldböden einher, denn der Wegebau war mit dem Anschneiden von Wasser führenden Schichten verbunden und vom raschen Ableiten des Wassers in wegbegleitende Gräben begleitet (Dietz, Knigge & Löffler 1984). Laut BWI2012 beträgt das Wegenetz 3 % der Waldfläche (328.000 ha). Zudem wurden

die Wälder durch die Erschließung mit Forststraßen für Erholungssuchende und Jäger geöffnet. Die damit verbundenen Störungen betreffen vor allem Großvogelarten wie beispielsweise die Greifvögel, aber auch höhlenbrütende Arten wie die Hohltaube (*Columba oenas*) (Kap. 4.4.7.2).

Bei der Holznutzung, vor allem in Form von Kahlschlägen, wurde der Wald lange Zeit flächig befahren. Mit Blick auf die Erkenntnis, dass Bodenverdichtungen nur über sehr lange Zeiträume reversibel sind, und vor dem Hintergrund von Maschinen mit zunehmendem Bodendruck wurde in den öffentlichen Forstbetrieben die flächige Befahrung untersagt bzw. auf Rückegassen oder Hangrückewege (mit dem Bagger angelegte, aber nicht befestigte Erdwege) beschränkt (vgl. Box 4.1). So entstanden Rückegassennetze, die teilweise nur 20 m Abstand haben. Derart enge Rückegassennetze in Verbindung mit hohen Transportlasten führen zu einer starken Verdichtung und zu einer unterirdischen Zerschneidung des Waldbodens (Toivio et al. 2017), die nur sehr langfristig reversibel ist (Ebeling, Lang & Gaertig 2016). Als Folge der Befahrung von Böden kommt es vor allem auf empfindlichen Standorten (z. B. feuchten tonreichen Böden) zu deutlichen Veränderungen der Pflanzensammensetzung (Closset-Kopp, Hattab & Decocq 2019). Bei den Tierarten finden sich neben Arten, auf die die Erschließung des Waldes (anthropogene Störung; Kap. 4.4.7.2) negative Wirkungen hat, auch solche, die von Forstwegen oder Rückegassen profitieren. Dazu gehört beispielsweise die Gelbbauchunke (*Bombina variegata*), für deren Laicherfolg die temporären Gewässer infolge tiefer Rückegassenspuren vorteilhaft sind (DBU 2022; Schmidt 2016). Durch stärkeren Lichteinfall entlang von Forstwegen und auf Rückegassen sowie die Verwendung von kalkhaltigem Schotter für den Forstwegebau werden wärme- und lichtbedürftige Arten bzw. Arten eutropher Standortverhältnisse oft auch aus Offenlandlebensräumen gefördert. Das vermehrte Auftreten von Doldenblütlern fördert Insekten. So profitieren insbesondere Tagfalter von Ökotonen, die durch Forststraßen entstanden sind (Földner 2006).

#### 4.4.3.6 Kalkung

Die hohen luftbürtigen Einträge von **Schwefel** und **Stickstoff** führten in großen Teilen Europas und Nordamerikas zu einer starken **Versauerung der Waldböden** und zu **Nährstoffungleichgewichten bei den Bäumen** (Ulrich 1986a; Ulrich 1986b) (Kap. 4.4.4.1, 4.4.4.2). Als Gegenmaßnahme großflächig angewandt wurde die **Ausbringung von Kalk in Wäldern**. Damit soll die versauerungsbedingte Humusakkumulation durch

eine Steigerung der biologischen Aktivität abgebaut und in stabilen Mineralbodenhumus überführt werden (FVA 2021). Durch die Kalkung mit Kalziumcarbonat ( $\text{CaCO}_3$ ) wird eine starke chemische Reaktion ausgelöst (Carbonatpufferung), die den Säuregehalt des Bodens oberflächlich verringert (Formánek & Vranová 2002; FVA 2021). Zudem wird die Basensättigung des Oberbodens erhöht (FVA 2021). Die Ziele der Kompensationskalkung in säurebelasteten Wäldern Deutschlands seit der Mitte der 1980er-Jahre bestanden darin, den historischen und aktuellen Säureeintrag auszugleichen, die Bedingungen für Mikroorganismen und Baumwurzeln zu verbessern, versauerungsbedingte Nährstoffverluste und Ungleichgewichte in der Baumernährung zu vermindern, die Baumvitalität zu verbessern sowie Quellstandorte und Grundwasser vor der Belastung mit Schwermetallen zu schützen (Wellbrock et al. 2019). Versauerungsbedingte Humusakkumulation sollte durch Steigerung der biologischen Aktivität abgebaut und die organische Bodensubstanz vermehrt im Mineralboden stabil gebunden werden (FVA 2021).

Die Ergebnisse der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II, 2006–2008) zeigten im Vergleich zur ersten BZE am Ende der 1980er bzw. am Anfang der 1990er-Jahre signifikant geringere Säuregehalte und höhere Basensättigungen in Oberböden von gekalkten gegenüber nicht gekalkten säurebelasteten Waldstandorten (Meeseburg et al. 2019). Die durch Kalkung verursachten Veränderungen führen zu einer Kaskade von Ökosystemreaktionen mit Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit, die Produktivität und Vitalität der Bestände und die Streuzersetzung (FVA 2021; van Straaten et al. 2023). Dies bewirkt starke Veränderungen in der Biodiversität von Wäldern, insbesondere der Organismen in der Streuschicht (FVA 2021; Rusek & Marshall 2000).

Die Aktivität der mikrobiellen Lebensgemeinschaften und das Populationswachstum der Regenwürmer werden durch Kalkung erhöht (Ammer & Makeschin 1994; Persson et al. 2021; Theenhaus & Schaefer 1995). Unklar ist, wie lange dieser Effekt anhält. Ammer & Huber (2007) stellten 21 Jahre nach Kalkung eine Angleichung der Regenwurmpopulationen einer gekalkten Fläche und einer ungekalkten Kontrollfläche fest. Die Erhöhung von Abundanz und Biomasse des Regenwurmbesatzes betrifft in der Regel nur die vorhandenen, meist ausschließlich die Streu besiedelnden Arten (Andrae, Gemballa & Jacob 2020; Ehrmann & Feger 2006; Potthoff et al. 2008). Da auf sauren Standorten den Mineralboden besiedelnde, tief grabende Regenwurmartarten fehlen, erfolgt die Stabilisierung der Huminstoffe in

organo-mineralischen Verbindungen allerdings nur in eingeschränktem Maße, weil eine Vermischung der organischen Substanz mit dem Mineralboden häufig ausbleibt (Ammer 1992).

Bei höheren pH-Werten wird die Streuzersetzung durch Bakterien und weniger durch Pilze dominiert (Zelles, Scheunert & Kreutzer 1987). Kurzfristig nach einer Kalkung fanden Chagnon et al. (2001) einen Rückgang der Zahlen epigäischer Collembolen und eine Zunahme der Anzahl einiger endogäischer Arten (Rusek & Marshall 2000). Ob diese Effekte auf eine direkte Schädigung oder eine Veränderung der bodenchemischen Verhältnisse zurückgehen, ist nicht klar. Insgesamt ist die Reaktion der Bodenmesofauna auf Kalkung sehr unterschiedlich (FVA 2021) und nicht unabhängig von der Reaktion der Makrofauna, die das Habitat der Mesofauna verändert (Eisenhauer 2010). In jedem Fall verschieben sich die Dominanzverhältnisse in der Lebensgemeinschaft der Mesofauna zulasten der säuretoleranten Arten (FVA 2021). Hinsichtlich blütenbesuchender Insekten und Ameisen hat Winter (1990) nach der Ausbringung von Kalkstaub eine hohe Mortalität festgestellt, die auf eine Verschmutzung der Antennen und der Mundwerkzeuge zurückzuführen war. Dabei scheint hauptsächlich die Ausbringung von trockenem Kalkmaterial problematisch zu sein, während erdfeuchter Kalk offenbar weniger schädlich wirkt. Siepel et al. (2019) beobachteten nach Kalkung einen deutlichen Rückgang pflanzenfressender und pflanzen-pilzfressender Mikroarthropoden, wohingegen pilzfressende und opportunistische pflanzen-pilzfressende Arten nicht betroffen waren.

Die Freisetzung von Stickstoff infolge einer Kalkung (Kreutzer 1995) führt in Waldökosystemen, die von Natur aus nährstoffarm sind, zu starken Veränderungen in der Kraut- und Mooschicht (Baumann et al. 2019; Baumann et al. 2021; Baumann, Dittrich & Oheimb 2019; Reif et al. 2014; Schmidt 2002). Der deutliche Anstieg der Artenzahlen in der Krautschicht nach Kalkung bei ausreichender Lichtverfügbarkeit ist bedingt durch ein Hinzutreten von Störungszeigern. In der Mooschicht steigen die Artenzahlen nach Kalkung ebenfalls an, dies ist jedoch geringer ausgeprägt, da das zusätzliche Vorkommen von Störungszeigern durch ein Verschwinden von Säurezeigern teilweise kompensiert wird. Es lässt sich daher feststellen, dass der Arten turnover nach einer Kalkung in der Moos- deutlich höher ist als in der Krautschicht (Baumann et al. 2021).

Nach Baumann (2022) muss die Kalkung von Wäldern mit Blick auf die Kraut- und Mooschicht, die als komplexe systemare Indikatoren angesehen werden können, als Störung aufgefasst werden. Dies wird durch

die Förderung von Generalisten angezeigt, deren Anteil an der Zusammensetzung der Bodenvegetation zunimmt (FVA 2021). Nach Baumann (2022) lässt sich die Wiederherstellung eines ursprünglichen, vorindustriellen Bodenzustandes bei einer Indikation über die Waldbodenvegetation derzeit nicht belegen, Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung sehen allerdings deutliche Verbesserungen des Puffervermögens und der Basenausstattung gekalkter Waldböden (Meeseburg et al. 2019). Kritisch sind Kalkungen in stickstoffgesättigten Waldbeständen zu beurteilen, da es durch die rasche Mineralisierung der organischen Auflage zu einer erhöhten Nitratfracht im Sickerwasser und Kohlenstoffverlusten kommen kann (Huber et al. 2006). Da der luftbürtige Eintrag von Stickstoff vielerorts anhaltend erhöht ist, wird dies künftig zunehmend der Fall sein.

Zusammenfassend kommen deshalb Reif et al. (2014) zu dem Schluss, dass mit Blick auf die ambivalenten Wirkungen der Kalkung und der fortgesetzten Eutrophierung vieler Wälder die Förderungswürdigkeit der Waldkalkung zu überdenken ist. Dem tragen moderne Kalkungskonzepte Rechnung. In einer Evaluierung der Umsetzung und der Wirksamkeit der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung in den Wäldern Baden-Württembergs im Zeitraum von 2010 bis 2019 kommt die FVA (2021) zu dem Schluss, dass die bislang durchgeführten Bodenschutzkalkungen überwiegend positiv auf den Chemismus von Boden und Bodenwasser und damit auf die Vitalität, die Stressresistenz und das Wachstum der Waldbäume gewirkt haben. Gleichwohl wird Nachbesserungsbedarf hinsichtlich der folgenden Punkte gesehen: Verbesserung der Planungsgrundlagen für die Bewertung der Kalkungsbedürftigkeit und weitere Forschungstätigkeit insbesondere zur Wirkung von Wiederholungskalkungen, Verbesserung des Verfahrensablaufs, Optimierung des Holzschneeinsatzes sowie Konsensfindung mit dem Naturschutz bzgl. der Kalkungsnotwendigkeit und der Abwägung von Bodenschutz- und Naturschutzzielen (FVA 2021). Auch in anderen Bundesländern werden in jüngerer Zeit flächendeckende Kalkungen nicht mehr durchgeführt, sondern von einer genauen Analyse der Kalkungsbedürftigkeit abhängig gemacht (Janssen et al. 2016). Dennoch sollte auch bei stark versauerten Bodenbedingungen, die vordergründig kalkungswürdig erscheinen, sorgfältig geprüft werden, ob damit nicht die an diese besonderen Verhältnisse angepassten Pilz-, Tier- und Pflanzenarten direkt oder indirekt beeinträchtigt werden (Reif et al. 2014). Dabei ist zwischen den genannten Vorteilen der Bestandsvitalisierung und den Nachteilen für die Biodiversität abzuwägen.

#### 4.4.4 Verschmutzung im Wald

##### 4.4.4.1 Stickstoffeintrag

Aktuell werden die stärksten Auswirkungen auf die Artenvielfalt und die Lebensgemeinschaften in Wäldern durch die luftbürtigen Einträge von Stickstoff verursacht, die zu einem Überangebot an Pflanzennährstoffen (sog. Eutrophierung) und zur Bodenversauerung führen. Im Zeitraum von 1990 bis 2020 sind die Emissionen von **Stickstoffoxiden** und **Ammoniak** in Deutschland zwar rückläufig, sie befinden sich jedoch immer noch auf einem sehr hohen Niveau (UBA 2023a). Messungen auf den Level-II-Flächen zeigen, dass die jährliche Deposition von anorganischem Stickstoff pro Hektar unter der Baumkronenschicht zwischen 2000 und 2016 um rund vier Kilogramm abgenommen hat (BMEL 2020). Dies entspricht einem Rückgang von 23%. Im Mittel wurden auf den Level-II-Flächen im Zeitraum 2012 bis 2016 19 kg Stickstoff pro ha und Jahr eingetragen.

Das Pflanzenwachstum ist in den meisten natürlichen mitteleuropäischen Waldökosystemen durch die Verfügbarkeit von Stickstoff limitiert. Die luftbürtigen Einträge von Stickstoff haben daher oft zu einem erhöhten Wachstum der Waldbäume geführt (Pretzsch et al. 2014; Spiecker 1999). Verbunden mit den langfristig hohen Stickstoffeinträgen sind jedoch auch etliche negative Effekte auf die Waldökosysteme (Baumann 2022). So kann ein hohes Angebot an Stickstoff auch Ungleichgewichte im Nährstoffhaushalt der Wälder verursachen (Krüger et al. 2020; Krüger, Schmitz & Sanders 2021). Weiterhin kann eine stärkere Anfälligkeit der Waldbäume gegenüber Schädigungen auftreten, da insbesondere bei Nadelbäumen eine steigende Verfügbarkeit von Stickstoff im Boden zu einer Verminderung der Feinwurzelndichte und einer Verlagerung der Wurzelhorizonte in den Oberboden führt (Braun, Cantaluppi & Flückiger 2005; Nadelhoffer 2000). In der Folge können die Bäume bei Sturm leichter entwurzelt werden und reagieren empfindlicher auf Phasen starker Trockenheit (Gessler, Schaub & McDowell 2017). Stickstoffeinträge leisten zudem einen Beitrag zur weiteren Versauerung der Waldböden, da Stickstoffoxide mit Wasser zu Salpetersäure reagieren und die Pflanzenwurzeln bei Aufnahme von Ammonium Protonen an die Umgebung abgeben (Amelung et al. 2018). Kann das erhöhte Stickstoffangebot nicht vollständig durch die Waldvegetation aufgenommen bzw. im Boden festgelegt werden, kommt es zur Auswaschung von Nitrat und damit zur Belastung des Grundwassers und von Gewässern (Borken & Matzner 2004). Unter einer Vielzahl von Umweltvariablen, die von van der Linde et al. (2018) hinsichtlich ihres Einflusses auf die Diversität von Ektomykorrhiza- (EM-)

Pilzen in europäischen Wäldern untersucht wurden, hat die Menge der Stickstoffeinträge die größten Auswirkungen. Bereits bei einem Schwellenwert von 5,8 kg Stickstoff pro ha und Jahr können empfindliche Pilzarten beeinträchtigt werden (van der Linde et al. 2018). Für Stickstoffeinträge und Schwefeleinträge (Kap. 4.4.4.1, 4.4.4.2) sind kritische Eintragsraten (engl. *critical loads* CL) ermittelt worden, die als diejenigen jährlichen Depositionsraten definiert werden, unterhalb derer nach heutigem Kenntnisstand keine langfristigen schädlichen Auswirkungen auf die Struktur und Funktion von Ökosystemen zu erwarten sind (BMEL 2018a; Nilsson 1988; Wellbrock et al. 2019). Diese kritischen Eintragsraten für den Nährstoff Stickstoff werden festgelegt, um Veränderungen in der Pflanzengemeinschaft und Nährstoffungleichgewichte bei Bäumen zu verhindern. Im Rahmen der bundesweiten Bodenzustandserhebung (BZE II) wurden standortspezifische kritische Eintragsraten berechnet, die im Durchschnitt 17 kg Stickstoff pro ha und Jahr betragen (BMEL 2018a). An etwas mehr als der Hälfte der Inventurpunkte der BZE (52 %) wurden im Jahr 2015 die kritischen Eintragsraten für Stickstoff überschritten (BMEL 2018a).

Beim Vergleich von aktuellen Vegetationserhebungen mit historischen Aufnahmen wird ein allgemeiner Eutrophierungstrend in der Waldbodenvegetation über die Zeit beobachtet, d. h., es wird eine Zunahme der Anzahl an solchen Arten festgestellt, die stickstoffreiches Substrat bevorzugen (sog. nitrophile Arten) bzw. dies in Konkurrenz zu anderen Arten besonders gut nutzen können (sog. nitrophytische Arten) (Bernes et al. 2018; Bernhardt-Römermann et al. 2015; Jandt et al. 2022; Staude et al. 2020). Darüber hinaus wird bei besonders sauren und oligotrophen Waldgesellschaften eine grundlegende Veränderung der Artenzusammensetzung beobachtet (Roth 2022). Bemerkenswert ist allerdings, dass es Ausnahmen von diesem generellen Trend gibt. So beobachteten Baumann et al. (2021) in Fichtenbeständen des Erzgebirges keine Zunahme nitrophiler krautiger Arten über die letzten Jahrzehnte. Es zeigte sich vielmehr, dass der Stickstoffkreislauf von Waldböden aus einem komplexen Zusammenwirken verschiedener Umweltfaktoren resultiert (Perring et al. 2018) und die Reaktion der Vegetation auf hohe Stickstoffeinträge in starker Weise von den lokalen Standortbedingungen abhängig ist (Hedwall et al. 2021; Roth 2022; Weldon et al. 2022). Die Analysen von Roth (2022) machen deutlich, warum die langfristig hohen Stickstoffdepositionen nicht zu einheitlichen Veränderungen der Vegetationszusammensetzung in verschiedenen Waldgesellschaften führen. Zahlreiche biotische und abioti-

sche Faktoren beeinflussen die Reaktion verschiedener Waldgesellschaften auf Stickstoffeinträge, insbesondere die grundlegende Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit, die Lichtverhältnisse, das Klima, der Säuregrad des Bodens sowie die frühere und heutige Waldnutzung (aktuelle Literaturübersicht in Perring et al. 2024). Beispielsweise stellte Roth (2022) fest, dass die Eutrophierungserscheinungen der Waldbodenvegetation von Laubwäldern auf Carbonatböden eng mit dem Kronenschlussgrad und niedrigen C/P-Verhältnissen im Boden zusammenhängen. In Nadelwäldern auf sauren Böden hingegen wurden Eutrophierungssignale in erster Linie durch höhere pH-Werte des Bodens, eine abnehmende Humusaufgabe und niedrige C/N-, C/P- und N/P-Verhältnisse bestimmt.

Die Stickstoffeinträge beeinflussen unter anderem durch die Verengung des C/N-Verhältnisses im Oberboden die mikrobielle Zersetzergemeinschaft (Zechmeister-Boltenstern, Michel & Pfeffer 2011). Suz et al. (2021) zeigen, dass steigende atmosphärische Stickstoffeinträge der externe Treiber einer Rückkopplung zwischen Baumwachstum, EM-Pilzgemeinschaften und dem Stickstoff-Phosphor-Verhältnis in den Blättern der Bäume sind, die möglicherweise zu einem Kipppunkt im Wald führen kann. Zudem führen interne Rückkopplungen zu Veränderungen in den EM-Pilzgemeinschaften: Erhöhte mineralische Stickstoffkonzentrationen fördern nitrotolerante oder nitrophile EM-Pilze, die in der Regel nur ein begrenztes extramatrikales Myzel ausbilden und deren Fähigkeit, Stickstoff im Myzel zu immobilisieren, begrenzt ist.

#### 4.4.4.2 Schwefeleintrag

Die Emissionen von **Schwefeldioxid** stiegen im Zeitraum 1950 bis 1980 europaweit sehr stark an und trugen wesentlich zu den seit Ende der 1970er-Jahre beobachteten Waldschäden bei. Anfang der 1980er-Jahre gab es eine intensive öffentliche Diskussion zu den Auswirkungen von Luftverschmutzung und »saurem Regen« auf Ökosysteme und Lebensgemeinschaften (z. B. *Spiegel*-Artikel »Saurer Regen über Deutschland: Der Wald stirbt«; *Der Spiegel* 1981), in deren Folge umfassende technische Maßnahmen zur Verminderung der Emissionen ergriffen wurden (Elling et al. 2012). So gingen die jährlichen Schwefeldioxidemissionen in Deutschland zwischen 1990 und 2020 um 96 % zurück (von 5,5 Mio. t auf 0,23 Mio. t; UBA 2023a). Auf den Level-II-Flächen werden derzeit durchschnittlich vier Kilogramm Sulfatschwefel pro Hektar und Jahr eingetragen (BMEL 2020). Im Zeitraum von 2000 bis 2016 hat sich der Eintrag um ca. 60 % verringert.

Die schwefelhaltigen Säureeinträge führten zu einer Degradation der Waldböden mit einer starken Verminderung des pH-Wertes, der Zerstörung von Tonmineralen, der Freisetzung von Schwermetallen (z. B. Cadmium, Blei) und der Auswaschung von Nährstoffen (z. B. Calcium, Magnesium, Kalium) (Amelung et al. 2018). Diese Veränderungen betrafen nicht nur die oberen Bodenhorizonte, sondern wirkten sich bis in tiefere Bodenschichten aus. Verbunden mit diesen Änderungen war eine Abnahme der biologischen Aktivität in den Waldböden, wodurch organische Substanz langsamer abgebaut wurde und sich damit akkumulierte. Neben diesen Veränderungen im Boden führten die Säureeinträge auch zu direkten Schädigungen von Pflanzen und Flechten. Unter den Waldbäumen erwiesen sich insbesondere die Fichte und Tanne als sehr empfindlich gegenüber den direkten Einwirkungen von Luftschadstoffen auf die Blattoorgane (Elling et al. 2009; Krüger et al. 2020; Krüger, Schmitz & Sanders 2021). Sehr sensibel auf Schwefeleinträge reagieren zudem Moose und Flechten. Die kritischen Eintragsraten (*critical loads*) für die Versauerung (neben Schwefel- spielen hier auch Stickstoffverbindungen eine wichtige Rolle, Kap. 4.4.4.1) werden im Rahmen der BZE festgelegt, um toxische Reaktionen gelöster säurebildender Kationen ( $Al^{3+}$ ,  $H^+$ ) auf Baumwurzeln, die Verschiebung in einen standortspezifischen atypischen Pufferbereich, irreversible Schäden an der Bodenstruktur und die Abnahme der Basensättigung unter einen für die Pflanzengemeinschaft tolerierbaren Schwellenwert zu verhindern (Wellbrock et al. 2022).

Die hohen Schwefeleinträge verursachten starke Veränderungen in der Artenzusammensetzung und Artenvielfalt der Waldökosysteme. Die Schädigung der Bäume führte zu einer deutlichen Auflichtung des Kronendachs. In Kombination mit den Bodenveränderungen wurden dadurch einige Grasarten besonders begünstigt, insbesondere *Deschampsia flexuosa*, *Calamagrostis epigejos* und *Calamagrostis villosa* (sog. Vergrasung der Wälder [Schmidt 1993]). Zahlreiche Moos- und Flechtenarten waren im 20. Jahrhundert in Gebieten mit hohen Schwefeleinträgen vollständig verschwunden oder stark zurückgegangen (Baumann 2022) (Kap. 4.2.2.2). In Teilen wurde die Zunahme von Arten festgestellt, die ein sehr saures Milieu bevorzugen (sog. azidophile Arten) bzw. dies in Konkurrenz zu anderen Arten besonders gut nutzen können (sog. azidophytische Arten) (Schmidt 1993; Wittig, Ballach & Brandt 1985). Dies lässt sich jedoch nicht generalisieren (Fischer 1999); wie in Zusammenhang mit den Stickstoffeinträgen dargelegt, spielen auch hier die lokalen Standortbedingungen eine zentrale Rolle.

Infolge des Rückgangs der Schwefeleinträge wurden vereinzelt in vorher stark belasteten Gebieten ein Rückgang der Vergrasung und vor allem eine massive Veränderung in der Mooschicht mit einer Zunahme des Deckungsgrades und einer stark veränderten Artenzusammensetzung in vielen Nadelbaumbeständen beobachtet (Baumann et al. 2019; Baumann, Dittrich & Oheimb 2019; Baumann, Dittrich & von Oheimb 2022). Bei Moosen und Flechten wurde die Wiederausbreitung zahlreicher Arten dokumentiert (Baumann 2022). Als Gegenmaßnahme zu den schwefel- und stickstoffhaltigen Säureeinträgen wurden vielerorts sogenannte Bodenschutzkalkungen durchgeführt. Zu deren Auswirkungen auf die Artenvielfalt in Wäldern Kapitel 4.4.3.6.

#### 4.4.4.3 Pestizideinsätze

Generell werden Pestizide in Wäldern wesentlich seltener eingesetzt als in der Landwirtschaft. Umgekehrt ist die kritische Haltung gegenüber Pestiziden in Wäldern deutlich höher als in der Landwirtschaft (Thompson 2011). In Wäldern Deutschlands ist der Einsatz von Pestiziden, zumindest im öffentlichen Wald, auf Ausnahmefälle begrenzt, allerdings ist die Datenlage hierzu sehr dünn. So liegen zum Einsatz von Pestiziden in Wäldern keine amtlichen Statistiken vor. Eine Abfrage der Bundesländer ergab, dass im Referenzjahr 2006 auf etwa 1 % der Waldfläche Deutschlands Pestizide zum Einsatz gekommen waren (Ammer, Blaschke & Muck 2009). Generell gelten in Wäldern die Grundsätze des integrierten Pflanzenschutzes, wonach unter vorrangiger Berücksichtigung biologischer, biotechnischer, pflanzenzüchterischer sowie anbau- und kulturtechnischer Maßnahmen die Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel auf das notwendige Maß beschränkt werden muss (§ 3 Pflanzenschutzgesetz). Die entsprechenden amtlichen Empfehlungen sehen daher vor, dass »eine auf das Minimum beschränkte Pflanzenschutzmittelanwendung nach guter fachlicher Praxis – als letztes Mittel der Wahl – nur dann in Erwägung gezogen werden [kann], wenn Gefahr im Verzug gegeben ist und alle präventiven, mechanischen, technischen und biologischen Maßnahmen ausgeschöpft sind (Substitutionsgebot)« (LWF 2022). Im Zuge von Kulturbegründungen werden immer wieder auch Rodentizide eingesetzt. Diese lassen sich in der Leber von Tag- und Nachtgreifen nachweisen (Elliott et al. 2016). Die Auswirkungen von derartigen seltenen Anwendungen im Bereich Wald auf die Population von Arten höherer trophischer Ebenen sind nicht bekannt.

Vor allem in Gebieten mit Massenvermehrungen des Fichtenborkenkäfers werden sogenannte Polterbe-

giftungen durchgeführt, d.h., liegendes, an die Waldstraße gerücktes Holz wird mit einem Kontaktinsektizid besprüht (LWF 2022). Dennoch sind mit jeder Art von Insektizidanwendung immer auch unerwünschte Schädigungen von Arten verbunden, gegen die die Anwendung des Insektizids an sich nicht gerichtet ist, wobei sich das Ausmaß der für die Biodiversität negativen Nebenwirkung je nach appliziertem Mittel unterscheidet (Brunk, Sobczyk & Roth 2019). Viele Fragen, vor allem zu Langzeitwirkungen solcher Applikationen, sind jedoch noch völlig offen (Brunk, Sobczyk & Roth 2019) und bedürfen weiterer Untersuchungen (Leroy et al. 2021). Aktuelle Untersuchungen zur Bekämpfung von Schwammspinnern mit Mimic deuten darauf hin, dass die Kollateralschäden bei Insekten und höheren trophischen Ebenen aufgrund der kleinflächigen und zeitlich spezifischen Anwendung zeitlich und räumlich geringer sind als bisher angenommen (Hilmers et al. 2023; Hochrein et al. 2022; Leroy et al. 2023). Eine zusätzliche Belastung kann in Wäldern durch verdriftete Agropestizide auftreten, diese lassen sich großflächig nachweisen (Brühl et al. 2021).

#### 4.4.4.4 Schwermetallverschmutzung

Im Rahmen des intensiven forstlichen Monitorings werden auf 62 Versuchsflächen in elf Bundesländern Schwermetallein- und -austräge untersucht. Dabei konnte eine deutliche Abnahme der Einträge von Schwermetallen in Wäldern festgestellt werden. Die Abnahme ist vor allem durch die Luftreinhaltepolitik seit den 1980er- und 1990er-Jahren zu erklären (UBA 2023c). Relevante toxische Schwermetalle sind unter anderem Quecksilber, Blei und Cadmium (UBA 2018). Quecksilber ist ein toxischer bioakkumulativer Stoff mit einer schädlichen Wirkung auf Menschen, Flora und Fauna. Daraus können negative Konsequenzen für Ökosystemfunktionen entstehen, sofern Mikroorganismen und Pflanzen einer zu hohen Konzentration ausgesetzt sind (UBA 2021). Waldbäume können über ihre Kronen Quecksilber schneller aufnehmen als andere Lebensformtypen und gelten somit als Senken für atmosphärisches Quecksilber (ML 2016). Wohlgemuth et al. (2022) zeigten, dass die stomatare Aufnahme von gasförmigem elementarem Quecksilber in die Blätter durch die funktionellen Eigenschaften der Bäume gesteuert wird. Die Aufnahmeeraten steigen dabei von niedrigem zu hohem Nährstoffgehalt und von niedriger zu hoher physiologischer Aktivität an. Weiterhin wurde festgestellt, dass die stomatare Aufnahme von gasförmigem elementarem Quecksilber unter Bedingungen mit hohem Dampfdruckdefizit und/oder niedrigem Bodenwassergehalt durch die Regulierung der stomatä-

ren Leitfähigkeit zur Verringerung von Wasserverlusten unter trockenen Bedingungen gehemmt wird. Cadmium kann in tiefere Bodenschichten gelangen und wird unterhalb des Wurzelraums ausgewaschen (ML 2016). Das Europäische Moos-Monitoring liefert Daten zur Langzeitbeobachtung von Schwermetallen (seit 1990). Dadurch konnte eine signifikante Abnahme der meisten Schwermetalle in Moosen festgestellt werden (Schröder & Nickel 2019). Pilze speichern Schwermetalle in ihren Hyphen und im Fruchtkörper. In einigen Regionen Deutschlands wurde Cäsium-137 insbesondere durch die Reaktorkatastrophe von Tschernobyl in erheblichem Maße in die Böden Mitteleuropas eingetragen (vor allem in Südbayern und dem Bayerischen Wald, aber auch in Teilen Oberschwabens; Winkelbauer 2012).

#### 4.4.4.5 Lichtverschmutzung

Lichtverschmutzung spielt in Wäldern nur in Siedlungs- und Verkehrsnähe eine Rolle. In urbanen Wäldern dürften die Auswirkungen von Lichtverschmutzung mindestens ähnlich stark wirken wie in anderen naturnahen Lebensräumen. Es fehlen jedoch Erfahrungen oder Untersuchungen, inwieweit sich in diesen Situationen Lichtverschmutzung auf Wildtiere und Pflanzen auswirkt.

### 4.4.5 Klimawandel im Wald

#### 4.4.5.1 Auswirkung von Temperaturerhöhung und intensiveren Dürreperioden

Eine **Erhöhung der Temperatur** (Mittel, Minima und Maxima) sowie die **Verstärkung von Dürreperioden** haben zahlreiche direkte Konsequenzen auf die Fitness und Konkurrenzstärke von Baumarten und führen unmittelbar zu erhöhter Mortalität der Individuen und damit zur Verminderung der Vitalität oder gar zum Absterben ganzer Bestände nicht nur in Deutschland, sondern weltweit (Arend et al. 2021; Hammond et al. 2022; Martinez del Castillo et al. 2022; Walthert et al. 2021). So kam es zwischen Januar 2018 und April 2021 zum Verlust von fast 5 % der Waldfläche Deutschlands (DLR 2023). Generell sinkt die Widerstandskraft dürre- und hitzestresser Bäume, und sie werden anfälliger für herbivore Insekten und Pathogene. Betroffen sind insbesondere flach wurzelnde Baumarten wie die Fichte (*Picea abies*), bei ausbleibendem Frühjahrsniederschlag auch die Buche (*Fagus sylvatica*) (Walthert et al. 2021). Während sich die Fichte vielfach nicht an die veränderte Wasserversorgung anpassen kann, deuten wissenschaftliche Untersuchungen bei der Buche darauf hin, dass es in bestimmten klimatischen Grenzen genetische Anpassungsmöglichkeiten gibt (Pluess, Augustin

& Brang 2016). Es wird jedoch auch bei der Buche von einer deutlichen Verschiebung ihrer Arealgrenzen ausgegangen (Weigel et al. 2023). Hitzetage sind vor allem in Verbindung mit Trockenheit auch für die Kiefer (*Pinus sylvestris*) ein Problem (Rehshuh & Ruehr 2022). Temperaturerhöhung und Verstärkung der Dürreperioden haben also erhebliche Auswirkungen auf die Biodiversität in Wäldern, sind in ihren Effekten jedoch häufig nicht zu trennen, weshalb sie hier zusammen beleuchtet werden.

Eine Erhöhung der Temperatur sowie die Verstärkung von Dürreperioden haben aber nicht nur auf Bäume, sondern auch auf andere Organismen in Wäldern einen direkten Einfluss, hier vor allem auf von der Umgebungstemperatur abhängige Ektotherme. Zunächst ist bei vielen Ektothermen seit Jahren eine Ausbreitung nach Norden und in höhere Lagen zu beobachten (Weed, Ayres & Hicke 2013), z. B. bei vielen Tagfalter- (Parmesan et al. 1999; Pateman et al. 2012) und Libellenarten (Schiel & Kunz 2005; Zeuss et al. 2014). Auch xylobionte Käferarten, die bei höherer Temperatur geringere Ansprüche an das Holz (z. B. geringere Mächtigkeit) haben, breiten sich vermehrt aus (Müller et al. 2015). Generell wird die Ausbreitung vieler Insektenarten in z. B. kühleren Klimaten zumeist dadurch getrieben, dass diese Arten aufgrund ihrer mikro- und mesoklimatischen Ansprüche auf bestimmte klimabegünstigte Lebensräume und damit verbundene Ressourcen beschränkt waren, sich durch die erhöhten Temperaturen aber jetzt neue Nischen (z. B. Raupen-Fraßpflanzen) erschließen können (Pateman et al. 2012; Preston et al. 2008; Reinhardt et al. 2020). Eine erhöhte Temperatur, z. T. in Kombination mit verstärkten Dürren, kann aber auch direkt auf die physiologische Toleranz der Arten wirken und darüber auch zu deren Rückgang und damit zum Verlust von Artenvielfalt führen. Dies betrifft häufig boreo-alpin oder kontinental verbreitete Arten, z. B. Arten der Moore. Zu nennen sind hier stark zurückgehende montane oder waldbewohnende Tagfalterarten der Gattung der Mohrenfalter (z. B. *Erebia ligea*) oder der Trauermantel (*Nymphalis antiopa*), Libellen der Moore wie die Schwarze Heidelibelle (*Sympetrum danae*) oder bestimmte Moosjungferarten (*Leucorrhinia dubia*, *L. rubicunda*) (Reinhardt et al. 2020; Schwenkmezger & Geske 2020; Settele et al. 2008; Stanik et al. 2018; Titze et al. 2020). Auch der Rückgang bei bestimmten waldbewohnenden Laufkäferarten wird auf klimatische Veränderungen zurückgeführt (Müller-Kroehling et al. 2014). Die direkte mechanistische Kausalität ist dabei häufig unklar, doch erscheint für einige Tagfalterarten »heat avoidance« als ein möglicher Grund (Ebert &

Rennwald 1991; Reinhardt et al. 2020; Vielmetter 1958; Wasserthal 1975), was in der Konsequenz dunkel gefärbte Arten (Zeuss et al. 2014) benachteiligt (Kingsolver 1995; Pinkert et al. 2020). Eine weitere, direkt mit der Physiologie der Arten verbundene Ursache spielt bei Wald(innen)rand, Heide und Moor bewohnenden Reptilien eine Rolle: die bei Dürren und Hitzewellen nur eingeschränkte Möglichkeit der Wasseraufnahme und, damit verbunden, eine notwendige Veränderung der Verhaltensweisen (aktives Aufsuchen von Feuchtigkeit, Hitzevermeidung). Dies wird als eine Ursache für Populationsrückgänge der Kreuzotter (*Vipera berus*) im hessischen Spessart angenommen (Robert Madl, mündl. Mitt.) und ist als eine Ursache für den Rückgang der Aspispiper (*Vipera aspis*) nachgewiesen (Dezetter, Le Galliard & Lourdais 2023). Ebenfalls können sich vor allem Dürreperioden im Frühjahr stark negativ auf die Bodenfauna auswirken, z. B. auf die Jugendstadien der im Frühjahr schlüpfenden epigäischen Regenwurmarten (Singh et al. 2019).

Ob starke Rückgänge in der Verbreitung von bestimmten Hummelarten (Kerr et al. 2015) auch direkt auf klimatische Veränderungen z. B. durch »Überhitzung« zurückzuführen sind oder überwiegend am nach wie vor fortschreitenden Lebensraumverlust liegen, kann – wie so oft – nicht sicher unterschieden werden (Brunzel & Hill 2022; Guo, Lenoir & Bonebrake 2018). Jedoch werden europaweite Bestandsrückgänge bei Vogelarten der subalpinen Zone, wie z. B. der Ringdrossel (*Turdus torquatus*), vor allem auf die Erwärmung zurückgeführt (von dem Bussche et al. 2008) – ob durch direkte Wirkung auf die Organismen oder indirekt über strukturelle Lebensraumveränderungen, ist hierbei aber nicht klar (Reinhardt & Bolz 2011).

Neben direkten Auswirkungen auf die Physiologie der Organismen sind vielfältige indirekte Auswirkungen von Erwärmung und verstärkten Dürren zu beobachten. So wird vor allem auch bei Ektothermen ihre Phänologie beeinflusst. Beispielsweise kann eine zeitliche Verschiebung der Diapause oder der gesamten Entwicklungszeiten von Insekten zu einer Veränderung der Populationsstruktur führen, wodurch auch andere Artengruppen beeinflusst werden. Hohe Temperaturen und/oder eine »verfrühte« Phänologie (Kap. 4.4.5.2) können zusätzliche Generationen und Geschwisterbruten beim Buchdrucker (*Ips typographus*) (Krengel & Seidel 2016) sowie bei verschiedenen Tagfalterarten auslösen (Reinhardt et al. 2020). Insgesamt sind auch bei einigen gefährdeten Waldarten eine Zunahme der Generationszyklen und eine generelle Ausweitung der Aktivitätsphasen im Jahresverlauf zu beobachten, die auf

die bisher erfolgte Erwärmung zurückgeführt werden (Buse, Griebeler & Niehuis 2013). Eine negative Konsequenz der erhöhten Temperatur für Insekten ist unter anderem die Desynchronisierung der Lebenszyklen, wodurch es zu kälteempfindlichen Entwicklungsstadien im Winter kommen kann (Harris, Rodenhouse & Holmes 2019), wodurch wiederum die Sterblichkeit steigt (Faccoli 2002; Wermelinger et al. 2012).

Zunehmende Erwärmung und eine Verstärkung der Dürren lassen essenzielle Ressourcen für bestimmte Arten schwinden und sorgen somit indirekt für Bestandsrückgänge. So wird von vielen Amphibienspezialisten beobachtet und z. T. auch schon quantitativ belegt, dass typische Waldarten wie der früher sehr häufige Grasfrosch (*Rana temporaria*) stark zurückgehen, was unter anderem mit dem häufigeren Austrocknen der Laichgewässer (kleinere Tümpel, Pfützen, Quellbäche) vor allem im Frühling in Zusammenhang gebracht wird, obwohl die Art früh laicht (HLNUG 2019a; HLNUG 2019b). Auch der Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) wird hiervon zusätzlich betroffen sein, auch wenn die aktuell großen, von Westen nach Osten fortschreitenden Bestandseinbrüche durch den letalen Pilzbefall durch den Chytridpilz (*Batrachochytrium salamandrivorans*) verursacht werden. Durch Austrocknen der Kleingewässer und Quellbäche und die damit einhergehende Beschränkung der Nahrungsgrundlage könnte auch der waldbewohnende Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) stark betroffen sein.

Ebenfalls ist davon auszugehen, dass bestimmte schatten- und feuchtigkeitsliebende Arten gerade auch der frischen Buchenwälder (Mull-Buchenwälder nach Ellenberg), montaner Wälder oder auch Arten der Bruchwälder durch Dürren in Kombination mit Feuchtigkeitsverlust und sinkenden Grundwasserständen, aber auch infolge dürrebedingter Auflichtung der Bestände beeinträchtigt werden. Unter den Gefäßpflanzen gehören in geschlossenen Wäldern hierzu u. a. bestimmte Orchideen wie Widerbart (*Epipogium aphyllum*), Korallenwurz (*Corallorhiza trifida*), Kleines Zweiblatt (*Neottinea cordata*) oder auch die Waldarten der Bärlappe wie Sprossender Bärlapp (*Lycopodium annotinum*), Zypressen-Flachbärlapp (*Diphasiastrum trystachium*) oder Zeilers Flachbärlapp (*D. zeilerii*) (HLNUG 2019a; MUNLV NRW 2009). Laut Expertenwissen werden vermutlich auch eine Reihe von typischen Waldarten unter den Gastropoden und unter den Pilzen durch klimatische Veränderungen stark benachteiligt werden. Durch Erwärmung und vor allem extreme Dürreperioden werden sich auch ganze Biotoptypen und Waldlebensraumtypen der FFH-Richtlinie, z. B. der LRT 9150

»Orchideen-Buchenwald«, stark verändern. Durch flächiges Absterben älterer Buchen z. B. auf südwestexponierten Kalkschichtstufen u. a. im Nationalpark Hainich ab 2019 ergeben sich im Sinne des FFH-Monitorings und der FFH-Bewertungslogik negative Implikationen bis hin zum Verlust des Lebensraumtyps (Brunzel & Hill 2022). Dürrebedingte Auflichtungen der Bestände können für viele lichtliebende Arten der Waldlichtungen und -säume aber auch positive Folgen haben. Dies betrifft vor allem sogenannten Lichtwaldarten der Mittel-, Nieder- und Hutewälder, kann aber auch z. B. Vogelarten des strukturreichen Offenlandes betreffen (Moning & Müller 2009) (Kap. 4.2.2.2).

#### 4.4.5.2 Verschiebung der Phänologie in der Vegetationsperiode

Im Zeitraum von 1961 bis 2017 konnte in Deutschland eine **Verlängerung der Vegetationsperiode** von zwölf bis 15 Tagen festgestellt werden (von 195–211 Tagen auf nunmehr 207–220 Tage). Dadurch verfrüht sich der Frühling, während sich der Winter verspätet (WBW 2021a). Verschiedene Studien belegen darüber hinaus auch weltweit, dass seit Anfang der 1980er-Jahre die Phänologie von Arten und Lebensgemeinschaften eine Verfrühung um ca. vier Tage pro Jahrzehnt erfahren hat (Peñuelas, Rutishauser & Filella 2009; Rumpf et al. 2018). Zwischen 1998 und 2017 hat sich der Beginn der Blattentfaltung bei Buchen auf einigen Dauerbeobachtungsflächen (Level-II-Monitoring) im Mittel um 14 Tage und bei Fichten um zwölf Tage verfrüht (BMEL 2020). Eine Verfrühung der Phänologie kann für viele Baumarten eine deutliche Erhöhung der Spätfrostgefahr bedeuten. Durch Spätfröste kann es zu Schäden an Knospen, Blüten, Blättern, Trieben und Rinde der Gehölze kommen, wodurch das durchschnittliche Wachstum von Bäumen reduziert wird (Dittmar, Fricke & Elling 2006). Es wird davon ausgegangen, dass Spätfröste in Zukunft gravierendere Auswirkungen als bisher haben werden, da viele Bäume, bedingt durch den Klimawandel, früher als bislang austreiben (Fischelli, Vor & Ammer 2014), was zu einer phänologischen Diskrepanz in Laubwäldern führen kann (Uphus et al. 2021), wenngleich bei trockeneren Bedingungen auch eine höhere Frosttoleranz festgestellt wurde (Kreyling et al. 2014). Allgemein wird erwartet, dass sich die Zunahme von Spätfrostschäden vor allem im Mittel- und Hochgebirge durch Verschlechterung der Fitness prägender Arten negativ auswirken wird (Dittmar, Fricke & Elling 2006).

Weitere mögliche Auswirkungen auf Lebensgemeinschaften und Arten sind bisher noch wenig erforscht. Eine Verfrühung der Phänologie im Allgemeinen und

der Vegetationsperiode im Besonderen hat beispielsweise Einfluss auf das Zugverhalten von Zugvögeln. So ziehen viele Vogelarten nicht mehr so weit in den Süden und kommen dadurch häufig auch eher zurück (Visser et al. 2009; Zaifman et al. 2017). Auch wird eine frühere Ankunft des Kuckucks (*Cuculus canorus*) in Europa festgestellt (Barrett 2014). Bei einigen Tagfalterarten wird eine »Verfrühung«, d. h. ein früheres Auftreten im Jahr, beobachtet, jedoch interessanterweise nicht bei allen Arten (Reinhardt et al. 2020).

#### 4.4.6 Invasive Arten im Wald

Die **Invasivität von Arten** wird in Deutschland seit jeher **unterschiedlich definiert** und **bewertet**. Im rein wissenschaftlichen Sinn ist der Begriff Invasion wertfrei und beschreibt den Vorgang der Einwanderung und verstärkten Ausbreitung einer Art in einem bis dahin von dieser Art nicht besiedeltem Gebiet (Kowarik 2010). Im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* bauen wir auf dieser Definition auf und betrachten invasive Arten als Treiber, was bedeutet, dass darauf Veränderungen zurückzuführen sind, die sowohl negativ als auch positiv sein können. Seitens des Naturschutzes wird eine Art dann als invasiv bezeichnet, wenn sie gebietsfremd ist und unerwünschte Auswirkungen auf natürlich vorkommende Arten, Lebensgemeinschaften oder Biotope mit sich bringt (CBD 1992, EU-VO 1443/2014). Eine im naturschutzfachlichen Sinne als invasiv einzustufende Art muss demnach nicht nur gebietsfremd sein (also »aus ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet heraus eingebracht« worden sein und »überleben und sich anschließend fortpflanzen können« [EU-VO 1443/2014]), sondern es müssen mit ihrer »Einbringung oder Ausbreitung die Biodiversität und die damit verbundenen Ökosystemdienstleistungen gefährdet oder nachteilig beeinflusst« werden (EU-VO 1443/2014). Naturgemäß ist die Abschätzung der von einer gebietsfremden Art ausgehenden Gefährdung anderer Arten oder Lebensgemeinschaften nicht einfach. Das Bundesamt für Naturschutz hat dazu eine Methodik vorgeschlagen, die sich auf klar definierte Kriterien stützt (BfN 2015b). Eine Einstufung anhand anderer Kriterien findet sich in Spellmann et al. (2015a). Diese geht davon aus, dass eine Art als nicht invasiv zu beurteilen ist, wenn man ihre Ausbreitung steuern bzw. unerwünschte Vorkommen dauerhaft beseitigen kann. Im Gegensatz dazu sind bei der Bewertung durch das BfN in Anlehnung an das in der Naturschutzgesetzgebung verankerte Vorsorgeprinzip die Auswirkungen zentraler Bestandteil der Bewertung – unabhängig davon, ob ein nachfolgendes Management wirksam ist oder nicht.

In den nachfolgenden Unterkapiteln werden im Wald lebende Arten benannt, die auf der Unionsliste der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 gelistet sind, und solche, die im Rahmen der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung des BfN als invasiv oder potenziell invasiv eingestuft wurden. Weitere Informationen zu invasiven Arten von unionsweiter Bedeutung können dem ersten nationalen Bericht (Berichtszeitraum 2015–2018) gemäß Artikel 24 der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 (BfN 2020) entnommen werden.

Kontroversen um die Einstufung von Arten als invasiv machen sich vor allem an Managementauflagen (BfN 2015e; BfN 2015d) und an der Frage fest, ob eine Art grundsätzlich als invasiv einzustufen ist oder sich ihre Invasivität auf sehr bestimmte Umweltbedingungen beschränkt. Ein unten näher ausgeführtes Beispiel hierfür ist die Diskussion um Baumarten wie die Douglasie, einer aus Nordamerika im 19. Jahrhundert eingeführten und im Kontext des Klimawandels aus forstwirtschaftlicher Sicht, vor allem in Mischung mit heimischen Baumarten, als vielversprechend bewerteten Baumart.

##### 4.4.6.1 Pflanzen

Die im Folgenden näher beschriebenen Neophyten spiegeln zum einen ihre Invasivität aus naturschutzfachlicher Sicht (Tab. 4.3), zum anderen ihre Relevanz für Wälder wider.

**Fremdländische Baumarten** wie Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), Japanlärche (*Larix kaempferi*), Roteiche (*Quercus rubra*), Robinie (*Robinia pseudoacacia*), Sitkafichte (*Picea sitchensis*), Weymouths-Kiefer (*Pinus strobus*), Küstentanne (*Abies grandis*) und andere nehmen aktuell zusammen einen Flächenanteil von knapp 5 % der Waldfläche in Deutschland ein. Dabei ist die Douglasie mit etwa 218.000 ha (2 %), gefolgt von der Japanlärche mit etwa 83.000 ha (0,8 %) und der Roteiche mit ca. 55.000 ha (0,5 %), am weitesten verbreitet (BMEL 2018b).

Die **Gewöhnliche Douglasie** (*Pseudotsuga menziesii*) (Franco 1950) wurde bereits zum Ende des 19. Jahrhunderts forstwirtschaftlich angebaut und zählt heute in Europa zu den für die Forstwirtschaft bedeutendsten Baumarten, auch vor dem Hintergrund der Folgen des Klimawandels (Höltermann, Klingenstein & Ssymank 2009; Knoerzer 1999). Sie wird aus naturschutzfachlicher Sicht aufgrund ihres Potenzials, heimische Pflanzen- und Tierarten auf natürlich baumfreien Felsstandorten und Blockmeeren sowie auf bodensaurer, nährstoffarmen, lichten und trockenarmen Waldstandorten (z. B. Sonderstandorte im Schwarzwald) zu verdrängen, und der damit einhergehenden Verände-

**Tabelle 4.3:** Invasivitätsbewertungen von gebietsfremden Gefäßpflanzen und Moosen im Lebensraum Wald nach Nehring et al. (BfN 2013a) und Rabitsch & Nehring (BfN 2021c) nach der Bewertungsmethodik von Nehring et al. (BfN 2015b) sowie Angabe zur Listung auf der Unionsliste nach Nehring & Skowronek (BfN 2023f). † Es liegt noch keine Invasivitätsbewertung durch das BfN vor.

	Trivialname	Wissenschaftlicher Name	Ursprung	Ersteinbringung	Erstnachweis	Einfuhrvektor	Einstufungsergebnis	Unionsliste EU Nr. 1153/2014
Bäume	Eschen-Ahorn	<i>Acer negrundo</i> L., 1753	Nordamerika	1699	1919	Gartenbau	Invasiv – Managementliste	---
	Götterbaum	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	China, Ostasien	1780	1900–1901	Gartenbau	Invasiv – Managementliste	seit 2019
	Pennsylvanische Esche; Rot-Esche	<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marschall, 1785	Nordamerika	1796	1895	Gartenbau, Forstwirtschaft	Invasiv – Managementliste	---
	Schwarzkiefer	<i>Pinus nigra</i> J. F. Arnold, 1785	Südosteuropa	1818	1929	Forstwirtschaft, Gartenbau	Pot. inv. – Handlungsliste	---
	Weymouth-Kiefer Strobe	<i>Pinus strobus</i> L., 1753	Nordamerika	1705–1769	1840	Forstwirtschaft	Invasiv – Managementliste	---
	Bastard-Pappel	<i>Populus canadensis</i> Moench, 1785	Hybridisierung	1787	1900	Forstwirtschaft, Gartenbau	Invasiv – Managementliste	---
	Späte Traubenkirsche	<i>Prunus serotina</i> Ehrh., 1784	Nordamerika	1796	1825	Gartenbau	Invasiv – Managementliste	---
	Gewöhnliche Douglasie	<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco, 1950	Nordamerika	1852	1964	Forstwirtschaft	Invasiv – Managementliste	---
	Roteiche	<i>Quercus rubra</i> L., 1753	Nordamerika	1748–1772	1800–1879	Gartenbau, Forstwirtschaft	Invasiv – Managementliste	---
	Essigbaum	<i>Rhus typhina</i> L. 1756	Nordamerika	1630–1651	1800–1883	Gartenbau	Pot. inv. – Handlungsliste	---
	Robinie	<i>Robinia pseudo-acacia</i> L., 1753	Nordamerika	1670	1824	Gartenbau, Forstwirtschaft	Invasiv – Managementliste	---
Moose	Stumpflättriges Kammkelchmoos	<i>Lophocolea semiteres</i> (Lehm.) Mitt., 1877	Neuseeland	nb	2002	Botanischer Garten, Gartenbau	Invasiv – Managementliste	---
	Linealblättriges Geradzahnmoos	<i>Orthodontium lineare</i> Schwägr., 1827	Kosmopolitisch außer Eurasien	nb	1939	Transport von Gütern, Gartenbau	Invasiv – Managementliste	---
Andere Pflanzen	Rundblättriger Baumwürger †	<i>Celastrus orbiculatus</i> Thunb.	Temperates Asien	1840–1892	1953	---	---	Ab 02.08.2027
	Drüsiges Weidenröschen	<i>Epilobium ciliatum</i> Raf., 1808	Nordamerika, Ostasien	1911	1927	Botanischer Garten	Invasiv – Managementliste	---
	Bastard-Staudenknöterich	<i>Fallopia bohemica</i> (Chrtek & Chrtková) J. P. Bailey, 1989	Hybridisierung	nb	1993	nb	Invasiv – Managementliste	---
	Japan-Staudenknöterich	<i>Fallopia japonica</i> (hoult.) Ronse Decr., 1988	China, Ostasien	1823–1872	1872	Gartenbau	Invasiv – Managementliste	---
	Sachalin-Staudenknöterich	<i>Fallopia sachalinensis</i> (F. Schmidt) Fronse Decr., 1988	Ostasien	1861–1869	1869	Gartenbau	Invasiv – Managementliste	---
	Silber-Goldnessel	<i>Galeobdolon argentatum</i> Smejkal, 1975	Kultivierung	nb	1960–1969	Gartenbau	Invasiv – Managementliste	---
	Riesen-Bärenklau	<i>Heracleum mantegazzianum</i> Sommier & Levier, 1895	Kaukasus	nb	1849	Gartenbau	Invasiv – Managementliste	seit 2017
	Drüsiges Springkraut	<i>Impatiens glandulifera</i> Royle, 1834	China, Indien	1841–1854	1854	Gartenbau, Ansalbung	Pot. Inv. – Handlungsliste	seit 2017
Himalaja-Bergknöterich †	<i>Koenigia polystachia</i> (Wall. ex Meisn.) T. M. Schust. & Reveal	Temperates Asien	1902	1942	---	---	Seit 2022	

	Trivialname	Wissenschaftlicher Name	Ursprung	Ersteinbringung	Erstnachweis	Einfuhrvektor	Einstufungsergebnis	Unionsliste EU Nr. 1153/2014
Andere Pflanzen	Vielblättrige Lupine	<i>Lupinus polyphyllus</i> Lindl., 1827	Subarktisches Amerika	1833	1880	Botanischer Garten, Gartenbau, Landwirtschaft	Invasiv – Managementliste	
	Amerikanische Kermesbeere	<i>Phytolacca americana</i> L., 1753	Nordamerika	1630–1651	1630–1699	Gartenbau	Pot. inv. – Handlungsliste	
	Pontischer Rhododendron	<i>Rhododendron ponticum</i> L., 1762	Kaukasus, Westasien	1784	2000–2002	Gartenbau	Invasiv – Managementliste	
	Armenische Brombeere	<i>Rubus armeniacus</i> Focke, 1874	Kaukasus	1837	1898	Gartenbau, Landwirtschaft	Pot. inv. – Handlungsliste	

rungen der natürlichen Vegetationsstruktur auf solchen Standorten als invasiv eingeschätzt (BfN 2013a; Höltermann, Klingenstein & Ssymank 2009; Knoerzer 1999). Die Einstufung der Douglasie durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) als invasiv (vgl. Tab. 4.3) hat zu Kontroversen zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft geführt. So halten Spellmann et al. (2015b) die Douglasie für nicht invasiv, da eine unbeabsichtigte Ausbreitung der Douglasie auf Sonderstandorten mit geringem Aufwand rückgängig gemacht werden kann. Jenseits der unterschiedlichen Ansätze zur Beurteilung der Invasivität von Arten ist es im Falle der Douglasie aber gelungen, zu von Naturschutz (vertreten durch das BfN) und Forstwissenschaft (vertreten durch den Deutschen Verband der Forstlichen Forschungs- und Versuchsanstalten, DVFFA) gemeinsam getragenen Empfehlungen zum konkreten Umgang mit der Douglasie zu kommen (Ammer et al. 2016). Diese lassen sich wie folgt zusammenfassen: 1. Nach aktuellem Kenntnisstand geht vom Douglasienanbau im bisherigen Umfang auf der weit überwiegenden Zahl an Waldstandorten keine erhebliche Gefährdung der Biodiversität aus. 2. Auf bestimmten Sonderstandorten (z. B. baumarmen Felsstandorten, flachgründigen Felsrücken, Silikat-Trockenrasen, trocken-warmen Eichen(misch)wäldern usw.) sollte die Douglasie nicht angebaut bzw., wenn vorhanden, entfernt werden, um den Lebensraum für spezialisierte heimische Arten zu sichern. 3. Gleiches gilt für Schutzgebiete, wenn dort entsprechende Regelungen zur Begrenzung nicht heimischer Arten gelten. 4. Douglasien sollten in jedem Fall in Mischung mit heimischen Arten, insbesondere der Buche, angebaut werden (Ammer et al. 2016).

Zu den Auswirkungen des **Douglasienanbaus** auf die biologische Vielfalt liegen keine einheitlichen Befunde vor. Insgesamt zeigt sich, dass der Anbau der Douglasie einen kleinen bis vernachlässigbaren Effekt auf die Pflanzendiversität hat, während Untersuchungen zur

faunistischen Diversität unterschiedliche Ergebnisse erbrachten (Thomas, Rzepecki & Werner 2022). Während Schuldt & Scherer-Lorenzen (2014) negative Wirkungen der Douglasie auf die Abundanz und Biomasse von Spinnen feststellten, fanden Kriegel, Matevsi & Schuldt (2021) in reinen Douglasienbeständen im Vergleich zu naturnäheren Bestockungen die höchsten Diversitäten bei Laufkäfern. Beim Vergleich von heimischer Fichte mit Douglasie und heimischer Eichen mit Roteiche wurden in den fremdländischen Baumarten generell mehr generalistische Arten in den Baumkronen gefunden (Gossner 2004). Eine Studie zur Spinnenvielfalt in Beständen mit unterschiedlicher Nadelbaumbeimischung zeigte eine geringere Diversität der baumbewohnenden Arthropoden in reinen Nadelbeständen aufgrund des geringen Turnovers zwischen den Bäumen. Die fremdländische Douglasie hatte dabei aber keine stärker negativen Effekte als die (nicht standort-)heimische Baumart Fichte (Matevski & Schuldt 2021). Uneinheitliche Ergebnisse zeigten sich vor allem beim Vergleich unterschiedlicher taxonomischer Gruppen auf denselben Flächen. Während sieben bodenbezogene Artengruppen (Boden- und Wurzelpilze, Kleinsäuger, Gefäßpflanzen, Käfer, Springschwänze, Hornmilben, Spinnen) in Douglasienbeständen eine mindestens gleich hohe Artenvielfalt wie in Fichten- oder Buchenbeständen aufwiesen (Glatthorn et al. 2023), lag die Zahl der Vogelarten in den Koniferenbeständen unter jener der Buchenwälder (Glatthorn et al. 2023; Schuldt et al. 2022). Interessanterweise waren Mischbestände aus Koniferen und Buchen in beiden Fällen nicht artenreicher als der jeweils artenreichere Reinbestandstyp (Schuldt et al. 2022). Das Fehlen ausgeprägt negativer Effekte auf die Artenvielfalt (Schmid, Pautasso & Holdenrieder 2014) mag auch mit dem bislang geringen Anteil der Douglasie zusammenhängen. Mit zunehmender Anbaufläche ist aber auch eine zunehmende Nutzung durch neue Insektenarten zu erwarten (Brändle & Brandl 2001; Bussler et al. 2011).

Der **Götterbaum** (*Ailanthus altissima*) wurde um 1740 in Deutschland als Zierpflanze aus China eingeführt und circa 1900 in Deutschland erstmals nachgewiesen. Er gilt als invasiv (BfN 2013a). Aufgrund seines hohen Reproduktions- und Ausbreitungspotenzials durch vegetative Vermehrung hat sich der Götterbaum besonders in den sommerwarmen Teilen Deutschlands großräumig und expansiv verbreitet (BfN 2013a; BfN 2023a; Kowarik & von der Lippe 2011; Kowarik & Säuml 2007). *A. altissima* gilt als besonders gefährlich für die heimische Biodiversität, da er durch interspezifische Konkurrenz durch die Monopolisierung von Licht und Raum und Allelopathie (Freisetzung von wachstumsinhibierenden chemischen Verbindungen) die Vegetationsstrukturen zu seinen Gunsten verändern kann, was zu einem artenärmeren Unterwuchs in *Ailanthus*-Beständen führt (Motard et al. 2011). Zudem konnte gezeigt werden, dass *A. altissima* den Bodenchemismus und die Nährstoffdynamik verändert (Vila et al. 2006). Aufgrund dieser Eigenschaften ist der Götterbaum seit 2019 auf der Unionsliste für invasive Arten (BfN 2023f).

Die **Spätblühende Traubenkirsche** (*Prunus serotina*) wurde erstmals 1796 nach Berlin gebracht und konnte 1825 erstmals in der Natur nachgewiesen werden; in Deutschland ist sie großräumig vor allem im Norden auf Sandböden verbreitet (BfN 2023b). Sie gilt wegen ihrer Fähigkeit, lichte Krautschichten zu überwuchern, als invasiv (BfN 2013a; Kowarik 1992; Willdenow 1796). Aus dieser Monopolisierung von Licht und Raum resultieren eine Reduktion der Artenzahlen und -abundanz krautiger Arten und Moose und eine Behinderung der Naturverjüngung heimischer Gehölzarten an ihren Standorten. Dies kann auf lange Sicht Sukzessionsabläufe beeinflussen (Chabrerie et al. 2007; Chabrerie et al. 2010; Rode et al. 2002; Starfinger et al. 2003). Diese Baumart ist aber auch ein Beispiel dafür, dass es in wenigen Fällen sogar zur Förderung bedrohter Arten kommen kann. So nutzt inzwischen der Segelfalter (*Iphiclides podalirius*) in Nordostdeutschland diese invasive Baumart und konnte dadurch seine Population ausdehnen (Landeck, Wiesner & Heinzel 2000).

Die **Roteiche** (*Quercus rubra*) wurde Mitte des 18. Jahrhunderts nach Deutschland gebracht und ist aufgrund des großen forstwirtschaftlichen Interesses heute großräumig verbreitet (BfN 2023c). Durch ihre Konkurrenzfähigkeit gegenüber der heimischen Traubeneiche (*Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl.) auf trockenwarmen Standorten und wegen ihres schwer abzubauenen Laubes, welches die Bodenbildung und die Vegetationsstruktur beeinflusst, gilt sie als invasiv (BfN 2013a; Dreßel & Jäger 2002; Stanek, Piechnik & Stefanowicz 2020).

Zu einer anderen Einschätzung kommt Nagel (2015). Durch eine nur partiell gegebene Ausbreitungstendenz und die gute Kontrollierbarkeit unerwünschter Ausbreitung durch Managementmaßnahmen wird die Roteiche von ihm als nicht invasiv bewertet. Nach Nicolescu et al. (2020) hängt die Frage, ob die Roteiche als invasiv anzusehen ist, stark von den standörtlichen Verhältnissen ab.

Die **Robinie** (*Robinia pseudoacacia*) wurde Mitte des 17. Jahrhunderts in Deutschland als Zierbaum eingeführt und hat sich durch die forstwirtschaftliche und landeskulturelle Nutzung großräumig verbreitet. Sie verbreitet sich heute expansiv (BfN 2023d; Kowarik 1990). Sie verdrängt gefährdete Pflanzengesellschaften in naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen (z. B. Trockenrasen, Steppenrasen und Sandmagerrasen) und verändert nachhaltig die Standorteigenschaften und die Vegetationsstruktur, wodurch sie als invasiv eingestuft wird (BfN 2013a; Dzwonko & Loster 1997; Lazzaro et al. 2018; Rice, Westerman & Federici 2004). Weiterhin weisen Wälder mit hohen Robinienvorkommen eine veränderte Artenstruktur von Vögeln auf: Generalisten verdrängen Spezialisten aufgrund eines Rückgangs der Diversität des Nahrungsangebots (Reif et al. 2016).

Der **Riesen-Bärenklau** (*Heracleum mantegazzianum*, auch Herkulesstaude) wurde erstmals 1849 in Deutschland nachgewiesen und ist heute in Deutschland weit, zum Beispiel auch in Auwäldern, verbreitet (BfN 2013a; BfN 2023e). Die invasive Pflanze bildet photosensibilisierende Substanzen aus der Gruppe der Furocumarine aus, die in Kombination mit Sonnenlicht phototoxisch wirken und daher bei Kontakt zu starken Verbrennungen führen können (BfN 2013a; Hattendorf, Hansen & Nentwig 2007). *H. mantegazzianum* wächst schnell und kann eine Höhe von mehr als 3 m erreichen, wodurch sie andere Pflanzen ausschatten und so die Vegetationsstruktur beeinflussen und in Dominanzbeständen Artenzahlen und -diversitäten negativ beeinflussen kann (Hejda, Pyšek & Jarošík 2009; Thiele et al. 2011; Thiele & Otte 2008). Aufgrund dieser Eigenschaften steht er seit 2017 zusammen mit anderen, in Deutschland noch nicht etablierten Bärenklauarten auf der Unionsliste für invasive Arten (BfN 2023f).

#### 4.4.6.2 Tiere

Für die Waldbiodiversität bedeutsame invasive Wirbeltiere gehören ausschließlich zu den Säugetieren; es sind zurzeit keine invasiven Vögel, Reptilien oder Amphibien im Lebensraum Wald bekannt.

Der **Kanadabiber** (*Castor canadensis*) wurde wahrscheinlich im Lauf des 19. Jahrhunderts in Deutschland eingeführt und im Zuge von Wiederansiedlungsversu-

chen des Europäischen Bibers (*Castor fiber* L.) im späten 20. Jahrhundert mit ausgesetzt (BfN 2015c; Dewas et al. 2012). Er gilt als potenziell invasiv, da er in Finnland, wo der Kanadische zur Unterstützung des Europäischen Bibers mit angesiedelt wurde, Letzteren fast vollständig verdrängt hat (Lahti & Helminen 1974). Beide Arten besetzen identische ökologische Nischen und können auf lange Sicht nicht koexistieren, sondern kommen in Konkurrenz miteinander (Parker et al. 2012). Biber haben in ihrer Funktion als Ökosystemingenieure einen sehr positiven Einfluss auf die Biodiversität, da sie durch die Modifikation der Lebensräume deren Heterogenität erhöhen (Sommer et al. 2018). Sie gelten in Europa als diversitätsfördernd (Nummi et al. 2011; Orazi et al. 2022; Rosell et al. 2005; Stringer & Gaywood 2016; Wright, Jones & Flecker 2002). In Deutschland gibt es gegenwärtig nur eine etablierte Population von *C. canadensis* in Rheinland-Pfalz, welche durch Fang und Sterilisation gemanagt wird (Dewas et al. 2012).

Der aus Ostasien stammende **Marderhund** (*Nyctereutes procyonoides*) ist vor allem in den Wäldern Ostdeutschlands weit verbreitet. In Deutschland gilt er als potenziell invasiv und steht seit 2019 auf der Unionsliste für invasive Arten (BfN 2015c; BfN 2023f). Es besteht die Annahme, dass *N. procyonoides* durch seine polyphage Fraßtätigkeit die heimische Fauna gefährdet, da er sich unter anderem saisonal von Eiern, Jungvögeln, Amphibien und Insekten ernährt (Kauhala & Auniola 2001). Zudem ist er dafür bekannt, verschiedene Endoparasiten und Krankheiten, wie Tollwut und Staupe, zu übertragen (Holmala & Kauhala 2006; Myśliwy, Perek-Matysiak & Hildebrand 2022; Sutor, Schwarz & Conraths 2014).

Der **Waschbär** (*Procyon lotor*) stammt aus Nordamerika und breitet sich seit seiner Freisetzung in den 1930er-Jahren expansiv in Deutschland aus (Lutz 1984). Wie der Marderhund steht auch der Waschbär auf der Unionsliste der invasiven Arten, da er durch Prädation heimische und auch geschützte Tierarten, wie Fledermäuse und die Europäische Sumpfschildkröte, gefährdet bzw. negativ beeinflussen kann (BfN 2023f; Cichocki et al. 2021; Engelmann, Köhneemann & Michler 2011; Schneeweiss & Wolf 2009). Zudem kann der Waschbär, ähnlich dem Marderhund, Krankheiten übertragen; das Risiko wird allerdings zurzeit als gering eingeschätzt (Beltrán-Beck, García & Gortázar 2012; Gey 1998).

Hinsichtlich der wirbellosen Tiere ist vor allem die **Varroamilbe** (*Varroa destructor*) zu nennen. Sie wurde mit der zu Forschungszwecken eingeführten Asiatischen Honigbiene (*Apis cerana*) nach Deutschland eingeschleppt und konnte sich von da aus in Deutschland

großräumig ausbreiten. Sie gilt als invasiv, da sie als Ektoparasit die Honigbiene (*Apis mellifera*) und ihre Larven befällt, wodurch ganze Bienenvölker absterben können, vorrangig durch Überwinterungsverluste (Genersch et al. 2010; Kralj et al. 2007; Kralj & Fuchs 2006; Ramsey et al. 2019; Rosenkranz, Aumeier & Ziegelmann 2010). Dafür verantwortlich ist die direkte oder indirekte Übertragung diverser Krankheitserreger, wie z. B. das Akute-Bienenparalyse-Virus oder das *Deformed-Wing-Virus* (Genersch et al. 2010; Ramsey et al. 2019). Der Rückgang von Honig- und Wildbienen hat gravierende negative Auswirkungen auf die Bestäubung von Kultur- und Wildpflanzen (Lever et al. 2014).

Insekten sind die artenreichste Tiergruppe und machen weltweit den größten Teil aller beschriebenen Arten aus. Sie können in fast allen Biotopen gefunden werden. Invasive Insekten können dabei die heimische Biodiversität direkt und indirekt schädigen, mit teils massiven Folgen. Weiterhin wird erwartet, dass die Folgen des Klimawandels das Risiko der Etablierung invasiver Arten und die Schäden dieser erhöht (Venette & Hutchison 2021).

Zu einer der potenziell besonders schädlichen Arten gehört der **Asiatische Laubholzbockkäfer** (*Anoplophora glabripennis*). Er steht auf der Liste der 100 invasivsten Arten der Welt (100 of the World's Worst Invasive Alien Species) der IUCN und ISSG und wird als prioritärer Quarantäneschädling im Rahmen der Verordnung zum Schutz vor Pflanzenschädlingen geführt (Europäische Kommission 2019; GISD 2023). Der Holzschädling wurde 2003 erstmals nach Deutschland eingebracht, und es gab in den darauffolgenden Jahren mehrfach Ausbrüche in Deutschland, deren Befallsherde, teilweise erst nach jahrelanger Bekämpfung, erfolgreich getilgt werden konnten (EPPO 2023). Er hat als polyphage Art ein großes Wirtsspektrum und befällt unter anderem Ahorn, Birken, Ulmen und Eichen. Das große Schadensausmaß ist bedingt durch das Fraßverhalten der Larven, die sich durch das Holz fressen, was zu Nekrosen, statischer Instabilität, dem Eindringen von Sekundärschädlingen und letztendlich zum Absterben des Wirtsbaums führen kann (van der Gaag & Loomans 2014; Hu et al. 2009).

Eine Reihe von Borkenkäfern (Scolytinae) werden wegen ihrer Symbiose mit den Pilzen der Gattung *Ambrosiella* auch Ambrosiakäfer genannt. Sie können Schäden in Waldökosystemen verursachen. Besonders Arten des Tribus Xyleborini gehören dabei zu den erfolgreichsten invasiven Arten (Beaver 1989; Galko et al. 2018). In Deutschland konnten bisher fünf Arten gefunden werden: der Amerikanische Nutzholzborkenkäfer

**Tabelle 4.4:** Invasivitätsbewertungen von gebietsfremden Wirbeltieren und wirbellosen Tieren nach Rabitsch et al. (BfN 2013b), Nehring et al. (BfN 2015c) und Rabitsch & Nehring (BfN 2023 g) nach der Bewertungsmethodik von Nehring et al. (BfN 2015b) sowie Angaben zur Listung auf der Unionsliste nach Nehring & Skowronek (BfN 2023f). \* In DE fehlend, † es liegt noch keine Invasivitätsbewertung durch das BfN vor.

	Trivialname	Wissenschaftlicher Name	Ursprung	Ersteinbringung	Erstnachweis	Einfuhrvektor	Einstufungsergebnis	Unionsliste EU Nr. 1153/2014	Quarantäneschädling EU Nr. 2019/2072
Wirbeltiere	Kanadabiber	<i>Castor canadensis</i> Kuhl, 1820	Nordamerika	1800–1876	1966–1982	Tierpark, Tierzucht, Naturschutzmaßnahmen	Pot. inv. – Handlungsliste	---	---
	Sikahirsch	<i>Cervus nippon</i> Temminck, 1839	Ostasien	1860–1865	1931	Tierpark, Jagd	Pot. inv. – Handlungsliste	---	---
	Chinesischer Muntjak †	<i>Muntiacus reevesi</i> Ogilby 1839	Temperates Asien	1888	2004	---	---	Seit 2016	
	Nutria	<i>Myocastor coypus</i> Molina, 1782	Südamerika	1867	1933	Tierpark, Tierzucht	Invasiv – Managementliste	Seit 2016	---
	Roter Nasenbär †	<i>Nasua nasua</i> L. 1766	Südamerika	1845	1959	---	---	seit 2016	
	Marderhund	<i>Nyctereutes procyonoides</i> Gray, 1834	Ostasien	1844–1882	1932	Tierpark, Tierzucht	Pot. inv. – Handlungsliste	Seit 2017	---
	Waschbär	<i>Procyon lotor</i> L., 1758	Nordamerika	1835	1927	Tierpark, Tierzucht, Jagd	Invasiv – Managementliste	Seit 2016	---
	Sibirisches Streifenhörnchen †	<i>Tamias sibiricus</i> Laxmann 1769	Temperates Asien	1936	1954/58	---	--	Seit 2016	
Non-Insecta	Kiefernholz-nematode*	<i>Bursaphelenchus xylophilus</i> (Steiner & Buhner, 1934), Nickle, 1970	Nordamerika	---	---	---	Invasiv – Warnliste	---	---
	Varroamilbe	<i>Varroa destructor</i> Anderson & Trueman, 2000	Ostasien	1977	1977	Biovektoren	Invasiv – Managementliste	---	---
	Neuseelandplattwurm*	<i>Arthurdendylus triangulatus</i> Dendy, 1894	Neuseeland	---	---	---	Invasiv – Warnliste	seit 2019	---
Insekten	Asiatische Tigermücke †	<i>Aedes albopictus</i> Skuse, 1894						---	---
	Birkenprachtkäfer †	<i>Agrilus anxius</i> Gory, 1841						---	ja
	Asiatischer Eschen-Prachtkäfer*	<i>Agrilus planipennis</i> Fairmaire, 1888	Ostasien	---	---	---	Pot. inv. – Handlungsliste	---	ja
	Asiatischer Laubholzbockkäfer †	<i>Anoplophora glabripennis</i> Motschulsky, 1853	Ostasien	2003	2004	Transport von Gütern		---	ja
	Zickzackulmenwespe †	<i>Aproceros leucopoda</i> Takeuchi, 1939						---	---
	Rosskastanienminiermotte †	<i>Cameraria ohridella</i> Deschka & Dimić, 1986						---	---
	Eichennetzwanze †	<i>Corythucha arcuata</i> Say, 1832						---	---

	Trivialname	Wissenschaftlicher Name	Ursprung	Ersteinbringung	Erstnachweis	Einfuhrvektor	Einstufungsergebnis	Unionsliste EU Nr. 1153/2014	Quarantäneschädling EU Nr. 2019/2072
Insekten	†	<i>Cyclorhipidion bodoanum</i> Reitter, 1913						---	---
	Buchsbaumzünsler †	<i>Cydalima perspectalis</i> Walker, 1859						---	---
	Kirschessigfliege †	<i>Drosophila suzukii</i> Matsu-mura, 1931						---	---
	Amerikanischer Nutzholzborkenkäfer †	<i>Gnathotrichus materiarius</i> Fitch, 1858						---	---
	Marmorierte Baumwanze †	<i>Halyomorpha halys</i> Stål, 1855						---	---
	Asiatischer Marienkäfer	<i>Harmonia axyridis</i> Pallas, 1773	Ostasien	1997–1998	1999	Biologische Kontrolle, Transport von Gütern		---	---
	Argentini-sche Ameise*	<i>Linepithema humile</i> Mayr, 1866	Südamerika	1901–1939	nb	Gartenbau, Transport von Gütern	Invasiv – Warnliste	---	---
	Robinienm-niermotte †	<i>Phyllonorycter robinella</i> Clemens, 1859						---	---
	Walnuss-fruchtfliege †	<i>Rhagoletis completa</i> Cresson 1929						---	ja
	Asiatische Hornisse	<i>Vespa velutina nigrithorax</i> Lepeletier, 1836	Ostasien, Indien		2014	Transport von Gütern	Pot. inv. – Handlungsliste	seit 2016	---
	Kleiner Holzbohrer †	<i>Xyleborus saxeseni</i> Ratzeburg, 1837			1991?			---	---
	Schwarzer Nutzholzborkenkäfer†	<i>Xyleborus germanus</i> Blandford 1894	Ostasien		1951			---	---
†	<i>Xyleborus pelliculosus</i> Eichhoff, 1878			2013			---	---	

(*Gnathotrichus materiarius*), der Kleine Holzbohrer (*Xyleborus saxeseni*), der Schwarze Nutzholzborkenkäfer (*Xyleborus germanus*) sowie *X. pelliculosus* und *Cyclorhipidion bodoanum* (Bussler & Bense 2021; Gebhardt 2014; Kamp 1968; Lohse 1991). Während die Borkenkäfer vorrangig Totholz angreifen und so kommerziellen Schaden anrichten, befallen sie bei großer Populationsdichte auch gesunde Bäume und schwächen diese, wodurch sie letztendlich auch absterben können. Sie können dabei unspezifisch eine große Breite von Wirtsbäumen befallen (Kausrud et al. 2011). Die weiblichen Käfer bohren bei einem Befall Bäume an und legen artspezifische Pilz-

gärten, meistens der Gattung *Ambrosiella*, in den Galerien an. Durch das Anlegen dieser Gänge kann es zudem zu Sekundärinfektion durch Bakterien, Hefen und andere Pilze kommen. Weiterhin wird den haplodiploiden Borkenkäfern ein hohes Reproduktionspotenzial zugeschrieben, da sie ohne die Risiken der Inzuchtdepression regelmäßig Inzucht betreiben (Kirkendall, Biedermann & Jordal 2015; Peer & Taborsky 2005). Anhand anderer Arten konnte zudem gezeigt werden, dass die Folgen des Klimawandels eine zukünftige Ausbreitung der Borkenkäfer positiv beeinflussen könnten (Urvois et al. 2021).

#### 4.4.6.3 Pilze und Flechten

Bei den Pilzarten (Neomyceten) und Eipilzen (Oomyceten), dargestellt in Tabelle 4.5, handelt es sich ausschließlich um Krankheitsüberträger auf Bäume. Die übertragenen Krankheiten schwächen dabei in der Regel die betroffenen Pflanzen, sodass sie langsamer wachsen oder sogar absterben. Die damit einhergehenden Schäden können sehr großflächig sein und so negative ökosystemare Auswirkungen haben (BfN 2021c). Zudem fördern die Folgen des Klimawandels das Wachstum und die Ausbreitung der Pilze und Oomyceten (Aguayo et al. 2014; Brasier 2001; Brasier & Scott 1994; Dickenson & Wheeler 1981). Die Einführung dieser zum Teil auch kryptogenen – mit unbekanntem Ursprungsareal – Organismen ist oft unklar. Es wird angenommen, dass meistens Pflanzen, die für den Gartenbau oder die Forstwirtschaft eingeführt wurden, als Biovektoren fungierten und sich die Pilze und Oomyceten durch ihre natürliche Fernausbreitung so in Deutschland etablieren konnten.

Besonders zu benennen sind hier Verursacher des Eschentriebsterbens, des Ulmen- und des Erlensterbens (Baral & Bemmann 2014). Das **Eschentriebsterben** wird durch das Falsche Weiße Stengelbecherchen (*Hymenoscyphus fraxineus*) verursacht. Dieser aus Asien stammende Saprophyt befällt die Triebe und Blätter der Ge-

meinen Esche (*Fraxinus excelsior* L.) und kann schwere Schäden verursachen, die das Auftreten von Sekundärinfektionen (z. B. durch Hallimasch-Arten [*Armillaria spp.*]) begünstigen und so das Absterben der Bäume hervorrufen können. Die Mortalität ist bei Jungbäumen in der Naturverjüngung und in Jungbeständen besonders hoch und steigt auch in älteren Beständen (Langer, Harriehausen & Bressemer 2015; NW-FVA 2016). Durch das Absterben der Wirtsorganismen kann es zu negativen Einflüssen auf die Vegetationsdynamik und -struktur kommen, womit Veränderungen der Nahrungsbeziehungen und der Sukzessionsabläufe einhergehen können (NW-FVA 2016; Pautasso et al. 2013).

Das **Ulmensterben** wird durch zwei Vertreter der Gattung *Ophiostoma* ausgelöst: Das Neue Ulmensterben, auch Ulmenwelke genannt, wird durch *O. novo-ulmi* verursacht, und das Holländische Ulmensterben wird durch *O. ulmi* verursacht. Die Pilze werden durch heimische Ulmensplintkäfer (*Scolytus scolytus* Fabricius und *S. multistriatus* Marsham) übertragen (Brasier 1991; Santini & Faccoli 2015). Junge befallene Bäume können bereits nach kurzer Zeit absterben, ältere Bäume sterben nach mehreren Jahren ab. Mit dem Absterben der befallenen Ulmen können negative Auswirkungen für das Ökosystem entstehen (Mayer & Reimoser 1978).

**Tabelle 4.5:** Invasivitätsbewertungen von gebietsfremden Pilzen und Oomyceten nach Rabitsch & Nehring (BfN 2021c) und der Bewertungsmethodik von Nehring et al. (BfN 2015b).

	Pathogen für	Wissenschaftlicher Name	Ursprung	Ersteinbringung	Erstnachweis	Einfuhrvektor	Einstufungsergebnis	Unionsliste EU Nr. 1153/2014	Quarantäneschädling EU Nr. 2019/2072
Pilze	Edelkastanienrindenkrebs	<i>Cryphonectria parasitica</i> (Murril) M. E. Barr, 1978	Ostasien	nb	1984–1992	Gartenbau, Biovektoren	Invasiv – Aktionsliste	---	ja
	Rußrindkrankheit	<i>Cryptostroma corticale</i> (Ellis & Everh.) P. H. Greg. & S. Waller, 1951	Nordamerika	nb	2005	nb	Invasiv – Managementliste	---	---
	Buchsbrand	<i>Cylindrocladium buxicola</i> Henricot, 2002	nb	nb	2004	Gartenbau, Biovektoren	Invasiv – Managementliste	---	---
	Dothistroma – Nadelbräune	<i>Dothistroma pini</i> Hullbary, 1941	nb	nb	2018	nb	Pot. inv. – Handlungsliste	---	ja
	Dothistroma – Nadelbräune	<i>Dothistroma septostroma</i> (Dorogin) Morelet, 1968	nb	nb	2000	nb	Pot. inv. – Handlungsliste	---	ja
	Eichenmehltau	<i>Erysiph alphitoides</i> (Griffon & Maubl.) U. Braun & S. Takam., 2000	nb	nb	1908	nb	Invasiv – Managementliste	---	---
	Ahorn-Stammkrebs	<i>Eutypella parasitica</i> R. W. Davidson & R. C. Lorenz, 1938	Ostkanada, Nordöstliche USA	nb	2013	Gartenbau	Invasiv – Aktionsliste	---	---

	Pathogen für	Wissenschaftlicher Name	Ursprung	Ersteinbringung	Erstnachweis	Einfuhrvektor	Einstufungsergebnis	Unionsliste EU Nr. 1153/2014	Quarantäneschädling EU Nr. 2019/2072
Pilze	Eschentriebsterben	<i>Hymenoscyphus fraxineus</i> (T. Kowalksi) Baral, Queloz & Hosoya, 2014	Ostasien	nb	2006	nb	Invasiv – Managementliste	---	---
	Lecanosticta – Nadelbräune	<i>Lecanosticta acicola</i> (Thüm.) Syd., 1924	Südöstliche USA	nb	2000	nb	Invasiv – Aktionsliste	---	ja
	Neues Ulmensterben	<i>Ophiostoma novo-ulmi</i> Brasier, 1991	nb	1940–1970	1920–1974	Holzhandel, Biovektoren, Verpackungsmaterial	Invasiv – Managementliste	---	---
	Holländisches Ulmensterben	<i>Ophiostoma ulmi</i> (Buism.) Nannf., 1934	nb	1910–1918	1921	Biovektoren, Gartenbau, Holzhandel	Invasiv – Managementliste	---	---
	Erlensterben	<i>Phytophthora xalni</i> (Brasier & S. A. Kirk) Husson, loos & Marçais, 2015	Hybridisierung	nb	1994	Biovektoren, Gartenbau, Tierzucht	Invasiv – Managementliste	---	---
		<i>Phytophthora cambivora</i> (Petri) Buismann, 1927	nb	nb	1994–1995	Biovektoren, Gartenbau	Invasiv – Managementliste	---	ja
	Phytophthora – Wurzelfäule	<i>Phytophthora cinnamomi</i> Rands, 1922	nb	nb	2011	Biovektoren, Gartenbau	Invasiv – Aktionsliste	---	---
		<i>Phytophthora citricola</i> Sawada, 1927	nb	nb	1994–1995	Biovektoren, Gartenbau	Invasiv – Managementliste	---	---
		<i>Phytophthora plurivora</i> Jung, Burgess, 2009	nb	nb	1993	Biovektoren, Gartenbau	Invasiv – Aktionsliste	---	---
		<i>Phytophthora ramorum</i> Werres, De Cock & Man in't Veld, 2001	nb	nb	2004	Biovektoren, Gartenbau	Pot. inv. – Handlungsliste	---	ja

Das **Erlensterben** wird durch *Phytophthora xalni* verursacht, welcher durch Hybridisierung von *P. uniformis* und *P. multififormis* entstanden ist (Husson et al. 2015). Er befällt die Wurzeln der Schwarzerle (*Alnus glutinosa* (L.) Garten.) und der Grauerle (*A. incana* (L.) Moench), wodurch die Nährstoffaufnahme über die Wurzeln verringert wird. Dadurch wird das Wachstum gehemmt, es kommt zu Wurzelfäule, wodurch das Absterben des Kambiums verursacht wird. Der Baum stirbt nach einigen Monaten bis Jahren ab (Clemenz et al. 2008; Schumacher et al. 2006). Das Erlensterben hat wichtige Konsequenzen für die betroffenen Ökosysteme. Die Schwarzerle ist in Mitteleuropa die einzige heimische Baumart, die auf dauerhaft überstauten, sauerstoffarmen Niedermoorböden einen produktiven, geschlossenen Hochwald bilden kann (Ellenberg & Leuschner 2010). Schwarzerlen säumen auch viele Fließgewässer (Ellenberg & Leuschner 2010). Durch starken Befall verlieren die Erlen ihre Funktion der Uferstabilisierung

und können bei Hochwassern mitgerissen werden. Dadurch wird der natürliche Hochwasserschutz von Auwäldern beeinflusst und die Ufervegetation verändert (Cech 2013).

Derzeit sind keine invasiven Flechten (Neolichen) bekannt (BfN 2021c).

#### 4.4.7 Andere direkte Treiber und Treiberinteraktionen im Wald

##### 4.4.7.1 Auswirkungen natürlicher Störungen auf die biologische Vielfalt in Wäldern

Natürliche Störungen in den temperaten Wäldern Mitteleuropas umfassen vor allem **Windwurf**, **Feuer**, **Überflutung**, **Insektenmassenvermehrung**, **Schneebruch**, **Spätfrost**, **Starkregen**, **Dürren** und **Hitzewellen** (Wohlgemuth, Jentsch-Beierkuhnlein & Seidl 2019). Die Auswirkungen natürlicher Störungen auf die Biodiversität in Wäldern sind sehr komplex und können im räumlichen Kontext (Veränderung biotischer und abio-

tischer Faktoren) und im zeitlichen Kontext (Sukzession – zeitliche Abfolge von Arten und Artengruppen) diskutiert werden und sind abhängig vom Störungsgrad (Wohlgenuth, Jentsch-Beierkuhnlein & Seidl 2019). Im räumlichen Kontext erhöhen natürliche Störungen im Allgemeinen die strukturelle Vielfalt und verändern das Mikroklima. Sie öffnen in der Regel das Kronendach, während gleichzeitig die Menge an Totholz erhöht wird (Lehnert et al. 2013; Müller et al. 2010; Seidl et al. 2016). Dies führt zu einem höheren Nischenangebot auf der Landschaftsebene für zahlreiche Artengruppen (Bouget & Duelli 2004; Seidl, Rammer & Spies 2014; Shorohova et al. 2009). Durch die Erhöhung der Landschaftsheterogenität wirken sich natürliche Störungen in Mitteleuropa immer förderlich auf die Gamma-Diversität ganzer Waldregionen aus (Hilmers et al. 2018; Müller et al. 2010; Turner, Romme & Tinker 2003). Im zeitlichen Kontext führen Störungen generell zu einem Zurücksetzen der Walddynamik, wobei vor allem die früheren Sukzessionsstadien für den Erhalt der biologischen Vielfalt und die Entstehung struktureller Vielfalt von entscheidender Bedeutung sind (Swanson et al. 2011; Winter et al. 2015; Winter et al. 2017). Die langfristige Entwicklung der Biodiversität auf Störungsflächen hängt von nachfolgenden Maßnahmen ab, wie z. B. der Räumung oder dem bewussten Belassen von störungsbedingtem Totholz (Kap. 4.6.3.2). Die Häufigkeit natürlicher Störungen in Wäldern hat in den letzten Jahrzehnten zugenommen und wird laut Klimaszenarien weiter zunehmen (Schelhaas, Nabuurs & Schuck 2003; Seidl et al. 2017; Temperli, Bugmann & Elkin 2013). Verschiedene Übersichtsarbeiten und Metaanalysen zeigen, dass die Biodiversität in Wäldern derzeit überwiegend von der klimabedingten Intensivierung natürlicher Störungen profitiert (Beudert et al. 2015; Thom & Seidl 2016). Ob die positiven Auswirkungen auf die Biodiversität in Wäldern auch in Zukunft anhalten, kann mit unserem heutigen Wissensstand nicht beantwortet werden. **Windwurf** und **Borkenkäferfraß** sind die **flächenbedeutsamsten Störungen in Europa und Deutschland** mit einem starken Einfluss auf die aktuelle Biodiversität (Kulakowski et al. 2017; Seidl et al. 2014). Zu diesen neuen Störungswellen gehören zunehmend auch Trockenheit und Feuer, die in Zukunft an Relevanz gewinnen werden (Grünig, Seidl & Senf 2023).

### Insektenbefall

#### Borkenkäfer

Nur wenige der über 100 Borkenkäferarten in Deutschland sind in der Lage, Waldbestände so sehr zu beeinflussen, dass Bäume absterben. Die mit weitem Abstand

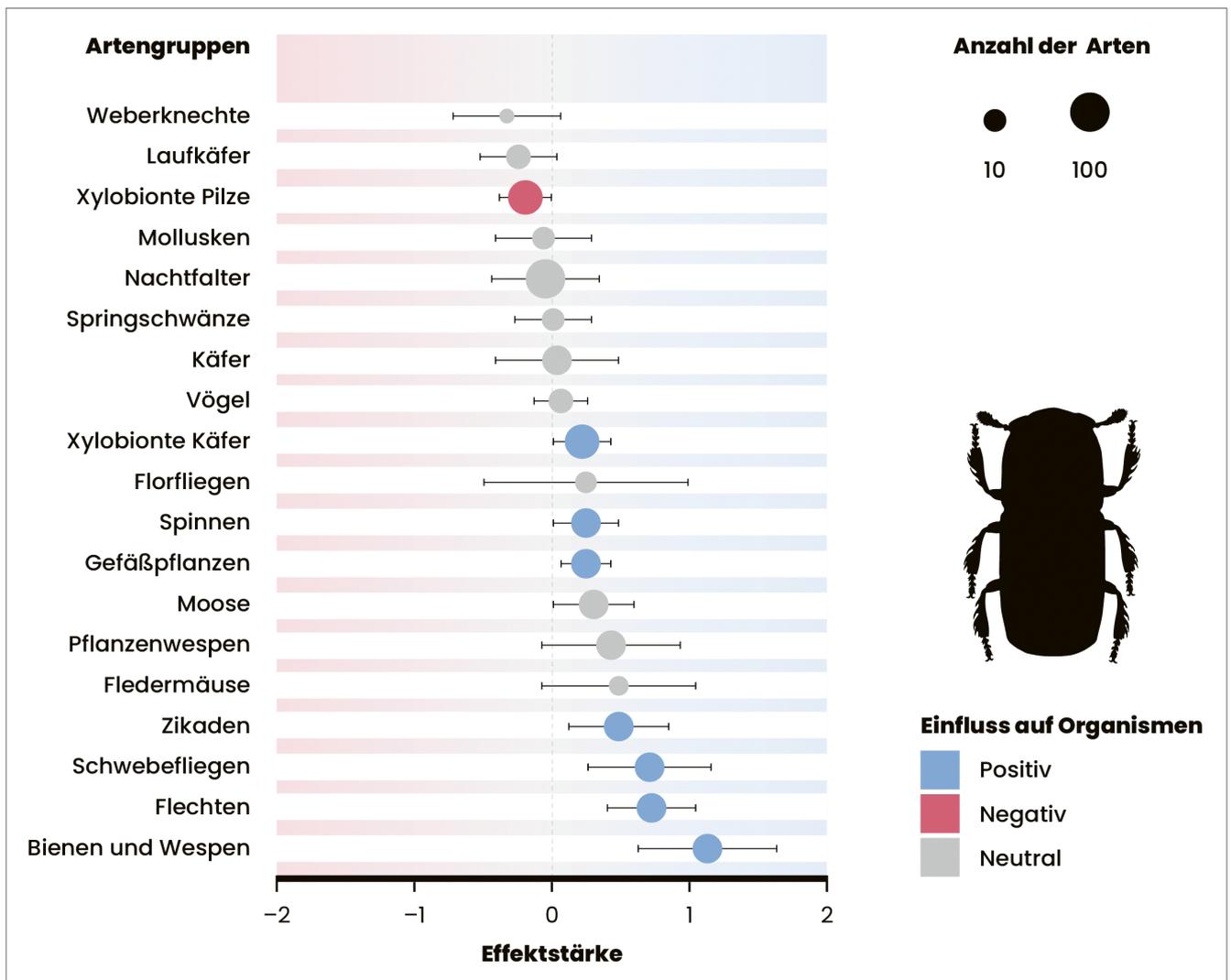
wichtigste Art ist der Buchdrucker (*Ips typographus*). Er ist einerseits das wirtschaftlich gefürchtetste Insekt im Wirtschaftswald, andererseits einer der wichtigsten Ökosystemingenieure in mitteleuropäischen Wäldern, solange noch großflächig instabile Fichtenwälder existieren (Biedermann et al. 2019; Müller et al. 2008). Zwischen 1850 und 2000 hat der Buchdrucker schätzungsweise bis zu 8 % aller durch natürliche Störungen verursachten Baumsterben in Europa verursacht (Schelhaas, Nabuurs & Schuck 2003; Senf et al. 2018). Borkenkäferflächen treten in den letzten vier Jahrzehnten vermehrt auf (Seidl et al. 2014). Die Gründe sind große Flächen an reifen Fichtenreinbeständen und die globale Erwärmung, vor allem die damit verbundenen langen Trockenperioden, die der Art mehrere Generationen pro Jahr und damit einen raschen Populationsaufbau ermöglichen (Seidl, Schelhaas & Lexer 2011). Borkenkäferbefälle beeinflussen die Biodiversität in Wäldern durch die direkte Veränderung der Waldstruktur (Heidrich et al. 2020; Peters et al. 2013; Seidl et al. 2008), durch das Zurücksetzen der Waldentwicklung (Zeppenfeld et al. 2015) und durch die Entstehung eines Mosaiks aus unterschiedlichen Waldentwicklungsphasen in der Landschaft (Bače et al. 2015; Donato, Campbell & Franklin 2012; Fischer et al. 2015; Seidl et al. 2016; Sommerfeld et al. 2021). Je nach Artengruppe kann Borkenkäferfraß positive, neutrale oder negative Auswirkungen auf die Biodiversität eines Waldbestandes haben. Dies liegt vor allem an den unterschiedlichen Habitatansprüchen und Lebensweisen der einzelnen Arten (Kortmann et al. 2021; Thorn et al. 2017). Da die Wälder in Deutschland einen starken Trend zu mittelalten und mitteldichten Wäldern aufweisen, führt der Borkenkäfer in fast allen Landschaften zu einer Erhöhung der Gesamtartenvielfalt (Beudert et al. 2015; Georgiev et al. 2020; Hilmers et al. 2018; Thorn, Müller & Leverkus 2019). Lichtliebende Arten und Arten, die von früheren Waldsukzessionsstadien abhängig sind, werden durch das Auflichten des Waldes und durch die dazugehörige Veränderung des Mikroklimas gefördert (Hilmers et al. 2018). Viele Rote-Liste-Arten profitieren von Borkenkäferbefällen, aber auch negative Auswirkungen auf gefährdete xylobionte Pilze wurden beobachtet (Beudert et al. 2015) (Abb. 4.10). Heterogene Waldlandschaften bieten Flagg-schiffarten, wie Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) und Haselhuhn (*Tetrastes bonasia*), wichtige Lebensräume (Kortmann et al. 2018; Müller, Schröder & Müller 2009). Arten des geschlossenen Kronendachs, wie die Tannenmeise (*Periparus ater*), verlieren wiederum durch einen flächendeckenden Borkenkäferbefall ihren lokalen Lebensraum (Moning & Müller 2008). Die Anrei-

cherung von Totholz als Ressource nach einem Borkenkäferbefall scheint ein entscheidender Einflussfaktor für die Vielfalt der Flechten und totholzabhängigen Pilze zu sein (Bässler et al. 2016). Die Artenzusammensetzung der Bodenvegetation hat sich nach dem Absterben der Baumschicht, die als stehendes Totholz auf den Untersuchungsflächen verblieb, nicht wesentlich verändert, da kein offener Raum entstand, in dem sich Arten ansiedeln konnten (Fischer et al. 2015).

**Weitere Insekten**

Die Dynamik weiterer Insekten, wie z. B. Schwammspinner (*Lymantria dispar*) oder Eichen-Prozessionsspinner (*Thaumetopoea processionalae*), ist bedingt durch natürliche Feinde, Pathogene, Wirtspflanzen und Wetter, wodurch einzelne Bäume oder ganze Bestände in Zeiten gestresster Bäume absterben können (Block et al. 1995; Delb & Block 1999; Leroy et al. 2021; Plochmann & Hieke 1986; Schelhaas, Nabuurs & Schuck 2003; Wulf &

Graser 1996). Beide Arten können die Dynamik von Eichenwäldern vorantreiben und zu einer höheren Lichtverfügbarkeit für die Bodenvegetation führen, was wiederum eine höhere Artenzahl an Pflanzen begünstigt (Heinrichs et al. 2021; Patočka et al. 1999). Einschichtige Reinbestände in Nadelwäldern fördern durch ihr Nahrungsangebot und das Fehlen von natürlichen Fressfeinden Massenausbrüche von nadelfressenden Insektenarten wie z. B. Nonne (*Lymantria monacha*), Forleule (*Panolis flammea*), Kiefernspanner (*Bupalus pinaria*), Kiefernspinner (*Dendrolimus pini*) und diverse Blattwespen (Altenkirch, Majunke & Bogenschütz 2002; Jäkel & Roth 2004). Dabei wurden seit 1810 Massenvermehrungen beobachtet, welche zu massiven Absterbeerscheinungen und zur Auflösung von Beständen führten (Lemme 2012). In den letzten Jahren wurde auch flächiges Absterben von Kiefern nach Kahlfraß durch Kiefernspinnerraupen z. B. im Nordosten Deutschlands beobachtet (Habermann 2017; Möller 2015).



**Abbildung 4.10:** Effekte eines Borkenkäferausbruchs auf die lokale Diversität verschiedener Artengruppen (entnommen und übersetzt aus Beudert et al. (2015)).

### Stürme und Sturmböen

Sturmereignisse sind bedeutende abiotische Faktoren im Wald, welche zu großräumigen Windwurfflächen mit erheblichen ökonomischen Schäden in der Forstwirtschaft führen können. Es ist davon auszugehen, dass sie klimawandelbedingt häufiger und vor allem stärker werden (Della-Marta et al. 2009; Usbeck 2015). Sturmbedingte Windwurfereignisse kommen vermehrt in Altersklassenwäldern und Fichtenmonokulturen vor. Dabei spielen das Alter, die mittlere Baumhöhe, der Bestandsvorrat und die Baumartenzusammensetzung eine entscheidende Rolle (Seidl, Schelhaas & Lexer 2011). Direkt betroffen sind vor allem Baumarten mit flacher, hauptsächlich horizontaler Wurzelausbreitung. Aus diesem Grund treten sturmbedingte Windwürfe vor allem in fichtendominierten Wäldern der Mittelgebirge auf. Sturmereignisse und daraus resultierende Windwurfflächen stellen im ökologischen Sinne Störungen dar, die aus einer ökonomischen Sicht der Forstwirtschaft negativ sind. Auch Arten, die schattige, boden- und luftfeuchte Bereiche in Wäldern bevorzugen, dürften Bestandsrückgänge zu verzeichnen haben, wenn es nach Sturmereignissen zu Freiflächen und Auflichtungen bzw. einer daraus resultierenden temporären »Verstepung« einzelner Flächen kommt. Dennoch überwiegen aus Sicht der Biodiversität positive Rückkopplungen. Dies liegt u. a. daran, dass viele typische Waldarten, wie z. B. sogenannte Lichtwaldarten, viele totholzbewohnende Käfer, aber auch viele Vogel- und Fledermausarten, auf lichte Waldbereiche oder auf offene, entweder frühe oder späte Stadien (»Zerfallsphase«) im Zyklus natürlicher Wälder angewiesen sind (Kap. 4.2.2.2). Diese sind in typischen Wirtschaftswäldern aber kaum vorzufinden (Hilmers et al. 2018; Moning & Müller 2009; Müller 2015).

### Waldbrände

Waldbrände in Zentraleuropa werden in den seltensten Fällen durch natürliche Faktoren, wie z. B. Blitzeinschläge, verursacht, sondern fast ausschließlich durch menschliche Aktivitäten (Adámek et al. 2018; Kulakowski et al. 2017). So ist auch in Deutschland die Hauptursache von Waldbränden der Mensch (BMEL 2021a). In Deutschland waren Waldbrände im Vergleich zu anderen Störungen lange eher unterrepräsentiert. Dies änderte sich mit einem Anstieg der Feuerzahl und Flächengröße im Jahr 2018 (Gnilke & Sanders 2021). Es wird angenommen, dass brandbegünstigende Wetterlagen durch den Klimawandel zunehmen (Holsten et al. 2013; Maringer et al. 2020), wodurch Waldbrände öfter vorkommen und größer ausfallen werden (Grünig, Seidl

& Senf 2023; Kulakowski et al. 2017). In Nationalparks und in allen bewirtschafteten Wäldern werden Waldbrände bekämpft, wodurch sich das Ausmaß an Waldbränden und deren Auswirkungen auf die biologische Vielfalt stark in Grenzen halten. Allerdings ist die Bekämpfung auch in diesen Gebieten immer wieder durch Munitionsbelastung limitiert (Fekete & Nehren 2023). Nach einem Brand kann es zu einer Steigerung der Biodiversität kommen, welche danach aber wieder langsam abnimmt (He, Lamont & Pausas 2019). Allerdings können Brände die Biodiversität auch schlagartig reduzieren, besonders wenn diese durch menschliches Handeln in Ökosystemen entstehen, welche nicht feuerresilient sind (Kelly et al. 2020). Grundsätzlich kann man sagen, dass pyrophile (»feuerliebende«) Arten wie der Schwarze Kiefernprachtkäfer (*Melanophila acuminata*) (Apel 1989) profitieren, aber auch Pionierarten können durch Waldbrände vermehrt Flächen besiedeln (Schüle et al. 2023).

#### 4.4.7.2 Auswirkungen anthropogener Störungen auf die biologische Vielfalt in Wäldern

Indirekte anthropogene Störungen wie der Bau von Infrastruktur können sich via Habitatveränderungen, geänderte Stoffflüsse (z. B. Nährstoffeinträge) und Verschmutzung auf die Biodiversität auswirken (Kap. 4.4.3.5, 4.4.4). Direkte anthropogene Störungen, also die **Anwesenheit und Aktivitäten von Personen im Lebensraum von Tieren**, können Stress und Flucht auslösen. Dies könnte reduzierte Körperkondition und Fitness und (daraus resultierende) erhöhte Mortalität und geringeren Fortpflanzungserfolg bedingen, muss aber nicht. Verhaltensauswirkungen von Störungen sind vor allem für einzelne Säugetierarten und Vögel untersucht, kaum für weitere Wirbeltiergruppen und Insekten.

Rehe (*Capreolus capreolus*) zeigen teilweise erhöhte Stresshormonwerte in der Nähe anthropogener Aktivitäten; sie können diesen Stress aber durch aktive Verhaltensanpassung minimieren (Carbillet et al. 2020). Rothirsche (*Cervus elaphus*) reagieren wenig empfindlich auf **Erholungssuchende** auf etablierten Wegen, weichen aber Personen, die Wege verlassen, stärker aus (Westekemper et al. 2018). Gämsen (*Rupicapra rupicapra*) zeigten nur moderat erhöhte Stresshormone bei häufiger Störung durch Erholungssuchende (Formenti et al. 2018). Bei den gut untersuchten Prädatoren fallen Luchse (*Lynx lynx*) als besonders störungsresistent auf (Basille et al. 2009), vermeiden lokal aber dichter anthropogen genutzte Landschaften am Tag und verweilen kürzer an erlegter Beute (Belotti et al. 2018; Filla et al. 2017).

Die Jagd stellt eine entscheidende Einflussgröße auf das Verhalten von Wildtieren dar, und die Lebensraumnutzung kann in Abhängigkeit vom raumzeitlichen Jagddruck durch den Menschen variieren. Lone et al. (2015) stellten fest, dass bei Rothirschen (*Cervus elaphus*) das Einsetzen der Jagdzeit zu einer abrupten Einstandsverschiebung in Bereiche mit deutlich mehr Deckung führte. Auch das Tag-Nacht-Verhalten kann sich durch die Jagdausübung stärker in die Nachtstunden verschieben (z. B. Marchand et al. 2014). Auswirkungen der Erholungsnutzung und der Jagd auf die Fitness von Huftieren sind derzeit noch weitestgehend unerforscht, unter anderem weil hierzu längere Zeitreihen notwendig sind.

Effekte anthropogener Störungen auf Physiologie, Verhalten, Abundanz und Fortpflanzungserfolg von Vögeln können positiv oder negativ sein. Negative Effekte wurden vor allem in Studien aus den USA, Großbritannien, Neuseeland und Australien berichtet (Steven, Pickering & Guy Castley 2011). Populationswirksame Auswirkungen durch direkte anthropogene Störungen werden auch in Deutschland oft angenommen und teilweise als Argumentationshilfe für Betretungsverbote und Wegegebote im Wald genutzt. Robuste quantitative Studien, die Effekte von Störungen durch Erholungssuchende, Freizeitsportler und Forstbetrieb auf Life-History-Parameter wie Reproduktion, Mortalität oder Fitness belegen, sind hier aber selten (Storch 2013).

Die Anwesenheit von Erholungssuchenden führte in experimentellen Ansätzen zu je etwa 15 % Reduktion in der Anzahl vorhandener Waldarten und der Anzahl etablierter Territorien (Bötsch, Tablado & Jenni 2017). Die Effekte von Erschließung (Wegenetz vorhanden) vs. anthropogener Störung (Wegenetz intensiv von Erholungssuchenden genutzt) werden in Studien oft nicht getrennt. Die Gesamtabundanz der Waldvögel war in von Erholungssuchenden hochfrequentierten Bereichen am Weg (innerhalb 50 m) um 4–13 % niedriger als weiter entfernt vom Weg (ab 70 bis 160 m vom Weg entfernt), während dies in niedrig frequentierten Bereichen nicht der Fall war (Bötsch et al. 2018). Dies kann als Hinweis auf ein Meidungsverhalten von viel frequentierten Wegen interpretiert werden. Andererseits gibt es auch Belege, dass längere Randlinien und eine Auflichtung dunkler Bestände durch Wegebau zu höheren Abundanzen von Vogelarten führen können (Morelli et al. 2014; Trzcinski, Fahrig & Merriam 1999).

Populationswirksame Effekte von Störungen sind vor allem für schwerere Vogelarten denkbar, die beim Auffliegen viel Energie verbrauchen. In Gebieten mit einer hohen Dichte Erholungssuchender im Winter wurde im

Vergleich mit Kontrollgebieten eine deutlich erhöhte Fluchtdistanz männlicher Auerhühner (*Tetrao urogallus*) gemessen (Thiel et al. 2007a). Ein dadurch erhöhter Energieverbrauch könnte zu einem Verlust von Körpermasse und damit reduzierter Fitness führen. Rösner et al. (2014) fanden beim Auerhuhn eine Einschränkung des nutzbaren Habitats durch Erholungssuchende, nicht aber durch den Forstbetrieb. Ähnliche Ergebnisse liegen auch für das Birkhuhn (*Lyrurus tetrrix*) vor (Tost et al. 2020). Für das Auerhuhn wurden ein erhöhtes Stresslevel und geänderte Habitatnutzung auch durch die Präsenz von Skifahrenden belegt (Thiel et al. 2007b; Thiel et al. 2011).

Bei Kohlmeisen (*Parus major*) zeigten im Experiment adulte Männchen, aber nicht Weibchen reduzierte Telomerlängen (ein Indikator für ein höheres biologisches Alter und damit geringere Lebenserwartung) bei höherer menschlicher Störung (Tablado et al. 2022). Bei Heideleichen (*Lullula arborea*) war die Siedlungsdichte negativ mit der Dichte Erholungssuchender korreliert, aber nicht der Bruterfolg. Durch die Vermeidung stark frequentierter Bereiche konzentrierten sich die Brutpaare und hatten dichteinduziert sehr hohen Bruterfolg, der die Population insgesamt trotz Störungen Erholungssuchender stabil hielt (Mallord et al. 2006).

#### 4.4.7.3 Tierische Nekromasse

Tierische Nekromasse ist ein Hotspot biologischer Artenvielfalt und Lebensgrundlage für eine Vielzahl von Organismen (Benbow, Tomberlin & Tarone 2015). Aas stellt die nährstoffreichste Form toter organischer Materie dar und bildet einen Ressourcenimpuls mit zwar geringer räumlicher Ausdehnung, aber hoher Konzentration am Ort (Barton et al. 2013; Moore et al. 2004; Parmenter & MacMahon 2009). Andere tierische Produkte, wie die Geweihbildungen, enthalten im Ökosystem selten vorkommende Nährelemente wie z. B. Phosphor und sind aus diesem Grund für bestimmte Tiergruppen eine essenzielle Quelle für die Versorgung (van Belle, Carter & Forbes 2009; Benninger, Carter & Forbes 2008; Bump et al. 2009; Parmenter & MacMahon 2009). Im Nationalpark Bayerischer Wald wurden Untersuchungen zum großen Wildtierkadaver als einem entscheidenden Bindeglied im Ökosystem durchgeführt: Studien von Stiegler et al. (2020), und von von Hoermann et al. (2021; 2023) zeigten bereits den Erhalt und die Förderung tierischer, pflanzlicher und mikrobieller Artenvielfalt basierend auf einer regelmäßigen Versorgung der natürlichen und naturnahen Waldgesellschaft mit Kadavermaterial. Stiegler et al. (2020) wiesen von 2012 bis 2017 18 vertebrate Aasfresserarten an exponierten Wildtierkade-

vern nach, davon drei in der Roten Liste in Deutschland (Luchs, Wildkatze und Baumarder). Regelmäßig bestückte Luderplätze und exponierte Wildtierkadaver bieten wichtige Rückzugsorte und Ressourcen für bedrohte und seltene Käferarten, wie z. B. den Buntkäfer (*Necrobia violacea*), den seltenen »primitiven« Aaskäfer (*Necrophilus subterraneus*) und den ebenfalls sehr seltenen und kaum beschriebenen Scheinstutzkäfer (*Sphaerites glabratus*) (von Hoermann et al. 2021). Die Kadaversukzession (Abfolge der Zersetzungsstadien) hat eine hohe Bedeutung bei der Zusammensetzung der bakteriellen Artengemeinschaften (von Hoermann et al. 2023).

#### 4.4.7.4 Größere Pflanzenfresser und Prädatoren im Wald

Historisch setzte sich die Lebensgemeinschaft unserer Wälder aus größeren **Pflanzenfressern** und **Großkarnivoren** zusammen. Pflanzenfresser bildeten dabei funktional komplexe Ernährungsgemeinschaften mit unterschiedlichen Auswirkungen auf die Biodiversität von Pflanzen. Als Extreme können hier die »**Browser**« (Futterselektierer) mit Fraß vornehmlich, aber nicht ausschließlich an verholzten Pflanzen einerseits und die »**Grazer**« mit Präferenzen für Gräser andererseits genannt werden. Nach Ausrottung der großen Grazer im Mittelalter (1627 verschwand der letzte Auerochse) wurden diese funktional vorübergehend durch in Wäldern eingetriebene Haustiere ersetzt (Hartung 2013). Die Stallhaltung und die gezielte Trennung von Wald und Weide beendete auch diesen Einfluss in den letzten Jahrhunderten weitgehend. Übrig geblieben ist eine funktional reduzierte Huftiergemeinschaft, die vielerorts vornehmlich aus einem kleinen Browser, dem Reh, besteht. Rehpopulationsgrößen haben seit den 1950er-Jahren in ganz Mitteleuropa stark zugenommen. Gleichzeitig stiegen aber auch Populationen anderer Arten wie des Rothirschs, eines intermediären Ernährungstyps, sind aber in ihrer Verbreitung oftmals konzentrierter (Kap. 4.2.2.2). Im Spannungsfeld der Diskussion, wie der Fraß durch Huftiere auf die Biodiversität von Waldökosystemen wirkt, liegen inzwischen einige wenige Studien in Europa vor. Diese zeigen vereinfacht ein bimodales Ergebnis. Erhöhter Fraß kann die Biodiversität der Krautschicht und die daran gebundenen Insektenarten fördern (Bernes et al. 2018; Boulanger et al. 2017; Hegland, Lilleeng & Moe 2013). Umgekehrt führt intensiver Fraß, vornehmlich von Browsern, zu einer Reduktion der Biodiversität bei Baum- und Straucharten, was wiederum jene Arten mit Bindung an eine vielfältige Strauch- und Baumschicht gefährden kann (Bernes et al. 2018; Boulanger et al. 2017). Zudem unterliegen diese

Beziehungen in der Regel dichteabhängigen Prozessen (Stewart et al. 2009). Durch den Samentransport im Kot von Huftieren kann die Verbreitung seltener Pflanzenarten gefördert werden (Boulanger et al. 2011).

Neben den Effekten auf die Pflanzenvielfalt sind andere nennenswerte Wirkungen von Huftieren der Dung (Kot) im Wald, dessen zersetzende Bewohner häufig bedroht sind und die ihrerseits wichtige Nahrungsquelle für bedrohte Arten, wie die Große Hufeisenase (*Rhinolophus ferrumequinum*), sein können (Buse et al. 2015; Englmeier et al. 2022). Zusätzlich fehlt Aas, eine wichtige Ressource für Mikroorganismen, Insekten und eine Reihe von Vertebraten (Benbow et al. 2019) (Kap. 4.4.7.3), im Wald häufig völlig.

Einige Arten verändern Waldlebensräume aktiv (Lawton & Jones 1995). Zum Beispiel verursachen Wildschweine (*Sus scrofa*) offene Bodenstellen, welche wichtig für die Ansiedlung von Pflanzen und bedrohten Bodenflechten sind oder zu Laichgewässern für Amphibien werden (Boulanger et al. 2017). Der Biber (*Castor fiber*) staut in seiner Funktion als Lebensraumgestalter Bäche an und verändert dadurch das Wasser- und Lichtregime im Wald. So fördert er die Vielfalt vieler Artengruppen (Orazi et al. 2022). Ein weiterer Aspekt ist die Förderung von Habitatbäumen durch Verletzungen, wie beim Schälen durch Rothirsche, oder durch das Abbrechen von Ästen durch große Huftiere, die dann ein frühzeitiges Altern von Bäumen hervorrufen, was die Biodiversität von Totholzinsekten fördern kann (Geiser 1994).

Große Beutegreifer, wie Wolf (*Canis lupus*) und Luchs (*Lynx lynx*), nehmen seit einigen Jahrzehnten stetig zu (Kap. 4.2.2.2). Während sich der Wolf seit Anfang des 21. Jahrhunderts in Deutschland wieder natürlich ausbreitet, gehen die Luchsvorkommen auf gezielte Wiederansiedlungen zurück (Kap. 4.6.3.3). Als opportunistischer Prädatoren verteilt sich die Wolfspopulation bis dato in etwa der Dichte der Beutearten folgend (Roder et al. 2020). Wenige Studien, vornehmlich aus Nordamerika, konnten indirekte Effekte von Prädatoren auf Pflanzenvielfalt und/oder Abundanz nachweisen (Ripple et al. 2014). Quantitative Studien zu diesen Zusammenhängen liegen in Deutschland derzeit noch nicht vor. Effekte wären jedoch vor allem dann zu erwarten, wenn es zu einer substanziellen Reduktion der Huftiere durch Großkarnivoren (Callan et al. 2013), insbesondere in Lebensräumen mit geringerer Produktivität (Melis et al. 2009), käme.

## 4.5 Indirekte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt im Wald

### 4.5.1 Einleitung

Indirekte Treiber können als übergeordnete Entwicklungen oder Faktoren hinter den menschlichen Entscheidungen definiert werden (politisch-rechtliche, wirtschaftlich-technologische und gesellschaftliche Trends und Rahmenbedingungen), die sich auf den Wald insgesamt und die Artenvielfalt im Speziellen auswirken (IPBES 2019). Sie wirken auf die direkten Treiber (Kap. 4.4) und können damit den Status und die Trends der Artenvielfalt beeinflussen (Kap. 4.2). Wir fokussieren uns hier auf **menschliche Entscheidungen** zu Schutz und Nutzung des Waldes. Diese Entscheidungen beeinflussen insbesondere die Treiber »Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme im Wald« (Kap. 4.4.3) sowie »Andere direkte Treiber« (Kap. 4.4.7), wie z. B. anthropogene Störungen (Kap. 4.4.7.2). Kausale Verknüpfungen zwischen indirekten und direkten Treibern können, insbesondere aufgrund zeitlicher Verzögerungen, häufig nicht unmittelbar empirisch belegt werden (Sotirov, Sallnäs & Eriksson 2019). **Ziel dieses Kapitels ist es daher, waldrelevante politisch-rechtliche, wirtschaftliche und gesellschaftliche Entwicklungen darzustellen und auf Basis von Literaturstudien, Modellrechnungen und (begrenzten) Korrelationen zu bewerten, inwieweit ein Zusammenhang mit direkten Treibern hergestellt werden kann.** Ausgeklammert werden in diesem Kapitel übergeordnete globale Entwicklungen, die auf die gesamte Umwelt und damit auch auf den Wald wirken, wie z. B. der Effekt der wirtschaftlichen Entwicklung auf Klimawandel und Luftverschmutzung. Diese Aspekte werden im übergeordneten Kapitel 9 »Indirekte Treiber« zusammengefasst.

### 4.5.2 Politische und rechtliche Treiber im Wald

#### 4.5.2.1 Politische und rechtliche Treiber auf der strukturellen Makroebene

Die (Wald-)Naturschutzpolitik in Deutschland, Europa und den meisten Staaten der Erde wird u. a. mithilfe der Rechtsordnung umgesetzt, die das Ergebnis eines politischen Prozesses im Mehrebenensystem darstellt. Im Naturschutzrecht sind lokal- oder regionalbezogene untergesetzliche Normen, insbesondere Schutzgebietsverordnungen, häufig, sodass bis zu fünf Rechtsebenen (international, europäisch, national/Bund, regional/Bundesländer, lokal) zu berücksichtigen sind (Czybulka 2022; Sotirov et al. 2022).

### Globale Handlungsebene

Im Bereich der globalen (Wald-)Naturschutzpolitik gibt es einen starken Fokus auf biologische Vielfalt, insbesondere im Rahmen des **Übereinkommens über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity – CBD)** von 1992 inkl. der **Aichi-Biodiversitätsziele**. Hier sind es insbesondere Ziel 5 und 7, die bis 2020 besondere Beachtung erhalten haben, inkl. der mindestens Halbierung der Verluste von natürlichen Habitaten sowie der nachhaltigen Bewirtschaftung und der Sicherung der Biodiversität (Sotirov et al. 2020). Im Jahre 2022 wurde das politische und rechtliche Rahmenwerk für die Umsetzung der CBD für die Periode 2021–2030 weiterentwickelt. Demnach sollen u. a. bis 2030 weltweit mindestens 30 % der Landesflächen (inkl. Waldflächen) in den Vertragsstaaten als effektive Schutzgebiete ausgewiesen und naturschutzfachlich geschützt werden (Ziel 3). Bislang wurde die CBD durch die von der Bundesregierung im Jahr 2007 verabschiedete **deutsche Strategie zur Biologischen Vielfalt** umgesetzt. Demnach sollte Deutschland bis 2010 Vertragsnaturschutz im Privatwald auf 10 % der Fläche fördern und die Zertifizierung von 80 % der Waldfläche nach hochwertigen ökologischen Standards erreichen sowie die natürliche Entwicklung von 5 % der Gesamtwaldfläche bzw. 10 % der Waldfläche der öffentlichen Hand bis 2020 sicherstellen (Umhauer & Sotirov 2019a; Umhauer & Sotirov 2019b).

Anders als das Völkerrecht mit der CBD ist das **EU-Recht** dem nationalen Recht übergeordnet und bestimmt maßgeblich sowohl faktisch als auch rechtlich (siehe Art. 23 GG) das nationale Umweltrecht. Direkt relevant für den nationalen (Wald-)Naturschutz ist das **EU-Naturschutzrecht** mit der **EU-Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL)** und der **EU-Vogelschutzrichtlinie (VS-RL)**, welche ein EU-weites Schutzgebietsnetz Natura 2000 (50 % im Wald) darstellen. Diese EU-Richtlinien sind erst ins nationale Naturschutzrecht (BNatSchG) zu übersetzen, Art. 288 Abs. 3 AEUV bestimmt, dass EU-Richtlinien hinsichtlich ihres Ziels zwar verbindlich sind, die Wahl der Form und der Mittel jedoch den »innerstaatlichen Stellen« überlassen sei (Czybulka 2022). Politische Entscheidungen, die auf EU-Ebene getroffen werden, sind häufig mit einer Schwäche in der Umsetzung auf Ebene der Mitgliedstaaten verbunden. Die nationale Umsetzung der EU-Naturschutzpolitik wurde entsprechend ebenfalls kritisiert. Die Bundesregierung hat bisher bei der Umsetzung des europäischen (Wald-)Naturschutzrechts in nationales Recht eine sogenannte 1:1-Umsetzung propagiert, diese wird meist als »Minimalumsetzung« verstanden, mit der man ein von der Europäischen Kom-

mission eingeleitetes Vertragsverletzungsverfahren vor dem Europäischen Gerichtshof zu vermeiden hofft, was aber oft nicht gelingt (Krohn 2018, Payrhuber und Stelkens 2019). Zusätzlich werden Schwächen in der praktischen Umsetzung durch die **Bundesländer** kritisiert (Czybulka 2022). Zu den genannten Kritikpunkten zählen u. a. die unzulängliche rechtliche Absicherung und ineffektive naturschutzfachliche Bewirtschaftung der FFH- und Vogelschutzgebiete im Wald (Borrass, Sotirov & Winkel 2015; Fischer-Hüftle 2021; Panek 2021; Sotirov 2017; Sotirov, Borrass & Winkel 2011).

Aktuell werden durch die EU über die **EU-Biodiversitätsstrategie bis 2030, die EU-Waldstrategie bis 2030** und einen neuen **Gesetzesentwurf zur Wiederherstellung der Natur** im Rahmen des übergeordneten **Europäischen Green Deal** konkrete Ziele mit Naturschutzfokus für den Wald eingeführt (z. B. 30 % Schutzgebiete, darunter 10 % Totalschutzgebiete, Schutz von Alt- und Urwäldern, Verzicht auf Kahlschläge, Förderung einer naturnahen Waldbewirtschaftung, klimaangepasste Wälder, biodiversitätsfreundliche Aufforstung und Wiederbewaldung) (Sotirov et al. 2022). Im Zuge der (Weiter-)Entwicklung der politischen und rechtlichen Treiber entstehen sowohl Zielkonflikte als auch Synergien zwischen den waldbezogenen Politiken und Rechtsakten auf der globalen und europäischen Handlungsebenen. Tabelle 4.6 fasst diese zusammen.

### Nationale Handlungsebene

Die **institutionellen Zuständigkeiten** und **rechtlichen Handlungsbereiche** des **Waldnaturschutzes** werden im **deutschen föderalen politischen System** durch eigene **sektorale Gesetze** und **Strategien auf der Bundes- und Landesebene** geregelt (Sotirov & Storch 2018). Das multisektorale Politikfeld umfasst ökologische Aspekte der

Waldbewirtschaftung in der Zuständigkeit der Forstpolitik (Bundeswaldgesetz, Waldgesetze der Bundesländer, Waldstrategien des Bundes und der Bundesländer) und zugleich den Wald als Teil der natürlichen Umwelt in der Zuständigkeit der Naturschutzpolitik (Bundesnaturschutzgesetz, Naturschutzgesetze der Bundesländer, Biodiversitätsstrategien des Bundes und der Bundesländer) (Hubo & Göhrs 2022).

**Gesellschaftliche Naturschutzakteure** (z. B. Naturschutzverbände) haben sich seit Beginn des 20. Jahrhunderts dafür eingesetzt, dass Naturschutz als staatliche Aufgabe wahrgenommen wird. In der föderalen Aufgabenteilung der Bundesrepublik Deutschland ist er den Ländern zugeordnet, wobei der Bund über die Gesetzgebung erheblichen Einfluss auf die Länder und Kommunen nehmen kann. Die **Naturschutzverwaltung** hat im Arten-, Biotop- und Landschaftsschutz sowie in der Eingriffsregelung ihre Kernaufgaben, die sie mit Programmen und Instrumenten umzusetzen versucht (Hubo & Göhrs 2022). Die größten, flächenmäßig bedeutsamsten gesellschaftlichen Konflikte mit dem Naturschutz gehen von Nutzungen aus, die in der Zuständigkeit anderer **Fachverwaltungen** (z. B. Land- und Forstwirtschaft) liegen. Ein Beispiel ist der Konflikt um gebietsfremde Baumarten, wie Douglasie, die für die Forstwirtschaft häufig als wirtschaftlich bedeutend, aus Naturschutzsicht jedoch als Gefährdung für heimische Arten angesehen wird (Kap. 4.4.6). Regelungen zu möglichen Begrenzungen oder Verboten solcher Baumarten werden in der Forstverwaltung formuliert und nicht in der Naturschutzverwaltung. Naturschutz ist in solchen Fällen darauf angewiesen, in andere Politikbereiche integriert zu werden (BfN 2007).

Im im Jahr 1975 verabschiedeten **Bundeswaldgesetz** (BWaldG, § 11) sowie in den **Landeswaldgesetzen**

**Tabelle 4.6:** Politische und rechtliche Konflikte und Synergien auf der globalen und EU-Ebene (in Anlehnung an Sotirov et al. 2020, Sotirov, Schulz & Winkel 2020 und Winkel & Sotirov 2016).

Globale und EU-Politiken	Fördernde Wirkung auf Waldnaturschutz (Synergien)	Hemmende Wirkung auf Waldnaturschutz (Zielkonflikte)
Völkerrecht (Hard Law)  und  Völkergewohnheitsrecht (Soft Law)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Beitrag völkerrechtlicher Abkommen (UNFCCC) und EU-Rechts (LULUCF, FLEGT) zum Klimaschutz und Aufhalten der Klimaextreme sowie zum Artenschutz</li> <li>• Internationales Soft Law (REDD+) und EU-Strategien (Biodiversität, Wald) als Völkergewohnheitsrecht</li> <li>• Erheblicher politischer Druck des Soft Law auf die internationale Staatengemeinschaft und die EU-Staaten</li> <li>• Wälder als Mittel zur Erreichung von Umweltpolitikzielen (z. B. Schutz der biologischen Vielfalt, Klimaschutz, legaler Handel mit Holz)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Waldschäden im Klimawandel keine Kernaufgabe im Völker- und EU-Recht</li> <li>• Keine völkerrechtlichen oder europäischen gesetzlichen Verpflichtungen zum Waldnaturschutz für Forstbetriebe (z. B. Waldumbau, Totholz, Naturwälder)</li> <li>• Keine völker- und europarechtlich verbindliche Kodifizierung des (klimabedingten) Waldschutzes wegen Konflikten (Ökologie vs. Ökonomie)</li> <li>• Unzulängliche rechtliche und praktische Umsetzung globalen und europäischen (Wald-)Naturschutzrechts</li> </ul>

(LWaldG) finden sich allgemeine Aussagen zur ordnungsgemäßen und nachhaltigen Waldbewirtschaftung. Die Wald- und Forstgesetze der Länder geben den Waldbesitzern darüber hinaus je nach Bundesland allgemeine Regelungen für die Bewirtschaftung des Waldes vor. Der unbestimmte Rechtsbegriff der »ordnungsgemäßen« Forstwirtschaft war in der Vergangenheit immer wieder Gegenstand intensiver walddpolitischer Diskussionen (WBW 2021b; Winkel 2007; Winkel & Sotirov 2011). Gegenwärtig wird diese Diskussion im Rahmen der Novellierung des Bundeswaldgesetzes wieder verstärkt geführt. Aktuelles politisches Ziel ist es, das bisherige BWaldG aus dem Jahr 1975 mit einem komplett neuen BWaldG zu ersetzen, das Klima- und Naturschutz als Vorrangziele für die Waldbewirtschaftung in den Vordergrund stellen soll (Heider 2023).

In den Legislaturperioden 2002–2020 haben die **Fachverwaltungen der deutschen Bundesländer** ihre Politiken in Bezug auf den integrativen Waldnaturschutz (Zertifizierung des Landeswaldes nach dem FSC-Standard) und segregativen Waldnaturschutz (Überlassung von Waldflächen für die natürliche Entwicklung) überwiegend forstlich ausgerichtet. Einen naturschutzorientierten Politikwandel, in wenigen Fällen auch forst-

orientierten, gab es in nahezu allen Bundesländern in ihren Regierungsprogrammen, Wald- und Naturschutzgesetzen, themenrelevanten Verordnungen und Erlassen, Waldbaurichtlinien, Richtlinien für die forstliche Förderung und Waldberichten (Hubo & Göhrs 2022).

**4.5.2.2 Politische und rechtliche Treiber auf der Meso- und Mikroebene**

In der Forstwirtschaft wird die Umsetzung des Waldnaturschutzes nicht ohne die Regelung von **gesellschaftlichen Konflikten** möglich sein. Zur Regelung der Konflikte in der Waldnaturschutzpolitik steht ein umfassendes politisches Instrumentarium zur Verfügung (Krott 2022; Winkel 2007) (Tab. 4.7). Die **regulativen, ökonomischen und informationellen Instrumente** können integrativ, also auf eine Verwirklichung von Naturschutzziele in forstlich genutzten Waldbeständen ausgerichtet, oder segregativ, also auf eine räumliche Trennung von wirtschaftlicher Nutzung und Naturschutzfunktion abzielend, eingesetzt werden (Sotirov & Arts 2018).

Ein bedeutender Anteil naturschutzpolitischer Steuerung wird dennoch durch forstpolitische Instrumente geleistet, die neben naturschutzfachlichen Zielen über-

**Tabelle 4.7:** Instrumente der deutschen Waldnaturschutzpolitik (Krott 2022; Winkel 2007).

	Integrativ	Segregativ
Informationelle Instrumente	Beratung, Ausbildung, Öffentlichkeitsarbeit	
Ökonomische Instrumente	Förderung, Vertragsnaturschutz, ökologische Honorierungssysteme, Zertifizierung von Wald und Holz, Steuern	Ausgleichszahlung, Ökokonto
Regulative Instrumente	Gesetzliche Zielvorgaben (Zielkatalog naturnahe Waldwirtschaft), gesetzliche Mindeststandards (gute walddnaturschutzfachliche Praxis – GfP, Ordnungsgemäße Forstwirtschaft – OgF), Planung	Schutzgebietsverordnung

**Tabelle 4.8:** Zielkonflikte und Synergien zwischen beispielhaften regulativen Politikinstrumenten (Sotirov et al. 2022; Winkel 2007).

Gesetzliche Gebote und Verbote	Fördernde Wirkung auf Waldnaturschutz	Hemmende Wirkung auf Waldnaturschutz
<ul style="list-style-type: none"> <li>Wiederaufforstung kahl geschlagener und verlichteter Waldflächen (§ 11 Abs. 1 Satz 2 BWaldG; vgl. LandesWaldG)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Verpflichtung für alle Waldbesitzer</li> <li>Nach Störungsereignissen entstandene Freiflächen im Wald sind innerhalb von 3 bis 5 Jahren wieder in Bestockung zu bringen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Waldbesitzern fehlen das Geld und das Personal</li> <li>Wiederaufforstungsgebot steht der Förderung natürlicher Sukzessionsprozesse entgegen</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Ordnungsgemäße und nachhaltige Forstwirtschaft (§ 11 BWaldG; vgl. LandesWaldG)</li> <li>Naturverträgliche Forstwirtschaft (§ 5 Abs. 2 BNatSchG; vgl. LandesNatSchG)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Verpflichtung für alle Waldbesitzer</li> <li>Ordnungsgemäße und nachhaltige Waldbewirtschaftung</li> <li>Aufbau naturnaher Wälder und nachhaltige Bewirtschaftung ohne Kahlschläge</li> <li>Einhaltung eines hinreichenden Anteils standortheimischer Forstpflanzen</li> </ul>	<p>Weitgesteckter Anforderungsrahmen</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Anforderungen bleiben vielfach unspezifisch</li> <li>Keine Konkretisierung durch Standards oder GfP</li> <li>Gesetzliche Zielkonflikte</li> <li>Scheinharmonie</li> </ul>

wiegend auf andere Zielsetzungen, wie nachhaltige Holzproduktion, abzielen. So treten bei im Wald eingesetzten politischen Instrumenten sowohl Zielkonflikte als auch Synergien zwischen der Naturschutz- und der Forstpolitik zutage (Krott 2022; Sotirov & Storch 2018; Winkel 2007; Winkel & Sotirov 2016) (Tab. 4.8, 4.9 und 4.10).

**4.5.2.3 Akteursbezogene Treiber auf der Meso- und Mikroebene**

Das **Politikfeld Waldnaturschutz** ist traditionell durch eine kontinuierliche und wiederholte **Polarisierung und Konfrontation** zwischen dem **Forstsektor** und dem **Naturschutzsektor** über **waldökologische Themen gekennzeichnet**. Das Kräfteverhältnis zwischen beiden Sektoren verschiebt sich mit Regierungswechseln auf

Bundes- und Landesebene und Veränderungen in der öffentlichen Meinung. Während Instrumente mit Naturschutzfokus häufig »hart« und rechtlich bindend sind (z. B. detaillierte Vorschriften mit Ge- und Verboten), sind die auf den Forstsektor inkl. Holzproduktion zugeschnittenen Instrumente meist »weich« (z. B. minimale Vorschriften im Bundes-/Landesforstrecht zur Wiederbewaldungspflicht, hohe Bedeutung von Subventionen und Aufklärung [Hubo & Göhrs 2022; Sotirov & Storch 2018; Sotirov & Winkel 2016; Winkel 2007]).

Naturschutzfachliche Zielsetzungen der deutschen (Wald-)Naturschutzpolitik stehen dabei oft den Zielsetzungen einer erwerbswirtschaftlichen Holzproduktion bei der Waldbewirtschaftung gegenüber (Winkel 2007). So treten zwischen und innerhalb der jeweiligen Ziel-systeme von Naturschutz und erwerbswirtschaftlich ori-

**Tabelle 4.9:** Zielkonflikte und Synergien zwischen beispielhaften ökonomischen Politikinstrumenten (Möhring et al. 2021; Winkel 2007).

Finanzielle Förderung	Fördernde Wirkung	Hemmende Wirkung
»Soforthilfen« (800 Mio. €) und »Waldprämie« (500 Mio. €) in der GAK*	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Förderung privater und kommunaler Waldbesitzer</li> <li>• Maßnahmen: Neuanlage von Wald, Wiederaufforstung, Waldschutz, Räumung von Kalamitätsflächen sowie klimarechter Waldumbau</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Die Mittel (1,3 Mrd. €) gleichen die Gesamtschäden (13 Mrd. €) nicht aus</li> <li>• Begrenzte zeitliche Verfügbarkeit</li> <li>• Problematik der De-minimis-Beihilfe-Regeln (max. 200.000 € in drei Jahren)</li> <li>• Keine direkte Honorierung der Waldbesitzer für den Klima-, Natur- und Wasser-schutz</li> </ul>
»Vertragsnaturschutz im Wald« in der GAK	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Förderung privater Waldbesitzer</li> <li>• Maßnahmen: naturnahe Bewirtschaftung, Pflege oder Nutzungsverzicht (keine Räumung von Kalamitätsflächen, Belassen von Totholz im Wald)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Waldbesitzer lehnen Nutzungsverzicht und Nutzungsreduzierung grundsätzlich ab, auch dann, wenn sie Förderung erhalten könnten</li> <li>• Waldbesitzer beantragen keine Förderung aus Prinzip der Entscheidungsfreiheit oder wegen höheren administrativen Aufwands</li> </ul>

\*Gemeinschaftsaufgabe »Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes« (Kap. 4.6.2.2).

**Tabelle 4.10:** Zielkonflikte und Synergien zwischen beispielhaften informationellen Politikinstrumenten (Baycheva-Merger & Sotirov 2020; Krott 2022; Winkel 2007).

Informationen und Aufklärung	Fördernde Wirkung	Hemmende Wirkung
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Forschung und Waldberichte durch Waldzustandserhebung und BWI-Bundeswaldinventur</li> <li>• Alternative Waldzustandsberichte durch Naturschutz</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sensibilisierung von Politik und Gesellschaft</li> <li>• Entscheidungshilfen für Politik und Praxis</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lücken in den Monitoringsystemen</li> <li>• Unterschiedliche Interpretationen der Inventurdaten aufgrund unterschiedlicher Wahrnehmungen von Problemen und Lösungen</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sozioökologische Zukunftsszenarien und Waldentwicklungsmodellierung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vorsorgende Klimafolgenabschätzung</li> <li>• Beratung für Politik und Praxis zu Handlungsoptionen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Unsicherheit und Komplexität</li> <li>• Schwieriger Wissenstransfer zur Politik, Praxis und Gesellschaft</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sektorale Informationskampagnen zur Honorierung der Holznutzung als aktiver Klimaschutz</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sensibilisierung von Politik und Gesellschaft zur Honorierung der Waldklimaleistungen</li> <li>• Chance für neue Einnahmequellen für Waldbesitzer</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Diskrepanz zwischen konkurrierenden sektoralen Auffassungen wie »Öffentliche Gelder für öffentliche Güter« (»Kohlenstoffspeicher im Wald als Klima- und Naturschutz«) vs. »Öffentliche Gelder für private Güter« (»Holznutzung/Produktspeicher als Klimaretter«)</li> <li>• Mehrkosten für die Gesellschaft</li> </ul>

entierter Holzproduktion eine Reihe an sich widersprechender oder ausschließender Zielsetzungen auf, die von einer sektorübergreifenden Politikinkohärenz zeugen (Sotirov & Storch 2018; Sotirov & Winkel 2016).

In den Problem- bzw. Spannungsfeldern »Nachhaltige Waldbewirtschaftung«, »Waldnaturschutz« und »Wald und Klimawandel« in Deutschland können zwei miteinander konkurrierende politische »Lager« empirisch nachgewiesen werden, die sich hinsichtlich ihrer Überzeugungssysteme, Diskurse und Kommunikation deutlich unterscheiden und sich trotz konfligierender Interessen in Verfechterkoalitionen zusammengeschlossen haben. Der so bezeichnete »Naturschutzkoalition«, im Kern bestehend aus Umwelt- und Naturschutzverbänden, der staatlichen Naturschutzverwaltung und sozialökologisch ausgerichteten Berufspolitikern, steht eine »forstwirtschaftliche Koalition« gegenüber, die aus den meisten forstlichen Verbänden, Landesforstverwaltungen und liberal-wirtschaftlich ausgerichteten Berufspolitikern zusammengesetzt ist. Diese unterschiedlichen Überzeugungssysteme und Diskurse führten schließlich zur Ausbildung einer »lagerspezifischen« Sprache, eines Soziolekts und einer gegensätzlichen Kommunikation. Letztlich liegen diesen unterschiedlichen Überzeugungen und Problemwahrnehmungen bezüglich der Naturschutzpolitik im Wald auch divergierende inhaltliche Verständnisse von Waldnaturschutz (»segregativer und integrativer Waldnaturschutz« vs. »integrativer Waldnaturschutz«) bzw. forstlicher Nachhaltigkeit (»Schutz und Nutzung« vs. »Schutz durch Nutzung«) zugrunde (Sotirov & Winkel 2016; Umhauer & Sotirov 2019a; Umhauer & Sotirov 2019b; Winkel et al. 2011). Auch im Zuge der fachlichen Diskussion zur Ausweisung von Flächen mit natürlicher Waldentwicklung (NWE) zeigt sich, dass

es kaum Zusammenarbeit zwischen den jeweiligen Koalitionen gibt (Umhauer & Sotirov 2019a; Umhauer & Sotirov 2019b). Diese Erkenntnisse lassen sich auch in anderen einschlägigen Problemfeldern der Waldnaturschutzpolitik in Deutschland finden, wie z.B. die Einrichtung von Nationalparks in walddreichen Landschaften (Gerner et al. 2012; Suda & Dobler 2015), die Umsetzung der EU-Naturschutzpolitik (Natura 2000) im Wald (Borrass, Sotirov & Winkel 2015; Sotirov 2017), die Kontroversen um die Institutionalisierung guter naturschutzfachlicher Praxis in der Forstwirtschaft (Sotirov & Winkel 2016) oder die Nachhaltigkeitszertifizierung (FSC vs. PEFC) von Wald und Holz (Klins 2000). Seither und aktuell streiten die Verfechterkoalitionen um den richtigen Umgang mit der sogenannten Waldklimakrise (Winkel et al. 2011) (Tab. 4.11).

### 4.5.3 Wirtschaftliche und technologische Treiber im Wald

#### 4.5.3.1 Märkte und Rohstoffhandel

**Wirtschaftliche Entscheidungen** und ihre **Konsequenzen für die Biodiversität** sind zentral von den **Märkten der produzierten Güter abhängig**. Dies gilt auch für die **Waldbewirtschaftung** und den **Rohstoff Holz**. Die deutsche Forst- und Holzwirtschaft ist intensiv in das internationale Angebots- und Nachfragegeschehen der Holzmärkte eingebunden. In den letzten Jahrzehnten sind die deutschen Einfuhren und Ausfuhren von Holz und Produkten auf der Basis von Holz weitestgehend analog zum weltweiten Handel fast ununterbrochen angestiegen (sowohl nach Mengen als auch nach Werten). Nach Werten verzeichnet Deutschland seit etwa zwanzig Jahren Nettoexportüberschüsse im Bereich von 1–11 Mrd. € (Weimar 2020). Der Rohholzhandel ist beim

**Tabelle 4.11:** Verfechterkoalitionen im Politikfeld Waldnaturschutz im Klimawandel (Winkel et al. 2011).

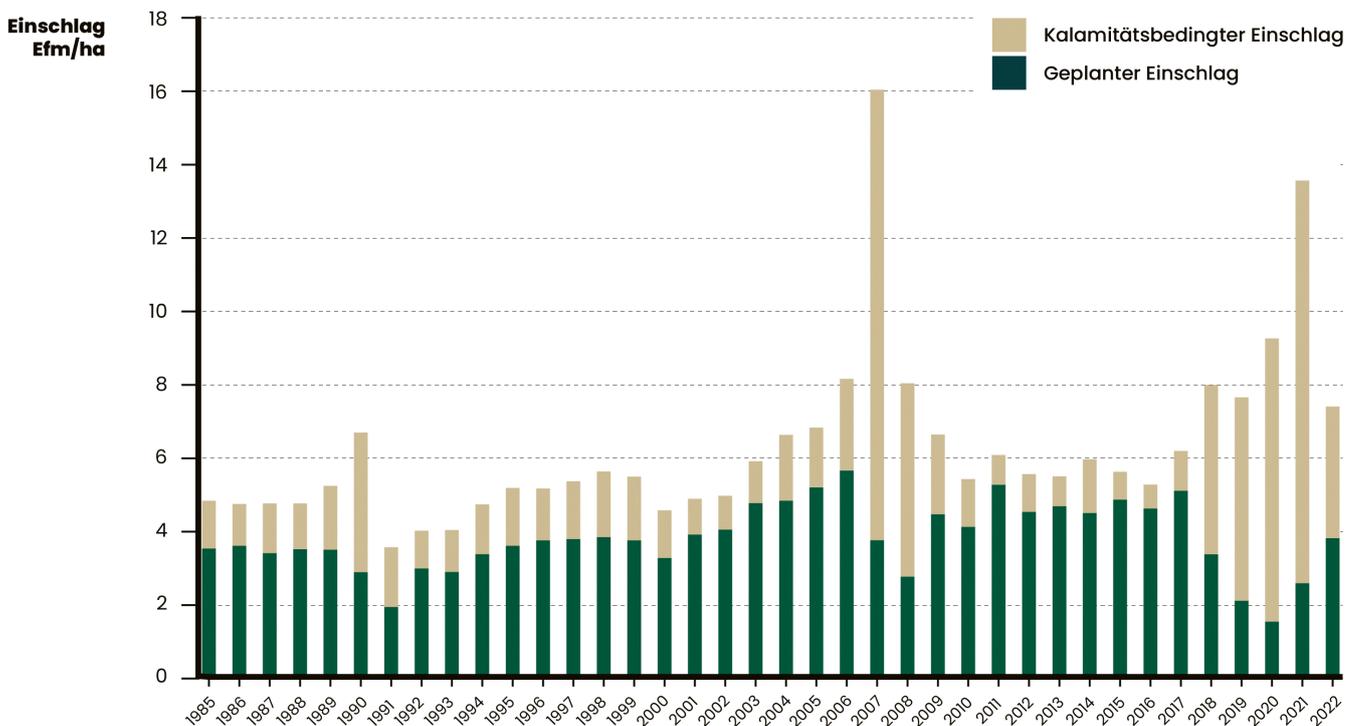
Klimaschutz durch Wirtschaftswälder	Auffassung	Klimaanpassung durch Naturwälder
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Extreme Klimaereignisse</li> </ul>	<b>Ursachen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nicht klimakonforme Forstwirtschaft</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gesunde Wirtschaftswälder</li> <li>• Leistungsfähige Forstwirtschaft</li> </ul>	<b>Zukunftsvision</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Alte, struktur- und totholzreiche Wälder</li> <li>• Mischwälder natürlicher Entwicklung</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aufbereitung des Schadholzes</li> <li>• Wiederaufforstung</li> <li>• Waldumbau zu Mischwäldern</li> <li>• Nachhaltige Wald- und Holznutzung</li> <li>• »Holz nutzen, Klima schützen«</li> </ul>	<b>Handlungsoptionen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Belassen des »Schadholzes« im Wald</li> <li>• Natürliche Wiederbewaldung</li> <li>• Waldumbau zu Laubmischwäldern</li> <li>• Naturnahe Waldbewirtschaftung</li> <li>• Schutz der Biodiversität und CO<sub>2</sub>-Bindung im Wald</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Forst- und Holzwirtschaft</li> <li>• Forstverwaltungen</li> <li>• Forst- und Agrarwissenschaften</li> <li>• Politik (CDU/CSU; FDP)</li> </ul>	<b>Akteure und Verfechterkoalitionen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Umwelt- und Naturschutzverbände</li> <li>• Bürgerinitiativen</li> <li>• Naturschutzverwaltungen</li> <li>• Umweltwissenschaften</li> <li>• Politik (Die Grünen; SPD, Die Linke)</li> </ul>

Gesamthandel mit Holzprodukten sowohl mengenmäßig als auch wertmäßig für Deutschland von untergeordneter Bedeutung. Gleichwohl haben die deutlich gestiegenen Exporte von Nadelrohholz seit 2019 einen hohen Anteil an den aktuellen Nettoexporten.

Nur für **wenige Markttrends** lässt sich jedoch ein **direkter und unmittelbarer Einfluss** auf die **Waldbewirtschaftung** beobachten, da meistens mehrere Effekte gleichzeitig wirken und sich überlagern können. Insbesondere sind regionale Holzmärkte stark von natürlichen Kalamitäten abhängig. Dies kann beispielhaft an den sprunghaften Preisanstiegen für Nadelschnittholz in den Jahren 2020 und 2021 gezeigt werden (Abb. 4.12a) (Tandetzki & Weimar 2022). Theoretisch würde man durch den sprunghaften Anstieg einen ökonomischen Anreiz für den vermehrten Einschlag von Nadelholzprodukten im deutschen Wald erwarten. Allerdings führte dieser Preisanstieg bei Nadelschnittholz erst mit Verzögerung zu einem Anstieg der Nadelrohholzpreise im Wald (Destatis 2022). Zudem waren die Kapazitäten der Forstbetriebe und Forstunternehmen durch den hohen Anfall von Kalamitätsholz (Möhring et al. 2021) noch gebunden. So führten die erhöhten Holzpreise kaum zu einem Anstieg in der geplanten Holznutzung. Beispielhaft lag der Anteil des kalamitätsbedingten Einschlages in den Jahren 2020 und 2021 bei über 80 % in den teilnehmenden Betrieben des Betriebsvergleichs

Westfalen-Lippe (Dög & Möhring 2022) (Abb. 4.11). Es wurde lediglich beobachtet, dass bereits eingeschlagenes, im Wald (oder auf Lagerplätzen) gelagertes Holz durch den Preisanstieg schneller den Märkten zugeführt wurde (Jochem, Weimar & Dieter 2022). Globale Markttrends und ihr Einfluss auf das Einschlagverhalten mit Blick auf Baumart und Menge zeigen sich also häufig nur gedämpft und sind oft von anderen exogenen Faktoren, wie Schadereignissen, regionalen Ernte- und Transportkapazitäten, abhängig. Grundsätzlich kann jedoch davon ausgegangen werden, dass **Holzpreise den Zeitpunkt der Holzernte** und die **Intensivierung der Holzbewirtschaftungspraktiken** (d. h. Baumartenwahl, Produktionszeitraum, Erntemethoden, Erschließung usw.) (Kap. 4.4.3.4, 4.4.4.5) beeinflussen.

Markteinflüsse sind jedoch nicht nur die mengenmäßige Nachfrage nach Holz, sondern auch, welche **Holzarten** und **Sortimente** nachgefragt werden. Das Cluster Forst und Holz in Deutschland ist weitgehend von der Bereitstellung von Nadelholz abhängig. Derzeit ist etwa 90 % des stofflich genutzten Holzes (d. h. Stamm- und Industrieholz) Nadelholz (Thünen-Institut 2023a) (Abb. 4.12b). Laubholz wird dagegen zum überwiegenden Anteil (76 % im Jahr 2022 Thünen-Institut 2023a) energetisch genutzt (Abb. 4.12b). Insgesamt wurde in den letzten Jahren knapp ein Drittel des im Inland verwendeten Rohholzes zur Energieerzeugung in priva-



**Abbildung 4.11:** Daten zu Gesamteinschlag und kalamitätsbedingtem Einschlag aus dem Betriebsvergleich Westfalen-Lippe (über alle teilnehmenden Betriebe und Baumarten) von 1969 bis 2021 – der längsten Zeitreihe privater Forstbetriebe im deutschsprachigen Raum. Quelle: Dög & Möhring 2022.

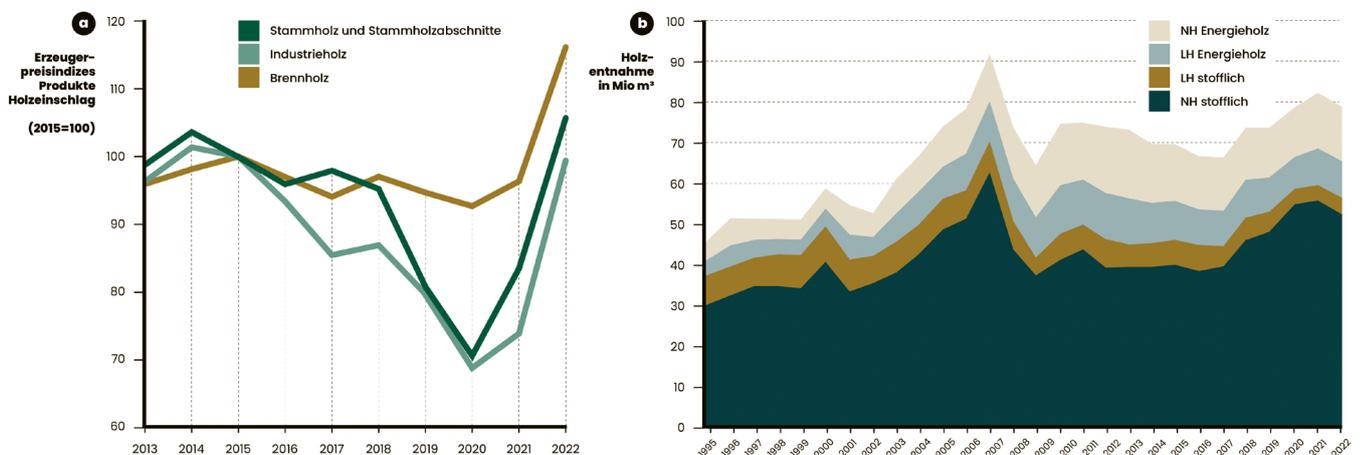
ten Haushalten und gewerblichen Feuerungsanlagen genutzt (Jochem et al. 2015; Jochem, Weimar & Dieter 2022; Thünen-Institut 2023a). Grundsätzlich können Nachfrageverschiebungen zwischen energetischer und stofflicher Nutzung zu Veränderungen im Bewirtschaftungsverhalten, d. h. insbesondere der Baumartenwahl und Länge der Produktionszeiträume, führen (Härtl & Knoke 2014), welche wiederum mit Artenvielfalt in Zusammenhang stehen können. In der Vergangenheit war eine steigende Nachfrage nach Energieholz (und damit steigende Energieholzpreise) häufig mit steigenden Öl- und Energiepreisen verbunden (Härtl & Knoke 2014), so auch seit dem Jahr 2022 aufgrund des Ukrainekrieges. Nach der ökonomischen Theorie führt eine Erhöhung der Preise für Energieholzsortimente relativ zu Sortimenten der stofflichen Verwertung sowohl zu einer Veränderung des Sortierverhaltens hin zu Energieholzsortimenten als auch zu der verstärkten Ernte niedrigerer Durchmesser, verbunden mit einer Verkürzung der Umtriebszeit. Die Ernte von Stämmen niedriger Qualität kann so ökonomisch attraktiver werden, bzw. andersherum kann das Belassen dieser Stämme als Totholz oder Habitatbäume (und damit verbundener Einfluss auf assoziierte Arten, Kap. 4.4.3.3) zu höheren Opportunitätskosten für den Forstbetrieb führen (Härtl und Knoke 2019). Zu beobachten war dies z. B. durch steigende Energieholzanteile nach der deutlichen Erhöhung der Rohölpreise ab den Jahren 2008 (Abb. 4.12b).

Eine höhere Profitabilität der Produktion von Waldhackschnitzeln kann die Verwendung von Derbholzreszen fördern. Dadurch kann es, in Abhängigkeit der Bodenverhältnisse, zu entsprechenden Auswirkungen auf den Humuszustand und den Nährstoffhaushalt des Waldes kommen (Vangansbeke et al. 2015). Verringerung

von Totholz im Bestand hat zudem Auswirkungen auf xylobionte Arten (Kap. 4.2.2.2, 4.4.3.3). Die energetische Nutzung stellt aber auch eine wichtige Verwendungsmöglichkeit für Laubholzarten dar, die aktuell sonst betriebswirtschaftlich kaum mit Nadelholz konkurrieren können (Dög & Möhring 2022; Ermisch, Seintsch & Dieter 2013).

Auch die **Bioökonomie** könnte in der Zukunft Einfluss auf die Nachfrage nach Holzprodukten, insbesondere auch auf Laubholz, nehmen. So können neue und innovative Marktbereiche für Holzprodukte erschlossen werden (z. B. Bringezu et al. 2020), z. B. als Chemierohstoff. Meistens handelt es sich hier noch um Nischenmärkte (Weimar & Iost 2020). Weitere aktuelle technologische Entwicklungen ermöglichen die Verwendung von Laubholz in der Holzwerkstoffindustrie und im konstruktiven Bereich (FNR 2020).

Grundsätzlich kann die verstärkte Verwendung nachwachsender Rohstoffe positive Auswirkungen auf die Artenvielfalt haben, wenn dadurch Laubholzarten ökonomisch attraktiv werden und so auch der Waldumbau in naturnahe, artenreichere Wälder finanziert wird (Spathelf et al. 2022). Diese Entwicklungen können aber auch zu einer insgesamt höheren Nachfrage nach Holzprodukten führen. Bisher findet in Deutschland z. B. die Ganzbaumnutzung kaum statt. Über 8 % des Holzes verbleiben im Wald (Englert, Rosenkranz & Seintsch 2018). Eine stärkere Entnahme dieser potenziellen Totholzpoolen kann sich negativ auf die Artenvielfalt (insbesondere xylobionte Arten) auswirken (Bouget, Lassaune & Jonsell 2012; Didion & Abegg 2022; Walmsley & Godbold 2010) (Kap. 4.2.2.2). Diese Art der intensiven Nutzung im Wald erscheint jedoch auch unter steigenden Holzpreisen als ökonomisch wenig wahrscheinliche



**Abbildung 4.12:** a Entwicklung der Erzeugerpreise (indexiert) ausgewählter Produkte des Einschlags der Staatsforste in Deutschland (über alle Baumarten) (Quelle: Destatis 2023). b Gesamtentnahme des Holzes in Deutschland (Derbholz und Nichtderbholz) laut der Einschlagsrückrechnung des Thünen-Instituts (Thünen-Institut 2023b) nach Laubholz und Nadelholz sowie stofflicher und energetischer Nutzung. Zahlen für 2022 sind vorläufig.

Option im Gegensatz zu Energieholzplantagen auf landwirtschaftlichen Flächen (Manning et al. 2015).

Das wirtschaftliche Ergebnis von Forstbetrieben hängt weiter zum Großteil (85 %) von den Erlösen aus dem Holzverkauf ab (BMEL 2023). Um strukturreiche Wälder zu unterstützen, werden alternative Einkommensquellen im Bereich der Honorierung von Ökosystemleistungen diskutiert (Bösch et al. 2018). Neue Märkte entwickeln sich insbesondere im Bereich der Honorierung der Kohlenstoffspeicherung und von Naturschutzleistungen (Böttcher et al. 2022). Da der Wald in Deutschland in der Vergangenheit nicht am internationalen Emissionshandel teilnehmen konnte (Krug 2021), beschränkt sich dieser Markt aktuell noch weitestgehend auf freiwillige Vereinbarungen zwischen Wirtschaftsunternehmen und Waldbesitzenden. Die Entwicklung entsprechender Geschäftsmodelle steht weiterhin vor dem Problem der Verfügungsrechte über die vermarkteten Produkte bzw. Ökosystemleistungen, der Zusätzlichkeit der Leistung und der Zahlungsbereitschaft der Öffentlichkeit (Elsasser, Altenbrunn & Köthke 2020; WBW 2021a). Dieser Bereich kann neue Einkommensmöglichkeiten erschließen (Schatz & Rosenberger 2022; WBW & Wissenschaftlicher Beirat Biodiversität und Genetische Ressourcen 2020) und entsprechend direkten Einfluss auf die Waldbewirtschaftung nehmen – mit positiven, aber auch möglichen negativen Folgen für die Artenvielfalt (siehe auch Kap. 4.5.5). Langfristige Evidenz besteht bisher in Teilen für vertragliche Stilllegungsflächen (Kap. 4.6.3.1), jedoch nicht im Bereich der privatrechtlichen Verträge. Die Auswirkungen sind jedoch, je nach vertraglicher Vereinbarung, direkt mit dem direkten Treiber »Direkte Ressourcenentnahme« (Kap. 4.4.3) verbunden. Eine konsequente Evaluierung entsprechender Projekte mit direktem Bezug zu Artenvielfalt als Zielsetzung erscheint notwendig.

Insgesamt lässt sich zusammenfassen, dass die Märkte nur sehr indirekt und mit hohem Zeitversatz auf Waldbewirtschaftung wirken, während die Auswirkungen dieser Waldbewirtschaftungsänderungen auf die Artenvielfalt positiv wie auch negativ sein können (Kap. 4.4.3). Zielsetzungen, die für heutige Marktentscheidungen getroffen werden, wie z. B. die Baumartenwahl, haben erst mehrere Förstergenerationen später einen Einfluss. Dies zeigt sich am Beispiel der Spessart-Eichen, die nicht als die heute stark nachgefragten Furniereichen gepflanzt wurden, sondern für die Waldweide. Gerade diese Unsicherheit bezüglich mittel- und langfristiger Preisschwankungen und Nachfrageentwicklungen forciert jedoch aus ökonomischer Sicht eine hohe Diversität mit Bezug auf Baumarten, aber auch Altersklassenverteilung

als Risikostreuung (Knoke et al. 2020; Paul et al. 2019). Grundsätzlich spielen jedoch gesellschaftliche Entwicklungen, rechtliche und steuerliche Regelungen und insbesondere Förderstrukturen eine entscheidende Rolle für Waldbewirtschaftung (Kap. 4.5.2).

#### 4.5.3.2 Technologische Treiber

Die Nachfrage nach bestimmten Holzarten und Sortimenten ist eng mit der technologischen Entwicklung in der Holz verarbeitenden Industrie verbunden. So geht die Tendenz in der Sägeindustrie zu niedrigeren Durchmessern, bedingt durch geringere Einschnittkosten in der Spaner- und Gattertechnologie im Vergleich zu Blockbandsägen, welche auch höhere Durchmesser einschneiden können (Reiter 2005; Schmithüsen et al. 2015). Diese technischen Restriktionen beeinflussen die aktuellen Richtlinien für Zieldurchmesser der Forstbetriebe, welche zwischen mindestens ca. 40–70 cm, je nach Baumart und Produktionsziel, liegen (z. B. Waldbaurichtlinien der Landesforstbetriebe und Forstverwaltungen). Ab Durchmessern von über 70 cm sinken daher, in Abhängigkeit der Zinserwartung der Waldbesitzenden, die ökonomischen Anreize, Bäume im Bestand zu belassen, mit wenigen Ausnahmen wie Furniereichen oder Kiefernstarkholz.

Statistiken der Niedersächsischen Landesforsten im Rahmen des LÖWE-Programmes (NLF 2023) zeigen in den Jahren 1990–2014 eine Reduzierung der Unfallzahlen von 180 auf 20 bei gleichzeitiger Steigerung des Anteils der hochmechanisierten Holzernte von 30 % auf 60 %. Diese Veränderung in der Holzernte erforderte eine Veränderung des Wegebaus und der Erschließung im Wald. Flächige Befahrung soll nach den Landeswaldgesetzen und Zertifizierungssystemen vermieden werden. Zur Reduzierung der Befahrung mit schweren Maschinen wird meist ein Netz aus Rückegassen im Abstand von ca. 40 m vorgeschlagen (siehe Richtlinien der Landesforstbetriebe und -verwaltungen und Richtlinien der Waldzertifizierungen), welches positive wie auch negative Auswirkungen auf die Biodiversität haben kann (Kap. 4.4.3.5).

### 4.5.4 Gesellschaftliche Treiber im Wald

#### 4.5.4.1 Demografie und Eigentumsstrukturen

**Etwa die Hälfte des deutschen Waldes ist in Privateigentum** (Thünen-Institut 2014 g). Für Privat- und Staatswald gelten die Vorgaben der ordnungsmäßigen und nachhaltigen Waldbewirtschaftung gleichermaßen (siehe BWaldG § 11 und Landeswaldgesetze). Allerdings ist für den Landeswald eine darüber hinausgehende naturnahe Bewirtschaftung teilweise sogar rechtlich vor-

geschrieben (z.B. NWaldLG § 15 (4) oder als ein entsprechendes Leitbild für die Bewirtschaftung durch Waldbaurichtlinien und Forsteinrichtungsrichtlinien operationalisiert (z.B. LÖWE-Programm, Hessische Waldbaufibel, Naturschutzkonzept der BaySF usw.). Soweit rechtliche Vorgaben der Wald-, Naturschutz- und Pflanzenschutzgesetze eingehalten werden und die Sozialpflichtigkeit des Eigentums (Art. 14 GG Abs. 2) ausreichend berücksichtigt ist, ist der Privatwald frei in der Bewirtschaftung.

50 % aller Privatwälder entfallen auf Betriebe kleiner als 20 ha und nur 13 % auf Betriebe größer als 1.000 ha. Jedes Jahr werden durch Eigentümerwechsel ca. 65.000 Menschen neue Waldeigentümer (Feil, Neitzel & Seintsch 2019). Eine Veränderung weg vom bäuerlichen Waldeigentum zu diversen sozialen Milieus (Feil, Neitzel & Seintsch 2019) inkl. den sogenannten »urbanen Waldbesitzern« (Krause 2010) ist zu beobachten. Damit sind auch Veränderungen im Bewirtschaftungsverhalten und in den Bewirtschaftungszielen verbunden. Nach einer umfangreichen Befragung von Privatwaldeigentümern stimmen 60 % der beteiligten Privatwaldeigentümer der Erhöhung von Naturschutzleistungen zulasten der Holznutzung zu (Feil, Neitzel & Seintsch 2019).

Nach Daten der BWI2012 (Thünen-Institut 2014h) unterscheidet sich weder die Höhe der Nutzung noch

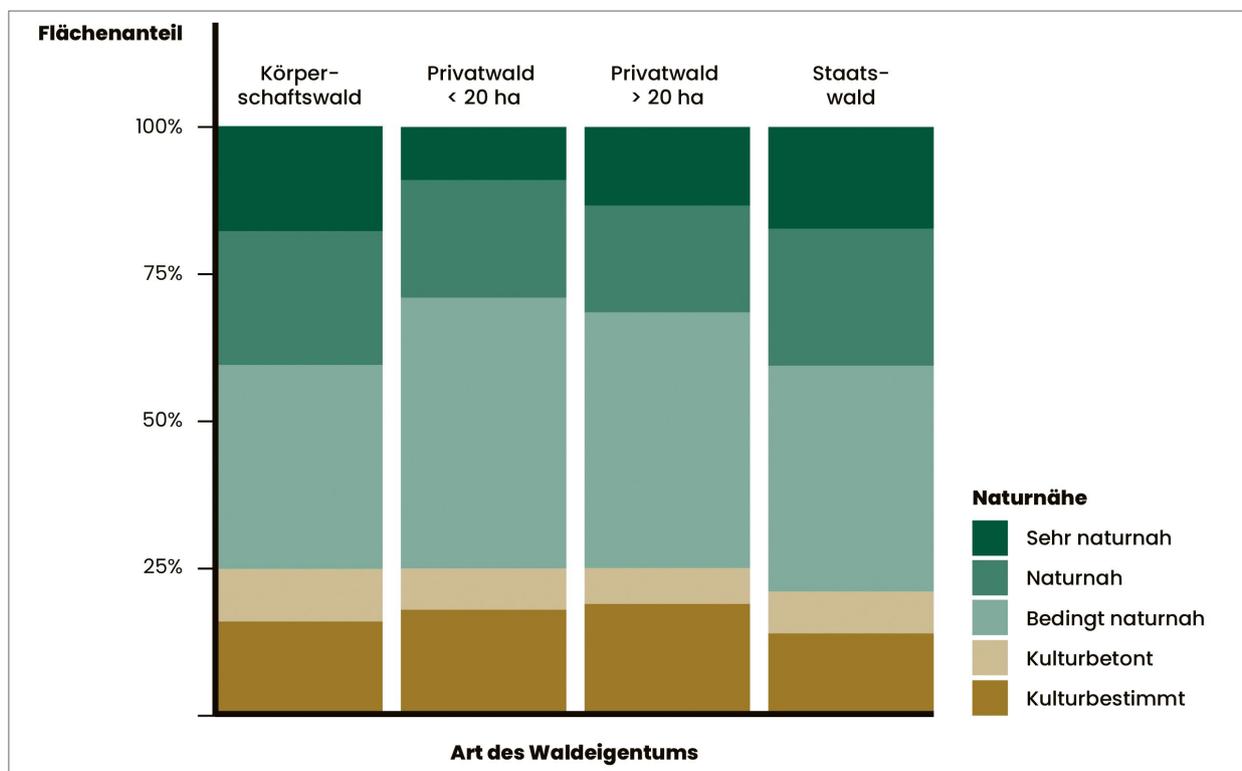
die Naturnähe zwischen den Eigentumsarten (Hennig 2016; Riedel et al. 2017) (Abb. 4.13). Gerade im Klein- (unter 20 ha) und Kleinstprivatwald (unter 5 ha) zeigen sich hohe Naturschutzpotenziale (Hennig 2016).

Die Nutzung im Kleinprivatwald liegt im Durchschnitt deutlich unter dem Zuwachs und auch unter dem Durchschnitt über alle Eigentumsarten (Hennig 2016). Insbesondere für die höheren Altersklassen ergeben sich damit überdurchschnittliche Vorräte.

Mölder, Tiebel & Pileninger (2021) und Tiebel, Mölder & Plieninger (2022) zeigten auf europäischer Ebene, dass die im Kleinprivatwald ausgeübten traditionellen Forstpraktiken und die häufig geringere Bewirtschaftungsintensität zu einer mosaikreichen erhöhten strukturellen Diversität, Totholz und Mikrohabitate über die Landschaft hinweg führen, was sich wiederum positiv auf die Biodiversität auswirkt (Kap. 4.2.2.2, 4.4.3.3).

#### 4.5.4.2 Konsumverhalten

Ein erhöhtes Bewusstsein für lokal produzierte und nachhaltige Produkte ist auch auf Holzmärkten festzustellen (Steinemann, Schwegler & Spescha 2017). So wurden in den Jahren 1993 und 1999 die **Zertifizierungssysteme** für Produkte aus **nachhaltiger Waldwirtschaft** des **Forest Stewardship Council (FSC)** und des **Programms zur Anerkennung von Forstzertifi-**



**Abbildung 4.13:** Flächenanteil verschiedener Naturschutzkategorien zwischen den Eigentumsarten Staats-, Körper- und Privatwald laut BWI2012. Letztere wird in die Größenordnung bis 20 ha und größer eingeteilt. Naturnäheindikator nach Definition der BWI (Riedel et al. 2017) (Quelle: eigene Abbildung auf Basis der Daten der Bundeswaldinventur [Thünen-Institut 2014b]).

**zierungssystemen (PEFC)** gegründet. In Deutschland sind zu aktuellem Stand (2022) rund 13 % bzw. 78 % der Waldfläche durch FSC oder PEFC zertifiziert, mit steigender Tendenz (FNR 2023; FSC 2023; PEFC 2023). Der Marktanteil zertifizierter Holzprodukte in Baumärkten beträgt laut einer Studie des Umweltbundesamtes über 90 % (Steinemann, Schwegler & Spescha 2017). Auch im Papiersegment dominieren demnach zertifizierte Holzfasern (bei Frischfaserprodukten).

Beide Zertifizierungssysteme stellen Anforderungen für erhöhten Artenschutz, wie die Förderung seltener Baumarten, Erhalt von Biotopen, strukturreichen Waldrändern, Erhalt und Anreicherung von Totholz und Biotopbäumen, Verbot (FSC) oder Reduzierung (PEFC) des Einsatzes von Pestiziden und Flächenstilllegung (nur FSC). Beide Systeme fördern naturnahen Waldbau unter der Verwendung standortheimischer (FSC) und standortgerechter (PEFC) Baumarten und Naturverjüngung. Sie setzen (u. a.) einen strukturreichen Waldaufbau, Verzicht auf Kahlschlag und gentechnisch verändertes Pflanzgut voraus.

#### 4.5.4.3 Wahrnehmung von Wald, Waldbewirtschaftung und Waldnaturschutz durch die Gesellschaft

Aufgrund der politischen und kulturellen Geschichte Deutschlands bleiben **Wälder** ein **hochsensibles Thema** in der **deutschen Gesellschaft**. Die breite Bevölkerung in Deutschland hat sich vor allem die Sprache der o. g. »Naturschutzkoalition« erschlossen (Kap. 4.5.2). Bürger:innen nehmen die Wälder vor allem als etwas Erlebenswertes wahr und sehen diese stark mit der Problematik des Waldsterbens verbunden. Sie sehen dabei den Holzverbrauch, z. B. im Bauwesen oder für Möbel, eher positiv und als abgekoppelt von der primären Holzherzeugung. Zur holzorientierten Waldnutzung nimmt die Gesellschaft dagegen eine kritische Haltung ein. Dieses »Schlachthofparadoxon« geht mit einer »Baum ab? Nein Danke«-Mentalität einher (Pauli & Krafft 2000). Dies ist damit begründet, dass die durch Wälder hervorgerufenen Emotionen der Menschen in der Regel auf Kindheitserfahrungen zurückgehen, wie z. B. Erinnerungen an Familienausflüge, frühe Vorbilder und Traditionen aus der »Vormoderne«, insbesondere Märchen, Erzählungen und Legenden (LpB 2001).

In einer Befragung von über 11.000 Personen in den EU-27-Ländern, darunter auch in Deutschland, wurde eine mehrheitlich große Sorge um den Wald sowohl auf globaler als auch regionaler Ebene konstatiert. Gleichzeitig priorisiert die Mehrheit der Bevölkerung die Schutzfunktionen vor der Waldnutzung (Rametsteiner

et al. 2009). Die Studie von Bethmann et al. (2018) zeigt, dass eine gemeinsame Sprache zwischen Forstfachleuten und breiter Öffentlichkeit selten gesprochen wird.

Kleinhüchelkotten et al. (2009) haben in einer Befragung die Wahrnehmung von Wald unterschiedlichen sozialen Milieus zugeordnet. Ergebnisse zeigen, dass rund 38 % der Bevölkerung, insbesondere soziale Organisationen, Postmaterialisten und Konservative, enge Beziehungen zu den Wäldern haben. 22 % von ihnen, die sogenannten ganzheitlichen Waldfreunde, zeigten ein ganzheitliches Verständnis nicht nur für die ökologischen und sozialen, sondern auch für die wirtschaftlichen Funktionen des Waldes. Rund 16 % von ihnen, die ökologischen Waldromantiker:innen, halten den ökologischen Fokus der Wälder für das wichtigste Thema. Für 40 %, d. h. für egozentrische Waldnutzer:innen und Unbesorgte (insb. Jüngere und Unterschüler), sind Wälder von untergeordneter Bedeutung. Für rund 23 % ist die Beziehung eher nicht emotional und pragmatisch (Kleinhüchelkotten et al. 2009). Die Mehrheit der Bevölkerung empfindet die Wälder als gefährdet und schutzwürdig, was die Waldnutzung nicht ausschließt. Ein Drittel sieht dennoch den Holzeinschlag aus wirtschaftlichen Gründen kritisch. Die Mehrheit der Bevölkerung nimmt die Forstwirtschaft als auf wirtschaftlichen Profit ausgerichtet wahr, dennoch wird sie insgesamt positiv wahrgenommen (Kleinhüchelkotten et al. 2009; Ranacher et al. 2017). Krott & Neitzel (2018) fassen zusammen, dass rund die Hälfte der Waldbesitzenden in sozialen Milieus lebt, die der »ordnungsgemäßen Forstwirtschaft nahestehen«. Der Bezug der nicht waldbesitzenden Bevölkerung zu nachhaltiger Waldbewirtschaftung und Waldnaturschutz ist mindestens ebenso divers wie bei den 50 % »forstfremden« Waldbesitzenden (Feil, Neitzel & Seintsch 2019).

#### 4.5.4.4 Wahrnehmung von Wald und Forstwirtschaft in den Medien

Durch die Folgen des aktuellen Klimawandels (**»Waldkrise 2.0«**) wächst die Sorge um den Wald. Entsprechend wird von vielen Akteuren (unterschiedlich) thematisiert und diskutiert, wie der Wald für die Zukunft gestaltet werden soll (Mack, Kremer & Kleinschmit 2023). Die Bevölkerung, aber auch politische, wirtschaftliche und gesellschaftliche Akteure und die Waldbesitzenden selbst sind mit (zu) vielen, teils gegensätzlichen Informationen konfrontiert. Vertrauen und Glaubhaftigkeit sind zu Schlüsselbegriffen im Diskurs um den Wald geworden. Gleichzeitig wird dieser Diskurs zunehmend auf einer emotionalen Ebene geführt (Jenal 2019). Einige Autor:innen und Medien nut-

zen und befeuern diese Emotionalität sehr erfolgreich, um mit einer breiten Bevölkerungsgruppe zu kommunizieren. Die Verknüpfung von menschlichen Emotionen mit den Funktionen des Ökosystems Wald erreicht viele gesellschaftliche Gruppen. Dadurch wird die Blickweise der Bevölkerung auf den Wald und seine Funktionen verändert (Schraml 2016). Zusammenfassend kann gefolgert werden, dass der Wald zunehmend aus Sicht der Klimaschutzfunktion gesehen wird. Andere Perspektiven, wie Naturschutz, Holznutzung, aber auch Erholungsfunktion, stehen dabei teilweise im Konflikt, bzw. diese Konflikte werden in den Medien gerne hervorgehoben.

#### 4.5.5 Synergien/Konflikte zwischen indirekten Treibern und biologischer Vielfalt

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass politisch-rechtliche, wirtschaftlich-technologische und gesellschaftliche Treiber der Waldbewirtschaftung eng verwoben sind. Entsprechend sind aktuelle waldbauliche Trends wie Vorratsaufbau und naturnahe Waldbewirtschaftung mit Blick auf Markt- und Klimarisiken einerseits ökonomisch-rational erklärbar (Knoke et al. 2023; Parkatti & Tahvonen 2020; Paul et al. 2019). Andererseits sind sie auch von Änderungen in der gesellschaftlichen Wahrnehmung und den daraus folgenden politischen Zielen und Maßnahmen beeinflusst.

Das für Deutschland definierte gesellschaftliche Ziel der multifunktionalen Wälder (Waldstrategie 2050) (BMEL 2021b) beinhaltet inhärent eine Abwägung zwischen verschiedenen gesellschaftlichen Zielsetzungen. Modellstudien zeigen, dass gemischte und strukturierte Wälder eine Kompromisslösung für die Bereitstellung vielfältiger Zielsetzungen darstellen können, jedoch auch Opportunitätskosten für Waldbesitzende generieren (Knoke et al. 2020). Eine Mischung vielfältiger Maßnahmen zum Schutz der Artenvielfalt (Augustynczyk et al. 2019) und eine verbesserte räumliche Planung haben hohes Potenzial, Zielkonflikte zwischen betriebswirtschaftlichen und gesellschaftlichen Zielen abzumildern und effiziente Schutzmaßnahmen zu definieren (Augustynczyk, Yousefpour & Hanewinkel 2018).

Zielkonflikte entstehen nicht nur zwischen privaten und öffentlichen Interessen, sondern auch innerhalb gesellschaftlicher Zielsetzungen – wie Biodiversität und Klimaschutz. Die Rolle von Stilllegungen für den Klimaschutz wird weiterhin wissenschaftlich und politisch debattiert (Bolte et al. 2021a; Grassi et al. 2021). Sabatini et al. (2019) zeigten, dass eine höhere Kohlenstoffspeicherung im Wald (durch oberirdische Biomasse) nicht unmittelbar mit höherer Artenvielfalt verbunden ist. Mit-

tel- bis langfristig kann aber erwartet werden, dass sich Prozessschutzflächen sehr positiv auf die Erhaltung und Wiederherstellung der walddispersiven Biodiversität auswirken (Kap. 4.6.3.1).

Eine Reihe von Studien weist darauf hin, dass eine dauerwaldartige Waldbewirtschaftung einen Kompromiss zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz darstellen kann (Bolte et al. 2021a; Spathelf et al. 2022). Modellrechnungen zeigen aber auch, dass der Klimawandel hohe Kosten für die Forstwirtschaft verursachen wird (Hanewinkel et al. 2013). Darüber hinaus kann der Verlust der wirtschaftlich bedeutenden Nadelbaumarten das langfristige ökonomische Potenzial reduzieren (Fuchs et al. 2022; Hanewinkel et al. 2013). Diese Effekte können einerseits zur großflächigen Aufgabe der Waldbewirtschaftung und damit zur Schaffung natürlichen Lebensraumes führen. Andererseits kann dieser Trend zu einer Rationalisierung und Intensivierung auf der verbleibenden Fläche der Waldbewirtschaftung oder sogar Umwandlung der Nutzung auf kleinerer Fläche führen. Zwei Tendenzen, die, wie aus der Vergangenheit bekannt ist (Kap. 4.4.3), positive und negative Effekte auf Artenvielfalt haben können.

Konkurrierende Zielsetzungen innerhalb einer Region beeinflussen auch die Artenvielfalt andernorts. Entstehen zum Beispiel Versorgungslücken des Rohstoffes Holzes durch Nutzungsverzicht in Deutschland, wie z. B. durch die europäische Biodiversitätsstrategie (Regelmann et al. 2023), werden diese Lücken in einer globalisierten Welt durch Einfuhren aus anderen Ländern abgemildert (Kap. 4.5.3.1). Solche Verlagerungen können zu sog. Leakage-Effekten als Folge von Telecoupling führen (Dieter et al. 2020; Fuchs, Brown & Rounsevell 2020), d. h., dass die negativen Umwelteinflüsse, wie der Verlust von Waldhabitaten, in andere Länder mit niedrigeren Schutzstandards verlagert, nicht aber gesamtheitlich reduziert wird. Dieter et al. (2020) (siehe auch Schier et al. 2022) zeigten beispielhaft, dass die Umsetzung der EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 je nach Umsetzungsszenario zu einer Reduktion der Rohholzproduktion in Deutschland von bis zu knapp 60 % (bis 2050) führen könnte. Diese verringerte Produktion wurde in den Modellrechnungen um bis zu 60 % durch steigende Produktion in Nicht-EU-Ländern kompensiert. In einigen Ländern kann von deutlich geringeren Standards in der Waldbewirtschaftung ausgegangen werden, wodurch negative Folgen auf die Biodiversität zu erwarten sind. Dieter et al. (2020) weisen außerdem darauf hin, dass eine insgesamt Verringerung der globalen Holzproduktion zu einer verstärkten Nutzung alternativer Produkte wie Beton, Stahl oder

Aluminium führen könnte, mit entsprechend negativen Auswirkungen für den Klimaschutz. Zielkonflikte und ungewollte Verlagerungseffekte sind daher bei der Gestaltung von Instrumenten für den Biodiversitätsschutz zu berücksichtigen.

## 4.6 Instrumente und Maßnahmen

### 4.6.1 Einleitung

Um negative Auswirkungen der genannten Treiber auf die Artenvielfalt im Wald zu vermeiden, sollten Zielkonflikte durch geeignete Maßnahmen abgemildert und Synergien zwischen den Treibern genutzt werden. Insbesondere die Berücksichtigung des Klimawandels stellt eine besondere Herausforderung dar (WBW 2021a). Verschiedene Instrumente stehen für die Umsetzung zur Verfügung: **ordnungsrechtliche Instrumente** (z. B. gesetzliche Gebote und Verbote) (Kap. 4.6.2.1), **finanzielle Anreizsysteme** (z. B. forstliche Förderung) (Kap. 4.6.2.2) und **informationelle Instrumente** (z. B. forstliche Bildungsarbeit) (Kap. 4.6.2.3). Die Maßnahmen umfassen **Flächenschutzmaßnahmen** (z. B. über Nationalparks, Biosphärenreservate, FFH-Gebiete usw.) (Kap. 4.6.3.1), **Managementmaßnahmen** (z. B. Förderung von Totholz, Mischbaumarten und kulturhistorischen Waldstrukturen usw.) (Kap. 4.6.3.2) und **Impulsmaßnahmen** (z. B. Ansiedlung von Artengruppen) (Kap. 4.6.3.3).

Im folgenden Abschnitt werden naturschutzfachliche Instrumente und Maßnahmen beispielhaft dargestellt.

### 4.6.2 Ausgewählte Instrumente im Wald

#### 4.6.2.1 Ordnungsrechtliche Instrumente

Die **Landeswaldgesetze** bzw. das **Bundesnaturschutzgesetz** (§§ 20–26 BNatSchG sowie EU-Naturschutzrecht) definieren verschiedene Schutzgebietskategorien mit unterschiedlichen Wirkungsweisen und -zielen. Mit dem Gebietsschutz können sowohl der Erhalt natürlicher Strukturen und Dynamiken als auch die Pflege von kulturbedingten, wertvollen Wäldern und Lebensräumen (Kap. 4.6.3.1) gewährleistet werden. Durch die Ausweisung von Natura-2000-Gebieten und die Erstellung der Natura-2000-Managementpläne wurden für viele naturnahe Waldgebiete erstmals konkrete Erhaltungsziele definiert.

Neben gesetzlichen Schutzgebietskategorien wird der Schutz von Wäldern auch über politische Strategien und Initiativen gefördert. Hier sind vor allem Wälder mit **natürlicher Waldentwicklung** (NWE) nach der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU 2007) und **Wälder im nationalen Naturerbe** zu nennen.

#### 4.6.2.2 Finanzielle Anreizsysteme

Mehrkosten und Mindererträge, die durch Naturschutzmaßnahmen im Wald entstehen, können durch verschiedene Instrumente vollständig oder teilweise ausgeglichen werden. Ein Überblick über die Fördermöglichkeiten aus Sicht von privaten Waldbesitzenden mit Stand 2020 findet sich in Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (2020). Eine zentrale Bedeutung kommt der Gemeinschaftsaufgabe »**Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes**« (GAK) (Artikel 91a GG) zu. Hier können Maßnahmen in den Bereichen naturnahe Waldbewirtschaftung, Aufforstung und Vertragsnaturschutz durch anteilige Finanzierung von Bund und Ländern gefördert werden. Im Rahmen des Klima- und Transformationsfonds (KTF) ist seit dem Jahr 2022 auch die Förderung zahlreicher naturschutzfachlich relevanter Maßnahmen eines »Klimaangepassten Waldmanagements« für den Privat- und Kommunalwald möglich (<https://www.bmel.de/DE/themen/wald/klimaangepasstes-waldmanagement.html>). Darüber hinaus besteht mit dem Ökokonto eine Möglichkeit, Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen im Wald zu finanzieren. Eine projektbezogene Anteilsfinanzierung für Waldnaturschutzprojekte ist zudem über das Bundesprogramm Biologische Vielfalt möglich. Im Rahmen des **Vertragsnaturschutzes** stehen auf Ebene der Bundesländer und Landkreise unterschiedliche Verfahren und Mittel zur Verfügung (Franz et al. 2018). Darüber hinaus spielen auch **private Akteure** wie Stiftungen im Waldnaturschutz eine wesentliche Rolle zur Ergänzung staatlicher Anreizsysteme und Finanzierungsoptionen. Ein zusätzliches Anreizsystem kann die **Zertifizierung** von Forstbetrieben und ihrer Holzprodukte darstellen (Kap. 4.5.4.2).

#### 4.6.2.3 Informationelle Instrumente

Zu informationellen Instrumenten zählen sowohl die **Information und Aufklärung verschiedener Zielgruppen im Wald** (z. B. Waldbesitzende, Forstbetriebe, Erholungssuchende, Naturschutzinteressierte, Jäger:innen), um naturschutzfreundliches Handeln zu unterstützen (Krott 2022; Winkel 2007), als auch die **Aus- und Weiterbildung von Fachpersonal** zur Entwicklung und Umsetzung geeigneter Maßnahmen. Mit Blick auf die breite Öffentlichkeit sind waldpädagogische Aktivitäten und Programme zur Bildung für nachhaltige Entwicklung in Kindergarten, Schulen (modulare Unterrichtsmaterialien) und in der Erwachsenenbildung in Deutschland gesellschaftlich verankert. Sie werden auch in der Waldstrategie 2050 der Bundesregierung gestärkt und finanziell gefördert (BMEL 2021b). In den Landesforst-

betrieben und -verwaltungen sowie auch im Privatwald besteht ein breites Angebot forstlicher Bildungsarbeit im Wald. Dieses wird über die sozialen Medien bzw. im Internet beworben (s. z. B. Schutzgemeinschaft Deutscher Wald). Dies gilt auch für den spezifischen Waldnaturschutz über die entsprechenden Verbände und Vereine.

Forstliche Berufsausbildung unter Berücksichtigung des Waldnaturschutzes findet auf allen beruflichen Ebenen im Rahmen der Waldarbeiterschulen, Hochschulen und Universitäten statt (BDF 2023). Ergänzt wird die Fachkompetenz im Waldnaturschutz durch entspre-

chende nicht forstliche Berufsausbildungen in der Ökologie, Biologie, den Sozialwissenschaften und verwandten Fächern.

Eine wichtige Säule der Fortbildung und Information im Bereich Artenschutz und Waldnaturschutz ist die forstliche Beratung von Waldbesitzenden über Forstverwaltungen, Forstbetriebsgemeinschaften und Forstplanungsunternehmen. Information als Politikinstrument beinhaltet auch spezifische staatliche Informationskampagnen mit Blick auf Artenvielfalt im Wald (Tab. 4.10 in Kap. 4.5.2.2).

**Tabelle 4.12:** Vor- und Nachteile ausgewählter Instrumente zur Förderung von Naturschutzmaßnahmen im Wald.

Instrument	Steuerungslogik	Vorteile	Nachteile
Beratung bzw. Ausbildung	Freiwilligkeit, subsidiäre Problemlösung durch Information	Erkennen und Nutzen von Synergiepotenzialen; »aufgeklärte« Steuerung durch Wissenstransfer; flexible und individuelle Problemlösung	Keine Regelungssicherheit, Gefahr der symbolischen Steuerung bzw. Privatisierung von Problemlösungsverantwortung
Zertifizierung von Wald und Holz	Freiwilligkeit, privatwirtschaftliches Instrument, ökonomische Lenkungsfunktion über Honorierung an Märkten	Freiwilligkeitsprinzip und betriebliche Eigeninitiative schaffen hohe Akzeptanz, sofern Honorierung erfolgt, Internalisierung ökologischer Leistungen in die Absatzmärkte	Begrenzter ökologischer Anspruch, vor allem wenn keine oder keine ausreichende Honorierung über die Märkte erfolgt; unterschiedliche und z. T. konkurrierende ökologische Nachhaltigkeitsstandards
Ökokonto	Kompensation ökologischer Eingriffe, marktliche Steuerung	Hohe ökonomische Effizienz über marktliche Steuerung, ökologische Honorierung durch »private« Gelder nach Verursacherprinzip	Unklare ökologische Effizienz, Allokationsrisiken; bislang nur kompensatorisch eingesetzt, Allokation wird v. a. über Markt geregelt und entzieht sich weitgehend staatlicher Steuerung
Vertragsnaturschutz	Finanzieller Transfer für zu erbringende Naturschutzleistungen	Hoher naturschutzfachlicher Zielerreichungsgrad durch individuelle Ausgestaltbarkeit der Verträge und hohe Akzeptanz. Wegen des hohen Aufwands nur für besondere naturschutzfachliche Leistungen, i. d. R. in Vorranggebieten	Kosten für die öffentliche Hand, hohe Transaktionskosten bei anspruchsvoller Steuerungsintention
Ökologisches Honorierungssystem (ergebnisbezogen)	Finanzieller Transfer für naturschutzfachlich hoch bewertete Waldzustandsergebnisse	Anreizwirkung durch finanzielle Abgeltung, Effizienz durch Ergebnisorientierung, »Belohnung« naturschutzfachlich vorbildlicher Betriebe	Kosten für die öffentliche Hand, hohe Transaktionskosten bei qualitativ anspruchsvoller Steuerungsintention
Förderung (maßnahmenbezogen)	Finanzielle Anreize zur Berücksichtigung von Naturschutzzielen bei betrieblichen Maßnahmen	Anreizwirkung zur Durchführung naturschutzfachlich gewünschter Maßnahmen, sozioökonomische Effizienz durch Freiwilligkeit der Inanspruchnahme	Kosten für die öffentliche Hand, Effizienz durch Maßnahmenbezug nicht immer gegeben (u. a. Mitnahmeeffekte)
Gesetzliche Zielvorgaben	Deklaratorische gesetzliche Manifestation (z. B. Zielkatalog naturnahe Waldwirtschaft)	Können als transparente Leitlinie der Ausgestaltung des umwelt- und forstpolitischen Instrumentariums dienen	Ohne Verbindung mit anderen umwelt- und forstpolitischen Instrumenten weitgehend wirkungslos
Gesetzliche Mindeststandards (GfP, OgF)	Regulative Sicherung (Zwang zur Einhaltung bestimmter Standards)	Sichern flächendeckend naturschutzfachliches Grundniveau	Beschränkter ökologischer Anspruch, für sich genommen keine positiven Anreize zu Wohlverhalten
Schutzgebietsregularien	Gesetzlicher Zwang zu naturschutzfachlich bestimmter Handlungsweise	Hohe Sicherungswirkung durch rechtliche Regelung, individuelle Ausgestaltbarkeit in Abhängigkeit vom Schutzzweck (Naturschutzgebiete, vergleichbare Vorranggebiete) Kombination mit finanziellen Instrumenten kann Akzeptanz erhöhen	Verpflichtung zu Naturschutzleistungen ohne materiellen Ausgleich, Akzeptanz- und Umsetzungsprobleme

### 4.6.3 Bedeutung ausgewählter Maßnahmen im Wald für die biologische Vielfalt

#### 4.6.3.1 Flächenhafte Schutzmaßnahmen

Da die **verschiedenen Schutzgebietskategorien** (siehe Anhang A4) sich bezüglich ihrer Ziele deutlich unterscheiden und sich zudem vielfach räumlich überlagern (Tab. 4.13), sind pauschale Aussagen über ihre Wirkungsweise und Effektivität nicht möglich.

Die Ausweisung von Prozessschutzflächen, wie sie vor allem in den Kernzonen von Nationalparks und Biosphärenreservaten sowie in Naturwaldreservaten, aber auch teilweise in Naturschutzgebieten stattfindet, stellt einen segregativen Ansatz dar, bei dem durch die Aufgabe der forstwirtschaftlichen Nutzung eine eigendynamische Waldentwicklung zugelassen wird. Auf den anderen Schutzgebietsflächen sollen Naturschutzziele im Rahmen eines entsprechend angepassten Managements integrativ erreicht werden, eine Fortführung des integrativen Schutzgedankens mit einer Schwerpunktsetzung auf Naturschutzaspekte (Winkel 2007).

Die bisher vorliegenden Metastudien zu den Effekten einer natürlichen Waldentwicklung (Rewilding oder Prozessschutz: dauerhafte Einstellung forstlicher Nutzung und naturschutzfachlicher Pflege in ehemaligen Wirtschaftswäldern) auf die Artenvielfalt kommen zu heterogenen Ergebnissen (Dieler et al. 2017; Paillet et al. 2010). Das zeigt auch eine strukturierte Literaturanalyse aller Vergleichsstudien zur Artenvielfalt bewirtschafteter und unbewirtschafteter Waldbestände in mitteleuropäischen Laubwäldern, die bis zum Jahr 2022 publiziert worden sind (Meyer 2023). Insgesamt wurden 54 Studien mit 110 einzelnen Vergleichen gefunden. In unbewirtschafteten Wäldern wurde meist eine geringere Artenvielfalt der Gefäßpflanzen und eine höhere Vielfalt der Baumarten, Moose, Flechten, Pilze, Vögel und Arthropoden festgestellt (Abb. 4.14). Mehrheitlich deuten die bisher vorliegenden Untersuchungen darauf hin, dass

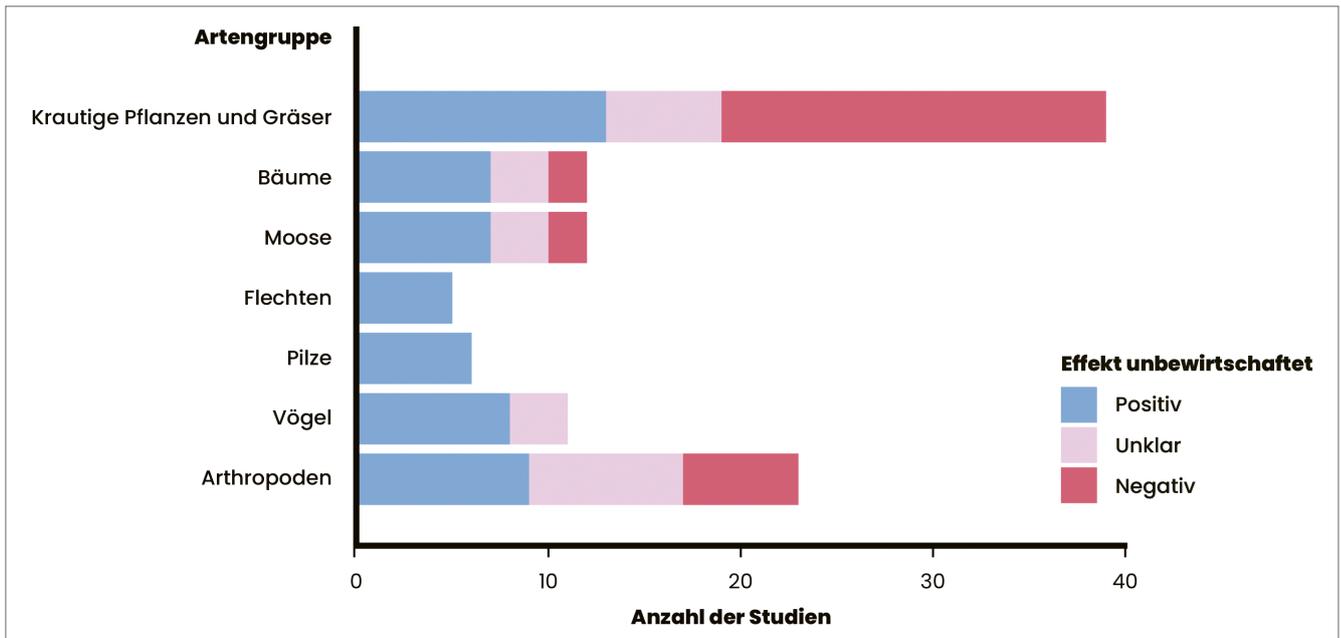
die Artenvielfalt bei denjenigen Arten(gruppen), die eng an Altbäume, Totholz und Habitatkontinuität gebunden sind, in ungenutzten Wäldern höher als in genutzten Wäldern ist (Bässler et al. 2012; Bradtka, Bässler & Müller 2010; Hilmers et al. 2018; Lehnert et al. 2013; Müller et al. 2010; Müller, Bußler & Utschick 2007; Winter et al. 2005). Hingegen werden von Dieler et al. (2017), Schulze (2018) und Schall et al. (2020) überwiegend keine positiven Effekte der natürlichen Waldentwicklung auf die Vielfalt dieser sowie weiterer Artengruppen festgestellt. Diese Studien beruhen in der Regel auf Daten aus Prozessschutzflächen in mittelalten, homogenen ehemaligen Wirtschaftswäldern. Ohne zusätzliche natürliche Störungen entfalten diese Flächen über Jahre kaum fördernde Wirkung für die Biodiversität.

Unstrittig ist, dass lichtbedürftige Gefäßpflanzenarten und Störzeiger durch die forstliche Nutzung gefördert werden (Härdtle, von Oheimb & Westphal 2001; Schmidt & Schmidt 2007). Nach Einstellung der Nutzung und bei Ausbleiben größerer Störungen kommt es daher meist zu einer Abnahme der Vielfalt an Gefäßpflanzen (Meyer 2023; Vandekerckhove et al. 2021). In der Folge bildet sich eine zwar artenärmere, jedoch oft lebensraumtypischere Krautschicht heraus. Für die waldtypische Artenvielfalt der Gefäßpflanzen (BfN 2011) wie auch für das Vorkommen von seltenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen sowie Moosen sind zudem die Habitatkontinuität und die Geschichte der Landnutzung von großer Bedeutung. Dies gilt insbesondere in naturräumlichen Großregionen mit einem geringen Anteil von Wäldern mit mehr als hundertjähriger Waldkontinuität (historisch alte Waldstandorte) (Kriebitzsch et al. 2013; Mölder et al. 2015; Schmidt et al. 2009).

Bei natürlicher Waldentwicklung nimmt in Deutschland bisher der Buchenanteil auf Kosten der Mischbaumarten und insbesondere der einheimischen Eichenarten zu (Kölling et al. 2009; Meyer et al. 2006; Meyer et al.

**Tabelle 4.13:** Waldflächen in Schutzgebieten nach dem Bundesnaturschutzgesetz (die Gebietsflächen der verschiedenen Kategorien können sich großflächig überschneiden) (Tabelle aus Waldbericht der Bundesregierung 2021, auf Basis von CLC aktualisiert).

Schutzgebietskategorie	BNatSchG	Anzahl	Terrestrische Fläche		Anteil an der Gesamtwaldfläche
			Gesamt	davon Wald	
			[km <sup>2</sup> ]	[km <sup>2</sup> ]	[%]
Naturschutzgebiete	§ 23	8.957	16.730	7.462	45 %
Nationalparks	§ 24	16	2.183	1.291	59 %
Biosphärenreservate	§ 25	18	13.484	6.084	45 %
Landschaftsschutzgebiete	§ 26	8.951	113.033	47.903	42 %
Naturparks	§ 27	105	102.479	46.495	45 %
FFH-Gebiete	§§ 32, 33	4.544	33.327	19.365	58 %



**Abbildung 4.14:** Ergebnisse aus Vergleichsstudien bewirtschafteter und unbewirtschafteter mitteleuropäischer Laubwälder in Hinblick auf die Artenvielfalt. Die farbliche Unterteilung der Balken zeigt die Anzahl der Ergebnisse mit positiven, negativen und unklaren Effekten der Nutzungseinstellung je Artengruppe (aus: Meyer 2023).

2015; Meyer et al. 2016; Rohner et al. 2012; Rohner, Bugmann & Bigler 2013; Straußberger 1999; Straußberger 2001). Allerdings ist in niedersächsischen Naturwäldern selbst nach mehr als 50 Jahren natürlicher Entwicklung keine generelle Abnahme der Baumartenzahl zu erkennen (Meyer 2023). Die Abnahme der Mischbaumarten verläuft zudem überraschend langsam (Meyer et al. 2016; Rohner et al. 2012; Rohner, Bugmann & Bigler 2013). Die Veränderungen sind nicht nur ein Konkurrenzphänomen, sondern lassen sich auch auf natürliche Störungen wie die Eichen-Komplex-Krankheit zurückführen (Meyer et al. 2016). Bisher ist unklar, ob natürliche Störungen dazu beitragen können, dass in der Konkurrenz mit Schattenbaumarten unterlegene Halblicht- oder Lichtbaumarten ihre Populationen aufrechterhalten oder gar ausdehnen können (Jaloviar et al. 2017).

Die natürliche Entwicklung der Strukturvielfalt ist stark von der Baumartenzusammensetzung und dem Störungsregime abhängig. Dies zeigt der Kontrast zwischen der deutlichen Zunahme der Biomasse in von Laubbäumen dominierten Naturwaldreservaten (Meyer 2013; Meyer, Nagel & Feldmann 2021; Nagel et al. 2023; von Oheimb 2003; Willig 2003) und den häufig großflächigen Absterbeprozessen in Fichten-Naturwaldreservaten und -Nationalparks (Meyer et al. 2015; Meyer et al. 2017; Müller et al. 2010; Winter et al. 2015).

Die bisherigen Untersuchungen stimmen darin überein, dass in nutzungsfreien Wäldern eine erhebliche Totholzakkumulation stattfindet (Meyer & Schmidt 2011; Müller & Bütler 2010; Paillet et al. 2015; Vandekerkhove

et al. 2009; Vandekerkhove et al. 2012; Vandekerkhove et al. 2021). Die Vergleichsstudien von Winter (2006) und Müller, Engel & Blaschke (2007) belegen zudem eine Erhöhung der kleinräumigen Struktur- und Habitatvielfalt mit abnehmender Nutzungsintensität.

Aus methodischer Sicht ergeben sich für den gegenwärtigen Wissensstand einige Einschränkungen. So ist bei Vergleichen zwischen aus der Nutzung genommenen und bewirtschafteten Wäldern auch zu beachten, dass sich die Waldbewirtschaftung in den letzten Jahrzehnten deutlich verändert hat. Laub- und Mischwaldmehrung, strukturreichere Waldgefüge, eine Bevorzugung der natürlichen Verjüngung sowie die Erhaltung von Habitatbäumen sind heutzutage Kennzeichen des naturnahen Waldbaus. Dadurch haben sich vermutlich die Unterschiede zu Naturwäldern verringert und auch das Angebot an bislang seltenen Habitaten verbessert (Spellmann 2010).

Zudem ist zu berücksichtigen, dass in den vorliegenden Vergleichsstudien die forstliche Nutzung meist nur pauschal betrachtet wird (Bewirtschaftung: Ja/Nein), skalenübergreifende Ansätze von der Bestands- bis zur Landschaftsebene selten sind, vorwiegend Altbestände untersucht wurden und nur wenige Langzeitstudien vorliegen. Zudem fehlt meist eine qualitative Betrachtung der Artenzusammensetzung. Verbesserte Langzeitstudien der lebensraumtypischen Artenausstattung von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern auf verschiedenen räumlichen Skalen erscheinen daher nach wie vor erforderlich.

#### 4.6.3.2 Managementmaßnahmen inkl. Bezug zu oben genannten Instrumenten und Bedeutung für die biologische Vielfalt im Wald

##### Belassen von Alt-, Biotopbäumen und Totholz

Die **Naturschutzkonzepte** in Wäldern, die sich sowohl auf Selbstverpflichtungen (z. B. der öffentlichen Forstverwaltungen) als auch auf Förderprogramme beziehen, enthalten zahlreiche operationale Vorgaben für **Alt-** und **Biotopbäume** sowie für **Totholz**. Die Bedeutung alter Bäume und von Totholz wurde in Kap. 4.4.3.3 adressiert. Für kommunale und private Waldbesitzende wurden finanzielle Anreize geschaffen (Kap. 4.6.2.2).

Für den Schutz von **Alt-** und **Biotopbäumen** ist die positive Einstellung des Waldbewirtschaftenden entscheidend. Diese äußert sich nicht zuletzt darin, dass die entsprechenden Bäume dauerhaft markiert sind, um eine Nutzung auszuschließen. Im Zuge der Verkehrssicherung an öffentlichen Straßen und stark frequentierten Plätzen müssen Biotopbäume allerdings regelmäßig untersucht und bei Gefahr gefällt werden. Das gilt jedoch nicht für Forst- und Wanderwege. Für den Nachweis des Schutzes von Biotopbäumen sind die Revierleiter:innen und Waldbesitzenden verantwortlich. Normative Vorgaben zum Schutz von Altbäumen und Totholz sind allerdings oft unkonkret. Insbesondere fehlen in den Waldgesetzen nachprüfbar ökologische Kriterien.

Das Schaffen und Belassen von **Totholz** ist eine wichtige Maßnahme zur Steigerung der Biodiversität in Wirtschaftswäldern. Für die häufigsten mitteleuropäischen Waldgesellschaften empfehlen Müller & Bütler (2010) auf der Basis einer Analyse der wissenschaftlichen Literatur Totholzmengen zwischen 20–50 m<sup>3</sup> pro ha. Das schnellste und kostengünstigste Mittel ist dabei das bewusste Belassen des oberen Stammteils oder wirtschaftlich minderwertiger Stämme während der Holzernnte (Doerfler et al. 2017). Hier helfen einfache Regeln, wie zum Beispiel das »Zopfen beim ersten Ast«, wodurch liegendes Totholz unterschiedlicher Stärke entsteht (Mergner 2021). Auch das Belassen von entwurzelten oder abgebrochenen Bäumen nach Störungen erhöht die Totholzmenge. Um in Wirtschaftswäldern seltene Totholzelemente bereitzustellen, sind aufwendigere Maßnahmen notwendig. Dazu gehören das Entfernen der Krone am stehenden Stamm, um Hochstümpfe zu generieren, das Umziehen und Sprengen von Bäumen sowie die Schaffung von Mikrohabitaten durch gezielte Motorsägenschnitte (Adelmann 2021; Lewis 1998; Tukka, Kuuluvainen & Aapala 2004). Wenn bei derartigen Maßnahmen eine unerwünschte Förderung von Schadinsekten zu befürchten ist (z. B. bei liegendem fri-

schem Fichtentotholz), helfen Techniken wie das Schlitzzen der Rinde mit Spezialgeräten oder das Abschälen der Rinde bei Hochstubben mit dem Harvester (Debarking). Damit werden die Entwicklungsmöglichkeiten des Buchdruckers begrenzt, nicht aber die anderer Arten (Hagge et al. 2019; Thorn et al. 2016b). Die Gefährdung gesunder Laubbäume durch das Liegenlassen von Totholz wurde bislang nicht nachgewiesen. Weitere Optionen für das Schaffen von Totholz bieten Maßnahmen der Verkehrssicherung. So können Bäume mit hohem Schadpotenzial durch absterbende Starkäste durch Kappen der Krone in Hochstümpfe verwandelt werden oder bleiben, im Falle einer Fällung, als künftiges Totholz liegen. Inzwischen belegen viele Studien die positiven Auswirkungen aktiver Totholzanreicherung auf die Biodiversität verschiedenster Taxa (Bässler et al. 2010; Doerfler et al. 2018; Gossner et al. 2013; Krahe et al. 2018; Vanha-Majamaa et al. 2007) (Kap. 4.2.2.2, 4.4.3.3).

Die Entstehung natürlicher **Mikrohabitats** an lebenden Bäumen nimmt oft mehrere Jahrzehnte in Anspruch (Larrieu & Cabanettes 2012; Moning & Müller 2009). Demgegenüber beschleunigt die künstliche Schaffung mit ähnlichen wie den oben ausgeführten Techniken die Entstehung von Mikrohabitaten. Diese Techniken sollten aber nur dann eingesetzt werden, wenn es an natürlich entstandenen Mikrohabitaten mangelt.

Noch weiter gehen Ansätze im Zuge der Rekultivierung von Abbauflächen. So wurden auf forstlichen Rekultivierungsflächen die Stämme gefällter Bäume teilweise mit künstlichen Höhlen versehen und aufrecht im Boden eingegraben ([www.forschungsstellerekultivierung.de](http://www.forschungsstellerekultivierung.de)). Solche Maßnahmen sind geeignet, auch auf großen Sukzessionsflächen ein Angebot an Nistplätzen für Höhlenbrüter so lange aufrechtzuerhalten, bis der Wald eigene Nistmöglichkeiten bietet, scheiden aus Kostengründen in anderen Situationen jedoch aus.

##### Passive und aktive Förderung von Feuchtflecken in Wäldern

Viele Arten in Wäldern benötigen zumindest in bestimmten Entwicklungsstadien Gewässer. Durch den weitgehenden Verlust dynamischer Auwälder, die Entwässerung von Waldlebensräumen als Grundlage der Bewirtschaftung sowie die Begradigung von Fließgewässern wird das Angebot an aquatischen Lebensräumen im Wald stark reduziert. Das aktive Anlegen von Waldtümpeln hat sich hier sehr positiv auf die Bestände vieler Amphibien, Libellen und Vogelarten ausgewirkt (Kap. 4.2.2.2). In den letzten Jahrzehnten wurden diese Bemühungen vielerorts durch die Stauaktivitäten des Bibers unterstützt (Orazi et al. 2022).

## Wiederaufnahme von kulturhistorischen Wirtschaftsformen

**Historische Nutzungsformen** wie Mittel- oder Hutewälder, mit Einschränkung auch Niederwälder, zeichnen sich durch ein vielfältiges raumzeitliches Nebeneinander an **lichten** und **dunklen Bestandsstrukturen** aus, die den **Entwicklungsphasen** eines **naturnahen Waldzyklus** (Pionierphase, Kronenschlussphase, Zerfallsphase) ähneln (Kap. 4.1.1.1, 4.4.3.2). Hinzu kommt häufig eine Nährstoffverarmung, die zu einer veränderten Gras-/Krautschicht bis hin zu offen liegendem Mineralboden führen kann. Damit bieten diese Nutzungsformen Arten mit unterschiedlichsten Licht- und Temperaturpräferenzen zeitgleich geeignete Bedingungen.

Gegenwärtig sind die sozioökonomischen Grundlagen für eine Fortsetzung der genannten historischen Nutzungsformen weitgehend weggefallen, in wenigen Regionen werden sie noch zur Energieholzgewinnung durchgeführt. So existieren im Dreiländereck Nordrhein-Westfalen, Hessen und Rheinland-Pfalz noch größere Flächen (»Hauberger«), die noch als Niederwälder genutzt werden (Kamp 2022). Bewirtschaftete Mittelwälder finden sich kleinflächig vor allem in Thüringen und in Bayern, wo sie durch spezielle Naturschutzprogramme gefördert werden (Dolek, Körösi & Freese-Hager 2018; Haupt 2012). Reste ehemaliger, nicht mehr genutzter Hutewälder sind oft im nachfolgenden Hochwald zu erkennen. Heute noch erhaltene Hutewälder gibt es i. d. R. nur noch im Rahmen von Naturschutzbeweidungs- oder -pflegeprojekten (Bunzel-Drüke et al. 2019).

Wenn die genannten historischen Nutzungsformen im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen durchgeführt oder wiederbelebt werden sollen, ist dies aufgrund des hohen Aufwandes und des im Vergleich zur Hochwaldwirtschaft i. d. R. geringeren Ertrages meist nur im Rahmen von speziellen Förderprogrammen möglich (BfN 2005; Dolek, Körösi & Freese-Hager 2018; Mölder et al. 2022). Beispielsweise sieht diese Förderung in der Windsheimer Bucht (Bayern) bei einer 25–30-jährigen Nutzungsfrequenz zwischen 50 und 80 € pro ha und Jahr vor und zusätzlich die einmalige Auszahlung von 600 bis 750 € pro ha für den Einschlag selbst (Dolek, Körösi & Freese-Hager 2018).

Die Fortführung bzw. Wiederaufnahme historischer Nutzungsformen ist ein wichtiger Beitrag zur Erhaltung der Arten- und Lebensraumvielfalt (Dolek, Körösi & Freese-Hager 2018; Mölder et al. 2022; Mölder & Schmidt 2023). Bei den Zielarten, die von diesen Maßnahmen profitieren, handelt es sich um sogenannte Lichtwaldarten, aber auch um viele xylobionte Arten, die starkes Totholz benötigen, dies aber in sonnenlichtbegünstigter

Situation (Müller 2015) (Kap. 4.2.2.2, 4.4.3.3). Ein Großteil hochgradig gefährdeter Arten, vor allem aber auch sehr viele Arten der FFH-Richtlinie werden durch diese historischen Nutzungsformen effektiv geschützt (Brunzel & Sommer 2016; Dolek, Körösi & Freese-Hager 2018; Haupt 2012).

Verschiedene waldbauliche Strategien, die darauf abzielen, ähnliche Strukturen im Rahmen einer naturschutzorientierten Waldbewirtschaftung zu etablieren, haben sich als vielversprechend erwiesen (Müller et al. 2004). Durch Verjüngung von Eichenbeständen mithilfe von Lochhieben können ähnlich lichte Strukturen geschaffen werden (Sebek et al. 2015). Gezielte Anreicherung von Totholz in Sonne und Schatten fördert ebenfalls die oben genannten Zielarten (Vogel et al. 2020; Vogel et al. 2021). Zusammenfassend kann gesagt werden, dass in erster Linie die besonderen Waldstrukturen lichter Wälder, die Baumartenzusammensetzung und das Angebot an Alt- und Totholz für die oben genannten Zielarten bestimmend sind.

Viele Lichtwaldarten, die ganz oben auf den Roten Listen stehen, benötigen nicht nur Licht und Wärme im Wald, sondern oft auch eine magere Gras-/Krautvegetation oder offene Bodenstellen (insb. Tagfalter, Vögel), die früher Folge von Austrags- und Übernutzung waren. Lichte Waldstrukturen sind vergleichsweise einfach zu schaffen, aber die (Wieder-)Herstellung geeigneter Habitatbedingungen am Waldboden ist in der Praxis oft eine große Herausforderung. Insbesondere bei Neuanlage entsprechender Strukturen ist auch durch das Imitieren der Nieder- oder Mittelwaldnutzung kurzfristig keine Aushagerung zu erreichen. Hier bedarf es in Zukunft zusätzlich zur Auflichtung entsprechender Experimente mit denkbaren Maßnahmen (z. B. Abschieben des Oberbodens oder Beweidung; Ambrožová et al. 2022).

## Erhaltung und Förderung ökologisch wichtiger Mischbaumarten

Mengenmäßig **konzentriert** sich die bisherige **Waldbewirtschaftung** auf **wenige Baumarten(gruppen)**. Dazu gehören insbesondere die Nadelbaumarten Fichte (*Picea abies*) und Weißtanne (*Abies alba*), Kiefer (*Pinus sylvestris*), Lärche (*Larix decidua*) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) sowie die Laubbaumarten Eiche (*Quercus robur* und *Quercus petraea*) und Buche (*Fagus sylvatica*). Auf nährstoffreichen Standorten kommen dazu die sogenannten Edellaubholzarten (z. B. Ahornarten [*Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*, *Acer campestre*], Ulmenarten [*Ulmus glabra*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*], die Esche [*Fraxinus excelsior*], sofern nicht flächig vom Ulmen- und Eschentriebsterben betroffen, vgl.

Gross et al. 2014), die Vogelkirsche (*Prunus avium*) oder die Elsbeere (*Sorbus torminalis*). Auf Kahlflächen finden sich häufig Birke (*Betula pendula*), Aspe (*Populus tremula*) oder Salweiden (*Salix caprea*), Baumarten, die jedoch oft zugunsten von wirtschaftlicheren Baumarten entnommen oder von Natur aus überwachsen werden. Für die Biodiversität spielen allerdings auch Baumarten eine Rolle, die nicht im Mittelpunkt der Bewirtschaftung stehen. Insbesondere für blattfressende Tierarten und Pilze ist die ganze Fülle der Baumartenvielfalt von Bedeutung, weil sich Arten vielfach auf eine Baumart oder Baumartengruppe spezialisiert haben (Kap. 4.3.2.2, 4.4.3.1). So ist die Salweide als Pollen- und Nektarspender im Frühjahr für Bienen und Vögel wichtig. Einschließlich räuberischer und parasitoider Arten leben an ihr etwa 1000 Insektenarten, darunter etwa 180 Tag- und Nachtfalter (Schmidt 2015). Weiterhin interessant sind die heimischen Wildobstarten aufgrund ihrer Blüten und Früchte, z. B. Holzapfel (*Malus sylvestris*), Wildbirne (*Pyrus pyrastrer*), Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*), Speierling (*Sorbus domestica*). Waldbaurichtlinien und Förderprogramme unterstützen die Pflanzung von wirtschaftlich weniger bedeutsamen Mischbaumarten in privaten und kommunalen Wäldern durch finanzielle Anreize (Kap. 4.6.2.2).

### Umgang mit Störungsflächen

Die (unmittelbaren) Auswirkungen natürlicher Störungen wie Windwurf, Borkenkäfermassenvermehrungen und Trockenheit auf die Biodiversität und das Waldökosystem wurden in Kap. 4.4.5 und 4.4.7.1 ausführlich beschrieben. Die **Bedeutung von Störungsflächen** und insbesondere von ungeräumten Störungsflächen für die Biodiversität in Wäldern ist in Deutschland erst in jüngerer Zeit ins Bewusstsein gerückt. Bislang wurden selbst in Schutzgebieten regelmäßig meist ökonomisch motivierte Sanitärhiebs durchgeführt (Müller et al. 2019b). Die starke Zunahme von Störungsflächen in Wäldern Deutschlands seit 2018 (Thonfeld et al. 2022) hat die Diskussion um den zielführenden Umgang mit diesen Flächen in Hinblick auf Ökosystemleistungen, Resilienz der nachfolgenden Waldzusammensetzung und Biodiversität deutlich ausgeweitet (Thorn, Müller & Leverkus 2019). Die Vorschläge reichen dabei vom Belassen der Flächen bis hin zu vollständiger Räumung abgestorbener Bäume mit anschließender Pflanzung neuer Baumarten. Inzwischen liegen viele neue wissenschaftliche Erkenntnisse vor, welche Auswirkungen die verschiedenen Alternativen insbesondere für Biodiversität und Ökosystemfunktionen haben (Leverkus et al. 2015; Thorn et al. 2018).

In der Praxis haben sich verschiedene Ansätze entwickelt, wie man mit Störungsflächen differenzierter umgehen kann, Synergieeffekte nutzt und sinnvolle Kompromisse zwischen Biodiversitätsschutz, Ökonomie und Forstschutzaspekten finden kann (Hagge et al. 2019). Dies umfasst auch alle Waldbesitzarten (Rumpel et al. 2021). Zum Beispiel kann ohne Kenntnis der örtlichen Lage und der Zielvorstellungen des Waldbesitzenden nicht beurteilt werden, wie mit einer von Störungen betroffenen Fläche verfahren werden soll. So hängt die Antwort auf die Frage, ob eine Wiederbestockung mit oder ohne Naturverjüngung erfolgen soll, von der verfügbaren Zeit, der Größe der betroffenen Fläche und damit dem in der Umgebung für die Wiederbewaldung verfügbaren Pool an Samen und Früchten sowie dem Vorhandensein bzw. der zu erwartenden Art und Deckung der Konkurrenzvegetation ab (Ammer et al. 2006a). Insbesondere wenn die Vorbestockung aus Fichte bestand, ist deren Anteil in der Folgebestockung ohne Gegenmaßnahmen zumeist sehr hoch (Tsvetanov et al. 2018).

In Abhängigkeit von der Flächengröße und dem Vorhandensein von Mutterbäumen bzw. deren Entfernung von der betroffenen Fläche (Tiebel et al. 2020) finden sich auf Störungsflächen häufig Pioniergehölze wie Pappeln, Weiden oder Birken. Sie sind wichtige Baumarten für eine hohe Biodiversität (Abb. 4.7). Neben dem Erhalt solcher Pioniergehölze gibt es eine Reihe weiterer Maßnahmen, die die Biodiversität fördern können. Hierzu gehören das Belassen der vielfältigen Totholz- und Biotopbaumstrukturen, das Sichern von Kleingewässern wie an aufgeklappten Wurzeltellern sowie die Erhaltung und das bewusste Belassen von Baumindividuen aus der Vorbestockung. Die Entnahme von Bäumen sollte sich mit Blick auf die Biodiversität nur auf ökonomisch sehr wertvolle oder forstschutzrelevante Stämme beschränken. Pionierbaumarten können unter anderem in den Fällen gewinnbringend eingesetzt werden, in denen eine rasche Wiederaufforstung angestrebt wird. In der Regel wird das Naturverjüngungspotenzial auf gestörten Flächen unterschätzt (Eder & Langshausen 2001; von Teufel 2001). Dies führte in der Vergangenheit dazu, dass nach Katastrophen häufig zu rasch zu viele Pflanzen ausgebracht wurden (Otto 2001). Wie effizient die natürliche Wiederbewaldung selbst nach großflächigen Schadereignissen von mehreren Tausend Hektar erfolgt, zeigen Studien aus Nordamerika (vgl. z. B. Hibbs 1983). Aber auch unter unseren Verhältnissen kann durch Nutzung der Naturverjüngung in vielen Fällen auf aufwendige Maßnahmen zur Kulturbegründung verzichtet werden, da sich die Flächen auf natürlichem Wege wieder bewalden (Kenk, Menges & Bürger 1991). Allerdings

verjüngt sich, z. B. im Falle der Fichte, häufig eine Baumart, die für die nächste Waldgeneration möglicherweise nicht vorgesehen war. In solchen Fällen kann eine waldbauliche Steuerung in späteren Entwicklungsstadien bzw. die Pflanzung der erwünschten Baumarten notwendig werden. Während Störungsflächen zunehmend genauer durch Satelliteninformationen dokumentiert werden können (Sommerfeld et al. 2018; Thonfeld et al. 2022), ist dies in Bezug auf die unterschiedlichen Maßnahmen auf diesen Flächen deutlich schwieriger. Bundesländer, die das vollständige oder teilweise Belassen von Bäumen auf Störungsflächen in Hinblick auf Biodiversität fördern, erheben auch diese Flächen. Es sind aber auch Störungsflächen bekannt, die aus organisatorischen Gründen oder aufgrund der persönlichen Überzeugung der verantwortlichen Manager ohne finanzielle Unterstützung und ohne weitere Dokumentation sich selbst überlassen bleiben.

### Waldbauliche Möglichkeiten in Zeiten des Klimawandels

Eine neue Situation in Deutschlands Wäldern, die sich auch auf die Entwicklung der Biodiversität auswirken wird, entsteht derzeit durch die zunehmend spürbaren Auswirkungen des Klimawandels. Durch die steigenden Temperaturen und länger anhaltende Dürren geraten viele Waldbaumarten in Wasserstress (Kap. 4.4.5). Die waldbaulichen Möglichkeiten für Anpassungen konkreter Waldbestände an den Klimawandel sind allerdings begrenzt (Bolte et al. 2009) und beschränken sich im Wesentlichen auf zwei Strategien: die **Beeinflussung der Bestandsdichte** und die **Begründung von Mischbeständen** (Ammer 2017). Hinzu kommen Änderungen erschließungs- und bringungstechnischer Art und Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserrückhalts im Wald, über die bislang jedoch noch keine belastbaren Untersuchungen vorliegen. Sowohl die Begründung von Mischbeständen als auch die (temporäre) Absenkung der Bestandsdichte sollten sich im Lichte der zuvor genannten Zusammenhänge (Bedeutung von Mischbaumarten und besonnten Kronen für bestimmte Arten) positiv auf die Biodiversität auswirken. Ob diese Vermutung zutrifft, müsste in künftigen Untersuchungen geprüft werden.

Vor allem in Nadelbaumbeständen hat sich die **Reduktion der Bestandsdichte** als wirksame Maßnahme zur Verringerung des Wasserverbrauchs des Gesamtbestandes erwiesen (Gebhardt et al. 2014; Kohler et al. 2010; Sohn, Saha & Bauhus 2016). Wie sich zeigte, lässt sich damit der Trockenstress der verbleibenden Einzelbäume absenken. Im Prinzip scheint diese Möglich-

keit auch für Laubbaumbestände zu bestehen (van der Maaten 2013), es deutet sich aber an, dass späte Kronenöffnungen vor allem bei Buchenbeständen kontraproduktiv sind (Meyer et al. 2022). Für beide Baumartengruppen konnte eine Metaanalyse allerdings kein einheitliches Muster im Sinne eines geringeren Trockenstresses bei Verringerung der Konkurrenz durch Nachbarbäume feststellen (Castagneri et al. 2022). Offenbar spielen die standörtlichen Verhältnisse, das Bestandsalter und die Stärke des Eingriffs eine zu starke Rolle, um zu generalisierbaren Aussagen über alle Baumarten hinweg zu kommen (Castagneri et al. 2022; Klesse et al. 2022).

Die zweite Option stellt die **Begründung von Mischbeständen** dar, die umso wirksamer zu sein scheint, je mehr sich die Baumarten in ihren hydrologischen Eigenschaften unterscheiden (Anderegg et al. 2018). Tatsächlich liegen zahlreiche Beispiele vor, die – in Abhängigkeit von Mischungstyp und Standort – für Mischbestände einen geringeren Trockenstress ausweisen als für die jeweiligen Reinbestände (Metz et al. 2016; Pardos et al. 2021; Pretzsch, Schütze & Uhl 2013; Steckel et al. 2020). Hinzu kommt, dass Mischbestände eine größere Resistenz gegen biotische und abiotische Einflüsse aufweisen (Kap. 4.3.2.2). Folgt man dieser Linie, leitet sich daraus ein für die nächsten Jahrzehnte immenser Bedarf für den Waldumbau von Rein- hin zu Mischbeständen ab. Dieser wird auf fast 3 Mio. ha geschätzt (Bolte et al. 2021b). Da in Mischbeständen konkurrenzstarke Baumarten mittel- bis langfristig konkurrenzschwache Arten verdrängen, erfordert die Erhaltung einer gewünschten Mischung in vielen Fällen zudem die Durchführung waldbaulicher Maßnahmen (Ammer 2008). Hinsichtlich der Einschätzung, welche der heimischen Baumarten in der Lage sein werden, auch unter geänderten Klimabedingungen zu wachsen, bestehen große Unsicherheiten. Kölling & Mette (2022) kommen unter Verwendung sogenannter Analogklimate, d. h. der Analyse des Baumartenvorkommens in Regionen, die schon heute ein Klima aufweisen, wie es für eine betrachtete Region erwartet wird, zu einer Bewertung der derzeit forstwirtschaftlich wichtigsten Baumarten in Hinblick auf ihre Eignung in einem veränderten Klima. Zu den Baumarten, die schon bei mildem Klimawandel (RCP 4.5) auf minimale Werte zurückgehen werden, zählen Kölling & Mette (2022) z. B. Fichte, Kiefer, Lärche, Weißtanne, Vogelbeere und Birke. Bei starken klimatischen Änderungen (RCP 8.5) sehen Kölling & Mette (2022) dies auch für die Rotbuche, den Bergahorn und die Douglasie gegeben. Im Gegensatz dazu wird für den Feldahorn, die Esche, die Vogelkirsche, die Hainbuche und die beiden Eichenarten

von relativ stabilen Verhältnissen ausgegangen. Zusätzlich ist nach Kölling & Mette (2022) zu erwarten, dass Baumarten, die im gegenwärtigen Klima bislang selten sind, eine größere Bedeutung zukommen wird. Beispiele hierfür sind die Edelkastanie, die Hopfenbuche sowie die Zerr-, die Ungarische und die Flaumeiche, die bislang in Deutschland zum Teil noch nicht einheimisch sind. Die Unsicherheit diesbezüglicher Prognosen wird allerdings dadurch deutlich, dass die inzwischen unzähligen Modellierungen künftiger Verbreitungsgebiete der Baumarten (Axer et al. 2021; Dyderski et al. 2018; Hanewinkel et al. 2013; Meier et al. 2012; Takolander et al. 2019) zum Teil zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen kommen, was Managemententscheidungen zugunsten von bestimmten Baumarten(kombinationen) nicht leicht macht.

Eine weitere Unsicherheit besteht zudem darin, dass sich die Einschätzung der Zukunftsfähigkeit bestimmter Baumarten durch Organismen ändern kann, die die Vitalität der Baumarten negativ beeinflussen. So führt der Pilz *Cryptostroma corticale*, der die Rußrindenkrankheit beim Bergahorn verursacht, zunehmend zu Ausfällen. Gleiches gilt für die großflächige Schädigung der Esche durch *Hymenoscyphus fraxineus*, das Falsche Weiße Stängelbecherchen (Enderle, Stenlid & Vasaitis 2019) oder die Schädigung der Edelkastanie durch den Kastanienrindenkrebs (*Cryphonectria parasitica*).

Für Baumarten wie die Fichte war aufgrund der für sie problematischen Kombination aus Trockenstress und Befall mit Borkenkäfer (*Ips typographus*) schon seit Längerem mit großflächigen Ausfällen zu rechnen (Kölling et al. 2009; Overbeck & Schmidt 2012). In den letzten Jahren kam es jedoch zunehmend auch zum plötzlichen und unerwarteten Absterben einzelner Bäume von Arten wie der Buche, für die das in dieser Häufigkeit nicht erwartet worden war (Schuldt et al. 2020; Walthert et al. 2021) und das in Zukunft weiter zunehmen dürfte (Langer & Bußkamp 2023; Martinez del Castillo et al. 2022). Es liegen allerdings auch Berichte zu Individuen vor, für die angenommen wird, dass sie aufgrund genetischer Merkmale eine hohe Trockenstresstoleranz aufweisen (Pfenninger et al. 2021). Ob die bisher auf vielen Flächen zu beobachtende natürliche Zunahme der Buche auch bei häufigeren und stärkeren Dürreperioden im Klimawandel anhält, bleibt damit unklar. Die bisherigen Forschungsergebnisse weisen diese Baumart als moderat dürretolerant aus (Leuschner 2020). Untersuchungen in hessischen Naturwaldreservaten zeigen einen mäßigen Anstieg der Baummortalität infolge der Dürrejahre ab 2018 (Meyer et al. 2022). Die insgesamt große Unsicherheit in der Einschätzung der natürlichen

Bedeutung der Buche unter dem Klimawandel bringen auch die unterschiedlichen Ergebnisse der bisher vorliegenden Vegetationsmodelle zum Ausdruck (Baumbach et al. 2019; Hinze, Albrecht & Michiels 2023; Mauri et al. 2022). Es ist im Moment zudem ebenfalls völlig offen, inwieweit natürliche Selektionsprozesse oder die gezielte Beteiligung südlicher Herkünfte (»assisted migration«) eine ausreichende Anpassung der heimischen Baumarten an das künftig herrschende Klima ermöglichen werden (Gömöry et al. 2020; Leuschner 2020), auch wenn die Herkunftsforschung ermutigende Beispiele für an Trockenheit gut angepasste Provenienzen zeigt (Mellert, Janssen & Šedo 2021) und sich auch in der forstlichen Praxis Beispiele von offenkundig gut angepassten Individuen finden (Mergner et al. 2020).

Angesichts der noch langen bestehenden Unsicherheiten hinsichtlich des sich bis zum Ende des Jahrhunderts tatsächlich einstellenden Klimas und der Anpassungsmöglichkeiten der heimischen Baumarten an die dann herrschenden Verhältnisse (Lindner et al. 2014) bleiben Prognosen schwierig. So ist schwer abzuschätzen, inwieweit die heute beim Waldumbau angestrebten Bestandstypen sich letztendlich als geeignet erweisen, in einem veränderten Klima alle derzeit vom Wald gewünschten Ökosystemfunktionen zu gewährleisten. Welche Prognose sich auch immer als richtig erweisen wird, sie wird in jedem Fall für die Artengemeinschaften in Wäldern von einschneidender Bedeutung sein. Insofern sind alle Maßnahmen, die nicht nur die Symptome des Klimawandels bekämpfen, sondern an seine Ursachen anknüpfen, von höchster Dringlichkeit. Diese liegen allerdings außerhalb der Forstwirtschaft, und es werden dazu drastische Einschnitte unseres gegenwärtigen Konsum- und Mobilitätsverhaltens vermutlich unumgänglich sein.

### Schutz von Nestern, Horstbäumen und Horstumfeld

Der **Nest-** und **Horstschutz** besonders geschützter Vogelarten ist gesetzlich im BNatSchG § 44 und § 54 verankert sowie in den Naturschutzgesetzen der Bundesländer (Tab. S5). Zusätzlich zu den gesetzlichen Verpflichtungen wird der Horstschutz in den Bundesländern durch Leitlinien, Schutzvereinbarungen oder fachliche Empfehlungen implementiert (HMUKLV 2022; Langgemacht et al. 2008; Wirtz et al. 2014). Hauptziele dieser Leitlinien sind der direkte Horstbaumschutz, der Schutz des unmittelbaren Horstumfeldes vor Strukturveränderungen sowie die Minimierung von Störungen im Horstumfeld während Forstbetriebsarbeiten. Bei besonders empfindlichen Arten wie z. B. dem Schwarzstorch

wird die Etablierung von Horstschutzzonen angestrebt. In diesen Zonen ist der Holzeinschlag in der Regel nur in bestimmten Jahreszeiten, oft dem Hochwinter, erlaubt. Die Radii der Puffer variieren je nach Bundesland und Vogelart und liegen in der Regel bei 100 bis 300 m. Sie sollten mittel- bis langfristig eingerichtet werden, da Großvögel und Koloniebrüter eine vergleichsweise hohe Lebenserwartung haben und Traditionen bzgl. der Wiederbenutzung von Neststandorten ausbilden. Der Schutz einzelner Nester gefährdeter und seltener Arten erfolgt gelegentlich auch mechanisch, z. B. über den Bau von Nistplattformen für Fischadler und Schwarzstorch. Bei vielen Arten, für die Nest- und Horstschutz heute noch implementiert wird, hat sich durch die Maßnahmen seit den 1980er-Jahren ein negativer Bestandstrend stabilisiert und oft sogar in einen positiven Trend umgekehrt (z. B. Uhu, Wanderfalke und Schwarzstorch [Gerlach et al. 2019]). Nest- und Horstschutz inkl. Horstschutzzonen betreffen überwiegend baumbrütende Nichtsingvogelarten im Wald wie Schwarzstorch, Greifvogel- und Eulenarten und Kolkrahe. In den gesetzlichen Regelungen einzelner Bundesländer sind aber auch Koloniebrüter wie Saatkrähe und Graureiher, Offenlandarten wie Weihen und Kranich und weitere Einzelarten enthalten. Insgesamt werden über alle Bundesländer 27 Vogelarten genannt, für die Nestschutzmaßnahmen durchgeführt werden sollen (Tab. S5). Zu den aktiven Horstschutzmaßnahmen zählt auch das Anbringen von Manschetten an den horsttragenden Baumstamm. Die Baummanschetten sollen das Hochklettern von Nesträubern wie z. B. Waschbären verhindern (Schütz et al. 2020). Der Einsatz von Baummanschetten beeinflusst den Bruterfolg von Rotmilan leicht positiv, obwohl direkte kausale Effekte immer noch unzureichend geklärt sind (Nachtigall, Lerch & Schmidt 2020).

### Huftiermanagement

Da die **Zusammensetzung** und **Dichte** von **Huftieren** deutliche **Einflüsse auf die Diversität von Pflanzen** sowie die **Strukturen von Waldlebensräumen** haben können (Kap. 4.4.7.4), kann sich das **Huftiermanagement** auf die **Biodiversität** auswirken. Hierbei ist zwischen potenziellen Einflüssen auf die Waldverjüngung in bewirtschafteten Wäldern und der Biodiversität in Waldökosystemen zu unterscheiden und dies bei der Zieldefinition des Huftiermanagements zu beachten. Das Reh ist die häufigste und am weitesten verbreitete Huftierart Deutschlands (Kap. 4.2.2.2, 4.4.7.4). Insbesondere Rehe verursachen durch ihren selektiven Fraß an bestimmten Baum- und Straucharten Veränderungen in der Baumzusammensetzung. Da sie auch einige Baumarten mit

einer überproportionalen Bedeutung für die Gesamtbiodiversität, wie die Eichenarten (Leidinger et al. 2020), reduzieren können, wirken bestandsregulierende Eingriffe durch Bejagung auf überhöhte Bestände tendenziell positiv für die Biodiversität (Hothorn & Müller 2010). Andererseits führen lichte Waldstrukturen, die durch das Zurückdrängen von Bäumen und Sträuchern durch Huftiere entstehen, ebenfalls zur Förderung vieler Arten im Wald (Dolek et al. 2009). Für eine optimale Förderung der Biodiversität sind funktional reiche Huftiergemeinschaften aus Browsern, Intermediaten und Grazern und angepasste Dichten förderlich. Diese werden heute in Deutschland meist nur noch künstlich/experimentell durch Kombinationen aus Hausrindern, Pferden und Wildtieren wie Rothirsch und Reh erzeugt. Im Gegensatz zur standardmäßigen Entnahme von Kadavern, selbst von natürlich verstorbenen oder verunfallten Tieren, kann ein gezieltes Belassen im Ökosystem positive Effekte auf die Diversität haben (Kap. 4.4.7.3).

Das natürliche Gefüge aus Pflanzengesellschaften, Huftieren und Prädatoren ist in unserer heutigen Kulturlandschaft nicht mehr vorhanden. Zudem wird das Huftiermanagement oft mit gegensätzlichen Zielen konfrontiert: zum Beispiel der Reduktion von Schäden in Land- und Forstwirtschaft sowie gleichzeitiger Sicherung bejagbarer Wildbestände. Die Integration der verschiedenen Stakeholder spielt für die Umsetzung eines zielgerichteten Huftiermanagements eine entscheidende Rolle. Ein Huftiermanagement sollte aufgrund seiner unterschiedlichen Dimensionen und Möglichkeiten der Effekte von Huftieren (Kap. 4.4.7.3, 4.4.7.4) auf die Biodiversität immer deutlich machen, auf welche Aspekte der Biodiversität es abzielt, um Erfolge auch messbar zu machen, und mit einem gezielten Biodiversitätsmonitoring überprüft werden. Derzeit liegt in Deutschland noch zu wenig wissenschaftlich fundiertes Wissen zu den Einflüssen der jeweiligen Huftierarten auf die Waldbiodiversität vor.

#### 4.6.3.3 Impulsmaßnahmen inkl. Bezug zu oben genannten Instrumenten und Bedeutung für die biologische Vielfalt im Wald

#### Wiederansiedlung verschiedener Artengruppen

**Wiederansiedlungen für Tiere und Pflanzen** sind gesetzlich geregelt, und es bedarf der behördlichen Genehmigung, wenn die Art seit über 100 Jahren verschwunden ist (BNatSchG § 40). Für das Reich der Pilze gibt es keine Regelungen.

Wiederansiedlungen erfreuen sich in der Gesellschaft oft großer Beliebtheit, da sie häufig charismatische Arten betreffen, deren Förderung sehr beliebt ist. Trotz-

dem ist die Skepsis gegenüber Wiederansiedlungen gerade in Expertenkreisen relativ hoch. Der Grund dafür liegt in vielen Negativbeispielen, in denen trotz großen Aufwands die erhofften Erfolge ausgeblieben sind (z. B. Armstrong & Seddon 2008; Siano & Klaus 2013).

Die IUCN hat daher schon vor längerer Zeit Leitlinien erstellt, um Wiederansiedlungsprojekte möglichst Erfolg versprechend zu gestalten (IUCN/SSC 2013). Kernpunkte sind hier, dass die Gründe für das Verschwinden einer Art bekannt und inzwischen behoben sein müssen. Weitere Kriterien sind, dass andere Arten nicht durch die Wiederansiedlung negativ beeinflusst werden sowie dass Kriterien für den Abbruch der Wiederansiedlung formuliert sein müssen. Diese schon lange existierenden Kriterien haben aus Sicht der Wissenschaft auch heute noch Gültigkeit (Batson et al. 2015).

Grundsätzlich lassen sich bei der Wiederansiedlung von Tieren **zwei Artengruppen** unterscheiden. Erstens Arten, die aufgrund von **Lebensraumverlust** verschwunden sind. Typische Beispiele sind hier z. B. Raufußhühner, wie z. B. Auer- und Haselhuhn. Seit 1950 wurden z. B. in Deutschland mehr als 4.800 Auerhühner im Rahmen von elf Projekten ausgewildert. Ein echter Erfolg dieser Maßnahme konnte nicht bestätigt werden (Siano & Klaus 2013). Der kritische Punkt vieler dieser erfolglosen Maßnahmen ist die Tatsache, dass es in der Regel nicht gelingt, geeignete Lebensräume großflächig wiederherzustellen. Zweitens Arten, die durch **direkte Verfolgung ausgerottet wurden**. Bei diesen Arten sind Wiederansiedlungen häufig sehr erfolgreich, da in der Regel ausreichend Lebensräume und Nahrung vorhanden sind. In dieser Gruppe finden sich Prädatoren wie der Wanderfalke, Fisch- und Seeadler, der Habichtskauz, der Luchs, die Wildkatze oder auch Pflanzenfresser wie der Biber. Ein gutes Beispiel für Misserfolg und Erfolg bei einer Wiederansiedlung ist der Luchs im Bayerisch-Böhmischen Grenzgebirge (Deinet et al. 2013; Linnell et al. 2009; Wölfl et al. 2001). Die zunächst zu geringe Anzahl an Tieren, die auf deutscher Seite freigesetzt wurde, konnte sich nicht etablieren. Erst aus 17 Tieren, die später auf tschechischer Seite freigesetzt wurden, konnte sich die heutige Population von über 100 Tieren etablieren (Anders & Middelhoff 2016).

Kaum Beachtung findet die Wiederansiedlung von **Insekten** in Wäldern. In Tschechien konnte anhand genetischer Daten nachgewiesen werden, dass die erfolgreiche Wiederbesiedlung von Alteichen durch den Eichenheldbock auf eine aktive Wiederansiedlung zurückzuführen ist (Drag & Cizek 2015). Noch weniger findet die Wiederansiedlung bedrohter **Pilze** Berücksichtigung, obwohl positive Erfahrungen aus Nordeu-

ropa vorliegen (Abrego et al. 2016). Die Wiederansiedlung von **Pflanzen** wird ähnlich konträr diskutiert. Koch & Kollmann (2012) kommen auf Basis von Expertenbefragungen in behördlichem und verbandlichem Naturschutz, Planungspraxis und Naturschutzbiologie zu dem Schluss, dass die Wiederansiedlung von Arten nicht kategorisch abgelehnt, aber Bedingungen an eine Zustimmung geknüpft werden sollten.

Bei manchen Arten dient die Wiederansiedlung der **Komplementierung des Ökosystems** mit Auswirkungen auf direkte Treiber. Dies können bei der Wiederansiedlung von Topprädatoren Auswirkungen auf die Dichte der Huftierpopulationen sein. So erhofft man sich von Arten wie dem Luchs oder dem Wolf immer wieder eine Reduktion hoher Huftierpopulationen, insbesondere von Reh und Rothirsch. Es ist aber zu berücksichtigen, dass diese Effekte nicht unabhängig von den Lebensraum- und Klimabedingungen sind, da sich Prädation eher in wenig produktiven Lebensräumen auswirkt und Topprädatoren eher hohen Beutetierdichten folgen (Melis et al. 2009). Andere Arten wirken als Ökosystemingenieure. Die auf Ansiedlung zurückgehende Biberpopulation in vielen Teilen Deutschlands führt durch Wiedervernässung zum Wasserrückhalt und einer Revitalisierung von Moorlebensräumen. Die dadurch entstehenden aquatischen Lebensräume in Wäldern sind Lebensraum für viele Organismengruppen (Mourant, Lecomte & Moreau 2018). Totholz und Habitatbäume sind vielerorts noch Mangelware. Hier kann durch Ansiedlung des Eichenheldbocks (*Cerambyx cerdo*) Abhilfe geschaffen werden. Dieser Bockkäfer ist in der Lage, vitale Eichen zu durchbohren und zum Absterben zu bringen. Daher wurde er vielerorts als Schädling ausgerottet (Schwenke 1972). Inzwischen ist die Art als FFH-Art ausgewählt. Eichen mit ihren Fraßgängen werden zum wichtigen Lebensraum gefährdeter Arten (Buse, Ranius & Assmann 2008; Gottfried, Gottfried & Zajac 2019).

Die Evaluation von Wiederansiedlungen ist bis heute global einer der kritischen Punkte dieser Maßnahme. Wie von Batson et al. (2015) dargelegt, fehlt es häufig an einer klaren Wiederansiedlungsstrategie einschließlich Kriterien für einen möglichen Abbruch der Maßnahme.

#### 4.6.4 Evaluation von Instrumenten und Maßnahmen für die biologische Vielfalt (und Ökosystemdienstleistungen) im Wald

Im Lichte der vorherigen Ausführungen sehen die Autor:innen verschiedene Instrumente und Maßnahmen als besonders fördernd oder hemmend für die Biodiversität im Wald an (Tab. 4.14).

Instrumente wie die **Naturschutzkonzepte** der **Landesforstbetriebe** sind ein starkes Bekenntnis der Forstverwaltungen zum Erhalt und zur Verbesserung der Biodiversität. Allerdings fehlen bisher Daten zur qualitativen und quantitativen Umsetzung der Konzepte und Daten zur Wirkung einzelner Maßnahmen auf die Biodiversität (Petereit, Meyer & Spellmann 2017; Winkel et al. 2017). So liegen bislang nur vereinzelte systematische Studien zu Einzelbetrieben vor (z. B. Doerfler et al. 2018; Roth et al. 2019). Auch für das flächenmäßig betrachtet wichtige Instrument **»Natura-2000-Managementpläne«** fehlt es bisher an Nachweisen der Wirksamkeit vieler der dort festgeschriebenen Maßnahmen (Winter et al. 2014; Zehetmair et al. 2015). Weitere Evaluierungen und systematische Studien sind erforderlich, um die tatsächliche Wirkung dieses Instruments auf die Biodiversität zu beurteilen. Ähnliches gilt für das Instrument des **Vertragsnaturschutzes**. Hier ist die Umsetzung zwar indirekt gut über die Summe der finanziellen Aufwendungen quantifizierbar. Schwieriger ist dagegen die Erfolgskontrolle des Vertragsnaturschutzes. Hier ist zum Beispiel schon die Wirkung auf die Treiber für Biodiversitätsveränderung unklar. Erfolgskontrollen hinsichtlich der Wirkung von Vertragsnaturschutzmaßnahmen auf Arten und Biodiversität sind im Rahmen des Instruments nicht vorgesehen. Nachteilig ist auch die meist geringe Bindungsfrist, die nach wenigen Jahren abläuft, wodurch eine Erfolgskontrolle nur eine beschränkte Aussagekraft hat, da für die Biodiversität bedeutsame Entwicklungen vor Ende der Vertragslaufzeit häufig noch nicht eingetreten sind. Noch unklarer ist die Lage bei der **waldökologischen Beratung**. Hier wurde in vielen Bundesländern dem Thema Biodiversität und Waldbewirtschaftung eine größere Beachtung geschenkt und die Beratung zu Fördermöglichkeiten des Biodiversitätsschutzes in den letzten Jahrzehnten ausgebaut. Das Bewusstsein für die Bedeutung der Biodiversität wurde damit sicherlich geschärft. Auf der anderen Seite wird der ab den 2000er-Jahren erfolgte massive Abbau des forstlichen Beratungspersonals erst zum Teil wieder rückgängig gemacht, sodass i. d. R. nicht genügend Personal für eine waldökologische Beratung zur Verfügung steht. Inwiefern dies bereits Auswirkungen auf Treiber, welche die Biodiversität beeinflussen, bzw. die Biodiversität selbst hat, kann über die Veränderungen der Waldstruktur im Zuge der Bundeswaldinventur allenfalls grob abgeschätzt werden. So haben nach den Ergebnissen der dritten Bundeswaldinventur (BW12012) beispielsweise das Baumalter, die mittlere Baumdimension und die Totholzmenge weiter zugenommen. Es ist daher anzunehmen, dass die an solche Habitatstruktu-

ren gebundenen Arten zugenommen haben, allerdings kann dies aufgrund des Fehlens eines systematischen Biodiversitätsmonitorings im Wald nicht nachgewiesen werden. Für die beiden Instrumente **»Zahlungen für freiwillige Naturschutzleistungen«** und **»Ökokonto«** liegen aufgrund des geringen Umfangs und der geringen Flächenrelevanz noch weniger Erfahrungen vor. Ein Hemmnis können zudem schlecht abgestimmte Förderinstrumente sein. In der Vergangenheit war ein Beispiel die **De-minimis-Regel**. Diese legt nach dem Wettbewerbsrecht der EU die Obergrenze für Förderbeträge fest und begrenzt somit gerade bei größeren biodiversitätsfördernden Maßnahmen und Betrieben, die noch andere Beihilfen in Anspruch nehmen, die Möglichkeiten der Inanspruchnahme von Fördermitteln und damit die Umsetzung von biodiversitätsfördernden Maßnahmen. Es scheint daher wichtig, Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität aus der Anrechnung von Maximalförderbeträgen (z. B. im Rahmen der De-minimis- und ähnlicher Regelungen) in der zukünftigen Förderpolitik auszunehmen. Ein weiteres Hemmnis ist die **Wiederaufforstungspflicht** innerhalb eines Zeitraumes von i. d. R. drei bis sechs Jahren, die zwar geeignet ist, schleichende Waldverluste zu vermeiden, aber in Widerspruch zum hohen Biodiversitätswert früher Sukzessionsphasen und lichter Wälder steht. Hier ist ebenfalls eine Gesetzesänderung erforderlich, um die Erhaltung und Förderung der Biodiversität in diesen Lebensräumen zu ermöglichen. Ähnliche unerwünschte Auswirkungen sind von **Klimaschutzkampagnen Wald** zu erwarten, wenn undifferenziert davon ausgegangen wird, dass die Biodiversität im Kielwasser des Klimaschutzes automatisch mit gefördert wird, z. B. beim klimaschutzwirksamen Vorratsaufbau in homogenen, mittelalten Waldbeständen. Als weitere mögliche Hemmnisse für die Erhaltung der Biodiversität könnten sich auch die **stark vereinfachten naturschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren beim Ausbau von erneuerbaren Energien** herausstellen, deren Wirkung auf Treiber und Biodiversität als noch offen eingestuft werden muss. Es bedarf weiterer Forschung und kontinuierlicher Beobachtung, um die Auswirkungen der geplanten Beschleunigung der Umsetzung von Infrastrukturmaßnahmen insb. im Bereich der erneuerbaren Energien auf die Biodiversität in Wälder besser einschätzen zu können.

Für die Anreicherung von **Biotopbäumen und Totholz** als einem Beispiel für die folgenden **biodiversitätsfördernden Maßnahmen** liegen sowohl ausreichend wissenschaftliche Evidenz als auch positiv evaluierte Praxisbeispiele vor. Ähnliches gilt für einen verbesserten **Umgang mit Störungsflächen**, die sich als sehr be-

deutsam für die Biodiversität erwiesen haben. Die positiven Auswirkungen der **Förderung anthropogen oder natürlich lichter Wälder** wurden umfangreich für verschiedene Zielartengruppen gezeigt und wissenschaftlich evaluiert. Die **Erhaltung und Förderung seltener Mischbaumarten** ist eine der am längsten aktiv betriebenen Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität im Rahmen der Waldbewirtschaftung. Diese hat einerseits eine direkte Wirkung auf die Diversität der Baumarten, aber auch indirekt auf die Diversität der höheren trophischen Ebenen, wie zum Beispiel die der pflanzenfressenden Insekten. Biodiversitätsfördernd für wassergebundene Arten ist die **Sicherung, Förderung** und die **künstliche Anlage von Waldtümpeln** als Schlüsselhabitate in Wäldern (Shiple et al. 2023), was in unterschiedlicher Intensität seit Jahrzehnten geschieht. Allerdings fehlen auch hierzu flächendeckende Monitoringverfahren, die Informationen zur Wirksamkeit dieser Aktivitäten bereitstellen könnten. Ein Monitoring wäre nicht zuletzt mit Blick auf die Zunahme von Trockenjahren und deren unklare Bedeutung für die Lebensgemeinschaften der Tümpel wichtig. Unter den **Maßnahmen**, die als **besonders hemmend identifiziert** wurden, findet sich

die **Förderung für Flächenräumung nach Störungen**, was in Widerspruch zur Bedeutung von Totholz und zur Förderung seiner Anreicherung steht. Ähnlich hemmend sind **Waldbaukonzepte**, die ausschließlich auf die Produktion qualitativ höherwertiger Baumstämme ausgerichtet sind und Aspekte der Biodiversitätsförderung vernachlässigen. Möglichkeiten, auch diese Aspekte zu integrieren, wurden vielfältig aufgezeigt, spielen bei der praktischen Waldbewirtschaftung aber vielerorts immer noch eine zu geringe Rolle, die der Bedeutung der Biodiversität für die Integrität von Waldökosystemen nicht gerecht wird. Vieles hängt hier vom Wissen und Willen der örtlich für die Bewirtschaftung zuständigen Personen ab.

## 4.7 Handlungsempfehlungen

### 4.7.1 Wissenslücken und Forschungsbedarf

#### 4.7.1.1 Datenlücken

Eine wichtige Lücke, die es in der Zukunft zu schließen gilt, ist der Mangel an Langzeitdaten zur Entwicklung aller Aspekte der Biodiversität (genetische Vielfalt, Artenvielfalt, Lebensraumvielfalt) im Wald (Bolte et al. 2022). Um mit solchen Daten wirklich Ursachenforschung in Bezug auf Veränderungen der Biodiversität betreiben zu können, sollten dabei auch die direkten Treiber erfasst werden. Da die Bedeutung unterschiedlicher Treiber und deren Kombinationen auf längere Sicht schwer abzuschätzen ist, sollten Monitoringflächen einen breiten Gradienten potenzieller Treiber abbilden und verschiedene Prozesse in Waldökosystemen berücksichtigen.

Die Bundeswaldinventur ist aktuell das umfassendste Waldmonitoring, erhebt jedoch nur sehr eingeschränkt Informationen zur Biodiversität in Form von Baumartenverteilungen bei lebenden und toten Bäumen. Auch die zeitliche Auflösung mit einem Wiederaufnahmeintervall von zehn Jahren ist auf langlebige Waldbäume ausgerichtet. Für Populationen von Arten, deren Abundanz oder Biomassen großen interannuellen Fluktuationen unterworfen sind, wie beispielsweise Insekten, ist dieser Aufnahmerhythmus zu lang, um dynamische Entwicklungen verfolgen zu können.

Wie es mit der Biodiversität in deutschen Wäldern aussieht und wohin sie sich entwickelt, können die bereits bestehenden nationalen Monitoringprogramme nicht ausreichend beantworten. Eine Arbeitsgruppe aus Vertreter:innen von Bundes- und Landeseinrichtungen im Bereich Forstwirtschaft und Naturschutz arbeitet derzeit unter Einbeziehung von Expertenworkshops an einem Konzept für ein nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald (NaBioWald). Ziel des Monitorings ist es,

**Tabelle 4.14:** Zusammenfassung besonders fördernder/hemmender Instrumente und Maßnahmen.

Wirksamkeit	Instrument/Maßnahme
Besonders fördernde Instrumente	Naturschutzkonzepte der Landesforstbetriebe/ öffentliche Forstbetriebe
	Vertragsnaturschutz im Wald
	waldökologische Beratung
	Natura-2000-Managementpläne
	Zahlung für freiwillige Naturschutzleistungen
	Ökokonto
Besonders hemmende Instrumente	De-minimis-Regel
	Wiederaufforstungspflicht
	Informationskampagne »Wald als Klimaschützer«
	Vereinfachte naturschutzrechtliche Genehmigungsverfahren (z. B. Erneuerbare-Energien-Gesetz)
Besonders fördernde Maßnahmen	Verbesserung des Umgangs mit Störungsflächen
	Anreicherung von Biotopbäumen und Totholz
	Erhalt und Förderung wirtschaftlich weniger bedeutsamer Mischbaumarten
	Förderung anthropogen & natürlich lichter Wälder
	Anlage von Waldtümpeln
Besonders hemmende Maßnahmen	Förderung der Flächenräumung nach Störungen
	Waldbaukonzepte

umfassende und repräsentative Informationen über die biologische Vielfalt in den deutschen Wäldern und über die sie beeinflussenden Faktoren (»Treiber«) und deren Wirkungsweisen zu gewinnen. Ein besonderer Fokus liegt auf den Einflüssen der Waldbewirtschaftung, des Klimas, der Luftverunreinigung und von Pflanzenschutzmitteln auf die Biodiversität. Es sollen bestehende deutschlandweite (Wald-)Erhebungen mit zusätzlichen Erfassungen ergänzt und Schnittstellen zum Offenland- und Landschaftsmonitoring geschaffen und in die Aktivitäten des Nationalen Monitoringzentrums zur Biodiversität (NMZB) eingebunden werden (Bolte et al. 2022). Man muss sich aber vor Augen führen, dass es nach erfolgreicher Etablierung noch mindestens eines Jahrzehnts bedarf, bis erste auswertbare Zeitreihen entstanden sind (Seibold et al. 2019).

Die Zusammenführung von publizierten und unpublizierten Datenreihen zur Biodiversität (Kap. 4.2) hat gezeigt, dass für die verschiedenen Artengruppen die Datelage sehr stark variiert. Während bei Waldbäumen, krautigen Pflanzen und Vögeln umfangreiche Daten vorliegen, fehlen bei artenreichen und für das Ökosystem Wald sehr bedeutsamen Artengruppen wie Pilzen und Insekten in der Regel Monitoringdaten.

#### 4.7.1.2 Wissenslücken

Basierend auf der Literatur, wurden vom Autorenteam Wald folgende Wissenslücken zur Biodiversität in Wäldern identifiziert:

- Aufgrund eines fehlenden systematischen und repräsentativen Biodiversitätsmonitorings im Wald sind die Trends vieler Artengruppen nur unzureichend bekannt. Die vorhandenen Daten stammen überwiegend aus Schutzgebieten und sind damit nicht repräsentativ für bewirtschaftete Wälder. Da existierende Monitoringprogramme häufig nicht gleichzeitig auch die Treiber aufnehmen, können Effekte der Treiber und deren Interaktionen meist nicht mit Biodiversitätstrends ursächlich in Verbindung gebracht werden.
- Obwohl Makro- und Mikroklima als wichtige Treiber für die Biodiversität in Wäldern erkannt sind, ist das Wissen zu ihren Auswirkungen auf die Biodiversität verschiedener Straten des Waldes vom Boden bis in die Baumkrone nur unzureichend verstanden.
- Viele Treiber agieren in Interaktionen auf die Biodiversität, z. B. Totholzmenge und Klima (Müller et al. 2015). Diese Interaktionen sind bis heute sehr unzureichend verstanden.
- In ähnlicher Art und Weise fehlt es uns an Daten und Wissen zu langfristigen Wechselwirkungen von Klimaveränderungen und Waldmanagement auf die

Biodiversität, zur Plastizität und Anpassungsfähigkeit von Arten und Artengemeinschaften auf veränderte Klimabedingungen sowie zu Veränderungen der Funktionalität von Wäldern im Klimawandel.

- Für viele in der Forstwirtschaft standardmäßig eingesetzte Waldbauverfahren, Holzerntetechniken oder den Einsatz von Pestiziden fehlen häufig experimentelle und gut replizierte Studien zu Auswirkungen auf die Biodiversität (Leroy et al. 2021). Dies erschwert eine Bewertung von forstlichen Interventionen auf die Biodiversität auch in Hinblick auf Standardverfahren der forstlichen Praxis.
- Die biologische Vielfalt einer gesamten Waldlandschaft (Gamma-Diversität) setzt sich aus der lokalen (Alpha-)Diversität und der Beta-Diversität zwischen Waldbeständen zusammen. Bis heute ist das Verständnis, wie verschiedene Managementstrategien die Beta-Diversität beeinflussen, nur ansatzweise vorhanden.
- Durch die im Vergleich zur oberirdischen Biodiversität methodisch anspruchsvollere Erfassung der Biodiversität in Waldböden ist das Wissen um Bodenbiodiversität und ihre Trends noch deutlich lückenhafter als für die oberirdischen Verhältnisse. Dies steht im Widerspruch zur Tatsache, dass sich in Waldböden der Hauptteil der Artenvielfalt verbirgt.
- Da biodiversitätsfördernde Instrumente und die darin aufgeführten Maßnahmen in der Praxis selten wissenschaftlich begleitet werden, ist das Wissen zu ihrer Wirksamkeit und ihrer Effizienz beschränkt.
- Zur genetischen Diversität von Arten als wichtiger Säule der Biodiversität liegen bislang kaum Daten vor. Das genetische Monitoring von Waldbäumen, wie es aktuell als Add-on zur BWI geplant wird, ist hier ein wichtiger erster Schritt in die richtige Richtung, sollte aber auf weitere Artengruppen ausgeweitet werden.
- Für die Bewertung von Diversität fehlen insgesamt der konzeptionelle Rahmen und eine Überprüfung der aktuell vorrangig vegetationsökologisch geprägten Leitbilder. Wechselwirkungen mit der Fauna (Huftiere, Insektenfraß) sind dabei weitgehend ausgeblendet.

#### 4.7.1.3 Dringender Forschungsbedarf

In Bezug auf die Biodiversität in Wäldern besteht aus vielerlei Gründen weiterhin umfangreicher Forschungsbedarf. Erstens sind Wälder sehr langlebige Ökosysteme. Dies macht die Abschätzung von Veränderungen wie Baumartenwechsel oder Klimawandel schwierig. Zweitens unterliegen Wälder vielfältigen anthropogenen Einflüssen, die in komplexer Weise auf die Biodiversität in

Wäldern wirken. Drittens zeichnen sich Wälder durch eine hohe Dynamik aus, was durch die Häufung von Störungsereignissen in den letzten Jahren deutlich wurde. Diese raschen Veränderungen werfen viele Fragen bezüglich der Auswirkungen auch auf die Biodiversität auf. Im Zuge des *Faktencheck Artenvielfalt* wurden daher folgende Forschungsfragen als bedeutsam identifiziert:

- Wie wirken sich Veränderungen im Klimawandel direkt, über Klimaveränderungen, und indirekt, über Änderungen der Waldstrukturen und das damit verbundene Mikroklima, auf Populationen, Lebensgemeinschaften sowie auf die gesellschaftlichen Ansprüche aus?
- Welche Anpassungspotenziale gibt es dabei aufseiten der Arten und der Gesellschaft?
- Wie interagieren die verschiedenen Skalenebenen von Alpha-, Beta- und Gamma-Diversität in Waldlandschaften, und wie beeinflussen sie dabei die Multifunktionalität von Wäldern (Müller et al. 2023)?
- Welche sind die wichtigsten Treiber für Biodiversitätsveränderungen im Wald? Wie wirken sich diese einzeln und insbesondere in der Interaktion auf die Arten und Artengemeinschaften aus?
- Wie repräsentativ sind publizierte Resultate aktueller Biodiversitätstrends, die häufiger auf Erfassungen in Schutzgebieten als in Waldflächen ohne Schutzstatus beruhen?
- Welche Auswirkungen haben verschiedene forstliche Maßnahmen (z. B. Durchforstungsstrategien, Erschließungskonzepte usw.) auf die Biodiversität im Wald?
- Wie lassen sich Biodiversitätsschutz und Holznutzung besser vereinbaren, bzw. wo stehen sie im Widerspruch?
- Wie wirken sich Maßnahmen zur Biodiversitätsförderung in Wäldern auf die Biodiversität auf Landschaftsebene aus, insbesondere hinsichtlich der Konfiguration von Bestandes- und/oder Landnutzungstypen, der räumlichen Isolation und der Menge an verfügbaren Habitaten?
- Inwieweit lassen sich Ergebnisse aus lokalen Beobachtungen zur Biodiversität und Biodiversitätsexperimenten auf die Landschaftsebene hochskalieren?
- Welche Bedeutung haben Pestizideinsatz (z. B. Leroy et al. 2021), Stickstoffeintrag (Dirnböck et al. 2014) und allgemeine Stoffeinträge auf die Biodiversität im Wald?
- Welche Rolle spielen verschiedene Huftierdichten und verschiedene Formen des Wildtiermanagements für die Biodiversität verschiedener trophischer Ebenen?

#### 4.7.2 Rahmenbedingungen für Handlungsbedarfe und -optionen

Wälder weisen mehrere Charakteristika auf, die den Rahmen für Handlungsbedarfe und -optionen spezifisch für diesen Lebensraum abstecken. Eines dieser Charakteristika ist die extreme Langlebigkeit der Funktionsträger, der Bäume, in einem Wald. Dadurch können Veränderungen häufig nur sehr langfristig erfasst werden. Das erschwert die Abschätzung der Auswirkungen strategischer Richtungsänderungen und Erfolgskontrollen von langfristig wirksamen Maßnahmen. Ein weiteres Charakteristikum von Wäldern im Vergleich zu vielen anderen Lebensräumen ist die vergleichsweise hohe Naturnähe. In unserer gemäßigten Klimazone wären viele Flächen von Natur aus mit Bäumen bestockt. Daher stellen Wälder relativ naturnahe Lebensräume dar. Ein drittes Charakteristikum des Lebensraums Wald sind die vielen unterschiedlichen gesellschaftlichen Ansprüche, die an ihn gestellt werden, von der Produktionsfunktion über die Erholungsfunktion bis hin zu vielen weiteren Funktionen, wie Klima-, Boden- und Grundwasserschutz. Der Erhalt der Biodiversität an sich sowie als Voraussetzung für die Bereitstellung anderer Ökosystemdienstleistungen ist hierbei nur EIN an den Lebensraum Wald formulierter Anspruch. Die daraus resultierenden Interessenkonflikte erschweren die Entscheidungen für Handlungen und die Umsetzung von als sinnvoll erachteten Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität.

Die Eigentumsstrukturen in den Wäldern Deutschlands sind vielfältig. In großen Staatswaldungen können Biodiversitätsstrategien großflächig und systematisch nach den zuvor parlamentarisch bestimmten gesellschaftlichen Vorstellungen umgesetzt werden. Kleinere Privatwälder wiederum bieten sehr viel Vielfalt aufgrund des unterschiedlichen Waldmanagements der einzelnen Waldbesitzer:innen. Diese kleinen Waldbesitzflächen können aufgrund ihrer zumeist geringen ökonomischen Bedeutung wichtige Flächen für den Biodiversitätsschutz darstellen. Ähnlich vielfältig wie die Eigentumsstrukturen sind auch die Regelungen zur Bewirtschaftung von Wäldern und zur Walderhaltung in den verschiedenen Bundesländern. Dies kann einerseits zu einer für die Biodiversität förderlichen Vielfalt an Strategien führen, stellt aber andererseits auch eine einheitliche Umsetzung von internationalen Vorgaben und Instrumenten vor Herausforderungen.

#### 4.7.3 Handlungsbedarfe und -optionen

Aus den Kapiteln 4.7.1 und 4.7.2 lassen sich folgende Handlungsbedarfe und -optionen ableiten:

#### 4.7.3.1 Handlungsbedarfe und -optionen zur Situation der biologischen Vielfalt in Wäldern

**Handlungsbedarf 1:** Langfristiges, integriertes Biodiversitätsmonitoring aufbauen

Es wurden folgende Handlungsoptionen identifiziert:

1. Entwicklung und Umsetzung eines stratifizierten und integrierten Monitorings für Wälder, das taxonomisch umfassend Biodiversität und dessen Treiber erfasst, (a) entweder auf neu ausgewählten Flächen oder (b) auf einer Kombination bereits bestehender Monitoringflächen, die systematisch ausgewählt werden (Priorität 1).
2. Die Ankopplung eines Biodiversitätsmonitorings an Monitoringsysteme, die bereits wichtige Treiber in Wäldern erfassen (Priorität 2).
3. Ein reines Biodiversitätsmonitoring, taxonomisch umfassend auf stratifizierten Flächen in Wäldern Deutschlands in Kombination mit Treiberanalysen aus Fernerkundungsdaten oder einer Kombination aus 1 bis 3 (Priorität 3).
4. Ein naturraumstratifiziertes Monitoring in ausgewählten Bundesländern (Priorität 4).

Für alle Handlungsoptionen ist eine Harmonisierung der Methoden anzustreben.

**Handlungsbedarf 2:** Forschung und Experimente ausweiten

Um die Kausalität zwischen Treibern und Biodiversität besser zu verstehen, sind neben korrelativen Studien auch Experimente notwendig. Die folgenden Handlungsoptionen würden dazu beitragen, diesen Bedarf zu erfüllen:

1. Die verschiedenen forstlichen Interventionen sollten konsequenter als Ausgangspunkt für Experimente zur Wirkung auf die Biodiversität genutzt werden, um einen besseren Praxisbezug herzustellen.
2. In langfristig ausgerichteten Reallaboren sollten Biodiversitätsstudien in einem ökosystemaren Ansatz und in unterschiedlichen Waldökosystemen durchgeführt werden.
3. Konkrete Fragestellungen zu Biodiversität und Treibern sollten in hypothesengetriebenen Experimenten mit kürzeren Zeiträumen und unter realen Bedingungen mit vielen Wiederholungen untersucht werden.
4. Um diese Ansätze umsetzen zu können, sollte der öffentliche Wald verstärkt für Forschungszwecke genutzt werden. Eine rechtliche Verankerung oder Selbstverpflichtung, den öffentlichen Wald für Forschung zu öffnen, wäre daher sinnvoll.

#### 4.7.3.2 Handlungsbedarfe und -optionen zur Erhöhung der biologischen Vielfalt

**Handlungsbedarf 3:** Wirksamkeit von Naturschutzkonzepten erhöhen

Um die Wirksamkeit der vielen inzwischen bestehenden Naturschutzkonzepte für Wälder zu erhöhen, sehen wir folgende Handlungsoptionen:

1. Weiterentwicklung der bestehenden Konzepte auf der Basis neuer Forschungsergebnisse.
2. Steuerung des Naturschutzes im Landeswald über quantitative Zielwerte und Erfolgskontrollen.
3. Verbindliche Integration der Naturschutzkonzepte in Landeswäldern in die forstliche Planung.
4. Die Umsetzung von biodiversitätsfördernden Maßnahmen (Umsetzung quantitativer/qualitativer Ziele) als Leistungs- und Bewertungskriterium für Beschäftigte im öffentlichen Dienst etablieren.
5. Qualifizierung und Weiterbildung des naturschutzfachlichen/waldökologischen Fachpersonals zur Beratung und Unterstützung der Praxis bei der Umsetzung.
6. Reduktion der bürokratischen Hürden bei der Beantragung von Biodiversitätsfördermitteln im Privat- und Körperschaftswald.
7. Bereitstellung einfach zugänglicher, flächenscharfer Informationen, wo welches Konzept anzuwenden bzw. zu priorisieren ist.

**Handlungsbedarf 4:** Erhalt und Mehrung der Waldfläche fördern

Die Waldfläche steht heute am stärksten in Konkurrenz zu Siedlungs- und Verkehrsflächen. Dies gilt es so weit wie möglich zu vermeiden oder zu reduzieren. Unter den aktuellen Rahmenbedingungen sollte bei nationalen Strategien, die eine Ausweitung der Waldfläche anstreben, aber auch darauf geachtet werden, dass es nicht zu weiteren Verlusten von wertvollen Offenlandlebensräumen kommt. Die wichtigste Handlungsoption wäre eine Änderung des Konsumverhaltens mit einer deutlichen Reduktion des Fleischkonsums, was neben einer Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung evtl. auch einen Rückgang des Flächenbedarfs für die Landwirtschaft bedeuten könnte.

**Handlungsbedarf 5:** Strategien harmonisieren, monetäre Fördermöglichkeiten verbessern

Historisch bedingt, gibt es verschiedene Konflikte in den Förderzielen. Da es keine »One size fits all«-Förderung gibt, sondern je nach Lage und Situation verschiedene Aspekte, die andernorts konkurrieren, förderwürdig sind, wird aber auch in Zukunft eine völlig

konfliktfreie Förderung nicht möglich sein. Es besteht aber eine wichtige Handlungsoption darin, die aktuellen Instrumente und Ziele zwischen den Ministerien und auf den verschiedenen Verwaltungsebenen von den Bundesländern bis zur EU besser abzustimmen und, wo möglich, zu harmonisieren. Eine weitere wichtige Handlungsoption sind der Ausbau der Fördersummen zum Biodiversitätsschutz im Wald und gleichzeitig eine Reduktion des bürokratischen Aufwands bei der Abwicklung der Förderung. Angesichts der großen Zahl von Waldbesitzer:innen mit vergleichsweise kleinen Waldflächen wäre es sinnvoll, die Beratung aller Eigentumsarten hinsichtlich Biodiversitätsschutz zu intensivieren. Darüber hinaus bieten sich Marktinstrumente zur Honorierung von Ökosystemdienstleistungen im Wald (Investitionsmöglichkeiten, Finanzprodukte) als weitere Handlungsoption an.

**Handlungsbedarf 6:** Klimaschutz und Biodiversitätsstrategien gemeinsam entwickeln

Unabhängig davon, dass Klima- und Biodiversitätsschutz in der gesellschaftlichen Diskussion oft als synergistisch oder konkurrierend dargestellt werden, sind sie weder das eine noch das andere. Um beides effizienter und evidenzbasierter zu verfolgen, wäre eine wichtige Handlungsoption, dass Strategien zu beiden Themen gemeinsam entwickelt und die Honorierung von Klimaschutzleistungen einerseits und Biodiversitätsleistungen andererseits gemeinsam gedacht werden. Hier kann das Aktionsprogramm natürlicher Klimaschutz (ANK) zukünftig einen erheblichen Beitrag leisten. Es fokussiert nicht allein auf eine kurzfristige Treibhausgasreduzierung, sondern zielt darauf ab, die natürliche Fähigkeit von Ökosystemen, Treibhausgase zu binden, langfristig zu stärken, das Klimaschutzpotenzial von Renaturierungsmaßnahmen zu nutzen und die Resilienz von Ökosystemen insgesamt zu verbessern. Damit leistet es auch einen wichtigen Beitrag zur Risikoversorge und zur Förderung von nachhaltigen Bewirtschaftungsformen.

**Handlungsbedarf 7:** Zielkonflikte zwischen Holzproduktion und Naturschutz reduzieren

Biodiversitätsschutz versus Holzproduktion ist der wichtigste Zielkonflikt, der, zumindest in der öffentlichen Wahrnehmung, der Waldbewirtschaftung innewohnt. Zur Reduktion dieses Konflikts lassen sich vor allem folgende Handlungsoptionen identifizieren:

1. Bereitstellung ausreichender finanzieller Ressourcen für die Vergütung von Naturschutzleistungen.
2. Normative Vorgaben zum Umgang mit Waldlebensräumen im Sinne einer guten fachlichen Praxis. Im Privatwald in Kombination mit (1).
3. Effiziente Naturschutzmaßnahmen sind häufig weniger aufwendig als allgemein angenommen. Umgekehrt werden in der Holznutzung z. B. nach Störungen ökonomische Prinzipien nicht mehr berücksichtigt. Eine konsequente ökonomische Bewertung von Naturschutz- und Holzproduktionspraxis kann hier zur Identifikation tatsächlicher Zielkonflikte beitragen.
4. Breite Information und Einbindung von Bürger:innen im Rahmen von Bürgerforen zur Konfliktverringering.
5. Sensibilisierung der Waldbesitzer:innen und des forstlichen Personals für Naturschutzthemen und Information über praxisorientierte Möglichkeiten zur Verringerung von Zielkonflikten.
6. Verstärkte Aus- und Weiterbildung des Forstpersonals zu den vielfältigen Möglichkeiten, Biodiversitätsschutz in die Waldbewirtschaftung zu integrieren.
7. Bereitstellung einfach zugänglicher, verständlicher und räumlich expliziter Datengrundlagen zu Schutzgütern und Maßnahmenempfehlungen an Waldbesitzer:innen und Forstpersonal.

**Handlungsbedarf 8:** Zielkonflikt Erholungsfunktion und Biodiversität reduzieren

Um den steigenden Erholungsdruck in Wäldern mit den Zielen des Biodiversitätsschutzes in Einklang zu bringen, wurden folgende Handlungsoptionen identifiziert:

1. Verbindliche räumliche Konzepte zur Harmonisierung von Biodiversitätsförderung und Besucher:innenmanagement auf Landschaftsebene.
2. Einrichtung von Bürger:innenforen vor Ort zur Konfliktverringering und Einbindung der Bevölkerung in Entscheidungsprozesse.

### Box 4.2: Transformationspotenzial – Nationalpark Bayerischer Wald

Der Nationalpark Bayerischer Wald im Bereich des Bayerisch-Böhmischen Grenzgebirges wurde am 7. Oktober 1970 als erster Nationalpark Deutschlands gegründet. Mit der Erweiterung im Jahr 1997 und dem angrenzenden tschechischen Nationalpark Šumava ist der Nationalpark Bayerischer Wald das größte Waldschutzgebiet Mitteleuropas. Die Gründung des Nationalparks gelang durch eine mehrjährige Kampagne von Naturschutzvereinen gegen starke Widerstände der staatlichen Forstverwaltung und der privaten Forstwirtschaft. Natürliche Dynamik ohne direkte Eingriffe als Instrument im Waldnaturschutz war in Deutschland bis 1970 neu. Mehr als 50 Jahre später gestaltet sich der Nationalpark Bayerischer Wald als Erholungsort für Mensch und Biodiversität und als ein Ort der Naturbeobachtung, Bildungs- und Forschungsmöglichkeiten.

#### Bezug zu indirekten Treibern des Biodiversitätsverlustes

Die Ausgangssituation der Wälder bei Gründung des Nationalparks war durch die Ausrichtung auf homogene Fichtenforste im Rahmen der modernen Forstwirtschaft geprägt und ist damit repräsentativ für viele Mittelgebirgslagen in Deutschland. Durch den Nationalpark entstanden viele Arbeitsplätze in einer ansonsten strukturschwachen Region. Die historische Ausrichtung der Forstwirtschaft auf Fichtenforste hat zur Gefährdung und Aussterben von Arten sowie zur Degradation von Moorlebensräumen durch Entwässerung geführt.

#### Positive Biodiversitätsänderungen

Durch die Umsetzung des Prozessschutzes in Kombination mit intensiven natürlichen Störungen (Windwürfe, Borkenkäfer) wurden ehemals seltene Ressourcen wie Totholz und die Heterogenität auf Landschaftsebene signifikant erhöht. Eine Vielfalt von Arten und Artengruppen inklusive vieler in Deutschland gefährdeter Arten konnte von dieser natürlichen Walddynamik in Kombination mit vom Menschen ungestörten Lebensräumen profitieren (Beudert et al. 2015; Rösner et al. 2023). Einige ausgestorbene Insekten- (Totholzkäfer) und Säugetierarten (Wolf, Biber) konnten wieder einwandern und sich fest ansiedeln (Busse et al. 2022). Einzelne Arten wie der Luchs wurden wieder angesiedelt (Linnell et al. 2009; Wölfel et al. 2001). Dadurch ist eine Landschaft entstanden, die von hoher Vielfalt der Lebensräume mit großen Populationen von in Deutschland andernorts stark gefährdeten Arten und mit Vertretern verschiedener trophischer Ebenen geprägt ist.

#### Hindernisse und Widerstände

Widerstände gab es auf verschiedenen Ebenen. Viele einheimische Anwohner:innen waren besorgt, dass die Einrichtung eines Nationalparks ihren Zugang zum Wald einschränke und der einhergehende Nutzungsverzicht sowie die Borkenkäferdynamik sich negativ auf die Holzwirtschaft und damit einher-

gehende Arbeitsplätze auswirkten (Heurich & Mauch 2020). Bis heute sind Borkenkäfermassenvermehrungen im Nationalpark ein Kritikpunkt bei Waldbesitzer:innen in der Region.

#### Wichtigste Erfolgsfaktoren

Ein zentraler Antrieb für den Nationalpark waren die Armut der Region und die Hoffnung auf Arbeitsplätze in der Tourismusbranche durch den Nationalpark. Letztlich war eine Kombination aus Instrumenten entscheidend, vor allem die Nationalparkverordnung, die Etablierung einer Bildungs- und Tourismusinfrastruktur sowie massive Regionalförderung und jahrzehntelange Dialoge (Heurich et al. 2010). Eine intensive Zusammenarbeit mit dem benachbarten tschechischen Nationalpark Šumava seit 1990 war für den Naturschutz Erfolg entscheidend, da viele Populationen bedrohter Arten nur grenzüberschreitend geschützt werden können (Heurich et al. 2010). Massive Förderung der Region mit bayerischen Geldern, jahrzehntelanger Dialog sowie der Wandel der Akteur:innen über 50 Jahre haben zu einer besseren Akzeptanz des Nationalparks geführt. Konkrete Kenntnisse zu Auswirkungen von Prozessschutz auf Biodiversität im Laufe der Zeit haben eine wichtige Rolle beim Verständnis von natürlicher Dynamik für Lebensraumvielfalt gespielt und haben damit für Akzeptanz gesorgt (Heurich & Mauch 2020).

#### Transformationspotenzial

Die wichtigsten Transformationspotenziale für große Schutzgebiete wie Nationalparks sind im Überblick: (1) Politik: Erfüllung europäischer Zielvorgaben bezüglich geschützter Flächen, Förderung von Natura-2000-Aufgaben. (2) Wirtschaft/ Unternehmen: Störungsflächen in Wäldern von hohem Interesse aus Sicht des Biodiversitätsschutzes, gleichzeitig Unterstützung von Schutzgebietsüberlegungen seitens der Säugeindustrie. (3) Gesellschaft: Das Interesse an naturnahen Erholungsräumen wächst und kann in großflächigen Nationalparks erfüllt werden. (4) Wissenschaft: Langfristige transdisziplinäre Projekte von Schutzgebietsmanager:innen, Ökolog:innen, Sozioökonom:innen, und Naturschutzbiolog:innen können die Beiträge von Großschutzgebieten und deren Entwicklungen auch im Klimawandel breiter quantifizieren und gesellschaftlich und politisch besser vermitteln. (5) Bildung: Wertewandel für naturnahe, wilde Landschaften in der alten Kulturlandschaft Mitteleuropas durch eine Kombination aus echten Naturlandschaften, attraktiven Arten und der Unterstützung digitaler Instrumente wie Wander- oder Artenidentifikations-Apps. (6) Recht: Update der Wald- und Naturschutzgesetze, um Großschutzgebiete zu effizienten Instrumenten der Biodiversitätsförderung zu machen, tragfähige Grundlagen auf wissenschaftlicher Basis, nicht auf kurzfristigen politischen Aushandlungsprozessen aufzubauen.

### Box 4.3: Transformationspotenzial – Ebracher Trittsteinkonzept

#### Transformationspotenzial: Ebracher Trittsteinkonzept

Das Ebracher Trittsteinkonzept wurde im Steigerwald (Bayern, Deutschland) ab 2006 für die 16.500 ha großen Wälder des Freistaats Bayern entwickelt und seitdem mit leichten Modifikationen umgesetzt. Es besteht aus den Elementen Biotopbaum, Totholz, Waldtrittsteinfläche (0,3–20 ha) und Naturwaldreservat. Es ist ein naturschutzintegratives Konzept, welches im selben Gebiet die Holznutzung zulässt. Über das gesamte Gebiet verteilte nutzungsfreie Waldflächen im Umfang von rd. 1.700 ha, Biotopbäume mit einer ideellen Teilfläche von rund 700 ha sowie hohe Mengen an Totholz schaffen eine Vielzahl an Habitatstrukturen und Lebensräumen, was eine messbare Zunahme der Artenvielfalt, insbesondere von totholzabhängigen Organismen, auch auf vordem artenärmeren Waldorten zur Folge hatte.

#### Bezug zu indirekten Treibern des Biodiversitätsverlustes

Holznutzung zur Versorgung der heimischen Sägewerke und des örtlichen Brennholzbedarfs aus den Wäldern des Freistaats Bayern und damit verbundene Einkommensquellen und Arbeitsplätze sind im Steigerwald sehr wichtig. Ein Fokus auf Natur- und Artenschutz war hingegen der Wunsch der Naturschutzverbände, die eigentlich einen Nationalpark mit weitgehendem Nutzungsverzicht fordern, welcher jedoch wegen des großen Widerstands in der örtlichen Bevölkerung nicht realisiert wurde. Das Ebracher Trittsteinkonzept ist eine optimale Lösung dieser gegensätzlichen Interessen (Mergner 2015).

#### Positive Biodiversitätsänderungen

Mit dem Trittsteinkonzept lässt sich nicht nur der hohe Laubbaumanteil (80 %) erhalten, sondern gerade auch die für den Steigerwald typische historisch gewachsene Baumartenvielfalt und insbesondere der für die Artenvielfalt bedeutende Eichenanteil (22 %) (Neft 2023). Durch Nutzungs- und Verwertungsverzicht kommt es zu einer Zunahme an Biotopbäumen und einer Erhöhung des Totholzanteils. Darauf hat die Artenvielfalt positiv reagiert, und in wenigen Jahren wurden auch vordem artenarme Waldbereiche wiederbesiedelt (Krumm, Schuck & Rigling 2020). Ein Großteil des Waldgebiets ist als Natura-2000-Gebiet geschützt.

#### Hindernisse und Widerstände

Widerstände gab es vor allem seitens der Naturschutzverbände, weil das Konzept einem Nationalpark entgegenstand. Die anfängliche Ablehnung in der Bevölkerung war von der Angst vor Versorgungsdefiziten getrieben, weil insbesondere die Aufarbeitung von Kronenthotholz stark eingeschränkt

wurde. Die alteingesessenen Laubholzsägewerke fürchteten um ihre Existenz infolge der Stilllegung der sägewerksnahen Laubwälder (Konkurrenzvorteil durch Holz der kurzen Wege).

#### Wichtigste Erfolgsfaktoren

Der wichtigste Faktor zum Schutz der Artenvielfalt waren die vielen ökologisch wirksamen Elemente, die über die gesamte Forstbetriebsfläche (17.000 ha) verteilt sind und damit auf der Landschaftsebene Wirkung entfalten. Einerseits wurden ökologisch hochwertige Waldorte aus der Nutzung genommen. Dadurch entstand ein Verbundnetz an Habitatstrukturen zwischen den größeren Schutzflächen (Naturwaldreservate, große Naturwaldflächen). Auf der anderen Seite ermöglicht es die Bewirtschaftung, auch Baumarten zu erhalten, die für die Biodiversität außerordentlich wichtig sind und bei Nutzungsaufgabe verschwinden würden. Synergien haben sich teilweise ergeben, weil für größere Naturwaldflächen und für spezielle Artenschutzmaßnahmen Entgelte bezahlt wurden. Synergien des Konzepts ergeben sich mit Erholung/Tourismus, dem rege nachgefragten Interesse eines Fachpublikums und als praxisnahes Fallbeispiel für die Forschung. Über das Instrument der permanenten Stichprobeninventur wurden die strukturellen Entwicklungen exakt dokumentiert. Damit war eine wichtige Voraussetzung geschaffen, damit das Konzept als Beispiel für den Ausgleich zwischen Nutzen und Schützen international bekannt wurde (Krumm, Schuck & Rigling 2020).

#### Transformationspotenzial

Die wichtigsten Transformationspotenziale für naturschutzintegrative Konzepte im Überblick: (1) Politik: Auflösung des Zielkonflikts Holznutzung und Artenschutz, Umsetzung von Natura 2000. (2) Wirtschaft/Unternehmen: Ermöglichung der Holzversorgung für auf Laubholz spezialisierte regionale Sägewerke und Bereitstellung von Brennholz für die örtliche Bevölkerung. (3) Gesellschaft: optimale Erfüllung der unterschiedlichen Interessenansprüche an den Wald und praxistaugliche Lösungsansätze durch integrative Konzepte. (4) Wissenschaft: Angebot für kurz- und langfristige transdisziplinäre Forschungsprojekte, insbesondere zu den Themen Artenvielfalt und Klimaanpassung in gemanagten Wäldern. (5) Bildung: Information breiter Bevölkerungsschichten über die Chancen, mit naturschutzintegrativer Waldbewirtschaftung sowohl die Artenvielfalt zu erhalten und trotzdem den umweltfreundlichen Rohstoff Holz zu nutzen. (6) Recht: Verankerung der naturschutzintegrativen Waldbewirtschaftung mit ihren Elementen in nationalem und föderalem Recht, um eine Anwendung in allen Wäldern sicherzustellen.

## Literaturverzeichnis

- Abrego N., Oivanen P., Viner I., Nordén J., Penttilä R., Dahlberg A., Heilmann-Clausen J., Somervuo P., Ovaskainen O. & Schigel D. (2016): Reintroduction of threatened fungal species via inoculation. *Biological Conservation* 203: 120–124. DOI: 10.1016/j.biocon.2016.09.014
- Abrego N., Norros V., Halme P., Somervuo P., Ali-Kovero H. & Ovaskainen O. (2018): Give me a sample of air and I will tell which species are found from your region: Molecular identification of fungi from airborne spore samples. *Molecular Ecology Resources* 18 (3): 511–524. DOI: 10.1111/1755-0998.12755
- Adámek M., Jankovská Z., Hadincová V., Kula E. & Wild J. (2018): Drivers of forest fire occurrence in the cultural landscape of Central Europe. *Landscape Ecology* 33 (11): 2031–2045. DOI: 10.1007/s10980-018-0712-2
- Adelmann W. (2021): Praxisbroschüre Waldnaturschutz. Aktiv im Wald – Naturschutz mit der Kettensäge. ANLiegen Natur 43/2
- Aguayo J., Elegbede F., Husson C., Saintonge F.-X. & Marçais B. (2014): Modeling climate impact on an emerging disease, the *Phytophthora alni*-induced alder decline. *Global Change Biology* 20 (10): 3209–3221. DOI: 10.1111/gcb.12601
- Albrecht L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110 (1): 106–113. DOI: 10.1007/BF02741245
- Almeida I., Rösch C. & Saha S. (2018): Comparison of Ecosystem Services from Mixed and Monospecific Forests in Southwest Germany: A Survey on Public Perception. *Forests* 9 (10): 627. DOI: 10.3390/f9100627
- Altenkirch W., Majunke C. & Bogenschütz F. (2002): Waldschutz auf ökologischer Grundlage. Eugen Ulmer. Stuttgart. 434 S.
- Ambrožová L., Finnberg S., Feldmann B., Buse J., Preuss H., Ewald J. & Thorn S. (2022): Coppicing and topsoil removal promote diversity of dung-inhabiting beetles (Coleoptera: Scarabaeidae, Geotrupidae, Staphylinidae) in forests. *Agricultural and Forest Entomology* 24 (1): 104–113. DOI: 10.1111/afe.12472
- Amelung W., Blume H.-P., Fleige H., Horn R., Kandeler E., Kögel-Knabner I., Kretzschmar R., Stahr K. & Wilke B.-M. (2018): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Springer Berlin Heidelberg. Berlin/Heidelberg
- Ammer C., Dully I., Faißt G., Holland-Moritz H., Immler T., Kölling C., Marx N., Seidl G., Seitz R., Wolf M. & Wolferstetter T. (2006a): Hinweise zur waldbaulichen Behandlung von Borkenkäferkalamitätsflächen in Mittelfranken. *Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft* 54: 60
- Ammer C. (2008): Konkurrenzsteuerung. Anmerkungen zu einer Kernaufgabe des Waldbaus beim Aufbau vielfältiger Wälder. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* 36: 21–26
- Ammer C., Blaschke M. & Muck P. (2009): Germany. In: I. Willoughby, P. Balandier, N. S. Bentsen, N. McCarthy & J. Claridge (Hrsg.): *Forest vegetation management in Europe: current practice and future requirements*. COST Office. Brussels: 43–50
- Ammer C., Vor T., Knoke T. & Wagner S. (2010): *Der Wald-Wild-Konflikt. Analyse und Lösungsansätze vor dem Hintergrund rechtlicher, ökologischer und ökonomischer Zusammenhänge*. Göttingen University Press. Göttingen
- Ammer C., Bolte A., Herberg A., Höltermann A. & Krüss A. (2016): Vertreterinnen und Vertreter von Forstwissenschaft und Naturschutz legen gemeinsame Empfehlungen für den Anbau eingeführter Waldbaumarten vor. *Gemeinsames Papier des DVFFA und des BfN. Naturschutz und Landschaftsplanung* (48): 170–172
- Ammer C., Schall P., Gossner M. M., Heinrichs S., Boch S., Prati D., Jung K., Baumgartner V., Blaser S., Böhm S., Buscot F., Daniel R., Goldmann K., Kaiser K., Kahl T. et al. (2017): Waldbewirtschaftung und Biodiversität. Vielfalt ist gefragt. *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* 72 (17): 20–25
- Ammer C. (2017): Unraveling the importance of inter- and intraspecific competition for the adaptation of forests to climate change. In: F. M. Cánovas, U. Lüttge & R. Matyssek (Hrsg.): *Progress in Botany*. Springer: 345–367
- Ammer C. (2019): Diversity and forest productivity in a changing climate. *New Phytologist* 221 (1): 50–66. DOI: 10.1111/nph.15263
- Ammer C. (2021a): Zum Selbstverständnis der Forstwissenschaften. Ein Beitrag zur Debatte um den Umgang mit Wald. *Naturwissenschaftliche Rundschau* 74: 517–524
- Ammer C. (2021b): Der Dauerwaldgedanke. Betrachtungen zu Alfred Möllers bekanntem Buch anlässlich der Neuauflage der vor 99 Jahren erschienenen Originalschrift. *Der Dauerwald* 64: 92–95
- Ammer S. (1992): Auswirkungen experimenteller saurer Beregnung und Kalkung auf die Lumbricidenfauna und deren Leistungen (Höglwaldexperiment). *Forstl. Forschungsberichte München* Nr. 123: 227
- Ammer S. & Makeschin F. (1994): Auswirkungen experimenteller saurer Beregnung und Kalkung auf die Regenwurmfauuna (Lumbricidae, Oligochaeta) und die Humusform in einem Fichtenaltbestand (Höglwaldexperiment). *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 113: 70–85
- Ammer S., Weber K., Abs C., Ammer C. & Prietzel J. (2006b): Factors influencing the distribution and abundance of earthworm communities in pure and converted Scots pine stands. *Applied Soil Ecology* 33 (1): 10–21. DOI: 10.1016/j.apsoil.2005.09.005
- Ammer S. & Huber C. (2007): Die Regenwurmliegenschaft im Höglwaldexperiment 21 Jahre nach Kalkung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 178: 211–220
- Ammer U., Detsch R. & Schulz U. (1995): Konzepte der Landnutzung. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 114 (1): 107–125. DOI: 10.1007/BF02742217
- Ampoorter E., Barbaro L., Jactel H., Baeten L., Boberg J., Carnol M., Castagnyrol B., Charbonnier Y., Dawud S. M., Deconchat M., Smedt P. D., Wandeler H. D., Guyot V., Hät-

- tenschwiler S., Joly F. et al. (2020): Tree diversity is key for promoting the diversity and abundance of forest-associated taxa in Europe. *Oikos* 129 (2): 133–146. DOI: 10.1111/oik.06290
- Anderegg W.R.L., Konings A.G., Trugman A.T., Yu K., Bowling D.R., Gabbitas R., Karp D.S., Pacala S., Sperry J.S., Sulman B.N. & Zenes N. (2018): Hydraulic diversity of forests regulates ecosystem resilience during drought. *Nature* 561 (7724): 538–541. DOI: 10.1038/s41586-018-0539-7
- Anders O., Middelhoff T.L., Dobrescu B. & Kajanus M. (2016): Wie kommt der Luchs (*Lynx lynx*) aus dem Harz heraus? Untersuchungen zur Durchlässigkeit von Bundesstraßen- und Autobahnunterführungen. *Säugetierkundliche Informationen* 51 (10): 225–236
- Anders O. & Middelhoff T. (2016): Abundanz und Dichte des Luchses (*Lynx lynx*) im westlichen Harz. Die Ergebnisse eines systematischen Fotofallenmonitorings im Herbst und Winter 2014/15. *Säugetierkundliche Informationen* 51 (51): 213–224
- Andrä E., Aßmann O., Dürst T., Hansbauer G. & Zahn A. (2019): Amphibien und Reptilien in Bayern. Ulmer. Stuttgart (Hohenheim). 783 S.
- Andreae H., Gemballa R. & Jacob F. (2020): Leitfaden zur Forstlichen Bodenschutzkalkung in Sachsen (Kalkungsleitfaden). Staatsbetrieb Sachsenforst, Pirna, OT Graupa. 99 S.
- Andriuzzi W.S., Pulleman M.M., Schmidt O., Faber J.H. & Brussaard L. (2015): Anecic earthworms (*Lumbricus terrestris*) alleviate negative effects of extreme rainfall events on soil and plants in field mesocosms. *Plant and Soil* 397 (1–2): 103–113. DOI: 10.1007/s11104-015-2604-4
- Apel K.H. (1989): Zur Verbreitung von *Melanophila acuminata* DEG (Col., Buprestidae). *Entomologische Nachrichten und Berichte* 33: 278–280
- Arbeitskreis Forstliche Landespflege (Hrsg.) (1991): Waldlandschaftspflege. Hinweise und Empfehlungen für Gestaltung und Pflege des Waldes in der Landschaft. 2., durchges. und erw. Aufl. ecomed-Verl.-Ges. Landsberg/Lech. 154 S.
- Arend M., Link R.M., Patthey R., Hoch G., Schuldt B. & Kahmen A. (2021): Rapid hydraulic collapse as cause of drought-induced mortality in conifers. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118 (16): e2025251118. DOI: 10.1073/pnas.2025251118
- Armstrong D. & Seddon P. (2008): Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology & Evolution* 23 (1): 20–25. DOI: 10.1016/j.tree.2007.10.003
- Arnberger A., Ebenberger M., Schneider I.E., Cottrell S., Schlueter A.C., von Ruschkowski E., Venette R.C., Snyder S.A. & Gobster P.H. (2018): Visitor Preferences for Visual Changes in Bark Beetle-Impacted Forest Recreation Settings in the United States and Germany. *Environmental Management* 61 (2): 209–223. DOI: 10.1007/s00267-017-0975-4
- Asbeck T., Messier C. & Bauhus J. (2020): Retention of tree-related microhabitats is more dependent on selection of habitat trees than their spatial distribution. *European Journal of Forest Research* 139 (6): 1015–1028. DOI: 10.1007/s10342-020-01303-6
- Asbeck T., Großmann J., Paillet Y., Winiger N. & Bauhus J. (2021): The Use of Tree-Related Microhabitats as Forest Biodiversity Indicators and to Guide Integrated Forest Management. *Current Forestry Reports* 7 (1): 59–68. DOI: 10.1007/s40725-020-00132-5
- Augustynczyk A.L.D., Yousefpour R. & Hanewinkel M. (2018): Multiple uncertainties require a change of conservation practices for saproxylic beetles in managed temperate forests. *Scientific Reports* 8 (1): 14964. DOI: 10.1038/s41598-018-33389-9
- Augustynczyk A.L.D., Asbeck T., Basile M., Bauhus J., Storch I., Mikusiński G., Yousefpour R. & Hanewinkel M. (2019): Diversification of forest management regimes secures tree microhabitats and bird abundance under climate change. *Science of The Total Environment* 650: 2717–2730. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.366
- Axer M., Schlicht R., Kronenberg R. & Wagner S. (2021): The Potential for Future Shifts in Tree Species Distribution Provided by Dispersal and Ecological Niches: A Comparison between Beech and Oak in Europe. *Sustainability* 13 (23): 13067. DOI: 10.3390/su132313067
- Baber K., Otto P., Kahl T., Gossner M.M., Wirth C., Gminder A. & Bässler C. (2016): Disentangling the effects of forest-stand type and dead-wood origin of the early successional stage on the diversity of wood-inhabiting fungi. *Forest Ecology and Management* 377: 161–169. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.07.011
- Bače R., Svoboda M., Janda P., Morrissey R.C., Wild J., Clear J.L., Čada V. & Donato D.C. (2015): Legacy of Pre-Disturbance Spatial Pattern Determines Early Structural Diversity following Severe Disturbance in Montane Spruce Forests H. Y.H. Chen (Hrsg.): *PLOS ONE* 10 (9): e0139214. DOI: 10.1371/journal.pone.0139214
- Bach E.M., Ramirez K.S., Fraser T.D. & Wall D.H. (2020): Soil Biodiversity Integrates Solutions for a Sustainable Future. *Sustainability* 12 (7): 2662. DOI: 10.3390/su12072662
- Baeten L., Verheyen K., Wirth C., Bruelheide H., Bussotti F., Finér L., Jaroszewicz B., Selvi F., Valladares F., Allan E., Ampoorter E., Auge H., Avăcăriei D., Barbaro L., Bărnoaiea I. et al. (2013): A novel comparative research platform designed to determine the functional significance of tree species diversity in European forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 15 (5): 281–291. DOI: 10.1016/j.ppees.2013.07.002
- Baeten L., Bruelheide H., Plas F., Kambach S., Ratcliffe S., Jucker T., Allan E., Ampoorter E., Barbaro L., Bastias C.C., Bauhus J., Benavides R., Bonal D., Bouriaud O., Bussotti F. et al. (2019): Identifying the tree species compositions that maximize ecosystem functioning in European forests. A. Mori (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 56 (3): 733–744. DOI: 10.1111/1365-2664.13308
- BAFU – Bundesamt für Umwelt BAFU (2008): Freizeit und Erholung im Wald. Grundlagen, Instrumente, Beispiele. Bern. 69 S.
- Baldrian P. (2016): Forest microbiome: diversity, complexity and dynamics. E. Banin (Hrsg.): *FEMS Microbiology Reviews*. fuw040. DOI: 10.1093/femsre/fuw040
- Balzer S., Mölich T., Streif S., Tiesmeyer A., Thein J. & Nowak C. (2018): Status der Wildkatze in Deutsch-

- land. Natur und Landschaft 93 (4): 146–152. DOI: 10.17433/4.2018.50153561.146-152
- Baral H.-O. & Bemmam M. (2014): *Hymenoscyphus fraxineus* vs. *Hymenoscyphus albidus* – A comparative light microscopic study on the causal agent of European ash dieback and related foliicolous, stroma-forming species. *Mycology* 5 (4): 228–290. DOI: 10.1080/21501203.2014.963720
- Barbier S., Balandier P. & Gosselin F. (2009): Influence of several tree traits on rainfall partitioning in temperate and boreal forests: a review. *Annals of Forest Science* 66 (6): 602–602. DOI: 10.1051/forest/2009041
- Bardgett R. D., Anderson J. M., Behan-Pelletier V., Brussaard L., Coleman D. C., Ettema C., Moldenke A., Schimel J. P. & Wall D. H. (2001): The Influence of Soil Biodiversity on Hydrological Pathways and the Transfer of Materials between Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *Ecosystems* 4 (5): 421–429. DOI: 10.1007/s10021-001-0020-5
- Barkman J. J. (1958): *Phytosociology and Ecology of Cryptogamic Epiphytes*. Van Gorcum. Assen. 628 S.
- Barrett R. (2014): Has climate change resulted in a mismatch between the spring arrival of the Common Cuckoo *Cuculus canorus* and its hosts in North Norway? *Ornis Norvegica* 37 (0): 11. DOI: 10.15845/on.v37i0.608
- Barton P. S., Cunningham S. A., Lindenmayer D. B. & Manning A. D. (2013): The role of carrion in maintaining biodiversity and ecological processes in terrestrial ecosystems. *Oecologia* 171 (4): 761–772. DOI: 10.1007/s00442-012-2460-3
- Bartsch N., Lüpke B. von & Röhrig E. (2020): *Waldbau auf ökologischer Grundlage*. 8., vollständig überarbeitete und erweiterte Auflage. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart. 676 S.
- Basille M., Herfindal I., Santin-Janin H., Linnell J. D. C., Odden J., Andersen R., Arild Høgda K. & Gaillard J.-M. (2009): What shapes Eurasian lynx distribution in human dominated landscapes: selecting prey or avoiding people? *Ecography* 32 (4): 683–691. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2009.05712.x
- Bässler C., Förster B., Moning C. & Müller J. (2008): The BIO-KLIM Project: Biodiversity Research between Climate Change and Wilding in a temperate montane forest – The conceptual framework. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 7: 21–33
- Bässler C. & Müller J. (2010): Importance of natural disturbance for recovery of the rare polypore *Antrodia citrinella* Niemelä & Ryvarden. *Fungal Biology* 114 (1): 129–133. DOI: 10.1016/j.funbio.2009.11.001
- Bässler C., Müller J., Dziock F. & Brandl R. (2010): Effects of resource availability and climate on the diversity of wood-decaying fungi: Diversity of wood-decaying fungi. *Journal of Ecology* 98 (4): 822–832. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2010.01669.x
- Bässler C., Müller J., Svoboda M., Lepšová A., Hahn C., Holzer H. & Pouska V. (2012): Diversity of wood-decaying fungi under different disturbance regimes—a case study from spruce mountain forests. *Biodiversity and Conservation* 21 (1): 33–49. DOI: 10.1007/s10531-011-0159-0
- Bässler C., Ernst R., Cadotte M., Heibl C. & Müller J. (2014): Near-to-nature logging influences fungal community assembly processes in a temperate forest. *J. Barlow* (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 51 (4): 939–948. DOI: 10.1111/1365-2664.12267
- Bässler C., Müller J., Cadotte M. W., Heibl C., Bradtka J. H., Thorn S. & Halbwegs H. (2016): Functional response of lignicolous fungal guilds to bark beetle deforestation. *Ecological Indicators* 65: 149–160. DOI: 10.1016/j.ecoind.2015.07.008
- Batary P. & Baldi A. (2004): Evidence of an Edge Effect on Avian Nest Success. *Conservation Biology* 18 (2): 389–400. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2004.00184.x
- Batson W. G., Gordon I. J., Fletcher D. B. & Manning A. D. (2015): Translocation tactics: a framework to support the IUCN Guidelines for wildlife translocations and improve the quality of applied methods. M. Hayward (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 52 (6): 1598–1607. DOI: 10.1111/1365-2664.12498
- Bauhus J., Puettmann K. & Messier C. (2009): Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258 (4): 525–537. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.01.053
- Baumann M., Dittrich S., Körner M. & von Oheimb G. (2019): Liming in spruce stands: What effect does the number of lime applications have on the herb layer? *European Journal of Forest Research* 138 (4): 723–735. DOI: 10.1007/s10342-019-01191-5
- Baumann M., Dittrich S. & Oheimb G. V. (2019): Effects of periodic liming on the bryophyte layer in Norway spruce (*Picea abies*) stands in the Erzgebirge (Ore Mountains). *Herzogia* 32 (2): 269. DOI: 10.13158/hea.32.2.2019.269
- Baumann M., Dittrich S., Körner M. & Oheimb G. (2021): Temporal changes in the ground vegetation in spruce forests in the Erzgebirge (Ore Mountains) – bryophytes are better indicators of the impact of liming and of sulphur and nitrogen deposition than the herb layer. J. Paruelo (Hrsg.): *Applied Vegetation Science* 24 (3): avsc.12598. DOI: 10.1111/avsc.12598
- Baumann M., Dittrich S. & von Oheimb G. (2022): Recolonization of epiphytic bryophytes after decades of air pollution in forest ecosystems in the Erzgebirge (Ore Mountains) shows the importance of deciduous trees for the diversity of this species group. *Forest Ecology and Management* 509: 120082. DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120082
- Baumann M. (2022): *Artengruppen der Waldvegetation als Indikatoren für Auswirkungen periodischer Kalkungsmaßnahmen sowie von Schwefel- und Stickstoffdepositionen auf Waldökosysteme*. TU Dresden. Dresden
- Baumbach L., Niamir A., Hickler T. & Yousefpour R. (2019): Regional adaptation of European beech (*Fagus sylvatica*) to drought in Central European conditions considering environmental suitability and economic implications. *Regional Environmental Change* 19 (4): 1159–1174. DOI: 10.1007/s10113-019-01472-0
- Baycheva-Merger T. & Sotirov M. (2020): The politics of an EU forest information system: Unpacking distributive conflicts associated with the use of forest information. *Forest Policy and Economics* 112: 102110. DOI: 10.1016/j.forpol.2020.102110
- BDF – Bund Deutscher Forstleute (2023): *Forstberufe | BDF – Bund Deutscher Forstleute*. Forstberufe | BDF – Bund

- Deutscher Forstleute. <https://www.bdf-online.de/service/forstberufe/> (aufgerufen am 23.05.2023)
- Beaver R. (1989): Insect-fungus relationships in the bark and ambrosia beetles. In: N. Wilding, N. Collins, P. Hammond & J. Webber (Hrsg.): *Insect-fungus interactions*. London: 121–142
- van Belle L. E., Carter D. O. & Forbes S. L. (2009): Measurement of ninhydrin reactive nitrogen influx into gravesoil during aboveground and belowground carcass (*Sus domesticus*) decomposition. *Forensic Science International* 193 (1–3): 37–41. DOI: 10.1016/j.forsciint.2009.08.016
- Bellebaum J., Korner-Nievergelt F., Dürr T. & Mammen U. (2013): Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation* 21 (6): 394–400. DOI: 10.1016/j.jnc.2013.06.001
- Belotti E., Mayer K., Kreisinger J., Heurich M. & Bufka L. (2018): Recreational activities affect resting site selection and foraging time of Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Hystrix the Italian Journal of Mammalogy* 29 (2): 0. DOI: 10.4404/hystrix-00053-2018
- Beltrán-Beck B., García F. J. & Gortázar C. (2012): Raccoons in Europe: disease hazards due to the establishment of an invasive species. *European Journal of Wildlife Research* 58 (1): 5–15. DOI: 10.1007/s10344-011-0600-4
- Benbow M. E., Tomberlin J. K. & Tarone A. M. (2015): *Carrion ecology, evolution, and their applications*. CRC press
- Benbow M. E., Barton P. S., Ulyshen M. D., Beasley J. C., Devault T. L., Strickland M. S., Tomberlin J. K., Jordan H. R. & Pechal J. L. (2019): Necrobiome framework for bridging decomposition ecology of autotrophically and heterotrophically derived organic matter. *Ecological Monographs* 89 (1): DOI: 10.1002/ecm.1331
- Bengtsson J., Nilsson S. G., Franc A. & Menozzi P. (2000): Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132 (1): 39–50. DOI: 10.1016/S0378-1127(00)00378-9
- Benítez M.-S., Hersh M. H., Vilgalys R. & Clark J. S. (2013): Pathogen regulation of plant diversity via effective specialization. *Trends in Ecology & Evolution* 28 (12): 705–711. DOI: 10.1016/j.tree.2013.09.005
- Benneter A., Forrester D. I., Bouriaud O., Dormann C. F. & Bauhus J. (2018): Tree species diversity does not compromise stem quality in major European forest types. *Forest Ecology and Management* 422: 323–337. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.04.030
- Benninger L. A., Carter D. O. & Forbes S. L. (2008): The biochemical alteration of soil beneath a decomposing carcass. *Forensic Science International* 180 (2–3): 70–75. DOI: 10.1016/j.forsciint.2008.07.001
- Bense U., Bussler H., Möller G. & Schmidl J. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Bockkäfer (Coleoptera: Cerambycidae) Deutschlands. In: M. Ries, S. Balzer, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3)*. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*. Münster (Landwirtschaftsverlag): 269–290
- Bernes C., Macura B., Jonsson B. G., Junninen K., Müller J., Sandström J., Lohmus A. & Macdonald E. (2018): Manipulating ungulate herbivory in temperate and boreal forests: effects on vegetation and invertebrates. A systematic review. *Environmental Evidence* 7 (1): 13. DOI: 10.1186/s13750-018-0125-3
- Bernhardt-Römermann M., Baeten L., Craven D., De Frenne P., Hédél R., Lenoir J., Bert D., Brunet J., Chudomelová M., Decocq G., Dierschke H., Dirnböck T., Dörfler I., Heinken T., Hermy M. et al. (2015): Drivers of temporal changes in temperate forest plant diversity vary across spatial scales. *Global Change Biology* 21 (10): 3726–3737. DOI: 10.1111/gcb.12993
- Bethmann S., Simminger E., Baldy J. & Schraml U. (2018): Forestry in interaction. Shedding light on dynamics of public opinion with a praxeological methodology. *Forest Policy and Economics* 96: 93–101. DOI: 10.1016/j.forpol.2018.08.005
- Beudert B., Bässler C., Thorn S., Noss R., Schröder B., Diefenbach-Fries H., Foullois N. & Müller J. (2015): Bark Beetles Increase Biodiversity While Maintaining Drinking Water Quality. *Conservation Letters* 8 (4): 272–281. DOI: 10.1111/conl.12153
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (1998): *Fledermäuse und Fledermausschutz in Deutschland*. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverl.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Koperski M., Sauer M., Braun W. & Gradstein S. R. (2000): *Referenzliste der Moose Deutschlands*. Dokumentation unterschiedlicher taxonomischer Auffassungen. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 519 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2004): *Die quantitative Erfassung der rezenten Fauna von Deutschland*. Bonn
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Hubo C., Jumperpertz E., Krott M., Nockemann L., Steinmann A. & Bräuer I. (2007): *Grundlagen für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive gebietsfremde Arten*. Bonn
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2010a): *Ausbreitungspotenzial ausgewählter neophytischer Gefäßpflanzen unter Klimawandel in Deutschland und Österreich*. Bonn. 74 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz S. (Hrsg.); Nehring S., Essl F., Klingenstein F., Nowack C., Rabitsch W., Stöhr O., Wiesner C. & Wolter C. (2010b): *Schwarze Liste invasiver Arten. Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich*. Bonn. 185 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Schmidt M., Kriebitzsch W.-U. & Ewald J. (2011): *Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands*. Bonn. 111 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Nehring S., Kowarik I., Rabitsch W. & Essl F. (2013a): *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen*. Bonn. 202 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Rabitsch W., Golasch S., Isermann M., Starfinger U. & Nehring S. (2013b): *Erstellung einer Warnliste in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen*. Bonn. 154 S.

- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Suck R., Bushart M., Hofmann G. & Schröder L. (2014a): Karte der potentiellen natürlichen Vegetation Deutschlands. Band I: Grundeinheiten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 449 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Suck R., Bushart M., Hofmann G. & Schröder L. (2014b): Karte der potentiellen natürlichen Vegetation Deutschlands. Band III: Erläuterungen, Auswertungen, Anwendungsmöglichkeiten, Vegetationstabellen. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 317 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2015a): Monitoring von Wolf, Luchs und Bär in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 94 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Nehring S., Essl S. & Rabitsch W. (2015b): Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten. Version 1.3. Bonn. 48 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Nehring S., Rabitsch W., Kowarik I. & Essl F. (2015c): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere. Bonn. 222 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Scheibner C., Roth M., Nehring S., Schmiedel D., Wilhelm E.-G. & Winter S. (2015d): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland. Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. Bonn. 626 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Schmiedel D., Wilhelm E.-G., Nehring S., Scheibner C., Roth M. & Winter S. (2015e): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland. Band 1: Pilze, Niedere Pflanzen und Gefäßpflanzen. Bonn. 709 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2016): Daten zur Natur 2016. Bonn. 162 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2017): Analyse und Diskussion naturschutzfachlich bedeutsamer Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 120 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2018): Mehr Wildnis in Deutschland! Warum wir Wildnisgebiete brauchen
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2019a): Natura 2000 forest habitat types on secondary sites – conservation and management strategies: presentations and conclusions of a workshop, 19th September – 21st September 2017, Bad Bergzabern, Germany. Federal Agency for Nature Conservation. Bonn. 124 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2019b): Waldbindung ausgewählter Tiergruppen Deutschlands. Bonn
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2019c): Leben im Auwald. Befragung zu Natur, Umwelt und Freizeitverhalten in Leipzig. Ergebnisbericht. 541. Aufl. DE
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Blick T., Buchholz S., Karl-Hinrich K. & Muster C. (2019d): Die Waldbindung der Spinnen (Araneae) Deutschlands. In: W.H. O. Dorow, T. Blick, S. U. Pauls & A. Schneider (Hrsg.): Waldbindung ausgewählter Tiergruppen Deutschlands. BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn: 365–381
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Dorow W.H. O., Morkel C. & Rabitsch W. (2019e): Die Waldbindung der Wanzen (Heteroptera) Deutschlands. In: W.H. O. Dorow, T. Blick, S. U. Pauls & A. Schneider (Hrsg.): Waldbindung ausgewählter Tiergruppen Deutschlands. BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn: 365–381
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Dorow W.H. O., Münch W. & Saure C. (2019f): Die Waldbindung der Stechimmen (Hymenoptera: Aculeata) Deutschlands. In: W.H. O. Dorow, T. Blick, S. U. Pauls & A. Schneider (Hrsg.): Waldbindung ausgewählter Tiergruppen Deutschlands. BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn: 365–381
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Hoffmann M., Flade M. & Dorow W.H. O. (2019 g): Die Waldbindung der Brutvögel (Aves) Deutschlands. In: W.H. O. Dorow, T. Blick, S. U. Pauls & A. Schneider (Hrsg.): Waldbindung ausgewählter Tiergruppen Deutschlands. BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn: 365–381
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Köhler F., Bense U., Fritze M.-A., Gürlich S., Köhler J. & Schneider A. (2019h): Waldbindung der Käfer (Coleoptera) Deutschlands. In: W.H. O. Dorow, T. Blick, S. U. Pauls & A. Schneider (Hrsg.): Waldbindung ausgewählter Tiergruppen Deutschlands. BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn: 365–381
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Zub P., Fiedler K. & Nässig W. (2019i): Die Waldbindung der Großschmetterlinge (Macrolepidoptera) Deutschlands. In: W.H. O. Dorow, T. Blick, S. U. Pauls & A. Schneider (Hrsg.): Waldbindung ausgewählter Tiergruppen Deutschlands. BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn: 365–381
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Nigmann U. & Nehring S. (2020): Erster nationaler Bericht Deutschlands gemäß Artikel 24 der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 über invasive Arten für den Berichtszeitraum 2015–2018. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg. 143 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2021a): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). Bonn. 704 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2021b): Biodiversität und Klima. Vernetzung der Akteure in Deutschland XVII. Dokumentation der 17. Tagung. 618. Aufl. Bundesamt für Naturschutz. DE
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Rabitsch W. & Nehring S. (2021c): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde terrestrische Moose, Flechten und Pilze. Bonn. 123 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2023a): *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, Drüsiger Götterbaum. Datenbank FLORKART, Netzwerk Phytodiversität Deutschlands. FloraWeb – Artsteckbrief. <https://floraweb.de/xsql/artenhome.xsql?suchnr=131> (aufgerufen am 22.03.2023)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2023b): *Prunus serotina* Ehrh., Späte Traubenkirsche. Datenbank FLORKART, Netzwerk Phytodiversität Deutschlands. FloraWeb – Artsteckbrief. <https://floraweb.de/xsql/artenhome.xsql?suchnr=4596&> (aufgerufen am 22.03.2023)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2023c): *Quercus rubra* L., Rot-Eiche. Datenbank FLORKART, Netzwerk Phytodiversität Deutschlands. FloraWeb – Artsteckbrief. <https://www.>

- floraweb.de/xsql/artenhome.xsql?suchnr=4686& (aufgerufen am 22.03.2023)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2023d): *Robinia pseudoacacia* (L.), Gewöhnliche Robinie. Datenbank FLORKART, Netzwerk Phytodiversität Deutschlands. FloraWeb – Artsteckbrief. <https://www.floraweb.de/xsql/artenhome.xsql?suchnr=4855&> (aufgerufen am 23.03.2023)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2023e): *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier, Riesen-Bärenklau. Datenbank FLORKART, Netzwerk Phytodiversität Deutschlands. FloraWeb – Artsteckbrief. <https://www.floraweb.de/xsql/artenhome.xsql?suchnr=2819&> (aufgerufen am 24.03.2023)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Nehring S. & Skowronek S. (2023f): Die invasiven gebietsfremden Arten der Unionsliste der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014. Bonn. 231 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Rabitsch W. & Nehring S. (2023 g): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde terrestrische wirbellose Tiere. 671. Aufl. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 243 S.
- Bibelriether H. (1979): Wald und Naturschutz. In: H. Stern, H. Bibelriether, P. Burschel, R. Plochmann, W. Schröder & H. Schulz (Hrsg.): *Rettet den Wald*. Kindler: 317–338
- Biber P., Schwaiger F., Poschenrieder W. & Pretzsch H. (2021): A fuzzy logic-based approach for evaluating forest ecosystem service provision and biodiversity applied to a case study landscape in Southern Germany. *European Journal of Forest Research* 140 (6): 1559–1586. DOI: 10.1007/s10342-021-01418-4
- Bickel S. & Or D. (2021): The chosen few—variations in common and rare soil bacteria across biomes. *The ISME Journal* 15 (11): 3315–3325. DOI: 10.1038/s41396-021-00981-3
- Biedermann P. H. W., Müller J., Grégoire J.-C., Gruppe A., Hagge J., Hammerbacher A., Hofstetter R. W., Kandasamy D., Kolarik M., Kostovcik M., Krokene P., Sallé A., Six D. L., Turrini T., Vanderpool D. et al. (2019): Bark Beetle Population Dynamics in the Anthropocene: Challenges and Solutions. *Trends in Ecology & Evolution* 34 (10): 914–924. DOI: 10.1016/j.tree.2019.06.002
- Biere A. & Govere A. (2016): Plant-Mediated Systemic Interactions Between Pathogens, Parasitic Nematodes, and Herbivores Above- and Belowground. *Annual Review of Phytopathology* 54 (1): 499–527. DOI: 10.1146/annurev-phyto-080615-100245
- Blick T., Finch O., Harms K., Kiechle J., Kielhorn K., Kreuels M., Malten A., Martin D., Muster C. & Nährig D. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Spinnen (Arachnida: Araneae) Deutschlands. In: H. Gruttke, S. Balzer, M. Binot-Hafke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2)*. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 383–510
- Block J., Delb H., Hartmann G., Seemann D. & Schröck H. (1995): Schwere Folgeschäden nach Kahlfraß durch Schwammspinner im Bienwald. *AFZ – Der Wald* 50: 1278–1281
- Blumgart D., Botham M. S., Menéndez R. & Bell J. R. (2022): Moth declines are most severe in broadleaf woodlands despite a net gain in habitat availability. *Insect Conservation and Diversity* 15 (5): 496–509. DOI: 10.1111/icad.12578
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2010): *Forstliche Genressourcen in Deutschland. Konzept zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung forstlicher Genressourcen in der Bundesrepublik Deutschland*. 84 S.
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2016): *Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. 2. korrigierte Auflage*
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2018a): *Waldböden in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung*. Bonn
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.); BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft & Thünen-Institut für Waldökosysteme (2018b): *Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. 3. korrigierte Auflage*. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Berlin. 56 S.
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020): *Am Puls des Waldes. Umweltwandel und seine Folgen. Ausgewählte Ergebnisse des intensiven forstlichen Umweltmonitorings*. Bonn. 52 S.
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2021a): *Waldbericht der Bundesregierung*. 84 S.
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2021b): *Waldstrategie 2050*. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Bonn. 56 S.
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2023): *Testbetriebsnetz Forst (Buchführungsergebnisse)*. <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/testbetriebsnetz/testbetriebsnetz-forst-buchfuehrungsergebnisse> (aufgerufen am 06.09.2023)
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit & BfN – Bundesamt für Naturschutz (2020): *Die Lage der Natur in Deutschland. Ergebnisse von EU-Vogelschutz- und FFH-Bericht*. Berlin, Bonn. 62 S.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2007): *Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt*. Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Berlin
- Boch S., Prati D., Müller J., Socher S., Baumbach H., Buscot F., Gockel S., Hemp A., Hessenmöller D., Kalko E. K. V., Linsenmair K. E., Pfeiffer S., Pommer U., Schöning I., Schulze E.-D. et al. (2013): High plant species richness indicates management-related disturbances rather than the conservation status of forests. *Basic and Applied Ecology* 14 (6): 496–505. DOI: 10.1016/j.baae.2013.06.001
- Böhm S. M., Wells K. & Kalko E. K. V. (2011): Top-Down Control of Herbivory by Birds and Bats in the Canopy of Temperate Broad-Leaved Oaks (*Quercus robur*). *B. Fenton (Hrsg.): PLoS ONE* 6 (4): e17857. DOI: 10.1371/journal.pone.0017857

- Bolte A., Ammer C., Löf M., Madsen P., Nabuurs G.-J., Schall P., Spathelf P. & Rock J. (2009): Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24 (6): 473–482. DOI: 10.1080/02827580903418224
- Bolte A., Ammer C., Annighöfer P., Bauhus J., Eisenhauer D. R., Geissler C., Leder B., Petercord R., Rock J., Seifert T. & Spathelf P. (2021a): Fakten zum Thema: Wälder und Klimaschutz. *AFZ – Der Wald* 76 (11): 12–15.
- Bolte A., Höhl M., Henning P., Schad T., Kroiher F., Seintsch B., Englert H. & Rosenkranz (2021b): Zukunftsaufgabe Waldanpassung. *AFZ – Der Wald* 76 (4): 12–16
- Bolte A., Ammer C., Kleinschmit J., Kroiher F., Krüger I., Meyer P., Michler B., Müller-Kroehling S., Sanders T. & Sukopp U. (2022): Nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald. *Natur und Landschaft* 97 (08): 398–401. DOI: 10.19217/NuL2022-08-04
- Bongers F. J., Schmid B., Bruelheide H., Bongers F., Li S., von Oheimb G., Li Y., Cheng A., Ma K. & Liu X. (2021): Functional diversity effects on productivity increase with age in a forest biodiversity experiment. *Nature Ecology & Evolution* 5 (12): 1594–1603. DOI: 10.1038/s41559-021-01564-3
- Booy G., Hendriks R. J. J., Smulders M. J. M., Groenendaal J. M. & Vosman B. (2000): Genetic Diversity and the Survival of Populations. *Plant Biology* 2 (4): 379–395. DOI: 10.1055/s-2000-5958
- Bork H.-R. (2006): *Landschaften der Erde unter dem Einfluss des Menschen*. Primus. Darmstadt. 207 S.
- Borken W. & Matzner E. (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 167 (3): 277–283. DOI: 10.1002/jpln.200421354
- Borrass L., Sotirov M. & Winkel G. (2015): Policy change and Europeanization: Implementing the European Union's Habitats Directive in Germany and the United Kingdom. *Environmental Politics* 24 (5): 788–809. DOI: 10.1080/09644016.2015.1027056
- Bösch M., Elsasser P., Franz K., Lorenz M., Moning C., Olschewski R., Rödl A., Schneider H., Schröppel B. & Weller P. (2018): Forest ecosystem services in rural areas of Germany: Insights from the national TEEB study. *Ecosystem Services* 31: 77–83. DOI: 10.1016/j.ecoser.2018.03.014
- Bötsch Y., Tablado Z. & Jenni L. (2017): Experimental evidence of human recreational disturbance effects on bird-territory establishment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284 (1858): 20170846. DOI: 10.1098/rspb.2017.0846
- Bötsch Y., Tablado Z., Scherl D., Kéry M., Graf R. F. & Jenni L. (2018): Effect of Recreational Trails on Forest Birds: Human Presence Matters. *Frontiers in Ecology and Evolution* 6: 175. DOI: 10.3389/fevo.2018.00175
- Böttcher H., Hennenberg K., Reise J., Benndorf A., Welle T., Kreft S., Endres E., Eberl J., Unseld R. & Günther-Dieng K. (2022): Entwicklung eines finanziellen Anreizsystems für zusätzliche Klimaschutz- und Biodiversitätsleistungen im Wald. *Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau*. 159 S.
- Bouget C. & Duelli P. (2004): The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biological Conservation* 118 (3): 281–299. DOI: 10.1016/j.biocon.2003.09.009
- Bouget C., Lassauce A. & Jonsell M. (2012): Effects of fuelwood harvesting on biodiversity – a review focused on the situation in Europe. *Canadian Journal of Forest Research* 42 (8): 1421–1432. DOI: 10.1139/x2012-078
- Boulanger V., Baltzinger C., Saïd S., Ballon P., Ningre F., Picard J.-F. & Dupouey J.-L. (2011): Deer-mediated expansion of a rare plant species. *Plant Ecology* 212 (2): 307–314. DOI: 10.1007/s11258-010-9823-9
- Boulanger V., Dupouey J., Archaux F., Badeau V., Baltzinger C., Chevalier R., Corcket E., Dumas Y., Forgeard F., Mârell A., Montpied P., Paillet Y., Picard J., Saïd S. & Ulrich E. (2017): Ungulates increase forest plant species richness to the benefit of non-forest specialists. *Global Change Biology* 24 (2): e485–e495. DOI: 10.1111/gcb.13899
- Bowler D. E., Haase P., Kröncke I., Tackenberg O., Bauer H. G., Brendel C., Brooker R. W., Gerisch M., Henle K., Hickler T., Hof C., Klotz S., Kühn I., Matesanz S., O'Hara R. et al. (2015): A cross-taxon analysis of the impact of climate change on abundance trends in central Europe. *Biological Conservation* 187: 41–50. DOI: 10.1016/j.biocon.2015.03.034
- Bradtka J., Bässler C. & Müller J. (2010): Baumbewohnende Flechten als Zeiger für Prozessschutz und ökologische Kontinuität im Nationalpark Bayerischer Wald. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 9: 49–63
- Brändle M. & Brandl R. (2001): Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. *Journal of Animal Ecology* 70 (3): 491–504. DOI: 10.1046/j.1365-2656.2001.00506.x
- Brasier C. M. (1991): *Ophiostoma novo-ulmi* sp. nov., causative agent of current Dutch elm disease pandemics. *Mycopathologia* 115 (3): 151–161. DOI: 10.1007/BF00462219
- Brasier C. M. & Scott J. K. (1994): European oak declines and global warming: a theoretical assessment with special reference to the activity of *Phytophthora cinnamomi*. *EPP0 Bulletin* 24 (1): 221–232. DOI: 10.1111/j.1365-2338.1994.tb01063.x
- Brasier C. M. (2001): Rapid Evolution of Introduced Plant Pathogens via Interspecific Hybridization. *BioScience* 51 (2): 123. DOI: 10.1641/0006-3568(2001)051[0123:REOIP]2.0.CO;2
- Brasier C., Denman S., Brown A. & Webber J. (2004): Sudden Oak Death (*Phytophthora Ramorum*) Discovered on Trees in Europe. *Mycological Research* 108 (10): 1108–1110. DOI: 10.1017/S0953756204221244
- Braun S., Cantaluppi L. & Flückiger W. (2005): Fine roots in stands of *Fagus sylvatica* and *Picea abies* along a gradient of soil acidification. *Environmental Pollution* 137 (3): 574–579. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.01.042
- Braunisch V., Segelbacher G. & Hirzel A. H. (2010): Modelling functional landscape connectivity from genetic population structure: a new spatially explicit approach. *Molecular Ecology* 19 (17): 3664–3678. DOI: 10.1111/j.1365-294X.2010.04703.x
- Bringezu S., Banse M., Ahmann L., Bezama A., Billig E., Bischof R., Blanke C., Brosowski A., Brüning S., Borchers M., Budzinski M., Cyffka K.-F., Distelkamp M., Ege-

- nolf V., Flaute M. et al. (2020): Pilotbericht zum Monitoring der deutschen Bioökonomie. DOI: 10.17170/KO-BRA-202005131255
- Brockerhoff E. G., Barbaro L., Castagneyrol B., Forrester D. I., Gardiner B., González-Olabarria J. R., Lyver P. O., Meurisse N., Oxbrough A., Taki H., Thompson I. D., van der Plas F. & Jactel H. (2017): Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation* 26 (13): 3005–3035. DOI: 10.1007/s10531-017-1453-2
- Brühl C. A., Bakanov N., Köthe S., Eichler L., Sorg M., Hörren T., Mühlethaler R., Meinel G. & Lehmann G. U. C. (2021): Direct pesticide exposure of insects in nature conservation areas in Germany. *Scientific Reports* 11 (1): 24144. DOI: 10.1038/s41598-021-03366-w
- Brunet J. & von Oheimb G. (1998): Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. *Journal of Ecology* 86 (3): 429–438. DOI: 10.1046/j.1365-2745.1998.00269.x
- Brunk I., Sobczyk T. & Roth M. (2019): Pest control in German forests: General patterns of biodiversity and possible impacts of Btk, diflubenzuron and lambda-Cyhalothrin on non-target arthropods, birds and bats – a literature review. *Journal of Forest and Landscape Research* 4 (1): 1–26. DOI: 10.13141/jflr.v4i1.1005
- Brunzel S., Aparicio A., Lohr M. & Beinlich B. (2011): Veränderungen von Tagfaltergemeinschaften. Einfluss klimatischer Faktoren auf Artenhäufigkeiten im westlichen Weserbergland und im Märkischen Sauerland. *Naturschutz und Landschaftsplanung. Zeitschrift für angewandte Ökologie* 43 (8): 244–252
- Brunzel S. & Sommer M. (2016): Schutzmaßnahmen für den Frauenschuh. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48 (4): 114–121
- Brunzel S. (2020): Monitoring der Tagfalterfauna im Nationalpark Kellerwald-Edersee. Erfassung 2020 und Analyse des Monitorings 2011 bis 2020. Institut für Biodiversitätsmanagement. 37 S.
- Brunzel S. & Hill B. T. (2022): Klimawandel und Natura 2000. Zur nötigen Flexibilisierung der FFH-Richtlinie. *Natur und Landschaft* 95: 252–258
- Buchwald E. (2005): A hierarchical terminology for more or less natural forests in relation to sustainable management and biodiversity conservation. In: Food and Agriculture Organization of the United Nations, Proceedings. Third Expert Meeting on Harmonizing Forest-related Definitions, Rome.: 11–19
- Bump J. K., Webster C. R., Vucetich J. A., Peterson R. O., Shields J. M. & Powers M. D. (2009): Ungulate Carcasses Perforate Ecological Filters and Create Biogeochemical Hotspots in Forest Herbaceous Layers Allowing Trees a Competitive Advantage. *Ecosystems* 12 (6): 996–1007. DOI: 10.1007/s10021-009-9274-0
- BUND – Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (2015): Neobiota. Anregungen für eine Neubewertung. BUND-Standpunkt. 38 Seiten
- Bunzel-Drüke M., Reisinger E., Böhm C., Buse J., Dalbeck L., Ellwanger G., Finck P., Freese J., Grell H., Hauswirth L., Herrmann A., Idel A., Jedicke E., Joest R., Kämmer G. et al. (2019): Naturnahe Beweidung und NATURA 2000. Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. 2. Auflage, Herausgeber: Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e. V.
- Buse J., Ranius T. & Assmann T. (2008): An Endangered Longhorn Beetle Associated with Old Oaks and Its Possible Role as an Ecosystem Engineer. *Conservation Biology* 22 (2): 329–337. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2007.00880.x
- Buse J. (2012): »Ghosts of the past«: flightless saproxylic weevils (Coleoptera: Curculionidae) are relict species in ancient woodlands. *Journal of Insect Conservation* 16 (1): 93–102. DOI: 10.1007/s10841-011-9396-5
- Buse J., Griebeler E. M. & Niehuis M. (2013): Rising temperatures explain past immigration of the thermophilic oak-inhabiting beetle *Coraebus florentinus* (Coleoptera: Buprestidae) in south-west Germany. *Biodiversity and Conservation* 22 (5): 1115–1131. DOI: 10.1007/s10531-012-0395-y
- Buse J., Šlachta M., Sladeczek F. X. J., Pung M., Wagner T. & Entling M. H. (2015): Relative importance of pasture size and grazing continuity for the long-term conservation of European dung beetles. *Biological Conservation* 187: 112–119. DOI: 10.1016/j.biocon.2015.04.011
- von dem Bussche J., Spaar R., Schmid H. & Schröder B. (2008): Modelling the recent and potential future spatial distribution of the Ring Ouzel (*Turdus torquatus*) and Blackbird (*T. merula*) in Switzerland. *Journal of Ornithology* 149 (4): 529–544. DOI: 10.1007/s10336-008-0295-9
- Busse A., Cizek L., Čížková P., Drag L., Dvorak V., Foit J., Heurich M., Hubený P., Kašák J., Kittler F., Kozel P., Lettenmaier L., Nigl L., Procházka J., Rothacher J. et al. (2022): Forest dieback in a protected area triggers the return of the primeval forest specialist *Peltis grossa* (Coleoptera, Trogossitidae). *Conservation Science and Practice* 4 (2): DOI: 10.1111/csp2.612
- Bussler H., Bouget C., Brustel H., Brändle M., Riedinger V., Brandl R. & Müller J. (2011): Abundance and pest classification of scolytid species (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) follow different patterns. *Forest Ecology and Management* 262 (9): 1887–1894. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.08.011
- Bussler H. & Bense U. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Borkenkäfer, Kernkäfer und Breitrüssler (Coleoptera: Scolytidae, Platypodidae, Anthribidae) Deutschlands. In: M. Ries, S. Balzer, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 415–432
- Bussler H. (2023): *Gasterocercus depressirostris* (F., 1792) in Bayern (Coleoptera: Curculionidae). *Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen* 72: 90–92
- Callan R., Nibbelink N. P., Rooney T. P., Wiedenhoef J. E. & Wydeven A. P. (2013): Recolonizing wolves trigger a trophic cascade in Wisconsin (USA) C. Canham (Hrsg.): *Journal of Ecology* 101 (4): 837–845. DOI: 10.1111/1365-2745.12095

- Caravaggi A., Montgomery W.I. & Reid N. (2015): Range expansion and comparative habitat use of insular, congeneric lagomorphs: invasive European hares *Lepus europaeus* and endemic Irish hares *Lepus timidus hibernicus*. *Biological Invasions* 17 (2): 687–698. DOI: 10.1007/s10530-014-0759-1
- Carbillet J., Rey B., Palme R., Morellet N., Bonnot N., Chaval Y., Cargnelutti B., Hewison A. J. M., Gilot-Fromont E. & Verheyden H. (2020): Under cover of the night: context-dependency of anthropogenic disturbance on stress levels of wild roe deer *Capreolus capreolus*. S. Cooke (Hrsg.): *Conservation Physiology* 8 (1): coaa086. DOI: 10.1093/conphys/coaa086
- Cardinale B. J., Duffy J. E., Gonzalez A., Hooper D. U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G. M., Tilman D., Wardle D. A., Kinzig A. P., Daily G. C., Loreau M., Grace J. B., Larigauderie A. et al. (2012): Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486 (7401): 59–67. DOI: 10.1038/nature11148
- van Carlowitz H. C. (1713): *Sylvicultura oeconomica*. Hauswirthliche Nachricht und Naturmäßige Anweisung zur Wilden Baum-Zucht. Verlagshaus Braun. Leipzig
- Caspari S., Dürhammer O., Sauer M. & Schmidt C. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose (Anthocerotophyta, Marchantiophyta und Bryophyta) Deutschlands. In: D. Metzger, N. Hofbauer, G. Ludwig & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands*. Band 7: Pflanzen. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 361–489
- Castagneri D., Vacchiano G., Hackett-Pain A., DeRose R. J., Klein T. & Bottero A. (2022): Meta-analysis Reveals Different Competition Effects on Tree Growth Resistance and Resilience to Drought. *Ecosystems* 25 (1): 30–43. DOI: 10.1007/s10021-021-00638-4
- Castagneyrol B., Régolini M. & Jactel H. (2014): Tree species composition rather than diversity triggers associational resistance to the pine processionary moth. *Basic and Applied Ecology* 15 (6): 516–523. DOI: 10.1016/j.baae.2014.06.008
- Cech T. (2013): *Phytophthora alni*, Erreger der Wurzelhäufäule der Erle – eine invasive Art? *Forstschutz Aktuell* (57/58): 48–50
- Černecká L., Mihál I., Gajdoš P. & Jarčuška B. (2020): The effect of canopy openness of European beech (*Fagus sylvatica*) forests on ground-dwelling spider communities. *Insect Conservation and Diversity* 13 (3): 250–261. DOI: 10.1111/icad.12380
- Chabrierie O., Verheyden K., Saguez R. & Decocq G. (2007): Disentangling relationships between habitat conditions, disturbance history, plant diversity, and American black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) invasion in a European temperate forest: Invasion-disturbance-ecosystem interactions. *Diversity and Distributions* 14 (2): 204–212. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2007.00453.x
- Chabrierie O., Loinard J., Perrin S., Saguez R. & Decocq G. (2010): Impact of *Prunus serotina* invasion on understory functional diversity in a European temperate forest. *Biological Invasions* 12 (6): 1891–1907. DOI: 10.1007/s10530-009-9599-9
- Chagnon M., Paré D., Hébert C. & Camiré C. (2001): Effects of experimental liming on collembolan communities and soil microbial biomass in a southern Quebec sugar maple (*Acer saccharum* Marsh.) stand. *Applied Soil Ecology* 17 (1): 81–90. DOI: 10.1016/S0929-1393(00)00134-7
- Chakraborty T., Saha S., Matzarakis A. & Reif A. (2017): Influence of multiple biotic and abiotic factors on the crown die-back of European beech trees at their drought limit. *Flora* 229: 58–70. DOI: 10.1016/j.flora.2017.02.012
- Chase J. M. & Knight T. M. (2013): Scale-dependent effect sizes of ecological drivers on biodiversity: why standardised sampling is not enough. H. Cornell (Hrsg.): *Ecology Letters* 16 (s1): 17–26. DOI: 10.1111/ele.12112
- Chauvat M., Titsch D., Zaytsev A. S. & Wolters V. (2011): Changes in soil faunal assemblages during conversion from pure to mixed forest stands. *Forest Ecology and Management* 262 (3): 317–324. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.03.037
- Cichocki J., Ważna A., Bator-Kocół A., Lesiński G., Grochowalska R. & Bojarski J. (2021): Predation of invasive raccoon (*Procyon lotor*) on hibernating bats in the Nietopek reserve in Poland. *Mammalian Biology* 101 (1): 57–62. DOI: 10.1007/s42991-020-00087-x
- Clemenz C., Fleischmann F., Haberle K.-H., Matyssek R. & Osswald W. (2008): Photosynthetic and leaf water potential responses of *Alnus glutinosa* saplings to stem-base inoculation with *Phytophthora alni* subsp. *alni*. *Tree Physiology* 28 (11): 1703–1711. DOI: 10.1093/treephys/28.11.1703
- Closset-Kopp D., Hattab T. & Decocq G. (2019): Do drivers of forestry vehicles also drive herb layer changes (1970–2015) in a temperate forest with contrasting habitat and management conditions? D. Edwards (Hrsg.): *Journal of Ecology* 107 (3): 1439–1456. DOI: 10.1111/1365-2745.13118
- Cook-Patton S. C., LaForgia M. & Parker J. D. (2014): Positive interactions between herbivores and plant diversity shape forest regeneration. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281 (1783): 20140261. DOI: 10.1098/rspb.2014.0261
- Coppes J., Kämmerle J.-L., Grünschachner-Berger V., Braunisch V., Bollmann K., Mollet P., Suchant R. & Nopp-Mayr U. (2020): Consistent effects of wind turbines on habitat selection of capercaillie across Europe. *Biological Conservation* 244: 108529. DOI: 10.1016/j.biocon.2020.108529
- Cotta H. (1828): *Anweisung zum Waldbau*. 4. Auflage. Dresden, in der Arnoldische Buchhandlung. Leipzig
- Czybulka D. (2022): *Regelwerke: Gesetze und Abkommen der Naturschutzpolitik*. CC BY-NC-ND 4.0 DEED. *Regelwerke: Gesetze und Abkommen der Naturschutzpolitik | Naturschutzpolitik | bpb.de*. <https://www.bpb.de/themen/umwelt/naturschutzpolitik/510473/regelwerke-gesetze-und-abkommen-der-naturschutzpolitik/> (aufgerufen am 09.02.2024)
- Dalbeck L., Düssel-Siebert H., Kerres A., Kirst K., Koch A., Lötters S., Ohlhoff D., Sabino-Pinto J., Preißler K., Schulte U., Schulz V., Steinfartz S., Veith M., Vences M., Wagner N. et al. (2018): Die Salamanderpest und ihr Erreger *Batrachochytrium salamandrivorans* (Bsal). Aktueller Stand in Deutschland. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 25 (1): 1–22

- Dämmrich F., Lotz-Winter H., Schmidt M., Pätzold W., Otto P., Schmitt J. A., Scholler M., Schurig B., Winterhoff W., Gminder A., Hardtke H. J., Hirsch G., Karasch P., Lüderitz M., Schmidt-Stohn G. et al. (2016): Rote Liste der Großpilze und vorläufige Gesamtartenliste der Ständer- und Schlauchpilze (Basidiomycota und Ascomycota) Deutschlands mit Ausnahme der Flechten und der phytoparasitischen Kleinpilze. In: G. Matzke-Hajek, N. Hofbauer & G. Ludwig (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 8: Pilze (Teil 1) – Großpilze. Naturschutz und Biologische Vielfalt: 31–433
- Davis K. T., Dobrowski S. Z., Holden Z. A., Higuera P. E. & Abatzoglou J. T. (2019): Microclimatic buffering in forests of the future: the role of local water balance. *Ecography* 42 (1): 1–11. DOI: 10.1111/ecog.03836
- Dawud S. M., Raulund-Rasmussen K., Ratcliffe S., Domisch T., Finér L., Joly F., Hättenschwiler S. & Vesterdal L. (2017): Tree species functional group is a more important driver of soil properties than tree species diversity across major European forest types. R. Ostertag (Hrsg.): *Functional Ecology* 31 (5): 1153–1162. DOI: 10.1111/1365-2435.12821
- DBBW – Dokumentations- und Beratungsstelle des Bundes zum Thema Wolf (2022a): Entwicklung der Wolfspopulation seit 2000 – DBBW. <https://www.dbb-wolf.de/Wolfsvorkommen/territorien/entwicklung-diagramm> (aufgerufen am 19.07.2023)
- DBBW – Dokumentations- und Beratungsstelle des Bundes zum Thema Wolf (2022b): Statistik der Todesursachen – DBBW. <https://www.dbb-wolf.de/totfunde/statistik-der-todesursachen> (aufgerufen am 19.07.2023)
- DBBW – Dokumentations- und Beratungsstelle des Bundes zum Thema Wolf (2023): Die offizielle Seite der DBBW, der Dokumentations- und Beratungsstelle des Bundes zum Thema Wolf – DBBW. <https://www.dbb-wolf.de/> (aufgerufen am 19.07.2023)
- DBU – Deutsche Bundesstiftung Umwelt (2022): Entwicklung nachhaltiger Schutzkonzepte für die Gelbbauchunke (*Bombina variegata* L.) in Wirtschaftswäldern als Leitfaden zum angewandten Gelbbauchunkenschutz in der Forstwirtschaft. 44 Seiten
- De Frenne P., Zellweger F., Rodríguez-Sánchez F., Scheffers B. R., Hylander K., Luoto M., Vellend M., Verheyen K. & Lenoir J. (2019): Global buffering of temperatures under forest canopies. *Nature Ecology & Evolution* 3 (5): 744–749. DOI: 10.1038/s41559-019-0842-1
- Deinet S., Ieronymidou C., McRae L., Burfield I. J., Foppen R. P. B., Collen B. & Böhm M. (2013): Wildlife comeback in Europe: the recovery of selected mammal and bird species. The Zoological Society of London. London
- Dekeukeleire D., van Schroyen Lantman I. M., Hertzog L. R., Vandegehuchte M. L., Strubbe D., Vantiegheem P., Martel A., Verheyen K., Bonte D. & Lens L. (2019): Avian top-down control affects invertebrate herbivory and sapling growth more strongly than overstorey species composition in temperate forest fragments. *Forest Ecology and Management* 442: 1–9. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.03.055
- Delb H. & Block J. (1999): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Forstliche Versuchsanst. Rheinland-Pfalz
- Delgado-Baquerizo M., Reich P. B., Trivedi C., Eldridge D. J., Abades S., Alfaro F. D., Bastida F., Berhe A. A., Cutler N. A., Gallardo A., García-Velázquez L., Hart S. C., Hayes P. E., He J.-Z., Hseu Z.-Y. et al. (2020): Multiple elements of soil biodiversity drive ecosystem functions across biomes. *Nature Ecology & Evolution* 4 (2): 210–220. DOI: 10.1038/s41559-019-1084-y
- Della-Marta P. M., Mathis H., Frei C., Liniger M. A., Kleinn J. & Appenzeller C. (2009): The return period of wind storms over Europe. *International Journal of Climatology* 29 (3): 437–459. DOI: 10.1002/joc.1794
- Der Spiegel (1981): Saurer Regen über Deutschland. *Der Wald stirbt*. Nr. 47. 16.11.1981
- Desie E., Zuo J., Verheyen K., Djukic I., van Meerbeek K., Auge H., Barsoum N., Baum C., Bruelheide H., Eisenhauer N., Feldhaar H., Ferlian O., Gravel D., Jactel H., Schmidt I. K. et al. (2023): Disentangling drivers of litter decomposition in a multi-continent network of tree diversity experiments. *Science of The Total Environment* 857: 159717. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.159717
- Destatis (2021): 3 % der jährlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen werden netto vom Wald absorbiert – Statistisches Bundesamt. [https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/Zahl-der-Woche/2021/PD21\\_40\\_p002.html#:~:text=Das%20Wald%20C3%20B6kosystem%20ist%20ein%20gigantisches,noch%2011%20C4%20](https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/Zahl-der-Woche/2021/PD21_40_p002.html#:~:text=Das%20Wald%20C3%20B6kosystem%20ist%20ein%20gigantisches,noch%2011%20C4%20) (aufgerufen am 08.02.2024)
- Destatis (2022): Wald und Holz – Statistisches Bundesamt. [https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Wald-Holz/\\_inhalt.html#sprg238666](https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Wald-Holz/_inhalt.html#sprg238666) (aufgerufen am 20.07.2023)
- Destatis (2023): Erzeugerpreisindex gewerblicher Produkte – Statistisches Bundesamt. [https://www.destatis.de/DE/Themen/Wirtschaft/Preise/Erzeugerpreisindex-gewerbliche-Produkte/\\_inhalt.html](https://www.destatis.de/DE/Themen/Wirtschaft/Preise/Erzeugerpreisindex-gewerbliche-Produkte/_inhalt.html) (aufgerufen am 06.09.2023)
- Dewas M., Herr J., Schley L., Angst C., Manet B., Landry P. & Catusse M. (2012): Recovery and status of native and introduced beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* in France and neighbouring countries: Status of beavers in western continental Europe. *Mammal Review* 42 (2): 144–165. DOI: 10.1111/j.1365-2907.2011.00196.x
- Dezetter M., Le Galliard J.-F. & Lourdais O. (2023): Behavioural hydroregulation protects against acute effects of drought in a dry-skinned ectotherm. *Oecologia* 201 (2): 355–367. DOI: 10.1007/s00442-022-05299-1
- Dickenson S. & Wheeler B. E. J. (1981): Effects of temperature, and water stress in sycamore, on growth of *Cryptostroma corticale*. *Transactions of the British Mycological Society* 76 (2): 181–185. DOI: 10.1016/S0007-1536(81)80136-2
- Didion M. & Abegg M. (2022): Tree stumps – an important but undervalued dead wood pool. *Annals of Forest Science* 79 (1): 34. DOI: 10.1186/s13595-022-01155-7
- Dieler J., Uhl E., Biber P., Müller J., Rötzer T. & Pretzsch H. (2017): Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *European Journal of Forest Research* 136 (4): 739–766. DOI: 10.1007/s10342-017-1056-1
- Dieter M., Weimar H., Iost S., Englert H., Fischer R., Günther S., Morland C., Roering H.-W., Schier F., Seintsch B., Schweinle J. & Zhunusova E. (2020): Abschätzung mögli-

- cher Verlagerungseffekte durch Umsetzung der EU-KOM. Vorschläge zur EU-Biodiversitätsstrategie auf Forstwirtschaft und Wälder in Drittstaaten. Thünen Working Paper
- Dietz C., Nill D. & Helversen O. von (2009): *Bats of Britain, Europe and Northwest Africa*. English ed. A & C Black. London
- Dietz P., Knigge W. & Löffler H. (1984): *Walderschließung. Ein Lehrbuch für Studium und Praxis unter besonderer Berücksichtigung des Waldwegebaus*. Parey. Hamburg/Berlin. 426 S.
- Dietze M. C. & Matthes J. H. (2014): A general ecophysiological framework for modelling the impact of pests and pathogens on forest ecosystems. *J. Arnone (Hrsg.): Ecology Letters* 17 (11): 1418–1426. DOI: 10.1111/ele.12345
- Dirnböck T., Grandin U., Bernhardt-Römermann M., Beudert B., Canullo R., Forsius M., Grabner M., Holmberg M., Kleemola S., Lundin L., Mirtl M., Neumann M., Pompei E., Salemaa M., Starlinger F. et al. (2014): Forest floor vegetation response to nitrogen deposition in Europe. *Global Change Biology* 20 (2): 429–440. DOI: 10.1111/gcb.12440
- Dittmar C., Fricke W. & Elling W. (2006): Impact of late frost events on radial growth of common beech (*Fagus sylvatica* L.) in Southern Germany. *European Journal of Forest Research* 125 (3): 249–259. DOI: 10.1007/s10342-005-0098-y
- Dittrich S., Jacob M., Bade C., Leuschner C. & Hauck M. (2014): The significance of deadwood for total bryophyte, lichen, and vascular plant diversity in an old-growth spruce forest. *Plant Ecology* 215 (10): 1123–1137. DOI: 10.1007/s11258-014-0371-6
- Díaz S. & Cabido M. (2001): Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16 (11): 646–655. DOI: 10.1016/S0169-5347(01)02283-2
- DJV – Deutscher Jagdverband (2016): *Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands. Jahresbericht 2016*
- DJV – Deutscher Jagdverband (2022a): *WILD-Monitoring | Deutscher Jagdverband*. <https://www.jagdverband.de/forschung-aufklaerung/wild-monitoring> (aufgerufen am 20.07.2023)
- DJV – Deutscher Jagdverband (2022b): *Jahresjagdstrecke Rehwild*. [https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2022-01/2022-01\\_Infografik\\_Jahresjagdstrecke\\_Rehwild\\_2020\\_2021.jpg](https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2022-01/2022-01_Infografik_Jahresjagdstrecke_Rehwild_2020_2021.jpg) (aufgerufen am 20.07.2023)
- DJV – Deutscher Jagdverband (2022c): *Jahresjagdstrecke Rotwild*. [https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2022-02/2022-01\\_Infografik\\_Jahresjagdstrecke\\_Rotwild\\_2020\\_2021.jpg](https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2022-02/2022-01_Infografik_Jahresjagdstrecke_Rotwild_2020_2021.jpg) (aufgerufen am 20.07.2023)
- DJV – Deutscher Jagdverband (2022d): *Jahresjagdstrecke Damwild*. [https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2022-01/2022-01\\_Infografik\\_Jahresjagdstrecke\\_Damwild\\_2020\\_2021.jpg](https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2022-01/2022-01_Infografik_Jahresjagdstrecke_Damwild_2020_2021.jpg) (aufgerufen am 20.07.2023)
- DJV – Deutscher Jagdverband (2022e): *Jahresjagdstrecke Gamswild*. [https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2022-02/2022-01\\_Infografik\\_Jahresjagdstrecke\\_Gamswild\\_2020\\_2021.jpg](https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2022-02/2022-01_Infografik_Jahresjagdstrecke_Gamswild_2020_2021.jpg) (aufgerufen am 20.07.2023)
- DJV – Deutscher Jagdverband (2022f): *Jahresjagdstrecke Muffelwild*. [https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2022-01/2022-01\\_Infografik\\_Jahresjagdstrecke\\_Muffelwild\\_2020\\_2021.jpg](https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2022-01/2022-01_Infografik_Jahresjagdstrecke_Muffelwild_2020_2021.jpg) (aufgerufen am 20.07.2023)
- DJV – Deutscher Jagdverband (2022g): *Jahresjagdstrecke Schwarzwild*. [https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2022-02/2022-01\\_Infografik\\_Jahresjagdstrecke\\_Schwarzwild\\_2020\\_2021.jpg](https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2022-02/2022-01_Infografik_Jahresjagdstrecke_Schwarzwild_2020_2021.jpg) (aufgerufen am 20.07.2023)
- DJV – Deutscher Jagdverband (2022h): *Jahresjagdstrecke Dachse*. [https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2022-02/2022-01\\_Infografik\\_Jahresjagdstrecke\\_Dachse\\_2020\\_2021.jpg](https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2022-02/2022-01_Infografik_Jahresjagdstrecke_Dachse_2020_2021.jpg) (aufgerufen am 20.07.2023)
- DJV – Deutscher Jagdverband (2022i): *Jahresjagdstrecke Füchse*. [https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2023-02/2023-02\\_Infografik\\_Jahresjagdstrecke\\_Fuechse\\_2021\\_2022.jpg](https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2023-02/2023-02_Infografik_Jahresjagdstrecke_Fuechse_2021_2022.jpg) (aufgerufen am 20.07.2023)
- DJV – Deutscher Jagdverband (Hrsg.); Baudach F., Greiser G., Martin I. & Ponick W. (2022j): *Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland. Jahresbericht 2020. Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD)*. Berlin
- DJV – Deutscher Jagdverband (Hrsg.); Geiser G., Mailänder A.-S., Martin I. & Ponick W. (2023): *Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland. Jahresbericht 2021. Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD)*. Berlin
- DLR- Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e. V. (2023): *DLR – Der deutsche Wald verändert sich*. [https://www.dlr.de/de/aktuelles/nachrichten/2022/01/20220221\\_sorge-um-den-deutschen-wald](https://www.dlr.de/de/aktuelles/nachrichten/2022/01/20220221_sorge-um-den-deutschen-wald) (aufgerufen am 26.02.2024)
- Doerfler I., Müller J., Gossner M. M., Hofner B. & Weisser W. W. (2017): Success of a deadwood enrichment strategy in production forests depends on stand type and management intensity. *Forest Ecology and Management* 400: 607–620. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.06.013
- Doerfler I., Gossner M. M., Müller J., Seibold S. & Weisser W. W. (2018): Deadwood enrichment combining integrative and segregative conservation elements enhances biodiversity of multiple taxa in managed forests. *Biological Conservation* 228: 70–78. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.10.013
- Dög M. & Möhring B. (2022): Weiterhin große Substanzverluste in der Fichte. *AFZ – Der Wald* 23: 25–29
- Dolek M., Freese-Hager A., Bussler H., Floren A., Liegl A. & Schmidl J. (2009): Ants on oaks: effects of forest structure on species composition. *Journal of Insect Conservation* 13 (4): 367–375. DOI: 10.1007/s10841-008-9181-2
- Dolek M., Körösi Á. & Freese-Hager A. (2018): Successful maintenance of Lepidoptera by government-funded management of coppiced forests. *Journal for Nature Conservation* 43: 75–84. DOI: 10.1016/j.jnc.2018.02.001
- Domisch T., Finér L., Dawud S. M., Vesterdal L. & Raulund-Rasmussen K. (2015): Does species richness affect fine root biomass and production in young forest plantations? *Oecologia* 177 (2): 581–594. DOI: 10.1007/s00442-014-3107-3
- Donato D. C., Campbell J. L. & Franklin J. F. (2012): Multiple successional pathways and precocity in forest development: can some forests be born complex? *M. Palmer (Hrsg.): Journal of Vegetation Science* 23 (3): 576–584. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2011.01362.x
- Drag L. & Cizek L. (2015): Successful reintroduction of an endangered veteran tree specialist: conservation and genetics of the Great Capricorn beetle (*Cerambyx cerdo*). *Conser-*

- vation Genetics 16 (2): 267–276. DOI: 10.1007/s10592-014-0656-2
- Drees C., Matern A., Rasplus J.-Y., Terlutter H., Assmann T. & Weber F. (2008): Microsatellites and allozymes as the genetic memory of habitat fragmentation and defragmentation in populations of the ground beetle *Carabus auro-nitens* (Col., Carabidae). *Journal of Biogeography* 35 (10): 1937–1949. DOI: 10.1111/j.1365-2699.2008.01948.x
- Dreßel R. & Jäger E. J. (2002): Beiträge zur Biologie der Gefäßpflanzen des herzynischen Raumes. 5. *Quercus rubra* L. (Roteiche). Lebensgeschichte und agriophytische Ausbreitung im Nationalpark Sächsische Schweiz. *Hercynia-Ökologie und Umwelt in Mitteleuropa* 35 (1): 37–64
- Duffy J. E. (2002): Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos* 99 (2): 201–219. DOI: 10.1034/j.1600-0706.2002.990201.x
- Dukes J. S. & Mooney H. A. (1999): Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology & Evolution* 14 (4): 135–139. DOI: 10.1016/S0169-5347(98)01554-7
- Dyderski M. K., Paź S., Frelich L. E. & Jagodziński A. M. (2018): How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology* 24 (3): 1150–1163. DOI: 10.1111/gcb.13925
- Dzwonko Z. & Loster S. (1997): Effects of Dominant Trees and Anthropogenic Disturbances on Species Richness and Floristic Composition of Secondary Communities in Southern Poland. *The Journal of Applied Ecology* 34 (4): 861. DOI: 10.2307/2405277
- Ebeling C., Lang F. & Gaertig T. (2016): Structural recovery in three selected forest soils after compaction by forest machines in Lower Saxony, Germany. *Forest Ecology and Management* 359: 74–82. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.09.045
- Eberl F., Fernandez De Bobadilla M., Reichelt M., Hammerbacher A., Gershenzon J. & Unsicker S. B. (2020): Herbivory meets fungivory: insect herbivores feed on plant pathogenic fungi for their own benefit. *T. Turlings* (Hrsg.): *Ecology Letters* 23 (7): 1073–1084. DOI: 10.1111/ele.13506
- Ebert G. & Rennwald E. (Hrsg.) (1991): *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 2 Tagfalter*. E. Ulmer. Stuttgart. 10 S.
- Edelmann P., Weisser W. W., Ambarlı D., Bässler C., Buscot F., Hofrichter M., Hoppe B., Kellner H., Minnich C., Moll J., Persoh D., Seibold S., Seilwinder C., Schulze E.-D., Wöllauer S. et al. (2023): Regional variation in deadwood decay of 13 tree species: Effects of climate, soil and forest structure. *Forest Ecology and Management* 541: 121094. DOI: 10.1016/j.foreco.2023.121094
- Eder W. & Langshausen J. (2001): Waldbauliche Erfahrungen mit der Bewältigung der Sturmschäden von 1990 in Rheinland-Pfalz. In: J. Huss & M. Hehn (Hrsg.): *Wiederbewaldung von Sturmwurfllächen. Waldbauliche Strategien in Forschung und Praxis. Erfahrungen und Empfehlungen*. Freiburger Forstliche Forschung: 111–122
- Edwards D., Jay M., Jensen F. S., Lucas B., Marzano M., Montagné C., Peace A. & Weiss G. (2012): Public preferences for structural attributes of forests: Towards a pan-European perspective. *Forest Policy and Economics* 19: 12–19. DOI: 10.1016/j.forpol.2011.07.006
- Ehbrecht M., Schall P., Ammer C. & Seidel D. (2017): Quantifying stand structural complexity and its relationship with forest management, tree species diversity and microclimate. *Agricultural and Forest Meteorology* 242: 1–9. DOI: 10.1016/j.agrformet.2017.04.012
- Ehbrecht M., Schall P., Ammer C., Fischer M. & Seidel D. (2019): Effects of structural heterogeneity on the diurnal temperature range in temperate forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 432: 860–867. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.10.008
- Ehrmann O. & Feger K.-H. (2006): Nutzen und Risiken von Waldkalkungen saurer Sandböden. Auswirkungen von Waldkalkungen auf Regenwürmer und Bodenstruktur. *AFZ – Der Wald* (19/2006): 1046–1049
- Eichenberg D., Pietsch K., Meister C., Ding W., Yu M. & Wirth C. (2017): The effect of microclimate on wood decay is indirectly altered by tree species diversity in a litterbag study. *Journal of Plant Ecology* 10 (1): 170–178. DOI: 10.1093/jpe/rtw116
- Eisenhauer N. (2010): The action of an animal ecosystem engineer: Identification of the main mechanisms of earthworm impacts on soil microarthropods. *Pedobiologia* 53 (6): 343–352. DOI: 10.1016/j.pedobi.2010.04.003
- Ellenberg H. & Leuschner C. (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht; 203 Tabellen*. 6., vollst. neu bearb. und stark erw. Aufl. Ulmer. Stuttgart. 1333 S.
- Ellerbrok J. S., Delius A., Peter F., Farwig N. & Voigt C. C. (2022): Activity of forest specialist bats decreases towards wind turbines at forest sites. *Journal of Applied Ecology* 59 (10): 2497–2506. DOI: 10.1111/1365-2664.14249
- Elling W., Dittmar C., Pfaffelmoser K. & Rötzer T. (2009): Dendroecological assessment of the complex causes of decline and recovery of the growth of silver fir (*Abies alba* Mill.) in Southern Germany. *Forest Ecology and Management* 257 (4): 1175–1187. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.10.014
- Elling W., Heber U., Polle A. & Beese F. (2012): *Schädigung von Waldökosystemen: Auswirkungen anthropogener Umweltveränderungen und Schutzmaßnahmen*. Spektrum Akademischer Verlag
- Elliott J. E., Rattner B. A., Shore R. F. & van den Brink N. W. (2016): Paying the Pipers: Mitigating the Impact of Anti-coagulant Rodenticides on Predators and Scavengers. *BioScience* 66 (5): 401–407. DOI: 10.1093/biosci/biw028
- Elmer M., La France M., Förster G. & Roth M. (2004): Changes in the decomposer community when converting spruce monocultures to mixed spruce/beech stands. *Plant and Soil* 264 (1/2): 97–109. DOI: 10.1023/B:PLSO.0000047776.86805.0f
- Elsasser P., Altenbrunn K. & Köthke M. (2020): *Regionalisierte Bewertung der Waldleistungen in Deutschland*. Johann Heinrich von Thünen-Institut. DE
- Enderle R., Stenlid J. & Vasaitis R. (2019): An overview of ash (*Fraxinus* spp.) and the ash dieback disease in Europe. *CABI Reviews* 2019: 1–12. DOI: 10.1079/PAVSNNR201914025
- Endres G. (1929): Die Eichen des Spessarts. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 51 (8): 277–289. DOI: 10.1007/BF01767880

- Endres M. (1913): Großflächenwirtschaft und Kleinflächenwirtschaft. Forstwissenschaftliches Centralblatt 35 (8): 401–412. DOI: 10.1007/BF01784782
- Engelmann A., Köhneemann B. A. & Michler F.-U. (2011): Nahrungsökologische Analyse von Exkrementen gefangener Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) aus dem Müritznationalpark (Mecklenburg-Vorpommern) unter Berücksichtigung individueller Parameter. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 36: 587–604
- Englert H., Rosenkranz L. & Seintsch B. (2018): Abschätzung des nicht verwerteten Derbholzes. AFZ – Der Wald 23: 14–16
- Englisch M., Gschwantner T., Ledermann T. & Katzensteiner K. (2016): An Integrated Approach to Assess Sustainable Forest Biomass Potentials at Country Level. In: V.J. Bruckman, E. Apaydin Varol, B.B. Uzun & J. Liu (Hrsg.): Biochar. Cambridge University Press: 123–138
- Englmeier J., von Hoermann C., Rieker D., Benbow M. E., Benjamin C., Fricke U., Ganuza C., Haensel M., Lackner T., Mitesser O., Redlich S., Riebl R., Rojas-Botero S., Rummeler T., Salamon J. et al. (2022): Dung-visiting beetle diversity is mainly affected by land use, while community specialization is driven by climate. Ecology and Evolution 12 (10): e9386. DOI: 10.1002/ece3.9386
- Entling W., Schmidt M. H., Bacher S., Brandl R. & Nentwig W. (2007): Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. Global Ecology and Biogeography 16 (4): 440–448. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2006.00305.x
- EPPO – European and Mediterranean Plant Protection Organization (2023): *Anoplophora glabripennis*. EPPO Global Database, European and Mediterranean Plant Protection Organization. *Anoplophora glabripennis* (ANOLGL)[Germany] <https://gd.eppo.int/taxon/ANOLGL/distribution/DE> (aufgerufen am 31.03.2023)
- Erlbeck R., Haseder I. & Stinglwagner G. (1998): Kosmos Wald- und Forstlexikon. Franckh-Kosmos-Verlags GmbH & Co. Stuttgart
- Ermisch N., Seintsch B. & Dieter M. (2013): Analyse des TBN-Forst zum Erlösbeitrag der Holzartengruppen. AFZ – Der Wald 68 (23): 6–9
- Esser J. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der »Clavicornia« (Coleoptera: Cucujoidea) Deutschlands. In: M. Ries, S. Balzer, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 127–161
- Europäische Kommission (2019): Durchführungsverordnung (EU) 2019/2072 der Kommission vom 28. November 2019 zur Festlegung einheitlicher Bedingungen für die Durchführung der Verordnung (EU) 2016/2031 des Europäischen Parlaments und des Rates in Bezug auf Maßnahmen zum Schutz vor Pflanzenschädlingen und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 690/2008 der Kommission sowie zur Änderung der Durchführungsverordnung (EU) 2018/2019. Der ALB wird in Anhang II Teil A der genannten Verordnung geführt: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32019R2072>
- FA Wind (2023): Entwicklung der Windenergie im Wald – Ausbau, planerische Vorgaben und Empfehlungen für Windenergiestandorte auf Waldflächen in den Bundesländern. Berlin
- Faccoli M. (2002): Winter mortality in sub-corticolous populations of *Ips typographus* (Coleoptera, Scolytidae) and its parasitoids in the south-eastern Alps. Anzeiger für Schädlingskunde 75 (3): 62–68. DOI: 10.1034/j.1399-5448.2002.02017.x
- Fahrig L. (2013): Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. K. Triantis (Hrsg.): Journal of Biogeography 40 (9): 1649–1663. DOI: 10.1111/jbi.12130
- Fahrig L. (2019): Habitat fragmentation: A long and tangled tale. B. McGill (Hrsg.): Global Ecology and Biogeography 28 (1): 33–41. DOI: 10.1111/geb.12839
- Fahrig L., Watling J. I., Arnillas C. A., Arroyo-Rodríguez V., Jörger-Hickfang T., Müller J., Pereira H. M., Riva F., Rösch V., Seibold S., Tschardt T. & May F. (2022): Resolving the SLOSS dilemma for biodiversity conservation: a research agenda. Biological Reviews 97 (1): 99–114. DOI: 10.1111/brv.12792
- FAO (2022): The State of the World's Forests 2022. Forest pathways for green recovery and building inclusive, resilient and sustainable economies. FAO. Rome. 141 S.
- Feil P., Neitzel C. & Seintsch B. (2019): Privatwaldeigentümer in Deutschland. Ergebnisse einer bundesweiten Telefonbefragung von Personen mit und ohne Waldeigentum. Landbauforschung – applied agricultural and forestry research (68 (3–4): 87–130. DOI: 10.3220/LBF1547703799000
- Fekete A. & Nehren U. (2023): Assessment of social vulnerability to forest fire and hazardous facilities in Germany. International Journal of Disaster Risk Reduction 87: 103562. DOI: 10.1016/j.ijdrr.2023.103562
- Felipe-Lucia M. R., Soliveres S., Penone C., Manning P., van der Plas F., Boch S., Prati D., Ammer C., Schall P., Gossner M. M., Bauhus J., Buscot F., Blaser S., Blüthgen N., De Frootos A. et al. (2018): Multiple forest attributes underpin the supply of multiple ecosystem services. Nature Communications 9 (1): 4839. DOI: 10.1038/s41467-018-07082-4
- Feng Y., Schmid B., Loreau M., Forrester D. I., Fei S., Zhu J., Tang Z., Zhu J., Hong P., Ji C., Shi Y., Su H., Xiong X., Xiao J., Wang S. et al. (2022): Multispecies forest plantations outyield monocultures across a broad range of conditions. Science 376 (6595): 865–868. DOI: 10.1126/science.abm6363
- Fenoglio M. S., Srivastava D., Valladares G., Cagnolo L. & Salvo A. (2012): Forest fragmentation reduces parasitism via species loss at multiple trophic levels. Ecology 93 (11): 2407–2420. DOI: 10.1890/11-2043.1
- Field E., Castagneyrol B., Gibbs M., Jactel H., Barsoum N., Schönrogge K. & Hector A. (2020): Associational resistance to both insect and pathogen damage in mixed forests is modulated by tree neighbour identity and drought T. Züst (Hrsg.): Journal of Ecology 108 (4): 1511–1522. DOI: 10.1111/1365-2745.13397
- Fietz J., Tomiuk J., Loeschcke V., Weis-Dootz T. & Segelbacher G. (2014): Genetic Consequences of Forest Fragmentation for a Highly Specialized Arboreal Mammal – the Edible

- Dormouse J. Castresana (Hrsg.): PLoS ONE 9 (2): e88092. DOI: 10.1371/journal.pone.0088092
- Filla M., Premier J., Magg N., Dupke C., Khorozyan I., Waltert M., Bufka L. & Heurich M. (2017): Habitat selection by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) is primarily driven by avoidance of human activity during day and prey availability during night. *Ecology and Evolution* 7 (16): 6367–6381. DOI: 10.1002/ece3.3204
- Finch O.-D. (2005): Evaluation of mature conifer plantations as secondary habitat for epigeic forest arthropods (Coleoptera: Carabidae; Araneae). *Forest Ecology and Management* 204 (1): 23–36. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.07.071
- Finck P., Heinze S., Raths U., Riecken U. & Ssymank A. (Hrsg.) (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Dritte fortgeschriebene Fassung 2017. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 637 S.
- Fischer A. (1999): Floristical changes in Central European forest ecosystems during the past decades as an expression of changing site conditions. *EFI Proceedings* 27: 53–64
- Fischer A., Fischer H. S., Kopecký M., Macek M. & Wild J. (2015): Small changes in species composition despite stand-replacing bark beetle outbreak in *Picea abies* mountain forests. *Canadian Journal of Forest Research* 45 (9): 1164–1171. DOI: 10.1139/cjfr-2014-0474
- Fischer C. & Mölder A. (2017): Trend to increasing structural diversity in German forests: results from National Forest Inventories 2002 and 2012. *Annals of Forest Science* 74 (4): 80. DOI: 10.1007/s13595-017-0675-5
- Fischer H. S., Michler B., Ziche D. & Fischer A. (2019): Plants as Indicators of Soil Chemical Properties. In: N. Wellbrock & A. Bolte (Hrsg.): Status and Dynamics of Forests in Germany. *Ecological Studies*. Springer International Publishing. Cham: 295–309
- Fischer M., Bossdorf O., Gockel S., Hänsel F., Hemp A., Hesenmöller D., Korte G., Nieschulze J., Pfeiffer S., Prati D., Renner S., Schöning I., Schumacher U., Wells K., Buscot F. et al. (2010): Implementing large-scale and long-term functional biodiversity research: The Biodiversity Exploratories. *Basic and Applied Ecology* 11 (6): 473–485. DOI: 10.1016/j.baae.2010.07.009
- Fischer-Hüftle P. (2021): Projektbegriff, Verträglichkeitsprüfung, Öffentlichkeitsbeteiligung und Vereinsklagerecht bei der Waldbewirtschaftung in Natura 2000-Gebieten. *Zeitschrift für Europäisches Umwelt- und Planungsrecht* 19 (1): 42–52
- Fisichelli N., Vor T. & Ammer C. (2014): Broadleaf seedling responses to warmer temperatures »chilled« by late frost that favors conifers. *European Journal of Forest Research* 133 (4): 587–596. DOI: 10.1007/s10342-014-0786-6
- Flade M. (2013): Vögel im Wald. Schutz durch FFH- und Vogelschutzrichtlinie. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 131: 131–144
- FNR – Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (Hrsg.); Knauf M. & Frühwald A. (2020): Laubholz-Produktmärkte aus technisch-wirtschaftlicher und marktstruktureller Sicht. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR)
- FNR – Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (2023): Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. <https://www.fnr.de/> (aufgerufen am 01.03.2024)
- Fones H. N., Mardon C. & Gurr S. J. (2016): A role for the asexual spores in infection of *Fraxinus excelsior* by the ash-dieback fungus *Hymenoscyphus fraxineus*. *Scientific Reports* 6 (1): 34638. DOI: 10.1038/srep34638
- Foo Y. Z., O’Dea R. E., Koricheva J., Nakagawa S. & Lagisz M. (2021): A practical guide to question formation, systematic searching and study screening for literature reviews in ecology and evolution. *Methods in Ecology and Evolution* 12 (9): 1705–1720. DOI: 10.1111/2041-210X.13654
- Forest Europe (2020): State of Europe’s Forests 2020. DOI: 10.13140/RG.2.2.12881.76643
- Formánek P. & Vranová V. (2002): A contribution to the effect of liming on forest soils: review of literature. *Journal of Forest Science* 48: 182–190
- Formenti N., Viganó R., Fraquelli C., Trogu T., Bonfanti M., Lanfranchi P., Palme R. & Ferrari N. (2018): Increased hormonal stress response of Apennine chamois induced by interspecific interactions and anthropogenic disturbance. *European Journal of Wildlife Research* 64 (6): 68. DOI: 10.1007/s10344-018-1228-4
- Forrester D. I., Tachauer I. H. H., Annighoefer P., Barbeito I., Pretzsch H., Ruiz-Peinado R., Stark H., Vacchiano G., Zlatanov T., Chakraborty T., Saha S. & Sileshi G. W. (2017): Generalized biomass and leaf area allometric equations for European tree species incorporating stand structure, tree age and climate. *Forest Ecology and Management* 396: 160–175. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.04.011
- Frank S., Fürst C. & Pietzsch F. (2015): Cross-Sectoral Resource Management: How Forest Management Alternatives Affect the Provision of Biomass and Other Ecosystem Services. *Forests* 6 (12): 533–560. DOI: 10.3390/f6030533
- Friedel A., v.Oheimb G., Dengler J. & Härdtle W. (2006): Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens – a comparison of managed and unmanaged beech forests in NE Germany. *Feddes Repertorium* 117 (1–2): 172–185. DOI: 10.1002/fedr.200511084
- Friedmann L., Gaggermeier A. & Suda M. (2019): Wälder in der Therapie. *LWF aktuell* 121:
- Fritsch M. & Kamp Th. (2013): Erfassung und Dokumentation genetischer Ressourcen des Feld-Ahorns (*Acer campestre*) und der Eibe (*Taxus baccata*) in Deutschland. Untersuchungen zur Eibe. Forstbüro Ostbayern, Neukirchen b. Hl. Blut. 111
- Fritzlar F., Schöller M. & Sprick P. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Blatt-, Samen- und Resedakäfer (Coleoptera: Chrysomelidae, Bruchidae; Urodontinae) Deutschlands. In: M. Ries, S. Balzer, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*. Münster (Landwirtschaftsverlag): 293–331
- FSC – Forest Stewardship Councils (2023): FSC Deutschland – Wälder Für Immer Für Alle. <https://www.fsc-deutschland.de/> (aufgerufen am 01.03.2024)
- Fuchs J. M., Hittenbeck A., Brandl S., Schmidt M. & Paul C. (2022): Adaptation strategies for spruce forests—economic potential of bark beetle management and Douglas fir culti-

- vation in future tree species portfolios. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 95 (2): 229–246. DOI: 10.1093/forestry/cpab040
- Fuchs R., Brown C. & Rounsevell M. (2020): Europe's Green Deal offshores environmental damage to other nations. *Nature* 586 (7831): 671–673. DOI: 10.1038/d41586-020-02991-1
- Fuentes-Jacques L. J., Hanson-Snortum P., Hernández-Ortiz V., Díaz-Castelazo C. & Mehlreter K. (2022): A global review and network analysis of phytophagous insect interactions with ferns and lycophytes. *Plant Ecology* 223 (1): 27–40. DOI: 10.1007/s11258-021-01187-5
- Füger F., Huth F., Wagner S. & Weber N. (2021): Can Visual Aesthetic Components and Acceptance Be Traced Back to Forest Structure? *Forests* 12 (6): 701. DOI: 10.3390/f12060701
- Füldner K. (2006): Die Tagfalterarten der Wälder und ihre Beeinflussung durch das Waldmanagement. *Oedippus* 24:
- FVA – Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (2021): Regenerationsorientierte Bodenschutzkalkung in den Wäldern Baden-Württembergs. Freiburg
- FVA – Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (2022): Waldzustandsbericht 2022 für Baden-Württemberg. 60 S.
- van der Gaag D. J. & Loomans A. J. M. (2014): Host plants of *Anoplophora glabripennis*, a review. *EPPO Bulletin* 44 (3): 518–528. DOI: 10.1111/epp.12151
- Galko J., Dzurenko M., Ranger C., Kulfan J., Kula E., Nikolov C., Zúbrik M. & Zach P. (2018): Distribution, Habitat Preference, and Management of the Invasive Ambrosia Beetle *Xylosandrus germanus* (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) in European Forests with an Emphasis on the West Carpathians. *Forests* 10 (1): 10. DOI: 10.3390/f10010010
- Gamfeldt L., Snäll T., Bagchi R., Jonsson M., Gustafsson L., Kjellander P., Ruiz-Jaen M. C., Fröberg M., Stendahl J., Philipson C. D., Mikusiński G., Andersson E., Westerlund B., Andrén H., Moberg F. et al. (2013): Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications* 4 (1): 1340. DOI: 10.1038/ncomms2328
- Ganuza C., Redlich S., Uhler J., Tobisch C., Rojas-Botero S., Peters M. K., Zhang J., Benjamin C. S., Englmeier J., Ewald J., Fricke U., Haensel M., Kollmann J., Riebl R., Uphus L. et al. (2022): Interactive effects of climate and land use on pollinator diversity differ among taxa and scales. *Science Advances* 8 (18): eabm9359. DOI: 10.1126/sciadv.abm9359
- Garland G., Banerjee S., Edlinger A., Miranda Oliveira E., Herzog C., Wittwer R., Philippot L., Maestre F. T. & Heijden M. G. A. (2021): A closer look at the functions behind ecosystem multifunctionality: A review. *A. Hector* (Hrsg.): *Journal of Ecology* 109 (2): 600–613. DOI: 10.1111/1365-2745.13511
- Gaultier S. P., Lilley T. M., Vesterinen E. J. & Brommer J. E. (2023): The presence of wind turbines repels bats in boreal forests. *Landscape and Urban Planning* 231: 104636. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2022.104636
- Gayer K. (1886): *Der gemischte Wald. Seine Begründung und Pflege, insbesondere durch Horst- und Gruppenwirtschaft.* Parey, Berlin
- Gebhardt H. (2014): Erstfund des Ambrosiakäfers *Cyclorhpidion pelliculosum*. *Mitt. Entom. Verein Stuttgart* 49 (2):
- Gebhardt T., Häberle K.-H., Matyssek R., Schulz C. & Ammer C. (2014): The more, the better? Water relations of Norway spruce stands after progressive thinning. *Agricultural and Forest Meteorology* 197: 235–243. DOI: 10.1016/j.agrformet.2014.05.013
- Geiser R. (1994): Artenschutz für holzbewohnende Käfer (Coleoptera xylobionta). *Ber. ANL* 18: 89–114
- Genersch E., von der Ohe W., Kaatz H., Schroeder A., Otten C., Büchler R., Berg S., Ritter W., Mühlen W., Gisdler S., Meixner M., Liebig G. & Rosenkranz P. (2010): The German bee monitoring project: a long term study to understand periodically high winter losses of honey bee colonies. *Apidologie* 41 (3): 332–352. DOI: 10.1051/apido/2010014
- Georgiev K. B., Chao A., Castro J., Chen Y., Choi C., Fontaine J. B., Hutto R. L., Lee E., Müller J., Rost J., Żmihorski M. & Thorn S. (2020): Salvage logging changes the taxonomic, phylogenetic and functional successional trajectories of forest bird communities J. Barlow (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 57 (6): 1103–1112. DOI: 10.1111/1365-2664.13599
- Georgiev K. B., Bässler C., Feldhaar H., Heibl C., Karasch P., Müller J., Perlik M., Weiss I. & Thorn S. (2022): Windthrow and salvage logging alter  $\beta$ -diversity of multiple species groups in a mountain spruce forest. *Forest Ecology and Management* 520: 120401. DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120401
- Gerlach B., Dröschmeister R., Langgemach T., Borkenhagen K., Busch M., Hauswirth M., Heinicke T., Kamp J., Karthäuser J., König C., Markones N., Prior N., Trautmann S., Wahl J. & Sudfeldt C. (2019): Übersichten zur Bestandssituation. *Dachverband Deutscher Avifaunisten e. V. Münster*. 63 S.
- Gerlach J. P., Reich P. B., Puettmann K. & Baker T. (1997): Species, diversity, and density affect tree seedling mortality from *Armillaria* root rot. *Canadian Journal of Forest Research* 27 (9): 1509–1512. DOI: 10.1139/x97-098
- Gerner J., Selter A., Heurich M., Günther S. & Schraml U. (2012): How Attitudes are Shaped: Controversies Surrounding Red Deer Management in a National Park. *Human Dimensions of Wildlife* 17 (6): 404–417. DOI: 10.1080/10871209.2012.680002
- Gessler A., Schaub M. & McDowell N. G. (2017): The role of nutrients in drought-induced tree mortality and recovery. *New Phytologist* 214 (2): 513–520. DOI: 10.1111/nph.14340
- Gessner M. O., Swan C. M., Dang C. K., McKie B. G., Bardgett R. D., Wall D. H. & Hättenschwiler S. (2010): Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology & Evolution* 25 (6): 372–380. DOI: 10.1016/j.tree.2010.01.010
- Gey A. B. (1998): *Synopsis der Parasitenfauna des Waschbären (Procyon lotor) unter Berücksichtigung von Befunden aus Hessen.* Universität Gießen. Gießen
- Giffard B., Corcket E., Barbaro L. & Jactel H. (2012): Bird predation enhances tree seedling resistance to insect her-

- bivores in contrasting forest habitats. *Oecologia* 168 (2): 415–424. DOI: 10.1007/s00442-011-2089-7
- Giffard B., Barbaro L., Jactel H. & Corcket E. (2013): Plant neighbours mediate bird predation effects on arthropod abundance and herbivory: Tritrophic interactions and plant neighbours. *Ecological Entomology* 38 (5): 448–455. DOI: 10.1111/een.12035
- Gillespie T. W., Lipkin B., Sullivan L., Benowitz D. R., Pau S. & Keppel G. (2012): The rarest and least protected forests in biodiversity hotspots. *Biodiversity and Conservation* 21 (14): 3597–3611. DOI: 10.1007/s10531-012-0384-1
- GISD – Global Invasive Species Database (2023): 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. GISD. [http://www.iucngisd.org/gisd/100\\_worst.php](http://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php) (aufgerufen am 21.03.2023)
- Glatthorn J., Appleby S., Balkenhol N., Kriegel P., Likulunga L. E., Lu J., Matevski D., Polle A., Riebl H., Rivera Pérez C. A., Scheu S., Seinsche A., Schall P., Schuldt A., Wingen-der S. et al. (2023): Species diversity of forest floor biota in non-native Douglas-fir stands is similar to that of native stands. *Ecosphere* 14 (7): e4609. DOI: 10.1002/ecs2.4609
- Gnilke A. & Sanders T. G. M. (2021): Forest fire history in Germany (2001–2020). Johann Heinrich von Thünen-Institut. DE
- Gömöry D., Krajmerová D., Hrivnák M. & Longauer R. (2020): Assisted migration vs. close-to-nature forestry: what are the prospects for tree populations under climate change? *Central European Forestry Journal* 66 (2): 63–70. DOI: 10.2478/forj-2020-0008
- Gong C., Tan Q., Liu G. & Xu M. (2022): Impacts of mixed forests on controlling soil erosion in China. *CATENA* 213: 106147. DOI: 10.1016/j.catena.2022.106147
- Gonzalez A., Germain R. M., Srivastava D. S., Filotas E., Dee L. E., Gravel D., Thompson P. L., Isbell F., Wang S., Kéfi S., Montoya J., Zelnik Y. R. & Loreau M. (2020): Scaling-up biodiversity-ecosystem functioning research. U. Brose (Hrsg.): *Ecology Letters* 23 (4): 757–776. DOI: 10.1111/ele.13456
- Gossner M. (2004): Diversität und Struktur arborikoler Arthropodenzönosen fremdländischer und einheimischer Baumarten. Ein Beitrag zur Bewertung des Anbaus von Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) und Roteiche (*Quercus rubra* L.). *Neobiota* 5: 1–324
- Gossner M. M., Floren A., Weisser W. W. & Linsenmair K. E. (2013): Effect of dead wood enrichment in the canopy and on the forest floor on beetle guild composition. *Forest Ecology and Management* 302: 404–413. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.03.039
- Gottfried I., Gottfried T. & Zając K. (2019): Bats use larval galleries of the endangered beetle *Cerambyx cerdo* as hibernation sites. *Mammalian Biology* 95: 31–34. DOI: 10.1016/j.mambio.2019.01.002
- Gottfried I., Gottfried T., Lesiński G., Hebda G., Ignaczak M., Wojtaszyn G., Jurczyszyn M., Fuszara M., Fuszara E., Grzywiński W., Błachowski G., Hejduk J., Jaros R. & Kowalski M. (2020): Long-term changes in winter abundance of the barbastelle *Barbastella barbastellus* in Poland and the climate change – Are current monitoring schemes still reliable for cryophilic bat species? *PLOS ONE* 15 (2): e0227912. DOI: 10.1371/journal.pone.0227912
- Gottschall F., Davids S., Newiger-Dous T. E., Auge H., Cesarz S. & Eisenhauer N. (2019): Tree species identity determines wood decomposition via microclimatic effects. *Ecology and Evolution* 9 (21): 12113–12127. DOI: 10.1002/ece3.5665
- Graf M., Seibold S., Gossner M. M., Hagge J., Weiß I., Bässler C. & Müller J. (2022): Coverage based diversity estimates of facultative saproxylic species highlight the importance of deadwood for biodiversity. *Forest Ecology and Management* 517: 120275. DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120275
- Graser A., Kelling M., Pabst R., Schulz M., Hölzel N. & Kamp J. (2023): Habitat quality, not patch isolation, drives distribution and abundance of two light-demanding butterflies in fragmented coppice landscapes. *Journal of Insect Conservation* 27 (5): 743–758. DOI: 10.1007/s10841-023-00494-8
- Grassi G., Fiorese G., Pilli R., Jonsson K., Blujdea V., Korosuo A. & Vizzarri M. (2021): Brief on the role of the forest-based bioeconomy in mitigating climate change through carbon storage and material substitution. European Commission
- Greenop A., Woodcock B. A., Wilby A., Cook S. M. & Pywell R. F. (2018): Functional diversity positively affects prey suppression by invertebrate predators: a meta-analysis. *Ecology* 99 (8): 1771–1782. DOI: 10.1002/ecy.2378
- Grendelmeier A., Flade M. & Pasinelli G. (2019): Trophic consequences of mast seeding for avian and mammalian seed and non-seed consumers in European temperate forests. *Journal of Ornithology* 160 (3): 641–653. DOI: 10.1007/s10336-019-01644-z
- Griess V. C. & Knoke T. (2011): Growth performance, windthrow, and insects: meta-analyses of parameters influencing performance of mixed-species stands in boreal and northern temperate biomes. *Canadian Journal of Forest Research* 41 (6): 1141–1159. DOI: 10.1139/x11-042
- Griess V. C., Acevedo R., Härtl F., Staupendahl K. & Knoke T. (2012): Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? A case study for spruce. *Forest Ecology and Management* 267: 284–296. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.11.035
- Griffin J. N., de la Haye K. L., Hawkins S. J., Thompson R. C. & Jenkins S. R. (2008): Predator diversity and ecosystem functioning: Density modifies the effect of resource partitioning. *Ecology* 89 (2): 298–305. DOI: 10.1890/07-1220.1
- Gross A., Holdenrieder O., Pautasso M., Queloz V. & Sieber T. N. (2014): *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, the causal agent of European ash dieback. *Molecular Plant Pathology* 15 (1): 5–21. DOI: 10.1111/mpp.12073
- Grossiord C. (2020): Having the right neighbors: how tree species diversity modulates drought impacts on forests. *New Phytologist* 228 (1): 42–49. DOI: 10.1111/nph.15667
- Grossman J. J., Vanhellefont M., Barsoum N., Bauhus J., Bruelheide H., Castagneyrol B., Cavender-Bares J., Eisenhauer N., Ferlian O., Gravel D., Hector A., Jactel H., Kreft H., Mereu S., Messier C. et al. (2018): Synthesis and future research directions linking tree diversity to growth, survival, and damage in a global network of tree diversity ex-

- periments. *Environmental and Experimental Botany* 152: 68–89. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2017.12.015
- Grüneberg C., Bauer H.-G., Haupt H., Hüppop O., Ryslavý T. & Südbeck P. (2016): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 5. Fassung, 30. November 2015. *Berichte zum Vogelschutz* 52: 19–67
- Grünig M., Seidl R. & Senf C. (2023): Increasing aridity causes larger and more severe forest fires across Europe. *Global Change Biology* 29 (6): 1648–1659. DOI: 10.1111/gcb.16547
- Gundersen V.S. & Frivold L.H. (2008): Public preferences for forest structures: A review of quantitative surveys from Finland, Norway and Sweden. *Urban Forestry & Urban Greening* 7 (4): 241–258. DOI: 10.1016/j.ufug.2008.05.001
- Günther R. (Hrsg.) (2009): *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*. 1. Auflage. Spektrum, Akademischer Verlag, Heidelberg. 825 S.
- Guo F., Lenoir J. & Bonebrake T.C. (2018): Land-use change interacts with climate to determine elevational species redistribution. *Nature Communications* 9 (1): 1315. DOI: 10.1038/s41467-018-03786-9
- Gusenbauer M. & Haddaway N.R. (2020): Which academic search systems are suitable for systematic reviews or meta-analyses? Evaluating retrieval qualities of Google Scholar, PubMed, and 26 other resources. *Research Synthesis Methods* 11 (2): 181–217. DOI: 10.1002/jrsm.1378
- Güthler W., Market R., Häusler A. & Dolek M. (2005): *Vertragsnaturschutz im Wald. Bundesweite Bestandsaufnahme und Auswertung. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben »Vertragsnaturschutz im Wald«*. Abschlussbericht Juni 2003. BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Deutschland/Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 170 S.
- Gutsch M., Lasch-Born P., Kollas C., Suckow F. & Reyer C.P.O. (2018): Balancing trade-offs between ecosystem services in Germany's forests under climate change. *Environmental Research Letters* 13 (4): 045012. DOI: 10.1088/1748-9326/aab4e5
- Guyot V., Castagneyrol B., Vialatte A., Deconchat M. & Jactel H. (2016): Tree diversity reduces pest damage in mature forests across Europe. *Biology Letters* 12 (4): 20151037. DOI: 10.1098/rsbl.2015.1037
- Habermann M. (2017): Auswirkungen der Anwendungsbestimmungen für die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln mit Luftfahrzeugen im Wald. *Journal für Kulturpflanzen* (69): 249–254
- Hackländer K. & Jenny H. (2011): One man's meat is the other man's poison: How global warming affects *Lepus europaeus* and *Lepus timidus* in the Alps. *Mammalian Biology* 76: 10
- Haddad N.M., Crutsinger G.M., Gross K., Haarstad J., Knops J.M.H. & Tilman D. (2009): Plant species loss decreases arthropod diversity and shifts trophic structure. *Ecology Letters* 12 (10): 1029–1039. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2009.01356.x
- Hagge J., Leibl F., Müller J., Plechinger M., Soutinho J.G. & Thorn S. (2019): Reconciling pest control, nature conservation, and recreation in coniferous forests. *Conservation Letters* 12 (2): DOI: 10.1111/conl.12615
- Haines-Young R. & Potschin M. (2018): *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) v.5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*. Fabis Consulting Ltd. 53
- Hajek P., Link R.M., Nock C.A., Bauhus J., Gebauer T., Gessler A., Kovach K., Messier C., Paquette A., Saurer M., Scherer-Lorenzen M., Rose L. & Schuldt B. (2022): Mutually inclusive mechanisms of drought-induced tree mortality. *Global Change Biology* 28 (10): 3365–3378. DOI: 10.1111/gcb.16146
- Hallmann C.A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Stenmans W., Müller A., Sumser H., Hörren T., Goulson D. & de Kroon H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. E. G. Lamb (Hrsg.): *PLOS ONE* 12 (10): e0185809. DOI: 10.1371/journal.pone.0185809
- Hammond W.M., Williams A.P., Abatzoglou J.T., Adams H.D., Klein T., López R., Sáenz-Romero C., Hartmann H., Breshears D.D. & Allen C.D. (2022): Global field observations of tree die-off reveal hotter-drought fingerprint for Earth's forests. *Nature Communications* 13 (1): 1761. DOI: 10.1038/s41467-022-29289-2
- Handa I.T., Aerts R., Berendse F., Berg M.P., Bruder A., Buntenschoten O., Chauvet E., Gessner M.O., Jabiol J., Makkonen M., McKie B.G., Malmqvist B., Peeters E.T.H.M., Scheu S., Schmid B. et al. (2014): Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes. *Nature* 509 (7499): 218–221. DOI: 10.1038/nature13247
- Handschuh M. (2021): *Das westliche Haselhuhn (Tetrastes bonasia rhenana)*. Bericht im Auftrag der Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz für das Naturschutzgroßprojekt »Bänder des Lebens im Hunsrück«
- Hanewinkel M., Cullmann D.A., Schelhaas M.-J., Nabuurs G.-J. & Zimmermann N.E. (2013): Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change* 3 (3): 203–207. DOI: 10.1038/nclimate1687
- Hantsch L., Bien S., Radatz S., Braun U., Auge H. & Bruehlheide H. (2014a): Tree diversity and the role of non-host neighbour tree species in reducing fungal pathogen infestation. P. Thrall (Hrsg.): *Journal of Ecology* 102 (6): 1673–1687. DOI: 10.1111/1365-2745.12317
- Hantsch L., Braun U., Haase J., Purschke O., Scherer-Lorenzen M. & Bruehlheide H. (2014b): No plant functional diversity effects on foliar fungal pathogens in experimental tree communities. *Fungal Diversity* 66 (1): 139–151. DOI: 10.1007/s13225-013-0273-2
- Härdtle W., von Oheimb G. & Westphal C. (2001): Vergleichende Untersuchungen zur Struktur und Vegetation von Natur- und Wirtschaftswäldern des Tieflandes auf Grundlage räumlich expliziter Vegetationsmodelle. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 13: 183–196
- Härdtle W., Bergmeier E., Fichtner A., Heinken T., Hölzel N., Remy D., Schneider S., Schwabe A., Tischew S. & Dierschke H. (2020): *Pflanzengesellschaft des Jahres 2021: Hartholz-Auenwald (Ficario-Ulmetum)*. DOI: 10.14471/2020.40.007
- Harris J.E., Rodenhouse N.L. & Holmes R.T. (2019): Decline in beetle abundance and diversity in an intact temperate

- forest linked to climate warming. *Biological Conservation* 240: 108219. DOI: 10.1016/j.biocon.2019.108219
- Härtl F. & Knoke T. (2014): The influence of the oil price on timber supply. *Forest Policy and Economics* 39: 32–42. DOI: 10.1016/j.forpol.2013.11.001
- Hartmann H., Bastos A., Das A. J., Esquivel-Muelbert A., Hammond W. M., Martínez-Vilalta J., McDowell N. G., Powers J. S., Pugh T. A. M., Ruthrof K. X. & Allen C. D. (2022): Climate Change Risks to Global Forest Health: Emergence of Unexpected Events of Elevated Tree Mortality Worldwide. *Annual Review of Plant Biology* 73 (1): 673–702. DOI: 10.1146/annurev-arplant-102820-012804
- Hartmann S. A., Steyer K., Kraus R. H. S., Segelbacher G. & Nowak C. (2013): Potential barriers to gene flow in the endangered European wildcat (*Felis silvestris*). *Conservation Genetics* 14 (2): 413–426. DOI: 10.1007/s10592-013-0468-9
- Hartung J. (2013): A short history of livestock production. In: A. Aland & T. Banhazi (Hrsg.): *Livestock housing*. Wageningen Academic Publishers. The Netherlands: 21–34
- Hasel K. (1985): *Forstgeschichte. Ein Grundriss für Studium und Praxis*. Parey. Hamburg/Berlin. 258 S.
- Hattendorf J., Hansen S. O. & Nentwig W. (2007): Defence systems of *Heracleum mantegazzianum*. In: P. Pyšek, M. J. W. Cock, W. Nentwig & H. P. Ravn (Hrsg.): *Ecology and management of giant hogweed (Heracleum mantegazzianum)*. CABI. UK: 209–225
- Hättenschwiler S., Tiunov A. V. & Scheu S. (2005): Biodiversity and Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36 (1): 191–218. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.36.112904.151932
- Hauck M., Bruyn U. de & Leuschner C. (2013): Dramatic diversity losses in epiphytic lichens in temperate broad-leaved forests during the last 150 years. *Biological Conservation* 157: 136–145. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.06.015
- Haupt R. (2012): Mittelwald-Nachhaltigkeit und Artenvielfalt. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 49 (3): 91–99
- Hausknecht R., Jacobs S., Müller J., Zink R., Frey H., Solheim R., Vrezec A., Kristin A., Mihok J., Kergalve I., Saurola P. & Kuehn R. (2014): Phylogeographic analysis and genetic cluster recognition for the conservation of Ural Owls (*Strix uralensis*) in Europe. *Journal of Ornithology* 155 (1): 121–134. DOI: 10.1007/s10336-013-0994-8
- Hausmann A., Segerer A. H., Greifenstein T., Knubben J., Morinière J., Bozicevic V., Doczkal D., Günter A., Ulrich W. & Habel J. C. (2020): Toward a standardized quantitative and qualitative insect monitoring scheme. *Ecology and Evolution* 10 (9): 4009–4020. DOI: 10.1002/ece3.6166
- Haysom K., Dekker J., Russ J., Meij T. van der & Strien A. van (2013): European bat population trends: a prototype biodiversity indicator. Publications Office. Luxembourg
- Hazelwood K., Beck H. & Paine C. E. T. (2021): Negative density dependence in the mortality and growth of tropical tree seedlings is strong, and primarily caused by fungal pathogens. K. Andersen (Hrsg.): *Journal of Ecology* 109 (4): 1909–1918. DOI: 10.1111/1365-2745.13615
- He T., Lamont B. B. & Pausas J. G. (2019): Fire as a key driver of Earth's biodiversity. *Biological Reviews* 94 (6): 1983–2010. DOI: 10.1111/brv.12544
- Hedwall P., Uria-Diez J., Brunet J., Gustafsson L., Axelsson A. & Strebom J. (2021): Interactions between local and global drivers determine long-term trends in boreal forest understorey vegetation. J. Gill (Hrsg.): *Global Ecology and Biogeography* 30 (9): 1765–1780. DOI: 10.1111/geb.13324
- Hegland S. J., Lilleeng M. S. & Moe S. R. (2013): Old-growth forest floor richness increases with red deer herbivory intensity. *Forest Ecology and Management* 310: 267–274. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.08.031
- Heider A. (2023): Vortrag zu aktuellen walddpolitischen Entwicklungen auf der Bundesebene. Freiburg
- Heidrich L., Bae S., Levick S., Seibold S., Weisser W., Krzyszek P., Magdon P., Nauss T., Schall P., Serebryanyk A., Wölflauer S., Ammer C., Bässler C., Doerfler I., Fischer M. et al. (2020): Heterogeneity–diversity relationships differ between and within trophic levels in temperate forests. *Nature Ecology & Evolution* 4 (9): 1204–1212. DOI: 10.1038/s41559-020-1245-z
- Heilmann-Clausen J. & Christensen M. (2004): Does size matter? *Forest Ecology and Management* 201 (1): 105–117. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.07.010
- Heine P., Hausen J., Ottermanns R. & Roß-Nickoll M. (2021): Comparing eDNA metabarcoding with morphological analyses: Fungal species richness and community composition of differently managed stages along a forest conversion of Norway spruce towards European beech in Germany. *Forest Ecology and Management* 496: 119429. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119429
- Heinken T. (2008): Die natürlichen Kiefernstandorte Deutschlands und ihre Gefährdung. *Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt* 2: 19–41
- Heinrichs S., Ammer C., Mund M., Boch S., Budde S., Fischer M., Müller J., Schöning I., Schulze E.-D., Schmidt W., Weckesser M. & Schall P. (2019): Landscape-Scale Mixtures of Tree Species are More Effective than Stand-Scale Mixtures for Biodiversity of Vascular Plants, Bryophytes and Lichens. *Forests* 10 (1): 73. DOI: 10.3390/f10010073
- Heinrichs S., Dölle M., Balcar P. & Schmidt W. (2021): Feuchtwälder im Bienwald (Rheinland-Pfalz): Eine Zukunft ohne Stieleiche? Die Vegetation in zwei Naturwaldreservaten und ihren bewirtschafteten Vergleichsbeständen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* (20): 37–57
- Heinze E., Boch S., Fischer M., Hessenmöller D., Klenk B., Müller J., Prati D., Schulze E.-D., Seele C., Socher S. & Halle S. (2011): Habitat use of large ungulates in north-eastern Germany in relation to forest management. *Forest Ecology and Management* 261 (2): 288–296. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.10.022
- Hejda M., Pyšek P. & Jarošík V. (2009): Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* 97 (3): 393–403. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2009.01480.x
- Hély C., Bergeron Y. & Flannigan M. D. (2000): Effects of stand composition on fire hazard in mixed-wood Canadian boreal forest. *Journal of Vegetation Science* 11 (6): 813–824. DOI: 10.2307/3236551
- Hennig P. (2016): Kleinprivatwald: höhere Vorräte, geringere Nutzung. *Holz-Zentralblatt* 12: 330–333

- Herrmann S., Kahl T. & Bauhus J. (2015): Decomposition dynamics of coarse woody debris of three important central European tree species. *Forest Ecosystems* 2 (1): 27. DOI: 10.1186/s40663-015-0052-5
- Heurich M., Beudert B., Rall H. & Křenová Z. (2010): National parks as model regions for interdisciplinary long-term ecological research: The Bavarian Forest and Šumavá National Parks underway to transboundary ecosystem research. *Long-term ecological research: Between theory and application*. 327–344
- Heurich M. (2018): Naturschutzökologische Grundlagen der Luchspopulation im Böhmerwald-Ökosystem. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 50 (04): 101–109
- Heurich M. & Mauch C. (2020): *Urwald der Bayern. Geschichte, Politik und Natur im Nationalpark Bayerischer Wald*. Vandenhoeck & Ruprecht, Göttingen. 305 S.
- Hibbs D. E. (1983): Forty Years of Forest Succession in Central New England. *Ecology* 64 (6): 1394–1401. DOI: 10.2307/1937493
- Hilmers T., Friess N., Bässler C., Heurich M., Brandl R., Pretzsch H., Seidl R. & Müller J. (2018): Biodiversity along temperate forest succession. N. Butt (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 55 (6): 2756–2766. DOI: 10.1111/1365-2664.13238
- Hilmers T., Leroy B. M. L., Bae S., Hahn W. A., Hochrein S., Jacobs M., Lemme H., Müller J., Schmied G., Weisser W. W. & Pretzsch H. (2023): Growth response of oaks to insect defoliation: Immediate and intermediate perspectives. *Forest Ecology and Management* 549: 121465. DOI: 10.1016/j.foreco.2023.121465
- Hinze J., Albrecht A. & Michiels H.-G. (2023): Climate-Adapted Potential Vegetation—A European Multiclass Model Estimating the Future Potential of Natural Vegetation. *Forests* 14 (2): 239. DOI: 10.3390/f14020239
- HLNUG – Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (2019a): Auswirkungen des Klimawandels auf hessische Arten und Lebensräume Liste potentieller Klimaverlierer. Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie. Wiesbaden
- HLNUG – Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (2019b): Artensteckbrief Grasfrosch *Rana temporaria* (L., 1758). Marburg. 8 S.
- HMUKLV – Naturschutzleitlinie für den Hessischen Staatswald (2022): Naturschutzleitlinie für den Hessischen Staatswald. Wiesbaden. 74 S.
- Hobbs R. J., Higgs E. S. & Hall C. M. (2013): Defining Novel Ecosystems. In: R. J. Hobbs, E. S. Higgs & C. M. Hall (Hrsg.): *Novel Ecosystems*. John Wiley & Sons, Ltd. Chichester, UK: 58–60
- Hochrein S., Mitesser O., Liebhold A. M., Weisser W. W., M. L. Leroy B., Pretzsch H., Hilmers T., Rabl D. & Müller J. (2022): Response of cavity nesting birds to *Lymantria dispar* (Lepidoptera) and aerial spraying – An experimental approach. *Forest Ecology and Management* 524: 120520. DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120520
- von Hoermann C., Lackner T., Sommer D., Heurich M., Benbow M. E. & Müller J. (2021): Carcasses at Fixed Locations Host a Higher Diversity of Necrophilous Beetles. *Insects* 12 (5): 412. DOI: 10.3390/insects12050412
- von Hoermann C., Benbow M. E., Rottler-Hoermann A.-M., Lackner T., Sommer D., Receveur J. P., Bässler C., Heurich M. & Müller J. (2023): Factors influencing carrion communities are only partially consistent with those of deadwood necromass. *Oecologia* 201 (2): 537–547. DOI: 10.1007/s00442-023-05327-8
- Hofmeister J., Oulehle F., Krám P. & Hruška J. (2008): Loss of nutrients due to litter raking compared to the effect of acidic deposition in two spruce stands, Czech Republic. *Biogeochemistry* 88 (2): 139–151. DOI: 10.1007/s10533-008-9201-z
- Holmala K. & Kauhala K. (2006): Ecology of wildlife rabies in Europe. *Mammal Review* 36 (1): 17–36. DOI: 10.1111/j.1365-2907.2006.00078.x
- Holsten A., Dominic A. R., Costa L. & Kropp J. P. (2013): Evaluation of the performance of meteorological forest fire indices for German federal states. *Forest Ecology and Management* 287: 123–131. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.08.035
- Höltermann A., Klingenstein F. & Ssymank A. (2009): Naturschutzfachliche Bewertung der Douglasie aus Sicht des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). *LWF Wissen* 59: 74–81
- Holzwarth F., Rüger N. & Wirth C. (2015): Taking a closer look: disentangling effects of functional diversity on ecosystem functions with a trait-based model across hierarchy and time. *Royal Society Open Science* 2 (3): 140541. DOI: 10.1098/rsos.140541
- Hoppe B., Krüger D., Kahl T., Arnstadt T., Buscot F., Bauhus J. & Wubet T. (2015): A pyrosequencing insight into sprawling bacterial diversity and community dynamics in decaying deadwood logs of *Fagus sylvatica* and *Picea abies*. *Scientific Reports* 5 (1): 9456. DOI: 10.1038/srep09456
- Horak J. (2014): Fragmented habitats of traditional fruit orchards are important for dead wood-dependent beetles associated with open canopy deciduous woodlands. *Naturwissenschaften* 101 (6): 499–504. DOI: 10.1007/s00114-014-1179-x
- Hordijk I., Maynard D. S., Hart S. P., Lidong M., Ter Steege H., Liang J., de-Miguel S., Nabuurs G., Reich P. B., Abegg M., Adou Yao C. Y., Alberti G., Almeyda Zambrano A. M., Alvarado B. V., Esteban A. et al. (2023): Evenness mediates the global relationship between forest productivity and richness. *Journal of Ecology* 111 (6): 1308–1326. DOI: 10.1111/1365-2745.14098
- Hothorn T. & Müller J. (2010): Large-scale reduction of ungulate browsing by managed sport hunting. *Forest Ecology and Management* 260 (9): 1416–1423
- Hu J., Angeli S., Schuetz S., Luo Y. & Hajek A. E. (2009): Ecology and management of exotic and endemic Asian longhorned beetle *Anoplophora glabripennis*. *Agricultural and Forest Entomology* 11 (4): 359–375. DOI: 10.1111/j.1461-9563.2009.00443.x
- Huang J., Kautz M., Trowbridge A. M., Hammerbacher A., Raffa K. F., Adams H. D., Goodson D. W., Xu C., Meddens A. J. H., Kandasamy D., Gershenson J., Seidl R. & Hartmann H. (2020): Tree defence and bark beetles in a drying world: carbon partitioning, functioning and modelling. *New Phytologist* 225 (1): 26–36. DOI: 10.1111/nph.16173

- Huang Y., Chen Y., Castro-Izaguirre N., Baruffol M., Brezzi M., Lang A., Li Y., Härdtle W., von Oheimb G., Yang X., Liu X., Pei K., Both S., Yang B., Eichenberg D. et al. (2018): Impacts of species richness on productivity in a large-scale subtropical forest experiment. *Science* 362 (6410): 80–83. DOI: 10.1126/science.aat6405
- Huber C., Baier R., Göttlein A. & Weis W. (2006): Changes in soil, seepage water and needle chemistry between 1984 and 2004 after liming an N-saturated Norway spruce stand at the Höglwald, Germany. *Forest Ecology and Management* 233 (1): 11–20. DOI: 10.1016/j.foreco.2006.05.058
- Hubo C. & Göhrs M. (2022): Parteiendifferenz in der Waldnaturschutzpolitik der deutschen Bundesländer. *Zeitschrift für Vergleichende Politikwissenschaft* 15 (4): 497–523. DOI: 10.1007/s12286-021-00497-2
- Hull R. B., Robertson D. P. & Kendra A. (2001): Public Understandings of Nature: A Case Study of Local Knowledge About »Natural« Forest Conditions. *Society & Natural Resources* 14 (4): 325–340. DOI: 10.1080/08941920118871
- Husson C., Aguayo J., Revellin C., Frey P., Ioos R. & Marçais B. (2015): Evidence for homoploid speciation in *Phytophthora alni* supports taxonomic reclassification in this species complex. *Fungal Genetics and Biology* 77: 12–21. DOI: 10.1016/j.fgb.2015.02.013
- Hutchinson T. C., Dixon M. & Scott M. (1986): The effect of simulated acid rain on feather mosses and lichens of the boreal forest. *Water, Air, & Soil Pollution* 31 (1–2): 409–416. DOI: 10.1007/BF00630858
- Ingle K., Kaur H., Gallé-Szpisjak N., Bürgés J., Szabó Á. & Gallé R. (2020): Winter-Active Spider Fauna is Affected by Plantation Forest Type. *J. Schmidt (Hrsg.): Environmental Entomology* 49 (3): 601–606. DOI: 10.1093/ee/nvaa025
- IPBES (2019): Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. *Zenodo*
- Irmmler U. (2000): Changes in the fauna and its contribution to mass loss and N release during leaf litter decomposition in two deciduous forests. *Pedobiologia* 44 (2): 105–118. DOI: 10.1078/S0031-4056(04)70032-3
- Isermeyer F. (2021): Stärkung der Wald- und Holzforschung. Abschlussbericht der Arbeitsgruppe. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Thünen-Institut für Waldökosysteme, Deutschland
- IUCN – International Union for Conservation of Nature (2007): The status and distribution of European mammals. IUCN the World Conservation Union. Gland, Switzerland. 45 S.
- Jäckel A. J. (1891): Systematische Übersicht der Vögel Bayerns. Mit Rücksicht auf das örtliche und quantitative Vorkommen der Vögel, ihre Lebensweise, ihren Zug und ihre Abänderungen. R. Blasius (Hrsg.): De Gruyter
- Jacobs A., Flessa H., Don A., Heidkamp A., Prietz R., René D., Gensior A., Poeplau C., Riggers C., Schneider F., Tiemeyer B., Vos C., Wittnebel M., Müller T., Säurich A. et al. (2018): Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig. 321 S.
- Jactel H. & Brockerhoff E. G. (2007): Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters* 10 (9): 835–848. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2007.01073.x
- Jactel H., Bauhus J., Boberg J., Bonal D., Castagnérol B., Gardiner B., Gonzalez-Olabarria J. R., Koricheva J., Meurisse N. & Brockerhoff E. G. (2017): Tree Diversity Drives Forest Stand Resistance to Natural Disturbances. *Current Forestry Reports* 3 (3): 223–243. DOI: 10.1007/s40725-017-0064-1
- Jactel H., Moreira X. & Castagnérol B. (2021): Tree Diversity and Forest Resistance to Insect Pests: Patterns, Mechanisms, and Prospects. *Annual Review of Entomology* 66 (1): 277–296. DOI: 10.1146/annurev-ento-041720-075234
- Jäkel A. & Roth M. (2004): Umwandlung einschichtiger Kiefernmonokulturen in strukturierte (Misch)bestände. Auswirkungen auf parasitoiden Hymenoptera als Schädlingsantagonisten. *Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent* 14: 265–269
- Jaloviari P., Saniga M., Kucbel S., Pittner J., Vencurik J. & Dovciak M. (2017): Seven decades of change in a European old-growth forest following a stand-replacing wind disturbance: A long-term case study. *Forest Ecology and Management* 399: 197–205. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.05.036
- Jandt U., Bruelheide H., Jansen F., Bonn A., Grescho V., Klenke R. A., Sabatini F. M., Bernhardt-Römermann M., Blüml V., Dengler J., Diekmann M., Doerfler I., Döring U., Dullinger S., Haider S. et al. (2022): More losses than gains during one century of plant biodiversity change in Germany. *Nature*. DOI: 10.1038/s41586-022-05320-w
- Janssen A., Schäffer J., von Wilpert K. & Reif A. (2016): Flächenbedeutung der Waldkalkung in Baden-Württemberg. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 15: 5–15.
- Jansson G. & Pehrson Å. (2007): The recent expansion of the brown hare (*Lepus europaeus*) in Sweden with possible implications to the mountain hare (*L. timidus*). *European Journal of Wildlife Research* 53 (2): 125–130. DOI: 10.1007/s10344-007-0086-2
- Jenal C. (2019): »Das ist kein Wald, Ihr Pappnasen!« Zur sozialen Konstruktion von Wald. Perspektiven von Landschaftstheorie und Landschaftspraxis. Springer Fachmedien Wiesbaden. Wiesbaden
- Job H. (2014): Regionalökonomische Effekte des Nationalparks Harz. Endbericht, Würzburg 90 Seiten
- Job H., Woltering M., Warner B., Heiland S., Jedicke E., Meyer P., Nienaber B., Plieninger T., Pütz M., Rannow S. & Ruschkowski E. von (2016): Biodiversität und nachhaltige Landnutzung in Großschutzgebieten. *Raumforschung und Raumordnung* 74 (6): 481–494. DOI: 10.1007/s13147-016-0440-5
- Job H., Engelbauer M. & Woltering M. (2018): Aktuelle und potenzielle regionalökonomische Effekte durch Naturtourismus in den Naturparken Kyffhäuser und Südharz. Universität Würzburg
- Job H., Bittlingmaier S., Mayer M., von Ruschkowski E. & Woltering M. (2021): Park–People Relationships: The Socioeconomic Monitoring of National Parks in Bavaria, Germany. *Sustainability* 13 (16): 8984. DOI: 10.3390/su13168984

- Jochem D., Weimar H., Bösch M., Mantau U. & Dieter M. (2015): Estimation of wood removals and fellings in Germany: a calculation approach based on the amount of used roundwood. *European Journal of Forest Research* 134 (5): 869–888. DOI: 10.1007/s10342-015-0896-9
- Jochem D., Weimar H. & Dieter M. (2022): Holzeinschlag steigt im Jahr 2021 auf 84,2 Mio. m<sup>3</sup>. Stoffliche Rohholzverwendung nahezu konstant – Anstieg der energetischen Nutzung – weiterhin hohe Nettorundholzexporte. *Holz-Zentralblatt: unabhängiges Organ für die Forst- und Holzwirtschaft* 148 (41): 713–714
- Johnson D. J., Bourg N. A., Howe R., McShea W. J., Wolf A. & Clay K. (2014): Conspecific negative density-dependent mortality and the structure of temperate forests. *Ecology* 95 (9): 2493–2503. DOI: 10.1890/13-2098.1
- Joly F.-X., Milcu A., Scherer-Lorenzen M., Jean L.-K., Bussotti F., Dawud S. M., Müller S., Pollastrini M., Raulund-Rasmussen K., Vesterdal L. & Hättenschwiler S. (2017): Tree species diversity affects decomposition through modified micro-environmental conditions across European forests. *New Phytologist* 214 (3): 1281–1293. DOI: 10.1111/nph.14452
- Joly F.-X., Scherer-Lorenzen M. & Hättenschwiler S. (2023): Resolving the intricate role of climate in litter decomposition. *Nature Ecology & Evolution* 7 (2): 214–223. DOI: 10.1038/s41559-022-01948-z
- Jucker T., Bouriaud O., Avacaritei D. & Coomes D. A. (2014): Stabilizing effects of diversity on aboveground wood production in forest ecosystems: linking patterns and processes. *J. Knops (Hrsg.): Ecology Letters* 17 (12): 1560–1569. DOI: 10.1111/ele.12382
- Jung T. (2009): Beech decline in Central Europe driven by the interaction between *Phytophthora* infections and climatic extremes. *Forest Pathology* 39 (2): 73–94. DOI: 10.1111/j.1439-0329.2008.00566.x
- Jungbluth J. H. & Knorre D. von (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Binnenmollusken (Schnecken und Muscheln; Gastropoda et Bivalvia) Deutschlands. In: M. Binot-Hafke, S. Balzer, N. Becker, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Strauch (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*. Münster (Landwirtschaftsverlag): 647–708
- Kahl S., Wood C. M., Eibl M. & Klinck H. (2021): BirdNET: A deep learning solution for avian diversity monitoring. *Ecological Informatics* 61: 101236. DOI: 10.1016/j.eco-inf.2021.101236
- Kamp H. D. (1968): »Schwarze Nutzholzborkenkäfer« *Xylosandrus germanus* Blandf., ein Neuling der heimischen Insektenfauna. *Entomologische Blätter* 64: 31–39
- Kamp J., Trappe J., Dübbers L. & Funke S. (2020): Impacts of windstorm-induced forest loss and variable reforestation on bird communities. *Forest Ecology and Management* 478: 118504. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118504
- Kamp J., Frank C., Trautmann S., Busch M., Dröschmeister R., Flade M., Gerlach B., Karthäuser J., Kunz F., Mitschke A., Schwarz J. & Sudfeldt C. (2021): Population trends of common breeding birds in Germany 1990–2018. *Journal of Ornithology* 162 (1): 1–15. DOI: 10.1007/s10336-020-01830-4
- Kamp J. (2022): Coppice loss and persistence in Germany. *Trees, Forests and People* 8: 100227. DOI: 10.1016/j.tfp.2022.100227
- Kappes H., Jordaens K., Hendrickx F., Maelfait J.-P., Lens L. & Backeljau T. (2009): Response of snails and slugs to fragmentation of lowland forests in NW Germany. *Landscape Ecology* 24 (5): 685–697. DOI: 10.1007/s10980-009-9342-z
- Kaufmann S., Hauck M. & Leuschner C. (2018): Effects of natural forest dynamics on vascular plant, bryophyte, and lichen diversity in primeval *Fagus sylvatica* forests and comparison with production forests. *F. Gilliam (Hrsg.): Journal of Ecology* 106 (6): 2421–2434. DOI: 10.1111/1365-2745.12981
- Kauhala K. & Auniola M. (2001): Diet of raccoon dogs in summer in the Finnish archipelago. *Ecography* 24 (2): 151–156. DOI: 10.1034/j.1600-0587.2001.240205.x
- Kausrud K. L., Grégoire J.-C., Skarpaas O., Erbilgin N., Gilbert M., Økland B. & Stenseth N. Chr. (2011): Trees Wanted—Dead or Alive! Host Selection and Population Dynamics in Tree-Killing Bark Beetles. *M. Perc (Hrsg.): PLoS ONE* 6 (5): e18274. DOI: 10.1371/journal.pone.0018274
- Kelly L. T., Giljohann K. M., Duane A., Aquilué N., Archibald S., Batllori E., Bennett A. F., Buckland S. T., Canelles Q., Clarke M. F., Fortin M.-J., Hermoso V., Herrando S., Keane R. E., Lake F. K. et al. (2020): Fire and biodiversity in the Anthropocene. *Science* 370 (6519): eabb0355. DOI: 10.1126/science.abb0355
- Kenk G., Menges U. & Bürger R. (1991): Natürliche Wiederbewaldung von Sturmwurfflächen? *Allgemeine Forstzeitschrift* 46: 96–100
- Kerr J. T., Pindar A., Galpern P., Packer L., Potts S. G., Roberts S. M., Rasmont P., Schweiger O., Colla S. R., Richardson L. L., Wagner D. L., Gall L. F., Sikes D. S. & Pantoja A. (2015): Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science* 349 (6244): 177–180. DOI: 10.1126/science.aaa7031
- Kingsolver J. G. (1995): Fitness consequences of seasonal polyphenism in Western White Butterflies. *Evolution* 49 (5): 942–954. DOI: 10.1111/j.1558-5646.1995.tb02329.x
- Kirkendall L. R., Biedermann P. H. W. & Jordal B. H. (2015): Evolution and Diversity of Bark and Ambrosia Beetles. In: F. E. Vega & R. W. Hofstetter (Hrsg.): *Bark Beetles: Biology and Ecology of Native and Invasive Species*. Academic Press: 85–156
- Kleinhückelkotten S., Neitzke H.-P., Forschungsverbund Mensch & Wald & ECOLOG-Institut für Sozial-Ökologische Forschung und Bildung (Hrsg.) (2009): Kommunikation für eine nachhaltige Waldwirtschaft. Schlussbericht zum Projekt »Social Marketing für eine nachhaltige Waldwirtschaft«. *Ecolog-Inst. für Sozial-Ökologische Forschung und Bildung*. Hannover. 130 S.
- Kleißen J., Balkenhol N. & Pröhl H. (2021): Landscape Genetics of the Yellow-Bellied Toad (*Bombina variegata*) in the Northern Weser Hills of Germany. *Diversity* 13 (12): 623. DOI: 10.3390/d13120623
- Klesse S., Wohlgemuth T., Meusburger K., Vitasse Y., von Arx G., Lévesque M., Neycken A., Braun S., Dubach V., Gessler A., Ginzler C., Gossner M. M., Hagedorn F., Queloz V., Samblás Vives E. et al. (2022): Long-term soil water

- limitation and previous tree vigor drive local variability of drought-induced crown dieback in *Fagus sylvatica*. *Science of The Total Environment* 851: 157926. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.157926
- van Klink R., August T., Bas Y., Bodesheim P., Bonn A., Fossøy F., Høye T. T., Jongejans E., Menz M. H. M., Miraldo A., Roslin T., Roy H. E., Ruczyński I., Schigel D., Schäffler L. et al. (2022): Emerging technologies revolutionise insect ecology and monitoring. *Trends in Ecology & Evolution* 37 (10): 872–885. DOI: 10.1016/j.tree.2022.06.001
- Klins U. (2000): Die Zertifizierung im Bewusstsein forstlicher Akteure und von Umweltverbänden. *Forst und Holz* 55 (12): 383–387
- Knoerzer D. (1999): Zur Naturverjüngung der Douglasie im Schwarzwald. Schweizerbart Science Publishers. Stuttgart, Germany
- Knoke T., Stimm B., Ammer C. & Moog M. (2005): Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution on an ecological concept. *Forest Ecology and Management* 213 (1–3): 102–116. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.03.043
- Knoke T., Ammer C., Stimm B. & Mosandl R. (2008): Admixing broadleaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. *European Journal of Forest Research* 127 (2): 89–101. DOI: 10.1007/s10342-007-0186-2
- Knoke T., Kindu M., Jarisch I., Gosling E., Friedrich S., Bödeker K. & Paul C. (2020): How considering multiple criteria, uncertainty scenarios and biological interactions may influence the optimal silvicultural strategy for a mixed forest. *Forest Policy and Economics* 118: 102239. DOI: 10.1016/j.forpol.2020.102239
- Knoke T., Paul C., Gosling E., Jarisch I., Mohr J. & Seidl R. (2023): Assessing the Economic Resilience of Different Management Systems to Severe Forest Disturbance. *Environmental and Resource Economics* 84 (2): 343–381. DOI: 10.1007/s10640-022-00719-5
- Koch C. & Kollmann J. (2012): Wiederansiedlung und Translokation regional ausgestorbener Pflanzenarten. Eine Expertenbefragung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44: 77–82
- Kohler M., Sohn J., Nägele G. & Bauhus J. (2010): Can drought tolerance of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) be increased through thinning? *European Journal of Forest Research* 129 (6): 1109–1118. DOI: 10.1007/s10342-010-0397-9
- Kolb A. (2005): Reduced reproductive success and offspring survival in fragmented populations of the forest herb *Phyteuma spicatum*: *Fragmentation and fitness in Phyteuma spicatum*. *Journal of Ecology* 93 (6): 1226–1237. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2005.01049.x
- Kolk J. & Naaf T. (2015): Herb layer extinction debt in highly fragmented temperate forests – Completely paid after 160 years? *Biological Conservation* 182: 164–172. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.12.004
- Kölling C., Zimmermann L. & Walentowski H. (2007): Entscheidungshilfen für den klimagerechten Waldumbau in Bayern. Klimawandel: Was geschieht mit Buche und Fichte? *Allgemeine Forst-Zeitschrift Der Wald* (11): 584–588
- Kölling C., Knoke T., Schall P. & Ammer C. (2009): Überlegungen zum Risiko des Fichtenanbaus in Deutschland vor dem Hintergrund des Klimawandels. *Forstarchiv* 80 (2): 42–54
- Kölling C. & Mette T. (2022): Wälder im Klimawandel. Neues Klima erfordert neue Baumarten. In: K. Berr & C. Jenal (Hrsg.): *Wald in der Vielfalt möglicher Perspektiven*. Springer. Wiesbaden: 145–158
- Kollmann J. (2019): Ökosysteme der Hochlagen. In: *Renaturierungsökologie*. Springer Berlin Heidelberg. Berlin/Heidelberg: 235–255
- Komonen A. & Müller J. (2018): Dispersal ecology of deadwood organisms and connectivity conservation. *Conservation Biology* 32 (3): 535–545. DOI: 10.1111/cobi.13087
- Korboulewsky N., Perez G. & Chauvat M. (2016): How tree diversity affects soil fauna diversity: A review. *Soil Biology and Biochemistry* 94: 94–106. DOI: 10.1016/j.soilbio.2015.11.024
- Kortmann M., Heurich M., Latifi H., Rösner S., Seidl R., Müller J. & Thorn S. (2018): Forest structure following natural disturbances and early succession provides habitat for two avian flagship species, capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Tetrastes bonasia*). *Biological Conservation* 226: 81–91. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.07.014
- Kortmann M., Müller J. C., Baier R., Bässler C., Buse J., Cholewińska O., Förchler M. I., Georgiev K. B., Hilszczański J., Jaroszewicz B., Jaworski T., Kaufmann S., Kuijper D., Lorz J., Lotz A. et al. (2021): Ecology versus society: Impacts of bark beetle infestations on biodiversity and restorativeness in protected areas of Central Europe. *Biological Conservation* 254: 108931. DOI: 10.1016/j.biocon.2020.108931
- Kortmann M., Roth N., Buse J., Hilszczański J., Jaworski T., Morinière J., Seidl R., Thorn S. & Müller J. C. (2022): Arthropod dark taxa provide new insights into diversity responses to bark beetle infestations. *Ecological Applications* 32 (2): DOI: 10.1002/eap.2516
- Kosiński Z. & Walczak Ł. (2020): Population dynamics and regulation of the Middle Spotted Woodpecker in strictly protected and managed forests in Western Poland. *Journal of Ornithology* 161 (3): 739–751. DOI: 10.1007/s10336-020-01765-w
- Koztra B., Büttner G., Hazeu G. & Arnold S. (2017): Updated CLC illustrated nomenclature guidelines, European Topic Centre on Urban, land and soil systems (ETC/ULS). European Environment Agency: Wien, Austria. 1–124
- Kowarik I. (1990): Zur Einführung und Ausbreitung der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) in Brandenburg und zur Gehölzsukzession ruderaler Robinienstände in Berlin. *Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg* (8): 33–67
- Kowarik I. (1992): Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg. *Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg Beiheft* (3): 1–188
- Kowarik I. & Sämel I. (2007): Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 8 (4): 207–237. DOI: 10.1016/j.ppees.2007.03.002

- Kowarik I. (2010): Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2., wesentlich erw. Aufl. Ulmer. Stuttgart (Hohenheim). 492 S.
- Kowarik I. & von der Lippe M. (2011): Secondary wind dispersal enhances long-distance dispersal of an invasive species in urban road corridors. *NeoBiota* 9: 49–70. DOI: 10.3897/neobiota.9.1469
- Krah F.-S., Seibold S., Brandl R., Baldrian P., Müller J. & Bässler C. (2018): Independent effects of host and environment on the diversity of wood-inhabiting fungi. D. Gibson (Hrsg.): *Journal of Ecology* 106 (4): 1428–1442. DOI: 10.1111/1365-2745.12939
- Kralj J. & Fuchs S. (2006): Parasitic *Varroa destructor* mites influence flight duration and homing ability of infested *Apis mellifera* foragers. *Apidologie* 37: 577–587
- Kralj J., Brockmann A., Fuchs S. & Tautz J. (2007): The parasitic mite *Varroa destructor* affects non-associative learning in honey bee foragers, *Apis mellifera* L. *Journal of Comparative Physiology A* 193 (3): 363–370. DOI: 10.1007/s00359-006-0192-8
- Krämer I. & Hölscher D. (2009): Rainfall partitioning along a tree diversity gradient in a deciduous old-growth forest in Central Germany. *Ecohydrology* 2 (1): 102–114. DOI: 10.1002/eco.44
- Kramer W. & Tröber U. (2007): Erfassung und Dokumentation genetischer Ressourcen der Schwarz-Pappel (*Populus nigra*) in Deutschland. Landesforstanstalt Eberswalde. 112
- Kraus D., Büttler R., Krumm F., Lachat T., Larrieu L., Mergner U., Paillet Y., Rydkvist T., Schuck A. & Winter S. (2016): Katalog der Baummikrohabitate. Referenzliste für Felddaufnahmen. *Integrate+ Technical Paper* 13: 16
- Krause E. (2010): Urbane Waldbesitzer. Technische Universität München
- Krehenwinkel H., Weber S., Broekmann R., Melcher A., Hans J., Wolf R., Hochkirch A., Kennedy S. R., Koschorreck J., Künzel S., Müller C., Retzlaff R., Teubner D., Schanzer S., Klein R. et al. (2022): Environmental DNA from archived leaves reveals widespread temporal turnover and biotic homogenization in forest arthropod communities. *eLife* 11: e78521. DOI: 10.7554/eLife.78521
- Krengel S. & Seidel P. (2016): Über die Zunahme thermophiler Schadorganismen in Wäldern am Beispiel der Borkenkäfer. In: J. L. Lozán, S.-W. Breckle, R. Müller & E. Rachor (Hrsg.): *Warnsignal Klima. Die Biodiversität*: 184–189
- Kreutzer K. (1995): Effects of forest liming on soil processes. In: L. O. Nilsson, R. F. Hüttl & U. T. Johansson (Hrsg.): *Nutrient Uptake and Cycling in Forest Ecosystems*. Springer Netherlands. Dordrecht: 447–470
- Kreyling J., Buhk C., Backhaus S., Hallinger M., Huber G., Huber L., Jentsch A., Konnerth M., Thiel D., Wilmking M. & Beierkuhnlein C. (2014): Local adaptations to frost in marginal and central populations of the dominant forest tree *Fagus sylvatica* L. as affected by temperature and extreme drought in common garden experiments. *Ecology and Evolution* 4 (5): 594–605. DOI: 10.1002/ece3.971
- Kriebitzsch W.-U., Bultmann H., von Oheimb G. von O., Schmidt M., Thiel H. & Ewald J. (2013): Waldspezifische Vielfalt der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten. In: Integrative Ansätze als Chance für die Erhaltung der Artenvielfalt in Wäldern. European Forest Institute: 164–175
- Kriegel P., Matevski D. & Schuldt A. (2021): Monoculture and mixture-planting of non-native Douglas fir alters species composition, but promotes the diversity of ground beetles in a temperate forest system. *Biodiversity and Conservation* 30 (5): 1479–1499. DOI: 10.1007/s10531-021-02155-1
- Kriegs J. O., Eversmann N., Hachmann H.-U., Lindenschmidt M., Pickel T. & Rehage H.-O. (2012): Eine Methode zur Kartierung des Baumrarders *Martes martes* (Linnaeus 1758) am Beispiel der Westfälischen Bucht. *Natur und Heimat* 72 (4): 107
- Kroiher F. & Bolte A. (2015): Naturschutz im Wald im Spiegel der BWI 2012. *AFZ – Der Wald* 70 (21): 23–26
- Kroiher F., Müller-Kroehling S., Schmitz F. & Sukopp U. (Hrsg.) (2017): Methode zur Erfassung und Bewertung der FFH-Waldlebensraumtypen im Rahmen der dritten Bundeswaldinventur (BWI-2012). Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig
- Kroiher F., Michler B., Krüger I., Michel A. K., Storch F., Bolte A., Ammer C., Kleinschmit J., Meyer P., Seebach L., Eichenberg D., Gossner M. M., Schmitz F. & Volz H.-A. (2022): Fachworkshop »Nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald (NaBioWald)« am 2. und 3. November 2021 in Braunschweig. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig. 95 S.
- Krott M. & Neitzel C. (2018): Moderner Kleinprivatwald – Eigentümer »first«. *AFZ – Der Wald* 5: 21–23
- Krott M. (2022): Politikfeldanalyse Forstwirtschaft. Eine Einführung für Studium und Praxis. 2. Auflage, Reprint der Auflage von 2001. Verlag Kessel. Remagen. 254 S.
- Krug J. (2021): Leistung ohne Lohn? *AFZ – Der Wald* 10: S. 12–15
- Krüger I., Sanders T. G. M., Potočić N., Ukonmaanaho L. & Rautio P. (2020): Increased evidence of nutrient imbalances in forest trees across Europe. Johann Heinrich von Thünen-Institut. DE
- Krüger I., Schmitz A. & Sanders T. (2021): Climate condition affects foliar nutrition in main European tree species. *Ecological Indicators* 130: 108052. DOI: 10.1016/j.ecoind.2021.108052
- Krumm F., Schuck A. & Rigling A. (2020): How to balance forestry and biodiversity conservation? – A view across Europe. 213891396 bytes, KB. DOI: 10.16904/ENVIDAT.196
- Kuczynski L., Ontiveros V. J. & Hillebrand H. (2023): Biodiversity time series are biased towards increasing species richness in changing environments. *Nature Ecology & Evolution* 7 (7): 994–1001. DOI: 10.1038/s41559-023-02078-w
- Kudernatsch T., Schauer B. & Walentowski H. (2021): Auswirkungen des Waldumbaus von Fichtenforsten zu Fichten-Buchen-Mischbeständen auf Vegetation und Humusschicht. DOI: 10.14471/2021.41.011
- Kühn E., Musche M., Harpke A., Feldmann R., Wiemers M. & Settele J. (2023): Tagfalter-Monitoring Deutschland. Jahresauswertung 2022. *Oedippus* 41: 6–44
- Kulakowski D., Seidl R., Holeksa J., Kuuluvainen T., Nagel T. A., Panayotov M., Svoboda M., Thorn S., Vacchiano G., Whitlock C., Wohlgemuth T. & Bebi P. (2017): A walk on the wild side: Disturbance dynamics and the conservation

- and management of European mountain forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 388: 120–131. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.07.037
- Laforest-Lapointe I., Paquette A., Messier C. & Kembel S. W. (2017): Leaf bacterial diversity mediates plant diversity and ecosystem function relationships. *Nature* 546 (7656): 145–147. DOI: 10.1038/nature22399
- Lahti S. & Helminen M. (1974): The beaver *Castor fiber* (L.) and *Castor canadensis* (Kuhl) in Finland. *Acta Theriologica* 19 (13): 177–189
- Landeck I., Wiesner T. & Heinzel K.-U. (2000): Eine neue Raupennahrungspflanze des Segelfalters (*Iphiclides podalirius* L.) (Lep., Papilionidae) – die Spätblühende Traubenkirsche (*Padus serotina* EHRH). *Entomologische Nachrichten und Berichte* 44 (3): 183–187
- Lang J., Simon O. & Jokisch S. (2011): Methoden zum Monitoring von Baumrarder und Iltis im Rahmen der FFH-Richtlinie. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 36: 469–476
- Langer G., Harriehausen U. & Bresseum U. (2015): Eschentriebsterben und Folgeerscheinungen [Ash dieback and its consequences]. *AFZ – Der Wald* 70 (20): 22–28
- Langer G. J. & Bußkamp J. (2023): Vitality loss of beech: a serious threat to *Fagus sylvatica* in Germany in the context of global warming. *Journal of Plant Diseases and Protection*. DOI: 10.1007/s41348-023-00743-7
- Langgemacht T., Thoms M., Litzkow B. & Stein A. (2008): Horstschutz in Brandenburg. *Berichte zum Vogelschutz* (45): 39–50
- Langgemacht T. & Dürr T. (2023): Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. Stand 09. August 2023
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2007): *Niederwälder in Nordrhein-Westfalen. Beiträge zur Ökologie, Geschichte und Erhaltung*. Recklinghausen. 510 S.
- Larrieu L., Cabanettes A. & Delarue A. (2012): Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research* 131 (3): 773–786. DOI: 10.1007/s10342-011-0551-z
- Larrieu L. & Cabanettes A. (2012): Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech-fir forests 1 This article is one of a selection of papers from the International Symposium on Dynamics and Ecological Services of Deadwood in Forest Ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research* 42 (8): 1433–1445. DOI: 10.1139/x2012-077
- Larrieu L., Cabanettes A., Gonin P., Lachat T., Paillet Y., Winter S., Bouget C. & Deconchat M. (2014): Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests: A life-cycle approach to biodiversity monitoring. *Forest Ecology and Management* 334: 163–173. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.09.007
- Larrieu L., Courbaud B., Drénou C., Goulard M., Bütler R., Kozák D., Kraus D., Krumm F., Lachat T., Müller J., Paillet Y., Schuck A., Stillhard J., Svoboda M. & Vandekerckhove K. (2022): Key factors determining the presence of Tree-related Microhabitats: A synthesis of potential factors at site, stand and tree scales, with perspectives for further research. *Forest Ecology and Management* 515: 120235. DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120235
- Lassauce A., Paillet Y., Jactel H. & Bouget C. (2011): Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11 (5): 1027–1039. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.02.004
- Laufer H., Fritz K., Sowig P. & Bauer S. (Hrsg.) (2007): *Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs*. Ulmer. Stuttgart. 807 S.
- Laussmann T., Dahl A. & Radtke A. (2021): Lost and found: 160 years of Lepidoptera observations in Wuppertal (Germany). *Journal of Insect Conservation* 25 (2): 273–285. DOI: 10.1007/s10841-021-00296-w
- Lawrence K. L. & Wise D. H. (2000): Spider predation on forest-floor Collembola and evidence for indirect effects on decomposition. *Pedobiologia* 44 (1): 33–39. DOI: 10.1078/S0031-4056(04)70026-8
- Lawton J. H. & Jones C. G. (1995): Linking Species and Ecosystems: Organisms as Ecosystem Engineers. In: C. G. Jones & J. H. Lawton (Hrsg.): *Linking Species & Ecosystems*. Springer US. Boston, MA: 141–150
- Lazzaro L., Mazza G., d’Errico G., Fabiani A., Giuliani C., Inghilesi A. F., Lagomarsino A., Landi S., Lastrucci L., Pastorelli R., Roversi P. F., Torrini G., Tricarico E. & Foggi B. (2018): How ecosystems change following invasion by *Robinia pseudoacacia*: Insights from soil chemical properties and soil microbial, nematode, microarthropod and plant communities. *Science of The Total Environment* 622–623: 1509–1518. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.017
- Lee H., Seo B., Koellner T. & Lautenbach S. (2019): Mapping cultural ecosystem services 2.0 – Potential and shortcomings from unlabeled crowd sourced images. *Ecological Indicators* 96: 505–515. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.08.035
- Lehmitz R., Römbke J., Graefe U., Beylich A. & Krück S. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Regenwürmer (Lumbricidae et Criodrilidae) Deutschlands. In: H. Gruttke, S. Balzer, M. Binot-Hafke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2)*. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 565–590
- Lehnert L. W., Bässler C., Brandl R., Burton P. J. & Müller J. (2013): Conservation value of forests attacked by bark beetles: Highest number of indicator species is found in early successional stages. *Journal for Nature Conservation* 21 (2): 97–104. DOI: 10.1016/j.jnc.2012.11.003
- Leidinger J., Weisser W. W., Kienlein S., Blaschke M., Jung K., Kozak J., Fischer A., Mosandl R., Michler B., Ehrhardt M., Zech A., Saler D., Graner M. & Seibold S. (2020): Formerly managed forest reserves complement integrative management for biodiversity conservation in temperate European forests. *Biological Conservation* 242: 108437. DOI: 10.1016/j.biocon.2020.108437
- Leidinger J., Blaschke M., Ehrhardt M., Fischer A., Gossner M. M., Jung K., Kienlein S., Kozák J., Michler B., Mosandl R., Seibold S., Wehner K. & Weisser W. W. (2021): Shifting

- tree species composition affects biodiversity of multiple taxa in Central European forests. *Forest Ecology and Management* 498: 119552. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119552
- Lemme H. (2012): Von Eulen, Spannern und Nonnen in Bayern. Ein Rückblick auf Massenvermehrungen an Kiefer und Fichte durch nadelfressende Insekten. *LWF aktuell* (91): 40–42
- Leroy B. M. L., Lemme H., Braumiller P., Hilmers T., Jacobs M., Hochrein S., Kienlein S., Müller J., Pretzsch H., Stimm K., Seibold S., Jaworek J., Hahn W. A., Müller-Kroehling S. & Weisser W. W. (2021): Relative impacts of gypsy moth outbreaks and insecticide treatments on forest resources and ecosystems: An experimental approach. *Ecological Solutions and Evidence* 2 (1): DOI: 10.1002/2688-8319.12045
- Leroy B. M. L., Rabl D., Püls M., Hochrein S., Bae S., Müller J., Hebert P. D. N., Kuzmina M. L., Zakharov E. V., Lemme H., Hahn W. A., Hilmers T., Jacobs M., Kienlein S., Pretzsch H. et al. (2023): Trait-mediated responses of caterpillar communities to spongy moth outbreaks and subsequent tebufenozide treatments. *Ecological Applications* 33 (6): e2890. DOI: 10.1002/eap.2890
- Letourneau D. K., Jedlicka J. A., Bothwell S. G. & Moreno C. R. (2009): Effects of Natural Enemy Biodiversity on the Suppression of Arthropod Herbivores in Terrestrial Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40 (1): 573–592. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120320
- Lettenmaier L., Seibold S., Bässler C., Brandl R., Gruppe A., Müller J. & Hagge J. (2022): Beetle diversity is higher in sunny forests due to higher microclimatic heterogeneity in deadwood. *Oecologia* 198 (3): 825–834. DOI: 10.1007/s00442-022-05141-8
- Leuschner C. (2020): Drought response of European beech (*Fagus sylvatica* L.)—A review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 47: 125576. DOI: 10.1016/j.ppees.2020.125576
- Lever J. J., van Nes E. H., Scheffer M. & Bascompte J. (2014): The sudden collapse of pollinator communities. *F. Jordan* (Hrsg.): *Ecology Letters* 17 (3): 350–359. DOI: 10.1111/ele.12236
- Leverkus A. B., Gustafsson L., Rey Benayas J. M. & Castro J. (2015): Does post-disturbance salvage logging affect the provision of ecosystem services? A systematic review protocol. *Environmental Evidence* 4 (1): 16. DOI: 10.1186/s13750-015-0042-7
- Lewis J. C. (1998): Creating Snags and Wildlife Trees in Commercial Forest Landscapes. *Western Journal of Applied Forestry* 13 (3): 97–101. DOI: 10.1093/wjaf/13.3.97
- LfU – Bayerisches Landesamt für Umwelt (2017): Rote Liste und kommentierte Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Bayerns. 83 S.
- LFU – Landesamt für Umwelt Brandenburg (2021): Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Vögel und Fledermäuse. Open access data. <https://lfu.brandenburg.de/lfu/de/aufgaben/natur/artenschutz/vogelschutz/warte/arbeitschwerpunkt-entwicklung-und-umsetzung-von-schutzstrategien/auswirkungen-von-windenergieanlagen-auf-vogel-und-fledermaeuse/> (aufgerufen am 09.02.2024)
- Liang J., Crowther T. W., Picard N., Wiser S., Zhou M., Alberti G., Schulze E.-D., McGuire A. D., Bozzato F., Pretzsch H., de-Miguel S., Paquette A., Hérault B., Scherer-Lorenzen M., Barrett C. B. et al. (2016): Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science* 354 (6309): aaf8957. DOI: 10.1126/science.aaf8957
- Likulunga L. E., Rivera Pérez C. A., Schneider D., Daniel R. & Polle A. (2021): Tree species composition and soil properties in pure and mixed beech-conifer stands drive soil fungal communities. *Forest Ecology and Management* 502: 119709. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119709
- van der Linde S., Suz L. M., Orme C. D. L., Cox F., Andreae H., Asi E., Atkinson B., Benham S., Carroll C., Cools N., De Vos B., Dietrich H.-P., Eichhorn J., Gehrman J., Grebenc T. et al. (2018): Environment and host as large-scale controls of ectomycorrhizal fungi. *Nature* 558 (7709): 243–248. DOI: 10.1038/s41586-018-0189-9
- Lindner M., Fitzgerald J. B., Zimmermann N. E., Reyer C., Delzon S., van der Maaten E., Schelhaas M.-J., Lasch P., Eggers J., van der Maaten-Theunissen M., Suckow F., Psomas A., Poulter B. & Hanewinkel M. (2014): Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *Journal of Environmental Management* 146: 69–83. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.07.030
- Linnell J. D. C., Breitenmoser U., Breitenmoser-Wrsten C., Odden J. & von Arx M. (2009): Recovery of Eurasian Lynx in Europe: What Part has Reintroduction Played? In: M. W. Hayward & M. J. Somers (Hrsg.): *Reintroduction of Top-Order Predators*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK: 72–91
- Liston A. D., Jansen E., Blank S. M., Kraus M. & Taeger A. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Pflanzenwespen (Hymenoptera: Symphyta) Deutschlands. In: M. Binot-Hafke, S. Balzer, N. Becker, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Strauch (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands*. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*. Münster (Landwirtschaftsverlag): 491–556
- Liu X., Trogisch S., He J.-S., Niklaus P. A., Bruelheide H., Tang Z., Erfmeier A., Scherer-Lorenzen M., Pietsch K. A., Yang B., Kühn P., Scholten T., Huang Y., Wang C., Staab M. et al. (2018): Tree species richness increases ecosystem carbon storage in subtropical forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285 (1885): 20181240. DOI: 10.1098/rspb.2018.1240
- LJN – Landesjagdverband Niedersachsen (2022): Goldschakal. <https://www.ljn.de/ueber-uns/aktuelles/news-artikel/news/goldschakal> (aufgerufen am 20.07.2023)
- Lohse G. A. (1991): Nachtrag zum Verzeichnis mitteleuropäischer Käfer. *Entomologische Blätter* 87: 92–98
- Lone K., Loe L. E., Meisingset E. L., Stamnes I. & Mysterud A. (2015): An adaptive behavioural response to hunting: surviving male red deer shift habitat at the onset of the hunting season. *Animal Behaviour* 102: 127–138. DOI: 10.1016/j.anbehav.2015.01.012
- Lorenz M., Englert H. & Dieter M. (2018): The German Forest Strategy 2020: Target achievement control using National

- Forest Inventory results. *Annals of Forest Research* 61 (2): 129. DOI: 10.15287/afr.2018.1185
- Lötters S. (2020): The amphibian pathogen *Batrachochytrium salamandrivorans* in the hotspot of its European invasive range: past – present – future. *Salamandra* 56 (3): 173–188
- LpB – Landeszentrale für politische Bildung Baden-Württemberg (Hrsg.); Lehmann A. (2001): *Der deutsche Wald*. 51: 4–9
- Lüscher P., Frutig F., Sciacca S., Spjevak S. & Thees O. (2019): Physikalischer Bodenschutz im Wald. *Bodenschutz beim Einsatz von Forstmaschinen. Merkblatt für die Praxis* (45): 12
- Lutz W. (1984): Die Verbreitung des Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) im mitteleuropäischen Raum. *Zeitschrift für Jagdwissenschaften* (30): 218–228
- LWF – Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (2021): Amphibienschutz im Wald. *Freising*. 6 S.
- LWF – Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (2022): Borkenkäferbehandlung an Holzpoltern. Bayerische Forstverwaltung. *LWF-Merkblatt* 45: 4
- van der Maaten E. (2013): Thinning prolongs growth duration of European beech (*Fagus sylvatica* L.) across a valley in southwestern Germany. *Forest Ecology and Management* 306: 135–141. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.06.030
- Macgregor C. J., Williams J. H., Bell J. R. & Thomas C. D. (2019): Moth biomass has fluctuated over 50 years in Britain but lacks a clear trend. *Nature Ecology & Evolution* 3 (12): 1645–1649. DOI: 10.1038/s41559-019-1028-6
- Mack P., Kremer J. & Kleinschmit D. (2023): Forest dieback reframed and revisited? Forests (re)negotiated in the German media between forestry and nature conservation. *Forest Policy and Economics* 147: 102883. DOI: 10.1016/j.forpol.2022.102883
- Mager F. (2000): *Wildbahn und Jagd Altpreußens. Im Wandel der geschichtlichen Jahrhunderte*. 2., erg. Aufl. Neumann-Neudamm. Melsungen. 331 S.
- Mallord J. W., Dolman P. M., Brown A. F. & Sutherland W. J. (2006): Linking recreational disturbance to population size in a ground-nesting passerine: Linking recreational disturbance to population size. *Journal of Applied Ecology* 44 (1): 185–195. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2006.01242.x
- Manning D. B., Bemann A., Ammer C., Bredemeier M. & Lamersdorf N. (2015): Bioenergy from Dendromass for the Sustainable Development of Rural Areas: Research Findings from the AgroForNet and BEST Projects of the German ›Sustainable Land Management‹ Funding Programme. In: D. B. Manning, A. Bemann, M. Bredemeier, N. Lamersdorf & C. Ammer (Hrsg.): *Bioenergy from Dendromass for the Sustainable Development of Rural Areas*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. Weinheim, Germany: 3–8
- Marçais B., Husson C., Godart L. & Caël O. (2016): Influence of site and stand factors on *Hymenoscyphus fraxineus* – induced basal lesions. *Plant Pathology* 65 (9): 1452–1461. DOI: 10.1111/ppa.12542
- Marchand P., Garel M., Bourgoïn G., Dubray D., Maillard D. & Loison A. (2014): Impacts of tourism and hunting on a large herbivore's spatio-temporal behavior in and around a French protected area. *Biological Conservation* 177: 1–11. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.05.022
- Marcus T., Boch S., Durka W., Fischer M., Gossner M. M., Müller J., Schöning I., Weisser W. W., Drees C. & Assmann T. (2015): Living in Heterogeneous Woodlands – Are Habitat Continuity or Quality Drivers of Genetic Variability in a Flightless Ground Beetle? S. R. Paiva (Hrsg.): *PLOS ONE* 10 (12): e0144217. DOI: 10.1371/journal.pone.0144217
- Maringer J., Ascoli D., Gehring E., Wohlgemuth T., Schwarz M. & Conedera M. (2020): Feuerökologie montaner Buchenwälder. *Waldleistungen und waldbauliche Maßnahmen nach Waldbrand. Merkbl. Prax* 65: 1–12
- Marrec R., Le Roux V., Martin L., Lenoir J., Brunet J., Cousins S. A. O., De Smedt P., Deconchat M., Diekmann M., Ehrmann S., Gallet-Moron E., Giffard B., Liira J., Lindgren J., Valdes A. et al. (2021): Multiscale drivers of carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in small European woodlands. *A. Baselga (Hrsg.): Global Ecology and Biogeography* 30 (1): 165–182. DOI: 10.1111/geb.13208
- Martinez del Castillo E., Zang C. S., Buras A., Hacket-Pain A., Esper J., Serrano-Notivoli R., Hartl C., Weigel R., Klesse S., Resco de Dios V., Scharnweber T., Dorado-Liñán I., van der Maaten-Theunissen M., van der Maaten E., Jump A. et al. (2022): Climate-change-driven growth decline of European beech forests. *Communications Biology* 5 (1): 163. DOI: 10.1038/s42003-022-03107-3
- Massei G., Kindberg J., Licoppe A., Gačić D., Šprem N., Kamlar J., Baubet E., Hohmann U., Monaco A., Ozoliņš J., Cellina S., Podgórski T., Fonseca C., Markov N., Pokorný B. et al. (2015): Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe: wild boar and hunter trends in Europe. *Pest Management Science* 71 (4): 492–500. DOI: 10.1002/ps.3965
- Matern A., Drees C., Hardtle W., von Oheimb G. & Assmann T. (2011): Historical ecology meets conservation and evolutionary genetics: a secondary contact zone between *Carabus violaceus* (Coleoptera, Carabidae) populations inhabiting ancient and recent woodlands in north-western Germany. *ZooKeys* 100: 545–563. DOI: 10.3897/zookeys.100.1546
- Matovski D. & Schuldt A. (2021): Tree species richness, tree identity and non-native tree proportion affect arboreal spider diversity, abundance and biomass. *Forest Ecology and Management* 483: 118775. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118775
- Matovski D., Glatthorn J., Kriegel P. & Schuldt A. (2021): Non-native Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) promotes sentinel prey attack rates in Central European forests. *Forest Ecology and Management* 489: 119099. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119099
- Mauri A., Girardello M., Strona G., Beck P. S. A., Forzieri G., Caudullo G., Manca F. & Cescatti A. (2022): EU-Trees4E, a dataset on the future distribution of European tree species. *Scientific Data* 9 (1): 37. DOI: 10.1038/s41597-022-01128-5
- Mayer H. & Reimoser F. (1978): Die Auswirkungen des Ulmensterbens im Buchen-Naturwaldreservat Dobra (Niederösterreichisches Waldviertel). *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 97: 314–321
- Meisenburg H., Riek W., Ahrends B., Eickenscheidt N., Grüneberg E., Evers J., Fortmann H., König N., Lauer A., Mei-

- wes K. J., Nagel H.-D., Schimming C.-G. & Wellbrock N. (2019): Soil Acidification in German Forest Soils. In: N. Wellbrock & A. Bolte (Hrsg.): Status and Dynamics of Forests in Germany. Ecological Studies. Springer International Publishing, Cham: 93–121
- Meier E. S., Lischke H., Schmatz D. R. & Zimmermann N. E. (2012): Climate, competition and connectivity affect future migration and ranges of European trees. *Global Ecology and Biogeography* 21 (2): 164–178. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2011.00669.x
- Meinig H., Boye P., Dähne M., Hutterer R. & Lang J. (2020): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. 73 S.
- Meißner M., Köhler M. & Hölscher D. (2013): Diversity did not influence soil water use of tree clusters in a temperate mixed forest. *Web Ecology* 13 (1): 31–42. DOI: 10.5194/we-13-31-2013
- Melis C., Jędrzejewska B., Apollonio M., Bartoń K. A., Jędrzejewski W., Linnell J. D. C., Kojola I., Kusak J., Adamic M., Ciuti S., Delehan I., Dykky I., Krapinec K., Mattioli L., Sagaydak A. et al. (2009): Predation has a greater impact in less productive environments: variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe. *Global Ecology and Biogeography* 18 (6): 724–734. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2009.00480.x
- Mellert K.-H., Janssen A. & Šedo M. (2021): Wo finden wir Alternativherkünfte der Buche für den Klimawandel? *Allgemeine Forst Zeitung/Der Wald* 76 (24): 16–20
- Mergner U. (2015): Waldtrittsteine statt Großschutzgebiete. *AFZ – Der Wald* 21: 18–22
- Mergner U., Manthey M., Scharnweber T. & Kraus T. (2020): Kronenverlichtung und Absterbevorgänge bei der Buche. *Allgemeine Forst Zeitung/Der Wald* 75 (7): 16–19
- Mergner U. (2021): Das Trittsteinkonzept. *Naturschutzintegrative Waldbewirtschaftung schützt die Vielfalt der Waldarten*. Zweite erweiterte Auflage. Euerbergverlag, Rauhenbrach. 147 S.
- Meschede A. & Heller K.-G. (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Unter besonderer Berücksichtigung wandernder Arten. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. 374 S.
- Metcalf D. B., Crutsinger G. M., Kumordzi B. B. & Wardle D. A. (2016): Nutrient fluxes from insect herbivory increase during ecosystem retrogression in boreal forest. *Ecology* 97 (1): 124–132. DOI: 10.1890/15-0302.1
- Metz J., Annighöfer P., Schall P., Zimmermann J., Kahl T., Schulze E.-D. & Ammer C. (2016): Site-adapted admixed tree species reduce drought susceptibility of mature European beech. *Global Change Biology* 22 (2): 903–920. DOI: 10.1111/gcb.13113
- Metzing D., Garve E., Matzke-Hajek G., Adler J., Bleeker W., Breunig T., Caspari S., Dunkel F. G., Fritsch R., Gottschlich G., Gregor T., Hand R., Hauck M., Korsch H., Meierott L. et al. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. In: Metzing, D.; Hofbauer, N.; Ludwig, G. & Matzke-Hajek, G. In: G. Ludwig & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 13–358
- Metzing D., May R. & Wolf D. (2021): Die floristische Kartierung in Deutschland. Methoden, Ergebnisse, Herausforderungen und Chancen. *Natur und Landschaft* 96 (9+10): 426–433. DOI: 10.17433/9.2021.50153941.426-433
- Meyer P., Ackermann J., Balcar P., Boddenberg J., Detsch R., Förster B., Fuchs H., Hoffmann B., Keitel W., Köthke C., Koss H., Unkrig W., Weber J. & Willig J. (2001): Untersuchung der Waldstruktur und ihrer Dynamik in Naturwaldreservaten. *Methodische Empfehlungen*. IHW-Verl. Eching. 107 S.
- Meyer P., Wevell von Krüger A., Steffens R. & Unkrig W. (2006): Naturwälder in Niedersachsen. Schutz und Forschung. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt Göttingen. Göttingen, Braunschweig
- Meyer P. & Schmidt M. (2011): Accumulation of dead wood in abandoned beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in northwestern Germany. *Forest Ecology and Management* 261 (3): 342–352. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.08.037
- Meyer P. (2013): Wie schnell werden Wirtschaftswälder zu Urwäldern. *AFZ – Der Wald* 24: 11–13
- Meyer P., Lorenz K., Mölder A., Steffens R., Schmidt W., Kompa T. & Wevell von Krüger A. (2015): Naturwälder in Niedersachsen. Schutz und Forschung. Leinebergland Druck, Alfeld (Leine). 396 S.
- Meyer P., Blaschke M., Schmidt M., Sundermann M. & Schulte U. (2016): Wie entwickeln sich Buchen- und Eichen-FFH-Lebensraumtypen in Naturwaldreservaten. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48 (1): 5–14
- Meyer P., Janda P., Mikoláš M., Trotsiuk V., Krumm F., Mrhalová H., Synek M., Lábusová J., Kraus D., Brandes J. & Svoboda M. (2017): A matter of time: self-regulated tree regeneration in a natural Norway spruce (*Picea abies*) forest at Mt. Brocken, Germany. *European Journal of Forest Research* 136 (5–6): 907–921. DOI: 10.1007/s10342-017-1079-7
- Meyer P., Aljes M., Culmsee H., Diers M., Förster, Agnes, Leuschner C., Mölder A. & Schmidt H. (2020): Wildnis Naturerbe. Wie können wir Naturnähe im Wald messen?: Ergebnisse des Projekts »Wildnis Naturerbe« (WiNat) – Naturwald-Entwicklung und Wildnisgebiet-Umsetzung im Nationalen Naturerbe. DOI: 10.24359/DBU.9KDA-9D26
- Meyer P., Nagel R. & Feldmann E. (2021): Limited sink but large storage: Biomass dynamics in naturally developing beech (*Fagus sylvatica*) and oak (*Quercus robur*, *Quercus petraea*) forests of north-western Germany. *Journal of Ecology* 109 (10): 3602–3616. DOI: 10.1111/1365-2745.13740
- Meyer P., Spínu A. P., Mölder A. & Bauhus J. (2022): Management alters drought-induced mortality patterns in European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. B. Schuldt (Hrsg.): *Plant Biology* 24 (7): 1157–1170. DOI: 10.1111/plb.13396
- Meyer P. (2023): Fünf Jahrzehnte Naturwaldforschung in Niedersachsen. *AFZ – Der Wald* 13: 14–18
- Michler F. U. F. (2018): Säugetierkundliche Freilandforschung zur Populationsbiologie des Waschbären *Procyon lotor* (Linnaeus 1758) in einem naturnahen Tieflandbuchenwald im Müritznationalpark (Mecklenburg-Vorpommern). 302 S.

- Miersch M. (2009): Der Wald stirbt, und für manche ist das auch gut so. Deutsche Orte. <https://www.welt.de/wissenschaft/umwelt/article4175028/Der-Wald-stirbt-und-fuer-manche-ist-das-auch-gut-so.html> (aufgerufen am 25.10.2022)
- ML – Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2016): Waldzustandsbericht 2016. 40 S.
- Möhring B., Bitter A., Bub G., Dieter M., Dög M., Hanewinkel M., Graf von Hatzfeld N., Köhler J., Ontrup G., Rosenberger R., Seintsch B. & Thoma F. (2021): Schadenssumme insgesamt 12,7 Mrd. Euro. Abschätzung der ökonomischen Schäden der Extremwetterereignisse der Jahre 2018 bis 2020 in der Forstwirtschaft. *Holz-Zentralblatt. Unabhängiges Organ für die Forst- und Holzwirtschaft* 147 (9): 155–158
- Mölder A., Streit M. & Schmidt W. (2014): When beech strikes back: How strict nature conservation reduces herb-layer diversity and productivity in Central European deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 319: 51–61. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.01.049
- Mölder A., Schmidt M., Engel F., Schönfelder E. & Schulz F. (2015): Bryophytes as indicators of ancient woodlands in Schleswig-Holstein (Northern Germany). *Ecological Indicators* 54: 12–30. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.01.044
- Mölder A., Schmidt M., Plieninger T. & Meyer P. (2020): Habitat-tree protection concepts over 200 years. *Conservation Biology* 34 (6): 1444–1451. DOI: 10.1111/cobi.13511
- Mölder A., Tielbe M. & Plieninger T. (2021): On the Interplay of Ownership Patterns, Biodiversity, and Conservation in Past and Present Temperate Forest Landscapes of Europe and North America. *Current Forestry Reports* 7 (4): 195–213. DOI: 10.1007/s40725-021-00143-w
- Mölder A., Bedarff U., Lorenz K., Meyer P. & Schmidt M. (2022): Erfolgreiche Reaktivierung eines Mittelwaldes im niedersächsischen Bergland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 54 (9): 24–35
- Mölder A. & Schmidt M. (2023): Nieder- und Mittelwälder: Waldkulturerbe und Hotspots der Biodiversität. <https://www.waldwissen.net/> (aufgerufen am 10.02.2024)
- Moll J., Heintz-Buschart A., Bässler C., Hofrichter M., Kellner H., Buscot F. & Hoppe B. (2021): Amplicon Sequencing-Based Bipartite Network Analysis Confirms a High Degree of Specialization and Modularity for Fungi and Prokaryotes in Deadwood. G. Suen (Hrsg.): *mSphere* 6 (1): e00856-20. DOI: 10.1128/mSphere.00856-20
- Möller A. (1922): *Der Dauerwaldgedanke. Sein Sinn und seine Bedeutung.* Springer. Berlin
- Möller K. (2015): Nur ein toter Baum ist ein guter Baum. Das Ende der Multifunktionalität des Waldes. *Eberswalder Forstl. Schr.-reihe* 59: 70–78
- Moning C. & Müller J. (2008): Environmental key factors and their thresholds for the avifauna of temperate montane forests. *Forest Ecology and Management* 256 (5): 1198–1208. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.06.018
- Moning C. & Müller J. (2009): Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators* 9 (5): 922–932. DOI: 10.1016/j.ecolind.2008.11.002
- Moore J. C., Berlow E. L., Coleman D. C., Ruitter P. C., Dong Q., Hastings A., Johnson N. C., McCann K. S., Melville K., Morin P. J., Nadelhoffer K., Rosemond A. D., Post D. M., Sabo J. L., Scow K. M. et al. (2004): Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecology Letters* 7 (7): 584–600. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2004.00606.x
- Morelli F., Beim M., Jerzak L., Jones D. & Tryjanowski P. (2014): Can roads, railways and related structures have positive effects on birds? – A review. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 30: 21–31. DOI: 10.1016/j.trd.2014.05.006
- Mosandl R. & Abt A. (2016): Waldbauverfahren in Eichenwäldern gestern und heute. *AFZ – Der Wald* (20): 28–32
- Motard E., Muratet A., Clair-Maczulajty D. & Machon N. (2011): Does the invasive species *Ailanthus altissima* threaten floristic diversity of temperate peri-urban forests? *Comptes Rendus Biologies* 334 (12): 872–879. DOI: 10.1016/j.crv.2011.06.003
- Mourant A., Lecomte N. & Moreau G. (2018): Indirect effects of an ecosystem engineer: how the Canadian beaver can drive the reproduction of saproxylic beetles. *Journal of Zoology* 304 (2): 90–97. DOI: 10.1111/jzo.12506
- Mühlethaler R., Holzinger W. E., Nickel H. & Wachmann E. (2018): Verzeichnis der Zikaden Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. Stand 21.11.2018. <https://www.quelle-meyer.de/downloads/>
- Müller D., Schröder B. & Müller J. (2009): Modelling habitat selection of the cryptic Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in a montane forest. *Journal of Ornithology* 150 (4): 717–732. DOI: 10.1007/s10336-009-0390-6
- Müller F. (2018): Langzeit-Monitoring der Strassenverkehrsofener beim Igel (*Erinaceus europaeus* L.) zur Indikation von Populationsdichteveränderungen entlang zweier Teststrecken im Landkreis Fulda. *Beiträge zur Naturkunde in Ostthessen* 54: 21–6
- Müller J., Bußler H., Simon U. & Hacker H. (2004): Eichenfurnier trotz Widderbock. *AFZ – Der Wald* 16: 879–882
- Müller J., Strätz C. & Hothorn T. (2005): Habitat factors for land snails in European beech forests with a special focus on coarse woody debris. *European Journal of Forest Research* 124 (3): 233–242. DOI: 10.1007/s10342-005-0071-9
- Müller J. & Bußler H. (2006): Wenn naturgemäßer Waldwirtschaft zur ökologischen Falle wird. *Der Dauerwald* 33: 15–25
- Müller J., Engel H. & Blaschke M. (2007): Assemblages of wood-inhabiting fungi related to silvicultural management intensity in beech forests in southern Germany. *European Journal of Forest Research* 126 (4): 513–527. DOI: 10.1007/s10342-007-0173-7
- Müller J., Bußler H. & Utschick H. (2007): Wie viel Totholz braucht der Wald? Ein wissenschaftsbasiertes Konzept gegen den Artenschwund der Totholzzönosen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 39: 165–170
- Müller J., Bußler H., Goßner M., Rettelbach T. & Duelli P. (2008): The European spruce bark beetle *Ips typographus* in a national park: from pest to keystone species. *Biodiversity and Conservation* 17 (12): 2979–3001. DOI: 10.1007/s10531-008-9409-1

- Müller J. & Büttler R. (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129 (6): 981–992. DOI: 10.1007/s10342-010-0400-5
- Müller J., Noss R. F., Bussler H. & Brandl R. (2010): Learning from a »benign neglect strategy« in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation. *Biological Conservation* 143 (11): 2559–2569. DOI: 10.1016/j.biocon.2010.06.024
- Müller J., Brustel H., Brin A., Bussler H., Bouget C., Obermaier E., Heidinger I. M. M., Lachat T., Förster B., Horak J., Procházka J., Köhler F., Larriue L., Bense U., Isacson G. et al. (2015): Increasing temperature may compensate for lower amounts of dead wood in driving richness of saproxylic beetles. *Ecography* 38 (5): 499–509. DOI: 10.1111/ecog.00908
- Müller J. (2015): Prozessschutz und Biodiversität. Überraschungen und Lehren aus dem Bayerischen Wald. *Natur und Landschaft* 90: 421–425
- Müller J., Boch S., Prati D., Socher S. A., Pommer U., Hessenmöller D., Schall P., Schulze E. D. & Fischer M. (2019a): Effects of forest management on bryophyte species richness in Central European forests. *Forest Ecology and Management* 432: 850–859. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.10.019
- Müller J., Noss R. F., Thorn S., Bässler C., Leverkus A. B. & Lindenmayer D. (2019b): Increasing disturbance demands new policies to conserve intact forest. *Conservation Letters* 12 (1): e12449. DOI: 10.1111/conl.12449
- Müller J., Ulyshen M., Seibold S., Cadotte M., Chao A., Bässler C., Vogel S., Hagge J., Weiß I., Baldrian P., Tláškal V. & Thorn S. (2020): Primary determinants of communities in deadwood vary among taxa but are regionally consistent. *Oikos* 129 (10): 1579–1588. DOI: 10.1111/oik.07335
- Müller J. & Gossner M. M. (2021): Der Artenreichtum an Eichen in Mitteleuropa – ein Mini-Review. In: K. Stimm (Hrsg.): *Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven*. Forstliche Forschungsberichte München. Freising: 202–216
- Müller J., Mitesser O., Cadotte M. W., van der Plas F., Mori A. S., Ammer C., Chao A., Scherer-Lorenzen M., Baldrian P., Bässler C., Biedermann P., Cesarz S., Claßen A., Delory B. M., Feldhaar H. et al. (2023): Enhancing the structural diversity between forest patches—A concept and real-world experiment to study biodiversity, multifunctionality and forest resilience across spatial scales. *Global Change Biology* 29 (6): 1437–1450. DOI: 10.1111/gcb.16564
- Müller M. & Job H. (2009): Managing natural disturbance in protected areas: Tourists' attitude towards the bark beetle in a German national park. *Biological Conservation* 142 (2): 375–383. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.10.037
- Müller-Kroehling S., Jantsch M. C., Fischer H. S. & Fischer A. (2014): Modelling the effects of global warming on the ground beetle (Coleoptera: Carabidae) fauna of beech forests in Bavaria, Germany. *European Journal of Entomology* 111 (1): 35–49. DOI: 10.14411/eje.2014.005
- Müller-Using S. & Bartsch N. (2009): Decay dynamic of coarse and fine woody debris of a beech (*Fagus sylvatica* L.) forest in Central Germany. *European Journal of Forest Research* 128 (3): 287–296. DOI: 10.1007/s10342-009-0264-8
- Munck I. A., Smith D. R., Sickley T. & Stanosz G. R. (2009): Site-related influences on cone-borne inoculum and asymptomatic persistence of *Diplodia* shoot blight fungi on or in mature red pines. *Forest Ecology and Management* 257 (3): 812–819. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.10.023
- MUNLV NRW – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes (2009): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt. Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 1: Fragestellung, Klimaszenario, erster Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Kurzprognose. Institut für Landschaftsökologie (ILÖK). Münster
- Myśliwy I., Perec-Matysiak A. & Hildebrand J. (2022): Invasive raccoon (*Procyon lotor*) and raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) as potential reservoirs of tick-borne pathogens: data review from native and introduced areas. *Parasites & Vectors* 15 (1): 126. DOI: 10.1186/s13071-022-05245-3
- Nachtigall W., Lerch U. & Schmidt J.-U. (2020): Brutbestand, Reproduktion und Nestbaumschutz beim Rotmilan (*Milvus milvus*). Ergebnisse des bundesweiten Projektes Rotmilan – Land zum Leben. In: Deutsche Wildtierstiftung (Hrsg.): *Schutz der Verantwortungsart Rotmilan. Ergebnisse des Verbundprojekts Rotmilan – Land zum Leben*. Tagungsband zur Abschlussveranstaltung am 22.10.2019 in Berlin. Hamburg: 34–59
- Nadelhoffer K. J. (2000): The potential effects of nitrogen deposition on fine-root production in forest ecosystems: REVIEW N deposition and fine roots. *New Phytologist* 147 (1): 131–139. DOI: 10.1046/j.1469-8137.2000.00677.x
- Nagel R., Meyer P., Blaschke M. & Feldmann E. (2023): Strict forest protection: A meaningful contribution to Climate-Smart Forestry? An evaluation of temporal trends in the carbon balance of unmanaged forests in Germany. *Frontiers in Forests and Global Change* 6: 1099558. DOI: 10.3389/ffgc.2023.1099558
- Nagel R.-V. (2015): Roteiche. In: T. Vor, H. Spellmann, A. Bolte & C. Ammer (Hrsg.): *Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung*. Göttinger Forstwissenschaften. Göttingen University Press. Göttingen
- Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (2020): *Jahresbericht 2019*. 50 Seiten
- Naturpark Rhein-Taunus 2019 (2019): *Die Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteinii*: eine Leitart für den Waldnaturschutz*. Handbuch für die Praxis, 1. Auflage, 188 Seiten
- Neft R. (2023): Die Entwicklung der Waldstruktur im Forstbetrieb Ebrach, Vortrag beim 5. Wiss. Symposium in Handthal am 21.04.2023
- Nell C. S., Abdala-Roberts L., Parra-Tabla V. & Mooney K. A. (2018): Tropical tree diversity mediates foraging and predatory effects of insectivorous birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285 (1890): 20181842. DOI: 10.1098/rspb.2018.1842
- Nentwig W., Bacher S. & Brandl R. (2017): Organismen. In: W. Nentwig, S. Bacher & R. Brandl (Hrsg.): *Ökologie kompakt*. Springer Berlin Heidelberg. Berlin/Heidelberg: 1–46

- Neudam L., Annighöfer P. & Seidel D. (2022): Exploring the Potential of Mobile Laser Scanning to Quantify Forest Structural Complexity. *Frontiers in Remote Sensing* 3: 861337. DOI: 10.3389/frsen.2022.861337
- Neudam L., Fuchs J., Mjema E., Johannmeier A., Ammer C., Annighöfer P., Paul C. & Seidel D. (2023): Simulation of silvicultural treatments based on real 3D forest data from mobile laser scanning point clouds. *Trees, Forests and People* 11: 100372. DOI: 10.1016/j.tfp.2023.100372
- Nguyen D., Castagneyrol B., Bruelheide H., Bussotti F., Guyot V., Jactel H., Jaroszewicz B., Valladares F., Stenlid J. & Bøberg J. (2016): Fungal disease incidence along tree diversity gradients depends on latitude in European forests. *Ecology and Evolution* 6 (8): 2426–2438. DOI: 10.1002/ece3.2056
- Nickel H., Achtziger R., Biedermann R., Bückle C., Deutschmann U., Niedringhaus R., Remane R., Walter S. & Witsack W. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Zikaden (Hemiptera: Auchenorrhyncha) Deutschlands. In: H. Gruttke, S. Balzer, M. Binot-Hafke, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*. Münster (Landwirtschaftsverlag): 249–298
- Nicolescu V.-N., Vor T., Mason W. L., Bastien J.-C., Brus R., Henin J.-M., Kupka I., Lavnyy V., La Porta N., Mohren F., Petkova K., Rédei K., Štefančík I., Wąsik R., Perić S. et al. (2020): Ecology and management of northern red oak (*Quercus rubra* L. syn. *Q. borealis* F. Michx.) in Europe: a review. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 93 (4): 481–494. DOI: 10.1093/forestry/cpy032
- Nilsson J. (1988): Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. In: *Air Pollution and Ecosystems*. Springer Netherlands. Dordrecht: 85–91
- NLF – Niedersächsische Landesforsten (2023): Niedersächsische Landesforsten. <https://www.landesforsten.de/> (aufgerufen am 01.03.2024)
- Nordén B., Dahlberg A., Brandrud T. E., Fritz Ö., Ejrnaes R. & Ovaskainen O. (2014): Effects of ecological continuity on species richness and composition in forests and woodlands: A review. *Écoscience* 21 (1): 34–45. DOI: 10.2980/21-1-3667
- van Norman K. J. & Gordon M. (2021): Landscape scale environmental DNA sampling for a rare fungal species: Implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 480: 118741. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118741
- Normann C., Tscharrntke T. & Scherber C. (2016): How forest edge–center transitions in the herb layer interact with beech dominance versus tree diversity. *Journal of Plant Ecology* 9 (5): 498–507. DOI: 10.1093/jpe/rtw004
- Noss R. F. (1990): Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4 (4): 355–364. DOI: 10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x
- Nummi P., Kattainen S., Ulander P. & Hahtola A. (2011): Bats benefit from beavers: a facilitative link between aquatic and terrestrial food webs. *Biodiversity and Conservation* 20 (4): 851–859. DOI: 10.1007/s10531-010-9986-7
- NW-FVA – Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (2008): Der Klimawandel und seine Auswirkungen auf die Buchenwälder in Deutschland. *Beiträge aus der NW-FVA* 3: 135–158
- NW-FVA – Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (2016): Eschentriebsterben. *Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt*. 30 S.
- Nyffeler M. & Birkhofer K. (2017): An estimated 400–800 million tons of prey are annually killed by the global spider community. *The Science of Nature* 104 (3–4): 30. DOI: 10.1007/s00114-017-1440-1
- Nyffeler M. & Bonte D. (2020): Where Have All the Spiders Gone? Observations of a Dramatic Population Density Decline in the Once Very Abundant Garden Spider, *Araneus diadematus* (Araneae: Araneidae), in the Swiss Midland. *Insects* 11 (4): 248. DOI: 10.3390/insects11040248
- von Oheimb G. (2003): Einfluss forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen in norddeutschen Laubwäldern. *Kovač*. Hamburg. 261 S.
- von Oheimb G. & Härdtle W. (2009): Selection harvest in temperate deciduous forests: impact on herb layer richness and composition. *Biodiversity and Conservation* 18 (2): 271–287. DOI: 10.1007/s10531-008-9475-4
- Ohse B., Seele C., Holzwarth F. & Wirth C. (2017): Different facets of tree sapling diversity influence browsing intensity by deer dependent on spatial scale. *Ecology and Evolution* 7 (17): 6779–6789. DOI: 10.1002/ece3.3217
- Oleksa A., Chybicki I. J., Gawroński R., Svensson G. P. & Burczyk J. (2013): Isolation by distance in saproxylic beetles may increase with niche specialization. *Journal of Insect Conservation* 17 (2): 219–233. DOI: 10.1007/s10841-012-9499-7
- Olson D. M., Dinerstein E., Wikramanayake E. D., Burgess N. D., Powell G. V. N., Underwood E. C., D’Amico J. A., Itoua I., Strand H. E., Morrison J. C., Loucks C. J., Allnutt T. F., Ricketts T. H., Kura Y., Lamoreux J. F. et al. (2001): Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience* 51 (11): 933. DOI: 10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2
- Orazi V., Hagge J., Gossner M. M., Müller J. & Heurich M. (2022): A Biodiversity Boost From the Eurasian Beaver (*Castor fiber*) in Germany’s Oldest National Park. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10: 873307. DOI: 10.3389/fevo.2022.873307
- Otto H.-J. (2001): Waldbauliche Erfahrungen mit der Bewältigung der Sturmschäden von 1972 in Niedersachsen. In: J. Huss & M. Hehn (Hrsg.): *Wiederbewaldung von Sturmwurfflächen*. Waldbauliche Strategien in Forschung und Praxis. Erfahrungen und Empfehlungen. *Freiburger Forstliche Forschung*: 141–148
- Overbeck M. & Schmidt M. (2012): Modelling infestation risk of Norway spruce by *Ips typographus* (L.) in the Lower Saxon Harz Mountains (Germany). *Forest Ecology and Management* 266: 115–125. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.11.011
- Paillet Y., Bergès L., Hjältén J., Ódor P., Avon C., Bernhardt-Römermann M., Bijlsma R.-J., De Bruyn L., Fuhr M., Grandin U., Kanka R., Lundin L., Luque S., Magura T., Matesanz S. et al. (2010): Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Spe-

- cies Richness in Europe. *Conservation Biology* 24 (1): 101–112. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x
- Paillet Y., Pernot C., Boulanger V., Debaive N., Fuhr M., Gilg O. & Gosselin F. (2015): Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France. *Forest Ecology and Management* 346: 51–64. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.02.037
- Paillet Y., Archaux F., du Puy S., Bouget C., Boulanger V., Debaive N., Gilg O., Gosselin F. & Guilbert E. (2018): The indicator side of tree microhabitats: A multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *J. Fern (Hrsg.): Journal of Applied Ecology* 55 (5): 2147–2159. DOI: 10.1111/1365-2664.13181
- Paillet Y., Debaive N., Archaux F., Cateau E., Gilg O. & Guilbert E. (2019): Nothing else matters? Tree diameter and living status have more effects than biogeoclimatic context on microhabitat number and occurrence: An analysis in French forest reserves. *M. Bosela (Hrsg.): PLOS ONE* 14 (5): e0216500. DOI: 10.1371/journal.pone.0216500
- Paletto A., Guerrini S. & De Meo I. (2017): Exploring visitors' perceptions of silvicultural treatments to increase the destination attractiveness of peri-urban forests: A case study in Tuscany Region (Italy). *Urban Forestry & Urban Greening* 27: 314–323. DOI: 10.1016/j.ufug.2017.06.020
- Panek N. (2020): Rote Liste der Buchenwälder Deutschlands. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 52 (5): 6
- Panek N. (2021): Natura 2000 im deutschen Wald. Eine Bankrotterklärung. In: H. D. Knapp, S. Klaus & L. Fähser (Hrsg.): *Der Holzweg. Wald im Widerstreit der Interessen.* Oekom. München: 47–54
- Paquette A., Hector A., Castagneyrol B., Vanhellefont M., Koricheva J., Scherer-Lorenzen M., Verheyen K., TreeDivNet, Abdala-Roberts L., Auge H., Barsoum N., Bauhus J., Baum C., Bruelheide H., Castagneyrol B. et al. (2018): A million and more trees for science. *Nature Ecology & Evolution* 2 (5): 763–766. DOI: 10.1038/s41559-018-0544-0
- Pardos M., del Río M., Pretzsch H., Jactel H., Bielak K., Bravo F., Brazaitis G., Defossez E., Engel M., Godvod K., Jacobs K., Jansone L., Jansons A., Morin X., Nothdurft A. et al. (2021): The greater resilience of mixed forests to drought mainly depends on their composition: Analysis along a climate gradient across Europe. *Forest Ecology and Management* 481: 118687. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118687
- Parkatti V.-P. & Tahvonen O. (2020): Optimizing continuous cover and rotation forestry in mixed-species boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 50 (11): 1138–1151. DOI: 10.1139/cjfr-2020-0056
- Parker H., Nummi P., Hartman G. & Rosell F. (2012): Invasive North American beaver *Castor canadensis* in Eurasia: a review of potential consequences and a strategy for eradication. *Wildlife Biology* 18 (4): 354–365. DOI: 10.2981/12-007
- Parmenter R. R. & MacMahon J. A. (2009): Carrion decomposition and nutrient cycling in a semiarid shrub-steppe ecosystem. *Ecological Monographs* 79 (4): 637–661. DOI: 10.1890/08-0972.1
- Parmesan C., Ryrholm N., Stefanescu C., Hill J. K., Thomas C. D., Descimon H., Huntley B., Kaila L., Kullberg J., Tammaru T., Tennent W. J., Thomas J. A. & Warren M. (1999): Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399 (6736): 579–583. DOI: 10.1038/21181
- Pateman R. M., Hill J. K., Roy D. B., Fox R. & Thomas C. D. (2012): Temperature-Dependent Alterations in Host Use Drive Rapid Range Expansion in a Butterfly. *Science* 336 (6084): 1028–1030. DOI: 10.1126/science.1216980
- Patočka J., Krištín A., Kulfan J. & Zach P. (1999): *Die Eichen-schädlinge und ihre Feinde.* Institut für Waldökologie der Slowakischen Akademie der Wissenschaften. Zvolen. 396 S.
- Paul C., Brandl S., Friedrich S., Falk W., Härtl F. & Knoke T. (2019): Climate change and mixed forests: how do altered survival probabilities impact economically desirable species proportions of Norway spruce and European beech? *Annals of Forest Science* 76 (1): 14. DOI: 10.1007/s13595-018-0793-8
- Pauli B. & Krafft U. (2000): *Wald und Forstwirtschaft im Meinungsbild der Gesellschaft. Kommunikationskonzept für die Bayerische Staatsforstverwaltung.* Bayern / Staatsforstverwaltung. 309 S.
- Pautasso M., Aas G., Queloz V. & Holdenrieder O. (2013): European ash (*Fraxinus excelsior*) dieback – A conservation biology challenge. *Biological Conservation* 158: 37–49. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.08.026
- von Pechmann H. (1971): Der Wald in der Wirtschaft und im Denken des 16. Jahrhunderts. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 90 (1): 224–235. DOI: 10.1007/BF02753254
- Peer K. & Taborsky M. (2005): Outbreeding depression, but no inbreeding depression in haplodiploid *Ambrosia* beetles with regular sibling mating. *Evolution* 59 (2): 317–323. DOI: 10.1111/j.0014-3820.2005.tb00992.x
- PEFC – Programm zur Anerkennung von Forstzertifizierungssystemen (2023): PEFC. <https://www.pefc.de/> (aufgerufen am 01.03.2024)
- Pelyukh O., Paletto A. & Zahvoyska L. (2019): People's attitudes towards deadwood in forest: evidence from the Ukrainian Carpathians. *Journal of Forest Science* 65 (5): 171–182. DOI: 10.17221/144/2018-JFS.
- Penone C., Allan E., Soliveres S., Felipe-Lucia M. R., Gossner M. M., Seibold S., Simons N. K., Schall P., Plas F., Manning P., Manzanedo R. D., Boch S., Prati D., Ammer C., Bauhus J. et al. (2019): Specialisation and diversity of multiple trophic groups are promoted by different forest features. *J. Lawler (Hrsg.): Ecology Letters* 22 (1): 170–180. DOI: 10.1111/ele.13182
- Peñuelas J., Rutishauser T. & Filella I. (2009): Phenology Feedbacks on Climate Change. *Science* 324 (5929): 887–888. DOI: 10.1126/science.1173004
- Perring M. P., Diekmann M., Midolo G., Schellenberger Costa D., Bernhardt-Römermann M., Otto J. C. J., Gilliam F. S., Hedwall P.-O., Nordin A., Dirnböck T., Simkin S. M., Máliš F., Blondeel H., Brunet J., Chudomelová M. et al. (2018): Understanding context dependency in the response of forest understorey plant communities to nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 242: 1787–1799. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.07.089
- Perring M. P., Du E., Li B., Verheyen K., Hayes F. & De Vries W. (2024): Context dependent effects of nitrogen deposition on forest understorey plant communities. In: *Atmo-*

- spheric Nitrogen Deposition to Global Forests. Elsevier: 77–94
- Perry D. A., Oren R. & Hart S. C. (2008): Forest ecosystems. 2nd ed. Johns Hopkins University Press. Baltimore. 606 S.
- Persson T., Andersson S., Bergholm J., Grönqvist T., Högbom L., Vegerfors B. & Wirén A. (2021): Long-Term Impact of Liming on Soil C and N in a Fertile Spruce Forest Ecosystem. *Ecosystems* 24 (4): 968–987. DOI: 10.1007/s10021-020-00563-y
- Petereit A., Meyer P. & Spellmann H. (2017): Naturschutz in den Konzepten der Landesforstbetriebe. *AFZ – Der Wald* 11: 29–32
- Peters E. B., Wythers K. R., Bradford J. B. & Reich P. B. (2013): Influence of Disturbance on Temperate Forest Productivity. *Ecosystems* 16 (1): 95–110. DOI: 10.1007/s10021-012-9599-y
- Petzold J., Dittrich S., Fichtner A., Härdtle W., Naumann B. & von Oheimb G. (2018): Effects of forest management intensity on herb layer plant diversity and composition of deciduous forest communities in Northern Germany. *Tuxenia* 38: 79–96. DOI: 10.14471/2018.38.018
- Pfeiffer T. (1998): Die fossilen Damhirsche von Neumark-Nord (Sachsen-Anhalt) – *D. dama geiselana* n. ssp. *E&G – Quaternary Science Journal* 48 (1): 72–86. DOI: 10.23689/fidgeo-1429
- Pfenninger M., Reuss F., Kiebler A., Schönnenbeck P., Caliando C., Gerber S., Cocchiara B., Reuter S., Blüthgen N., Mody K., Mishra B., Bálint M., Thines M. & Feldmeyer B. (2021): Genomic basis for drought resistance in European beech forests threatened by climate change. *eLife* 10: e65532. DOI: 10.7554/eLife.65532
- Pietsch K. A., Eichenberg D., Nadrowski K., Bauhus J., Buscot F., Purahong W., Wipfler B., Wubet T., Yu M. & Wirth C. (2019): Wood decomposition is more strongly controlled by temperature than by tree species and decomposer diversity in highly species rich subtropical forests. *Oikos* 128 (5): 701–715. DOI: 10.1111/oik.04879
- Pimm S. L., Jenkins C. N., Abell R., Brooks T. M., Gittleman J. L., Joppa L. N., Raven P. H., Roberts C. M. & Sexton J. O. (2014): The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344 (6187): 1246752. DOI: 10.1126/science.1246752
- Pinkert S., Friess N., Zeuss D., Gossner M. M., Brandl R. & Brunzel S. (2020): Mobility costs and energy uptake mediate the effects of morphological traits on species' distribution and abundance. *Ecology* 101 (10): DOI: 10.1002/ecy.3121
- Piri T., Korhonen K. & Sairanen A. (1990): Occurrence of *heterobasidion annosum* in pure and mixed spruce stands in Southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 5 (1–4): 113–125. DOI: 10.1080/02827589009382598
- van der Plas F., Manning P., Allan E., Scherer-Lorenzen M., Verheyen K., Wirth C., Zavala M. A., Hector A., Ampoorter E., Baeten L., Barbaro L., Bauhus J., Benavides R., Benneter A., Berthold F. et al. (2016a): Jack-of-all-trades effects drive biodiversity–ecosystem multifunctionality relationships in European forests. *Nature Communications* 7 (1): 11109. DOI: 10.1038/ncomms11109
- van der Plas F., Manning P., Soliveres S., Allan E., Scherer-Lorenzen M., Verheyen K., Wirth C., Zavala M. A., Ampoorter E., Baeten L., Barbaro L., Bauhus J., Benavides R., Benneter A., Bonal D. et al. (2016b): Biotic homogenization can decrease landscape-scale forest multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113 (13): 3557–3562. DOI: 10.1073/pnas.1517903113
- van der Plas F. (2019): Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. *Biological Reviews*. brv.12499. DOI: 10.1111/brv.12499
- Plochmann R. (1985): Bemerkungen zur Waldkultur Mitteleuropas. *Zeitschrift für Politik* 32 (2): 195–207
- Plochmann R. & Hieke C. (1986): Schadereignisse in den Wäldern Bayerns. Eine Zusammenstellung der forstlichen Literatur seit Beginn des 18. Jahrhunderts. München
- Pluess A. R., Augustin S. & Brang P. (Hrsg.) (2016): Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptationsstrategien. 1. Auflage. Haupt Verlag. Bern. 447 S.
- Poethke H. J. & Hovestadt T. (2002): Evolution of density- and patch-size-dependent dispersal rates. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 269 (1491): 637–645. DOI: 10.1098/rspb.2001.1936
- Pölme S., Abarenkov K., Henrik Nilsson R., Lindahl B. D., Clemmensen K. E., Kausarud H., Nguyen N., Kjoller R., Bates S. T., Baldrian P., Frøsvlev T. G., Adojaan K., Vizzini A., Suija A., Pfister D. et al. (2020): FungalTraits: a user-friendly traits database of fungi and fungus-like stramenopiles. *Fungal Diversity* 105 (1): 1–16. DOI: 10.1007/s13225-020-00466-2
- Pompe S., Berger S., Walther G.-R., Badeck F., Hanspach J., Sattler S., Klotz S. & Kühn I. (2009): Mögliche Konsequenzen des Klimawandels für Pflanzenareale in Deutschland. *Natur und Landschaft* 84 (1): 2–7
- Pons J. & Pausas J. G. (2007): Acorn dispersal estimated by radio-tracking. *Oecologia* 153 (4): 903–911. DOI: 10.1007/s00442-007-0788-x
- Porté A. J., Lamarque L. J., Lortie C. J., Michalet R. & Delzon S. (2011): Invasive *Acer negundo* outperforms native species in non-limiting resource environments due to its higher phenotypic plasticity. *BMC Ecology* 11 (1): 28. DOI: 10.1186/1472-6785-11-28
- Poschod P. (2017): Geschichte der Kulturlandschaft. Entstehungsursachen und Steuerungsfaktoren der Entwicklung der Kulturlandschaft, Lebensraum- und Artenvielfalt in Mitteleuropa. 2., aktualisierte Auflage. Ulmer. Stuttgart (Hohenheim). 320 S.
- Potthoff M., Asche N., Stein B., Muhs A. & Beese F. (2008): Earthworm communities in temperate beech wood forest soils affected by liming. *European Journal of Soil Biology* 44 (2): 247–254. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2007.05.004
- Preston K. L., Rotenberry J. T., Redak R. A. & Allen M. F. (2008): Habitat shifts of endangered species under altered climate conditions: importance of biotic interactions: Biotic Interactions, altered climate and habitat. *Global Change Biology* 14 (11): 2501–2515. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2008.01671.x
- Pretzsch H. (2005): Stand density and growth of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.): evidence from long-term experimental plots.

- European Journal of Forest Research 124 (3): 193–205. DOI: 10.1007/s10342-005-0068-4
- Pretzsch H., Schütze G. & Uhl E. (2013): Resistance of European tree species to drought stress in mixed *versus* pure forests: evidence of stress release by inter-specific facilitation: Drought stress release by inter-specific facilitation. *Plant Biology* 15 (3): 483–495. DOI: 10.1111/j.1438-8677.2012.00670.x
- Pretzsch H., Biber P., Schütze G., Uhl E. & Rötzer T. (2014): Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature Communications* 5 (1): 4967. DOI: 10.1038/ncomms5967
- Pretzsch H. & Rais A. (2016): Wood quality in complex forests versus even-aged monocultures: review and perspectives. *Wood Science and Technology* 50 (4): 845–880. DOI: 10.1007/s00226-016-0827-z
- Purahong W., Wubet T., Lentendu G., Schloter M., Pecyna M. J., Kapturska D., Hofrichter M., Krüger D. & Buscot F. (2016): Life in leaf litter: novel insights into community dynamics of bacteria and fungi during litter decomposition. *Molecular Ecology* 25 (16): 4059–4074. DOI: 10.1111/mec.13739
- Purahong W., Wubet T., Lentendu G., Hoppe B., Jariyavidyanont K., Arnstadt T., Baber K., Otto P., Kellner H., Hofrichter M., Bauhus J., Weisser W. W., Krüger D., Schulze E.-D., Kahl T. et al. (2018): Determinants of Deadwood-Inhabiting Fungal Communities in Temperate Forests: Molecular Evidence From a Large Scale Deadwood Decomposition Experiment. *Frontiers in Microbiology* 9: 2120. DOI: 10.3389/fmicb.2018.02120
- Rachwald A., Ciesielski M., Szurlej M. & Żmihorski M. (2022): Following the damage: Increasing western barbastelle bat activity in bark beetle infested stands in Białowieża Primeval forest. *Forest Ecology and Management* 503: 119803. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119803
- Rahman M. A., Stratopoulos L. M. F., Moser-Reischl A., Zölch T., Häberle K.-H., Rötzer T., Pretzsch H. & Pauleit S. (2020): Traits of trees for cooling urban heat islands: A meta-analysis. *Building and Environment* 170: 106606. DOI: 10.1016/j.buildenv.2019.106606
- Rais A., van de Kuilen J.-W. G. & Pretzsch H. (2020): Impact of species mixture on the stiffness of European beech (*Fagus sylvatica* L.) sawn timber. *Forest Ecology and Management* 461: 117935. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.117935
- Rametsteiner E., Eichler L., Berg J., Aggestam F., Binda Zane E., Plumet C. & Rademaekers R. (2009): Shaping forest communication in the European Union: public perceptions of forests and forestry. ECORYS. Final Report
- Ramsey S. D., Ochoa R., Baughan G., Gulbranson C., Mowery J. D., Cohen A., Lim D., Joklik J., Cicero J. M., Ellis J. D., Hawthorne D. & vanEngelsdorp D. (2019): *Varroa destructor* feeds primarily on honey bee fat body tissue and not hemolymph. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116 (5): 1792–1801. DOI: 10.1073/pnas.1818371116
- Ranacher L., Lähtinen K., Järvinen E. & Toppinen A. (2017): Perceptions of the general public on forest sector responsibility: A survey related to ecosystem services and forest sector business impacts in four European countries. *Forest Policy and Economics* 78: 180–189. DOI: 10.1016/j.forpol.2017.01.016
- Ratcliffe S., Liebergesell M., Ruiz-Benito P., Madrigal González J., Muñoz Castañeda J. M., Kändler G., Lehtonen A., Dahlgren J., Kattge J., Peñuelas J., Zavala M. A. & Wirth C. (2016): Modes of functional biodiversity control on tree productivity across the European continent: Functional biodiversity control on tree growth. *Global Ecology and Biogeography* 25 (3): 251–262. DOI: 10.1111/geb.12406
- Ratcliffe S., Wirth C., Jucker T., van der Plas F., Scherer-Lorenzen M., Verheyen K., Allan E., Benavides R., Bruehlheide H., Ohse B., Paquette A., Ampoorter E., Bastias C. C., Bauhus J., Bonal D. et al. (2017): Biodiversity and ecosystem functioning relations in European forests depend on environmental context. R. Bardgett (Hrsg.): *Ecology Letters* 20 (11): 1414–1426. DOI: 10.1111/ele.12849
- Rathmann J., Sacher P., Volkman N. & Mayer M. (2020): Using the visitor-employed photography method to analyse deadwood perceptions of forest visitors: a case study from Bavarian Forest National Park, Germany. *European Journal of Forest Research* 139 (3): 431–442. DOI: 10.1007/s10342-020-01260-0
- Regelmann C., Rosenkranz L., Seintsch B. & Dieter M. (2023): Economic Evaluation of Different Implementation Variants and Categories of the EU Biodiversity Strategy 2030 Using Forestry in Germany as a Case Study. *Forests* 14 (6): 1173. DOI: 10.3390/f14061173
- Rehling F., Delius A., Ellerbrok J., Farwig N. & Peter F. (2023): Wind turbines in managed forests partially displace common birds. *Journal of Environmental Management* 328: 116968. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.116968
- Rehnus M., Wehrle M. & Palme R. (2014): Mountain hares *Lepus timidus* and tourism: stress events and reactions. *Journal of Applied Ecology* 51 (1): 6–12. DOI: 10.1111/1365-2664.12174
- Rehnus M., Braunisch V., Hackländer K., Jost L. & Bollmann K. (2016): The seasonal trade-off between food and cover in the Alpine mountain hare (*Lepus timidus*). *European Journal of Wildlife Research* 62 (1): 11–21. DOI: 10.1007/s10344-015-0963-z
- Rehnus M., Bollmann K., Schmatz D. R., Hackländer K. & Braunisch V. (2018): Alpine glacial relict species losing out to climate change: The case of the fragmented mountain hare population (*Lepus timidus*) in the Alps. *Global Change Biology* 24 (7): 3236–3253. DOI: 10.1111/gcb.14087
- Rehshuh R. & Ruehr N. K. (2022): Diverging responses of water and carbon relations during and after heat and hot drought stress in *Pinus sylvestris*. D. Tissue (Hrsg.): *Tree Physiology* 42 (8): 1532–1548. DOI: 10.1093/treephys/tpab141
- Reichholf J. H. (2015): Starker Rückgang der Häufigkeit überfahrener Igel *Erinaceus europaeus* in Südostbayern und seine Ursachen. *Mitteilungen der Zoologischen Gesellschaft Braunau* 11: 309–314
- Reichling A. & Tröber U. (2007): Erfassung und Dokumentation genetischer Ressourcen der Ulmenarten (*Ulmus spec.*) in der Bundesrepublik Deutschland. Landesforstanstalt Eberswalde. 131

- Reid N. (2011): European hare (*Lepus europaeus*) invasion ecology: implication for the conservation of the endemic Irish hare (*Lepus timidus hibernicus*). *Biological Invasions* 13 (3): 559–569. DOI: 10.1007/s10530-010-9849-x
- Reif A., Wagner U. & Bieling C. (2005): Analyse und Diskussion der Erhebungsmethoden und Ergebnisse der zweiten Bundeswaldinventur. Bundesamt für Naturschutz. Bonn
- Reif A., Schulze E. D., Ewald J. & Rothe A. (2014): Waldkalkung. Bodenschutz contra Naturschutz? *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 14: 5–29
- Reif J., Hanzelka J., Kadlec T., Štrobl M. & Hejda M. (2016): Conservation implications of cascading effects among groups of organisms: The alien tree *Robinia pseudacacia* in the Czech Republic as a case study. *Biological Conservation* 198: 50–59. DOI: 10.1016/j.biocon.2016.04.003
- Rein H. (2019): Bedeutung des Nationalparks für die touristische Entwicklung der Welterberegion Wartburg Hainich. Ergebnisse des sozioökonomischen Monitorings. Thüringen (Hrsg.): Nationalparkverwaltung Hainich. Bad Langensalza. 98 S.
- Reinecke J., Klemm G. & Heinken T. (2014): Vegetation change and homogenization of species composition in temperate nutrient deficient Scots pine forests after 45 yr. V. Vandvik (Hrsg.): *Journal of Vegetation Science* 25 (1): 113–121. DOI: 10.1111/jvs.12069
- Reinhardt I., Ansoorge H., Collet S., Fritsch G., Kluth G., Lipitsch P., Nowak C., Szentiks C. A. & Ritz M. (2021): Erkenntnisse zur Wiederausbreitung des Wolfs in Deutschland. *Natur und Landschaft: Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege* 96 (1): S. 19–26
- Reinhardt R. & Bolz R. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Tagfalter (Rhopalocera) (Lepidoptera: Papilionoidea et Hesperioidea) Deutschlands. In: M. Binot-Hafke, S. Balzer, N. Becker, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Strauch (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 167–194*
- Reinhardt R., Harpke A., Caspari S., Dolek M., Kühn E., Mutsche M., Trusch R., Wiemers M. & Settele J. (2020): *Verbreitungsatlas der Tagfalter und Widderchen Deutschlands. 1., korrigierter Nachdruck. Eugen Ulmer KG. Stuttgart. 428 S.*
- Reise J., Kukulka F., Flade M. & Winter S. (2019): Characterising the richness and diversity of forest bird species using National Forest Inventory data in Germany. *Forest Ecology and Management* 432: 799–811. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.10.012
- Reiter J. Maximilian, Georg (2005): *Fichtenstarkholz (Picea abies (L.) Karst.) Untersuchungen zur Rundholzqualität und deren Einfluss auf die Schnittholzqualität. Technische Universität München. München*
- Rheinheimer M. (1994): Wolf und Werwolfglaube. Die Ausrottung der Wölfe in Schleswig-Holstein. *Historische Anthropologie* 2 (3): 399–422. DOI: 10.7788/ha.1994.2.3.399
- Rice S. K., Westerman B. & Federici R. (2004): Impacts of the exotic, nitrogen-fixing black locust (*Robinia pseudoacacia*) on nitrogen-cycling in a pine–oak ecosystem. *Plant Ecology formerly ›Vegetatio‹* 174 (1): 97–107. DOI: 10.1023/B:VEGE.0000046049.21900.5a
- Riecken U., Finck P., Raths U., Schröder E. & Ssymank A. (Hrsg.) (2003): *Standard-Biotoptypenliste für Deutschland. 2. Fassung. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 65 S.*
- Riedel T., Hennig P., Kroiher F., Polley H., Schmitz F. & Schwitzgebel F. (2017): *Die dritte Bundeswaldinventur (BWI 2012). Inventur- und Auswertemethoden. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Thünen-Institut für Waldökosysteme. Eberswalde. 124 S.*
- del Río M., Pretzsch H., Ruiz-Peinado R., Ampoorter E., Anghöfer P., Barbeito I., Bielak K., Brazaitis G., Coll L., Drössler L., Fabrika M., Forrester D. I., Heym M., Hurt V., Kurylyak V. et al. (2017): Species interactions increase the temporal stability of community productivity in *Pinus sylvestris*–*Fagus sylvatica* mixtures across Europe. A. Hector (Hrsg.): *Journal of Ecology* 105 (4): 1032–1043. DOI: 10.1111/1365-2745.12727
- del Río M., Pretzsch H., Ruiz-Peinado R., Jactel H., Coll L., Löf M., Aldea J., Ammer C., Avdagić A., Barbeito I., Bielak K., Bravo F., Brazaitis G., Cerný J., Collet C. et al. (2022): Emerging stability of forest productivity by mixing two species buffers temperature destabilizing effect. *Journal of Applied Ecology* 59 (11): 2730–2741. DOI: 10.1111/1365-2664.14267
- Ripple W. J., Estes J. A., Beschta R. L., Wilmers C. C., Ritchie E. G., Hebblewhite M., Berger J., Elmhagen B., Letnic M., Nelson M. P., Schmitz O. J., Smith D. W., Wallach A. D. & Wirsing A. J. (2014): Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. *Science* 343 (6167): 1241484. DOI: 10.1126/science.1241484
- Roberts N., Fyfe R. M., Woodbridge J., Gaillard M.-J., Davis B. A. S., Kaplan J. O., Marquer L., Mazier F., Nielsen A. B., Sugita S., Trondman A.-K. & Leydet M. (2018): Europe's lost forests: a pollen-based synthesis for the last 11,000 years. *Scientific Reports* 8 (1): 716. DOI: 10.1038/s41598-017-18646-7
- Rode M., Kowarik I., Müller T. & Wendebourg T. (2002): Ökosystemare Auswirkungen von *Prunus serotina* auf norddeutsche Kiefernforsten. In: I. Kowarik & U. Starfinger (Hrsg.): *Biologische Invasionen. Herausforderung zum Handeln? Neobiota: 135–148*
- Roder S., Biollaz F., Mettaz S., Zimmermann F., Manz R., Kéry M., Vignali S., Fumagalli L., Arlettaz R. & Braunisch V. (2020): Deer density drives habitat use of establishing wolves in the Western European Alps. A. Dickman (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 57 (5): 995–1008. DOI: 10.1111/1365-2664.13609
- Rohner B., Bigler C., Wunder J., Brang P. & Bugmann H. (2012): Fifty years of natural succession in Swiss forest reserves: changes in stand structure and mortality rates of oak and beech. K. Woods (Hrsg.): *Journal of Vegetation Science* 23 (5): 892–905. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2012.01408.x
- Rohner B., Bugmann H. & Bigler C. (2013): Estimating the age–diameter relationship of oak species in Switzerland using nonlinear mixed-effects models. *European Jour-*

- nal of Forest Research 132 (5–6): 751–764. DOI: 10.1007/s10342-013-0710-5
- Rosell F, Bozser O., Collen P. & Parker H. (2005): Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal Review* 35 (3–4): 248–276. DOI: 10.1111/j.1365-2907.2005.00067.x
- Rosenkranz P., Aumeier P. & Ziegelmann B. (2010): Biology and control of *Varroa destructor*. *Journal of Invertebrate Pathology* 103: S96–S119. DOI: 10.1016/j.jip.2009.07.016
- Rosenthal L. M., Simler-Williamson A. B. & Rizzo D. M. (2021): Community-level prevalence of a forest pathogen, not individual-level disease risk, declines with tree diversity. K. Lafferty (Hrsg.): *Ecology Letters* 24 (11): 2477–2489. DOI: 10.1111/ele.13871
- Rösner S., Mussard-Forster E., Lorenc T. & Müller J. (2014): Recreation shapes a »landscape of fear« for a threatened forest bird species in Central Europe. *Landscape Ecology* 29 (1): 55–66. DOI: 10.1007/s10980-013-9964-z
- Rösner S., Schabo D. G., Palme R., Lorenc T., Mussard-Forster E., Brandl R. & Müller J. (2023): High-quality habitats and refuges from tourism reduce individual stress responses in a forest specialist. *Wildlife Research*. DOI: 10.1071/WR21162
- Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien (2020a): Rote Liste und Gesamtartenliste der Amphibien (Amphibia) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 170 (4): 86
- Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien (2020b): Rote Liste und Gesamtartenliste der Reptilien (Reptilia) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 170 (3): 64
- Roth M. (2022): Understanding signs of eutrophication in the ground vegetation of temperate forests: the role of nitrogen deposition and other environmental factors. Albert-Ludwigs-Universität. Freiburg
- Roth N., Doerfler I., Bässler C., Blaschke M., Bussler H., Gossner M. M., Heideroth A., Thorn S., Weisser W. W. & Müller J. (2019): Decadal effects of landscape-wide enrichment of dead wood on saproxylic organisms in beech forests of different historic management intensity. J. Fischer (Hrsg.): *Diversity and Distributions* 25 (3): 430–441. DOI: 10.1111/ddi.12870
- Roth N., Hacker H. H., Heidrich L., Friess N., García-Barros E., Habel J. C., Thorn S. & Müller J. (2021): Host specificity and species colouration mediate the regional decline of nocturnal moths in central European forests. *Ecography* 44 (6): 941–952. DOI: 10.1111/ecog.05522
- Rottstock T., Joshi J., Kummer V. & Fischer M. (2014): Higher plant diversity promotes higher diversity of fungal pathogens, while it decreases pathogen infection per plant. *Ecology* 95 (7): 1907–1917. DOI: 10.1890/13-2317.1
- Ruiz-Benito P., Gómez-Aparicio L., Paquette A., Messier C., Kattge J. & Zavala M. A. (2014): Diversity increases carbon storage and tree productivity in Spanish forests: Diversity effects on forest carbon storage and productivity. *Global Ecology and Biogeography* 23 (3): 311–322. DOI: 10.1111/geb.12126
- Ruiz-Benito P., Ratcliffe S., Jump A. S., Gómez-Aparicio L., Madrigal-González J., Wirth C., Kändler G., Lehtonen A., Dahlgren J., Kattge J. & Zavala M. A. (2017): Functional diversity underlies demographic responses to environmental variation in European forests: Tree diversity and demography in European forests. *Global Ecology and Biogeography* 26 (2): 128–141. DOI: 10.1111/geb.12515
- Rumpel A., Binner V., Gindele-Glasl M. & Müller J. (2021): Neue Impulse für den Waldnaturschutz. *LWF aktuell* 3: 26–28
- Rumpf S. B., Hülber K., Klöner G., Moser D., Schütz M., Wessely J., Willner W., Zimmermann N. E. & Dullinger S. (2018): Range dynamics of mountain plants decrease with elevation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115 (8): 1848–1853. DOI: 10.1073/pnas.1713936115
- Rusek J. & Marshall V. G. (2000): Impacts of Airborne Pollutants on Soil Fauna. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31 (1): 395–423. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.31.1.395
- Rutkowski R., Krofel M., Giannatos G., Ćirović D., Männil P., Volokh A. M., Lanszki J., Heltai M., Szabó L., Banea O. C., Yavruyan E., Hayrapetyan V., Kopalani N., Miliou A., Tryfonopoulos G. A. et al. (2015): A European Concern? Genetic Structure and Expansion of Golden Jackals (*Canis aureus*) in Europe and the Caucasus. T.-Y. Chiang (Hrsg.): *PLOS ONE* 10 (11): e0141236. DOI: 10.1371/journal.pone.0141236
- Rutkowski R., Zawadzka D., Suchecka E. & Merta D. (2017): Conservation genetics of the capercaillie in Poland – Delineation of conservation units. C. A. Hagen (Hrsg.): *PLOS ONE* 12 (4): e0174901. DOI: 10.1371/journal.pone.0174901
- Rutten G., Hönig L., Schwaß R., Braun U., Saadani M., Schuldt A., Michalski S. G. & Bruelheide H. (2021): More diverse tree communities promote foliar fungal pathogen diversity, but decrease infestation rates per tree species, in a subtropical biodiversity experiment. L. Mommer (Hrsg.): *Journal of Ecology* 109 (5): 2068–2080. DOI: 10.1111/1365-2745.13620
- Rydell J., Bach L., Dubourg-Savage M.-J., Green M., Rodrigues L. & Hedenström A. (2010): Bat Mortality at Wind Turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12 (2): 261–274. DOI: 10.3161/150811010X537846
- Ryslavy T., Bauer H.-G., Gerlach B., Hüppop O., Stahmer J., Südbeck P. & Sudfeldt C. (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 6. Fassung. *Berichte zum Vogelschutz* 57: 13–112
- Sabatini F. M., de Andrade R. B., Paillet Y., Ódor P., Bouget C., Campagnaro T., Gosselin F., Janssen P., Mattioli W., Nascimbene J., Sitzia T., Kuemmerle T. & Burrascano S. (2019): Trade-offs between carbon stocks and biodiversity in European temperate forests. *Global Change Biology* 25 (2): 536–548. DOI: 10.1111/gcb.14503
- Sabatini F. M., Bluhm H., Kun Z., Aksenov D., Atauri J. A., Buchwald E., Burrascano S., Cateau E., Diku A., Duarte I. M., Fernández López Á. B., Garbarino M., Grigoriadis N., Horváth F., Keren S. et al. (2021): European primary forest database v2.0. *Scientific Data* 8 (1): 220. DOI: 10.1038/s41597-021-00988-7
- Sacher P., Kaufmann S. & Mayer M. (2017): Wahrnehmung der natürlichen Waldentwicklung im Nationalpark Harz

- durch Besucher. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 49 (9): 291–299
- Sacher P., Meyerhoff J. & Mayer M. (2022): Evidence of the association between deadwood and forest recreational site choices. *Forest Policy and Economics* 135: 102638. DOI: 10.1016/j.forpol.2021.102638
- Sanders T. G. M., Krüger I. & Holzhausen M. (2020): Das intensive forstliche Monitoring – Level II. Johann Heinrich von Thünen-Institut. DE
- Sandström J., Bernes C., Junninen K., Löhmus A., Macdonald E., Müller J. & Jonsson B. G. (2019): Impacts of dead wood manipulation on the biodiversity of temperate and boreal forests. A systematic review. S. Mukul (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 56 (7): 1770–1781. DOI: 10.1111/1365-2664.13395
- Santini A., Ghelardini L., Pace C., Desprez-Loustau M. L., Capretti P., Chandelier A., Cech T., Chira D., Diamandis S., Gaitniekis T., Hantula J., Holdenrieder O., Jankovsky L., Jung T., Jurc D. et al. (2013): Biogeographical patterns and determinants of invasion by forest pathogens in Europe. *New Phytologist* 197 (1): 238–250. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2012.04364.x
- Santini A. & Faccoli M. (2015): Dutch elm disease and elm bark beetles: a century of association. *iForest – Biogeosciences and Forestry* 8 (2): 126–134. DOI: 10.3832/ifer1231-008
- Schaefer M. (1991): The animal community – diversity and resources. In: E. Röhrig & B. Ulrich (Hrsg.): *Temperate deciduous forests*. Elsevier. Amsterdam: 503–525
- Schaffrath U. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Blatthornkäfer (Coleoptera: Scarabaeoidea) Deutschlands. In: M. Ries, S. Balzer, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). Naturschutz und Biologische Vielfalt*. Münster (Landwirtschaftsverlag): 189–266
- Schall P., Gossner M. M., Heinrichs S., Fischer M., Boch S., Prati D., Jung K., Baumgartner V., Blaser S., Böhm S., Buscot F., Daniel R., Goldmann K., Kaiser K., Kahl T. et al. (2018): The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. A. Mori (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 55 (1): 267–278. DOI: 10.1111/1365-2664.12950
- Schall P., Heinrichs S., Ammer C., Ayasse M., Boch S., Buscot F., Fischer M., Goldmann K., Overmann J., Schulze E., Sikorski J., Weisser W. W., Wubet T. & Gossner M. M. (2020): Can multi-taxa diversity in European beech forest landscapes be increased by combining different management systems? A. Mori (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 57 (7): 1363–1375. DOI: 10.1111/1365-2664.13635
- Schatz H. & Rosenberger R. (2022): Unternehmensspenden als Einkommensquelle für Privatforstbetriebe. *AFZ – Der Wald*, 77. Jahrgang
- Scheibe A., Steffens C., Seven J., Jacob A., Hertel D., Leuschner C. & Gleixner G. (2015): Effects of tree identity dominate over tree diversity on the soil microbial community structure. *Soil Biology and Biochemistry* 81: 219–227. DOI: 10.1016/j.soilbio.2014.11.020
- Schelhaas M.-J., Nabuurs G.-J. & Schuck A. (2003): Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9 (11): 1620–1633. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2003.00684.x
- Schenk W. (2006): *Holznöte im 18. Jahrhundert? Ein Forschungsbericht zur »Holznotdebatte« der 1990er Jahre*. Wood shortage in the 18th century? A report on the wood shortage debate of the 1990s. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 157 (9): 377–383. DOI: 10.3188/szf.2006.0377
- Scherber C., Vockenhuber E. A., Stark A., Meyer H. & Tschardt T. (2014): Effects of tree and herb biodiversity on Diptera, a hyperdiverse insect order. *Oecologia* 174 (4): 1387–1400. DOI: 10.1007/s00442-013-2865-7
- Scherer-Lorenzen M. (2020): Die funktionelle Bedeutung der biologischen Vielfalt in mitteleuropäischen Wäldern. In: *Biodiversität im Schweizer Wald*. Forum für Wissen 2020. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, WSL: 7–14
- Schiel F.-J. & Kunz B. (2005): Zur aktuellen Bestandsentwicklung von *Lestes barbarus*, *Aeshna affinis* und *Symptetrum meridionale* in zwei Regionen Baden-Württembergs (Odonata: Lestidae, Aeshnidae, Libellulidae). *Libellula* 24 (3/4): 163–190
- Schier F., Iost S., Seintsch B., Weimar H. & Dieter M. (2022): Assessment of Possible Production Leakage from Implementing the EU Biodiversity Strategy on Forest Product Markets. *Forests* 13 (8): 1225. DOI: 10.3390/f13081225
- Schmid M., Pautasso M. & Holdenrieder O. (2014): Ecological consequences of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) cultivation in Europe. *European Journal of Forest Research* 133 (1): 13–29. DOI: 10.1007/s10342-013-0745-7
- Schmid-Egger C. (2010): Rote Liste der Wespen Deutschlands Hymenoptera Aculeata: Grabwespen (Ampulicidae, Crabronidae, Sphecidae), Wegwespen (Pompilidae), Goldwespen (Chrysididae), Faltenwespen (Vespidae), Spinnenameisen (Mutillidae), Dolchwespen (Scoliidae), Rollwespen (Tiphidae) und Keulhornwespen (Sapygidae). *Ampulex – Zeitschrift für aculeate Hymenopteren* 1: 5–39
- Schmid-Haas P. & Bachofen H. (1991): Die Sturmgefährdung von Einzelbäumen und Beständen. DOI: 10.5169/SEALS-766480
- Schmidl J., Wurst C. & Bussler H. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der »Diversicornia« (Coleoptera) Deutschlands. In: M. Ries, S. Balzer, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). Naturschutz und Biologische Vielfalt*. Münster (Landwirtschaftsverlag): 99–124
- Schmidl J., Bussler H., Hofmann G. & Esser J. (2021a): Rote Liste und Gesamtartenliste der Kurzflüglerartigen, Stutzkäferartigen, landbewohnenden Kolbenwasserkäfer und Ufer-Kugelkäfer (Coleoptera: Polyphaga: Staphylinoidea, Histeroidea, Hydrophiloidea partim; Myxophaga: Sphaeriidae) Deutschlands. In: M. Ries, S. Balzer, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). Naturschutz und Biologische Vielfalt*. Münster (Landwirtschaftsverlag): 31–95

- Schmidl J., Bense U., Bussler H., Fuchs H., Lange F. & Möller G. (2021b): Rote Liste und Gesamtartenliste der »Teredilia« und Heteromera (Coleoptera: Bostrichoidea: Lyctidae, Bostrichidae, Anobiidae, Ptinidae; Tenebrionidea) Deutschlands. In: M. Ries, S. Balzer, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 165–186
- Schmidt B. R. (2016): Wetter und Lebensraumstabilität beeinflussen die Demographie und Metapopulationsdynamik der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*). *Zeitschrift für Feldherpetologie* 23: 129–140
- Schmidt J., Trautner J. & Müller-Motzfeld G. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) Deutschlands. In: H. Gruttke, S. Balzer, M. Binot-Hafke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 139–204
- Schmidt M. & Schmidt W. (2007): Vegetationsökologisches Monitoring in Naturwaldreservaten. *Forstarchiv* 78: 205–214
- Schmidt M., Meyer P., Paar U. & Evers J. (2009): Bedeutung der Habitatkontinuität für die Artenzusammensetzung und -vielfalt der Waldvegetation. *Forstarchiv* 80: 195–201
- Schmidt O. (2004): Neue Tier- und Pflanzenarten. Bereicherung oder Bedrohung unserer Wälder? *LWF aktuell* 45 (1): 3
- Schmidt O. (2006): Totes Holz voller Leben. *LWF aktuell* 53 (2): 52
- Schmidt O. (2015): Zur tierökologischen Bedeutung der Salweide. *LWF aktuell* 106: 41
- Schmidt P. A. (1993): Veränderung der Flora und Vegetation von Wäldern unter Immissionseinfluß. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 112 (1): 213–224. DOI: 10.1007/BF02742150
- Schmidt W. (2002): Einfluss der Bodenschutzkalkungen auf die Waldvegetation. *Forstarchiv* 73: 43–54
- Schmidt W. & Streit M. (2009): Gibt es einen Zusammenhang zwischen der Diversität der Baumschicht und der Bodenvegetation? Untersuchungen in Buchen-Edellaubholz-Mischwäldern des Göttinger Waldes (Süd-Niedersachsen, Deutschland)
- Schmiedel J., Tröber U., Wolf H., Fussi B. & Kunz M. (Hrsg.) (2018): GenMon – Implementation of a Genetic Monitoring System in European Beech (*Fagus sylvatica* L.) and Norway Spruce (*Picea abies* L.) Populations in Germany. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig, Germany.
- Schmithüsen F., Kaiser B., Schmidhauser A., Mellinghoff S., Perchthaler K. & Kammerhofer A. (2015): Entrepreneurship and Management in Forestry and Wood Processing. Routledge
- Schmitz O. J. (2009): Effects of predator functional diversity on grassland ecosystem function. *Ecology* 90 (9): 2339–2345. DOI: 10.1890/08-1919.1
- Schmitz O. J., Hawlena D. & Trussell G. C. (2010): Predator control of ecosystem nutrient dynamics: Predator control of ecosystem nutrient dynamics. *Ecology Letters* 13 (10): 1199–1209. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2010.01511.x
- Schnabel F., Liu X., Kunz M., Barry K. E., Bongers F. J., Bruehlheide H., Fichtner A., Härdtle W., Li S., Pfaff C.-T., Schmid B., Schwarz J. A., Tang Z., Yang B., Bauhus J. et al. (2021): Species richness stabilizes productivity via asynchrony and drought-tolerance diversity in a large-scale tree biodiversity experiment. *Science Advances* 7 (51): eabk1643. DOI: 10.1126/sciadv.abk1643
- Schnabel F., Barry K. E., Eckhardt S., Guillemot J., Geilmann H., Kahl A., Moossen H., Bauhus J. & Wirth C. (2024): Neighbourhood species richness and drought-tolerance traits modulate tree growth and  $\delta^{13}\text{C}$  responses to drought. *Plant Biology*. plb.13611. DOI: 10.1111/plb.13611
- Schneeweiss N. & Wolf M. (2009): Neozoen – eine neue Gefahr für die Reliktpopulationen der Europäischen Sumpfschildkröte in Nordostdeutschland. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 16 (2): 163–182
- Schneider F. D. & Brose U. (2013): Beyond diversity: how nested predator effects control ecosystem functions. G. Woodward (Hrsg.): *Journal of Animal Ecology* 82 (1): 64–71. DOI: 10.1111/1365-2656.12010
- Schnittler M., Kummer V., Kuhnt A., Krieglsteiner L., Flatau L., Müller H. & Täglichs U. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Schleimpilze (Myxomycetes) Deutschlands. In: G. Ludwig & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 6: Pilze (Teil 2) – Flechten und Myxomyceten. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 125–234
- Schöll E. M. & Nopp-Mayr U. (2021): Impact of wind power plants on mammalian and avian wildlife species in shrubland and woodlands. *Biological Conservation* 256: 109037. DOI: 10.1016/j.biocon.2021.109037
- Schowalter T. D. (2012): Insect Herbivore Effects on Forest Ecosystem Services. *Journal of Sustainable Forestry* 31 (6): 518–536. DOI: 10.1080/10549811.2011.636225
- Schraml U. (2016): Peter und der Wald oder: Woher kommt die Begeisterung für die Geheimnisse von Bäumen? *Holz-Zentralblatt* 142 (17): 437–438
- Schröder W. & Nickel S. (2019): Spatial structures of heavy metals and nitrogen accumulation in moss specimens sampled between 1990 and 2015 throughout Germany. *Environmental Sciences Europe* 31 (1): 33. DOI: 10.1186/s12302-019-0216-y
- Schuldt A., Fahrenholz N., Brauns M., Migge-Kleian S., Platner C. & Schaefer M. (2008): Communities of ground-living spiders in deciduous forests: Does tree species diversity matter? *Biodiversity and Conservation* 17 (5): 1267–1284. DOI: 10.1007/s10531-008-9330-7
- Schuldt A. & Scherer-Lorenzen M. (2014): Non-native tree species (*Pseudotsuga menziesii*) strongly decreases predator biomass and abundance in mixed-species plantations of a tree diversity experiment. *Forest Ecology and Management* 327: 10–17. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.04.036
- Schuldt A., Assmann T., Brezzi M., Buscot F., Eichenberg D., Gutknecht J., Härdtle W., He J.-S., Klein A.-M., Kühn P.,

- Liu X., Ma K., Niklaus P. A., Pietsch K. A., Purahong W. et al. (2018): Biodiversity across trophic levels drives multifunctionality in highly diverse forests. *Nature Communications* 9 (1): 2989. DOI: 10.1038/s41467-018-05421-z
- Schuldt A., Ebeling A., Kunz M., Staab M., Guimarães-Steinicke C., Bachmann D., Buchmann N., Durka W., Fichtner A., Fornoff F., Härdtle W., Hertzog L. R., Klein A.-M., Roscher C., Schaller J. et al. (2019): Multiple plant diversity components drive consumer communities across ecosystems. *Nature Communications* 10 (1): 1460. DOI: 10.1038/s41467-019-09448-8
- Schuldt A., Huke P., Glatthorn J., Hagge J., Wildermuth B. & Matevski D. (2022): Tree mixtures mediate negative effects of introduced tree species on bird taxonomic and functional diversity. *Journal of Applied Ecology* 59 (12): 3049–3060. DOI: 10.1111/1365-2664.14300
- Schuldt B., Buras A., Arend M., Vitasse Y., Beierkuhnlein C., Damm A., Gharun M., Grams T. E. E., Hauck M., Hajek P., Hartmann H., Hiltbrunner E., Hoch G., Holloway-Phillips M., Körner C. et al. (2020): A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic and Applied Ecology* 45: 86–103. DOI: 10.1016/j.baae.2020.04.003
- Schüle M., Domes G., Schwanitz C. & Heinken T. (2023): Early natural tree regeneration after wildfire in a Central European Scots pine forest: Forest management, fire severity and distance matters. *Forest Ecology and Management* 539: 120999. DOI: 10.1016/j.foreco.2023.120999
- Schulz V., Steinfartz S., Geiger A., Preißler K., Sabino-Pinto J., Krisch M., Wagner N. & Schlüpmann M. (2018): Ausbreitung der Salamanderpest in Nordrhein-Westfalen. *Natur in NRW* 4: 26–30
- Schulz V., Schulz A., Klamke M., Preissler K., Sabino-Pinto J., Müsken M., Schlüpmann M., Heldt L., Kamprad F., Enss J., Schweinsberg M., Virgo J., Rau H., Veith M., Lötters S. et al. (2020): Batrachochytrium salamandrivorans in the Ruhr District, Germany: history, distribution, decline dynamics and disease symptoms of the salamander plague. *Salamandra* 56 (3): 189–214
- Schulze E. D., Bouriaud O. B., Wäldchen J., Eisenhauer N., Walentowski H., Seele C., Heinze E., Pruschitzki U. P., Dănilă G., Marin G., Hessenmöller D., Bouriaud L. & Teodosiu M. (2014): Ungulate browsing causes species loss in deciduous forests independent of community dynamics and silvicultural management in Central and Southeastern Europe. *Annals of Forest Research* 57 (2): 1. DOI: 10.15287/afr.2014.273
- Schulze E. D., Aas G., Grimm G. W., Gossner M. M., Walentowski H., Ammer C., Kühn I., Bouriaud O. & von Gadow K. (2016): A review on plant diversity and forest management of European beech forests. *European Journal of Forest Research* 135 (1): 51–67. DOI: 10.1007/s10342-015-0922-y
- Schulze E. D. (2018): Effects of forest management on biodiversity in temperate deciduous forests: An overview based on Central European beech forests. *Journal for Nature Conservation* 43: 213–226. DOI: 10.1016/j.jnc.2017.08.001
- Schulze T., Schröder J. & Kätzel R. (2013): Erfassung und Dokumentation genetischer Ressourcen seltener und gefährdeter Baumarten in Deutschland: Wildapfel (*Malus sylvestris*). Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde. 126
- Schumacher J., Leonhard S., Grundmann B. M. & Roloff A. (2006): New alder disease in Spreewald biosphere reserve—causes and incidental factors of an epidemic. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* 58 (6): 141
- Schütz T., Kolbe M., Steinborn E. & Nicolai (2020): Effizienzkontrolle von Baummanschetten zum Schutz von Brutenden des Rotmilans *Milvus milvus* und anderer Greifvögel vor Prädation durch Waschbären *Procyon lotor*. *Vogelwelt* 140 (93–102):
- Schwaab J., Davin E. L., Bebi P., Duguay-Tetzlaff A., Waser L. T., Haeni M. & Meier R. (2020): Increasing the broad-leaved tree fraction in European forests mitigates hot temperature extremes. *Scientific Reports* 10 (1): 14153. DOI: 10.1038/s41598-020-71055-1
- Schwenke W. (1972): Die Forstschädlinge Europas: Käfer. P. Parey
- Schwenkmezger L. & Geske C. (2020): Der Klimawandel hat Auswirkungen auf die biologische Vielfalt – auch in Hessen. *Jahrbuch Naturschutz in Hessen* 19: 84–88
- Searle E. B., Chen H. Y. H. & Paquette A. (2022): Higher tree diversity is linked to higher tree mortality. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 119 (19): e2013171119. DOI: 10.1073/pnas.2013171119
- Sebek P., Bace R., Bartos M., Benes J., Chlumská Z., Dolezal J., Dvorsky M., Kovar J., Machac O., Mikatova B., Perlik M., Platek M., Polakova S., Skorpik M., Stejskal R. et al. (2015): Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 358: 80–89. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.09.008
- Seibold S., Brandl R., Buse J., Hothorn T., Schmidl J., Thorn S. & Müller J. (2015a): Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe: Beetle Extinction and Forest Degradation. *Conservation Biology* 29 (2): 382–390. DOI: 10.1111/cobi.12427
- Seibold S., Bässler C., Brandl R., Gossner M. M., Thorn S., Ulyshen M. D. & Müller J. (2015b): Experimental studies of dead-wood biodiversity – A review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation* 191: 139–149. DOI: 10.1016/j.biocon.2015.06.006
- Seibold S., Bässler C., Baldrian P., Reinhard L., Thorn S., Ulyshen M. D., Weiß I. & Müller J. (2016a): Deadwood addition promotes non-saproxylic epigeal arthropods but effects are mediated by canopy openness. *Biological Conservation* 204: 181–188. DOI: 10.1016/j.biocon.2016.09.031
- Seibold S., Bässler C., Brandl R., Büche B., Szallies A., Thorn S., Ulyshen M. D. & Müller J. (2016b): Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. C. Baraloto (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 53 (3): 934–943. DOI: 10.1111/1365-2664.12607
- Seibold S., Bässler C., Brandl R., Fahrigh L., Förster B., Heinrich M., Hothorn T., Scheipl F., Thorn S. & Müller J. (2017): An experimental test of the habitat-amount hypothesis

- for saproxylic beetles in a forested region. *Ecology* 98 (6): 1613–1622. DOI: 10.1002/ecy.1819
- Seibold S., Gossner M. M., Simons N. K., Blüthgen N., Müller J., Ambarlı D., Ammer C., Bauhus J., Fischer M., Habel J. C., Linsenmair K. E., Nauss T., Penone C., Prati D., Schall P. et al. (2019): Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574 (7780): 671–674. DOI: 10.1038/s41586-019-1684-3
- Seidel D., Ehbrecht M., Annighöfer P. & Ammer C. (2019): From tree to stand-level structural complexity – Which properties make a forest stand complex? *Agricultural and Forest Meteorology* 278: 107699. DOI: 10.1016/j.agrfor-met.2019.107699
- Seidl R., Rammer W., Jäger D. & Lexer M. J. (2008): Impact of bark beetle (*Ips typographus* L.) disturbance on timber production and carbon sequestration in different management strategies under climate change. *Forest Ecology and Management* 256 (3): 209–220. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.04.002
- Seidl R., Schelhaas M.-J. & Lexer M. J. (2011): Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology* 17 (9): 2842–2852. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02452.x
- Seidl R., Rammer W. & Spies T. A. (2014): Disturbance legacies increase the resilience of forest ecosystem structure, composition, and functioning. *Ecological Applications* 24 (8): 2063–2077. DOI: 10.1890/14-0255.1
- Seidl R., Schelhaas M.-J., Rammer W. & Verkerk P. J. (2014): Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change* 4 (9): 806–810. DOI: 10.1038/nclimate2318
- Seidl R., Müller J., Hothorn T., Bässler C., Heurich M. & Kautz M. (2016): Small beetle, large-scale drivers: how regional and landscape factors affect outbreaks of the European spruce bark beetle. I. Kaplan (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 53 (2): 530–540. DOI: 10.1111/1365-2664.12540
- Seidl R., Thom D., Kautz M., Martin-Benito D., Peltoniemi M., Vacchiano G., Wild J., Ascoli D., Petr M., Honkaniemi J., Lexer M. J., Trotsiuk V., Mairota P., Svoboda M., Fabrika M. et al. (2017): Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change* 7 (6): 395–402. DOI: 10.1038/nclimate3303
- Seifert B. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) Deutschlands. In: M. Binot-Hafke, S. Balzer, N. Becker, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Strauch (Hrsg.): *Rote Liste der gefährdeten Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 469–487*
- Senf C., Pflugmacher D., Zhiqiang Y., Sebald J., Knorn J., Neumann M., Hostert P. & Seidl R. (2018): Canopy mortality has doubled in Europe's temperate forests over the last three decades. *Nature Communications* 9 (1): 4978. DOI: 10.1038/s41467-018-07539-6
- Setiawan N. N., Vanhellemont M., Baeten L., Gobin R., De Smedt P., Proesmans W., Ampoorter E. & Verheyen K. (2016): Does neighbourhood tree diversity affect the crown arthropod community in saplings? *Biodiversity and Conservation* 25 (1): 169–185. DOI: 10.1007/s10531-015-1044-z
- Settele J., Kudrna O., Harpke A., Kühn I., van Swaay C., Verovnik R., Warren M., Wiemers M., Hanspach J., Hickler T., Kühn E., van Halder I., Veling K., Vliegenthart A., Wynhoff I. et al. (2008): *Climatic Risk Atlas of European Butterflies. BioRisk* 1: 1–712. DOI: 10.3897/biorisk.1
- Settele J., Steiner R., Reinhardt R., Feldmann R. & Hermann G. (Hrsg.) (2015): *Schmetterlinge: die Tagfalter Deutschlands. 3., aktualisierte Aufl. Ulmer. Stuttgart-Hohenheim. 256 S.*
- Shipley J. R., Gossner M. M., Rigling A. & Krumm F. (2023): Conserving forest insect biodiversity requires the protection of key habitat features. *Trends in Ecology & Evolution* 38 (9): 788–791. DOI: 10.1016/j.tree.2023.05.015
- Shorohova E., Kuuluvainen T., Kangur A. & Jõgiste K. (2009): Natural stand structures, disturbance regimes and successional dynamics in the Eurasian boreal forests: a review with special reference to Russian studies. *Annals of Forest Science* 66 (2): 1–20. DOI: 10.1051/forest/2008083
- Siano R. & Klaus S. (2013): Auerhuhn *Tetrao urogallus* – Wiederansiedlungs- und Bestandsstützungsprojekte in Deutschland nach 1950 – eine Übersicht. *Vogelwelt* 134: 3–18
- Siepel H., Bobbink R., van de Riet B. P., van den Burg A. B. & Jongejans E. (2019): Long-term effects of liming on soil physico-chemical properties and micro-arthropod communities in Scotch pine forest. *Biology and Fertility of Soils* 55 (7): 675–683. DOI: 10.1007/s00374-019-01378-3
- Siitonen J. (2001): Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins* (49): 11–41
- Simon H., Achtziger R., Bräu M., Dorrow W. H. O., Göricke P., Gossner M. M., Gruschwitz W., Heckmann R., Hoffmann H.-J., Kallenborn H., Kleinsteuber W., Martschei T., Melber A., Morkel C., Münch M. et al. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Wanzen (Heteroptera) Deutschlands. In: M. Ries, S. Balzer, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): *Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 465–624*
- Simons N. K., Felipe-Lucia M. R., Schall P., Ammer C., Bauhus J., Blüthgen N., Boch S., Buscot F., Fischer M., Goldmann K., Gossner M. M., Hänsel F., Jung K., Manning P., Nauss T. et al. (2021): National Forest Inventories capture the multifunctionality of managed forests in Germany. *Forest Ecosystems* 8 (1): 5. DOI: 10.1186/s40663-021-00280-5
- Singh J., Schädler M., Demetrio W., Brown G. G. & Eisenhauer N. (2019): Climate change effects on earthworms – a review. *Soil Organisms* 91 (3): 114–138. DOI: 10.25674/SO-91ISS3PP114
- SINUS & YouGov (2021): *Umfrage: Deutsche sind besorgt um Zustand der Wälder.* <https://www.sinus-institut.de/media-center/presse/studie-zum-internationalen-tag-des-waldes> (aufgerufen am 08.02.2024)
- Sobek S., Steffan-Dewenter I., Scherber C. & Tscharrnke T. (2009a): Spatiotemporal changes of beetle communities across a tree diversity gradient. *Diversity and Distributions* 15 (4): 660–670. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2009.00570.x

- Sobek S., Tschardt T., Scherber C., Schiele S. & Steffan-Dewenter I. (2009b): Canopy vs. understory: Does tree diversity affect bee and wasp communities and their natural enemies across forest strata? *Forest Ecology and Management* 258 (5): 609–615. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.04.026
- Sohn J. A., Saha S. & Bauhus J. (2016): Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 380: 261–273. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.07.046
- Sommer R., Ziernatzky V., Messlinger U. & Zahner V. (2018): Der Einfluss des Bibers auf die Artenvielfalt semiaquatischer Lebensräume. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 52 (3): 108–115
- Sommerfeld A., Senf C., Buma B., D'Amato A. W., Després T., Díaz-Hormazábal I., Fraver S., Frelich L. E., Gutiérrez Á. G., Hart S. J., Harvey B. J., He H. S., Hlásny T., Holz A., Kitzberger T. et al. (2018): Patterns and drivers of recent disturbances across the temperate forest biome. *Nature Communications* 9 (1): 4355. DOI: 10.1038/s41467-018-06788-9
- Sommerfeld A., Rammer W., Heurich M., Hilmers T., Müller J. & Seidl R. (2021): Do bark beetle outbreaks amplify or dampen future bark beetle disturbances in Central Europe? G. Matlack (Hrsg.): *Journal of Ecology* 109 (2): 737–749. DOI: 10.1111/1365-2745.13502
- Song X. & Corlett R. T. (2022): Do natural enemies mediate conspecific negative distance- and density-dependence of trees? A meta-analysis of exclusion experiments. *Oikos* 2022 (5): e08509. DOI: 10.1111/oik.08509
- Song Z., Seitz S., Li J., Goebes P., Schmidt K., Kühn P., Shi X. & Scholten T. (2019): Tree diversity reduced soil erosion by affecting tree canopy and biological soil crust development in a subtropical forest experiment. *Forest Ecology and Management* 444: 69–77. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.04.015
- Sotirov M., Borrass L. & Winkel G. (2011): Dem Wandel auf der Spur. Theoretische Ansätze zur Analyse von Politikwandel und -stabilität mit Fokus auf das Beispiel waldbezogener EU-Naturschutzpolitik. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 182 (11/12): 215–230
- Sotirov M. & Winkel G. (2016): Toward a cognitive theory of shifting coalitions and policy change: linking the advocacy coalition framework and cultural theory. *Policy Sciences* 49 (2): 125–154. DOI: 10.1007/s11077-015-9235-8
- Sotirov M. (Hrsg.) (2017): *Natura 2000 and forests: assessing the state of implementation and effectiveness. What science can tell us.* European Forest Institute. Joensuu. 143 S.
- Sotirov M. & Storch S. (2018): Resilience through policy integration in Europe? Domestic forest policy changes as response to absorb pressure to integrate biodiversity conservation, bioenergy use and climate protection in France, Germany, the Netherlands and Sweden. *Land Use Policy* 79: 977–989. DOI: 10.1016/j.landusepol.2017.04.034
- Sotirov M. & Arts B. (2018): Integrated Forest Governance in Europe: An introduction to the special issue on forest policy integration and integrated forest management. *Land Use Policy* 79: 960–967. DOI: 10.1016/j.landusepol.2018.03.042
- Sotirov M., Sallnäs O. & Eriksson L. O. (2019): Forest owner behavioral models, policy changes, and forest management. An agent-based framework for studying the provision of forest ecosystem goods and services at the landscape level. *Forest Policy and Economics* 103: 79–89. DOI: 10.1016/j.forpol.2017.10.015
- Sotirov M., Pokorny B., Kleinschmit D. & Kanowski P. (2020): *International Forest Governance and Policy: Institutional Architecture and Pathways of Influence in Global Sustainability.* *Sustainability* 12 (17): 7010. DOI: 10.3390/su12177010
- Sotirov M., Schulz T. & Winkel G. (2020): Policy and legal framework for integrating production and biodiversity conservation in European forests. In: F. Krumm, A. Schuck & A. Rigling (Hrsg.): *How to balance forestry and biodiversity conservation – A view across Europe.* European Forest Institute (EFI); Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL). Birmensdorf, Switzerland
- Sotirov M., Meier-Landsberg E. M., Wippel B., Deparnay-Grunenberg A., Sirotti I. & Ott S. (2022): *Regulating Clearcutting in European Forests: Policy Options and Socioeconomic Analysis. Final Study Report.* European Parliament (Anna Deparnay-Grunenberg/Greens/EFA Group in the European Parliament). 1st edition. Brussels, Strasbourg
- Spathelf P., Ammer C., Annighöfer P., Bolte A., Seifert T. & Weimar H. (2022): *Fakten zum Thema. Wälder und Holznutzung.* *AFZ – Der Wald* (7): 39–44
- Speidel G. (1972): *Planung im Forstbetrieb. Grundlagen u. Methoden d. Forsteinrichtung. Mit 33 Tab.* Parey. Hamburg/Berlin. 267 S.
- Speight M. C. (1989): *Saproxylis invertebrates and their conservation.* Council of Europe
- Spellmann H. (2010): *Nachhaltige Waldbewirtschaftung auf ökologischen Grundlagen.* In: O. Depenheuer & B. Möhring (Hrsg.): *Waldeigentum. Dimensionen und Perspektiven.* Bibliothek des Eigentums. Springer. Berlin/Heidelberg
- Spellmann H., Bolte A., Vor T., Michl A., Schmidt O., Schmidt W. & Ammer C. (2015a): *Allgemeiner Teil.* In: T. Vor, H. Spellmann, A. Bolte & C. Ammer (Hrsg.): *Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung.* Göttinger Forstwissenschaften. Göttingen University Press. Göttingen
- Spellmann H., Weller A., Brang P., Michiels H. G. & Bolte A. (2015b): *Douglasie.* In: T. Vor, H. Spellmann, A. Bolte & C. Ammer (Hrsg.): *Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung.* Göttinger Forstwissenschaften. Göttingen University Press. Göttingen
- Spiecker H. (1999): *Overview of Recent Growth Trends in European Forests.* In: L. J. Sheppard & J. N. Cape (Hrsg.): *Forest Growth Responses to the Pollution Climate of the 21st Century.* Springer Netherlands. Dordrecht: 33–46
- Spitzenberg D., Sondermann W., Hendrich L., Hess M. & Heckes U. (2016): *Rote Liste und Gesamtartenliste der waserbewohnenden Käfer (Coleoptera aquatica) Deutschlands.* In: H. Gruttke, S. Balzer, M. Binot-Hafke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries

- (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 207–246
- Sprick P., Behne L. & Maus C. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Rüsselkäfer (i. e. S.) Deutschlands (Überfamilie Curculionoidea; exklusive Anthribidae, Scolytidae, Platypodidae). In: M. Ries, S. Balzer, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 335–412
- Ssymank A. (2016): Biodiversität und Naturschutz in Eichen-Lebensraumtypen. AFZ – Der Wald 71 (20): 10–13
- Staab M. & Schuldt A. (2020): The Influence of Tree Diversity on Natural Enemies—a Review of the »Enemies« Hypothesis in Forests. *Current Forestry Reports* 6 (4): 243–259. DOI: 10.1007/s40725-020-00123-6
- Staab M., Achury R., Ammer C., Ehbrecht M., Irmscher V., Mohr H., Schall P., Weisser W. W. & Blüthgen N. (2022): Negative effects of forest gaps on dung removal in a full-factorial experiment. *Journal of Animal Ecology* 91 (10): 2113–2124. DOI: 10.1111/1365-2656.13792
- Staab M., Gossner M. M., Simons N. K., Achury R., Ambarli D., Bae S., Schall P., Weisser W. W. & Blüthgen N. (2023): Insect decline in forests depends on species' traits and may be mitigated by management. *Communications Biology* 6 (1): 338. DOI: 10.1038/s42003-023-04690-9
- Stanek M., Piechnik Ł. & Stefanowicz A. M. (2020): Invasive red oak (*Quercus rubra* L.) modifies soil physicochemical properties and forest understory vegetation. *Forest Ecology and Management* 472: 118253. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118253
- Stanik N., Hollmann V., Hoppe A., Leyer I., Rosenthal G., Türk W. & Weise J. (2018): Die Arnika (*Arnica montana* L.). Erfahrungen und vorläufige Ergebnisse aus Praxis und Forschung zu Rückgang, Hilfsmaßnahmen und Managementperspektiven für eine Verantwortungsart unseres Berggrünlandes. *Jahrbuch Naturschutz in Hessen* 17: 99–104
- Starfinger U., Kowarik I., Rode M. & Schepker H. (2003): From Desirable Ornamental Plant to Pest to Accepted Addition to the Flora? The Perception of an Alien Tree Species Through the Centuries. *Biological Invasions* 5 (4): 323–335. DOI: 10.1023/B:BINV.0000005573.14800.07
- Stauda I. R., Waller D. M., Bernhardt-Römermann M., Bjorkman A. D., Brunet J., De Frenne P., Hédli R., Jandt U., Lenoir J., Máliš F., Verheyen K., Wulf M., Pereira H. M., Vangansbeke P., Ortman-Ajkai A. et al. (2020): Replacements of small- by large-ranged species scale up to diversity loss in Europe's temperate forest biome. *Nature Ecology & Evolution* 4 (6): 802–808. DOI: 10.1038/s41559-020-1176-8
- Steckel M., del Río M., Heym M., Aldea J., Bielak K., Brazaitis G., Černý J., Coll L., Collet C., Ehbrecht M., Jansons A., Nothdurft A., Pach M., Pardos M., Ponette Q. et al. (2020): Species mixing reduces drought susceptibility of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) – Site water supply and fertility modify the mixing effect. *Forest Ecology and Management* 461: 117908. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.117908
- Stein A. & Kreft H. (2015): Terminology and quantification of environmental heterogeneity in species-richness research: Environmental heterogeneity and species richness. *Biological Reviews* 90 (3): 815–836. DOI: 10.1111/brv.12135
- Steinacker C., Engel F. & Meyer P. (2023): Natürliche Waldentwicklung in Deutschland. Auf dem Weg zum 5 %-Ziel der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. *Natur und Landschaft* 98 (12): 545–552. DOI: 10.19217/NuL2023-12-01
- Steinemann M., Schwegler R. & Spescha G. (2017): Grüne Produkte in Deutschland 2017. Marktbeobachtungen für die Umweltpolitik. Umweltbundesamt. 60 S.
- Stemmelen A., Jactel H., Brockerhoff E. & Castagneyrol B. (2022): Meta-analysis of tree diversity effects on the abundance, diversity and activity of herbivores' enemies. *Basic and Applied Ecology* 58: 130–138. DOI: 10.1016/j.baae.2021.12.003
- Steven R., Pickering C. & Guy Castley J. (2011): A review of the impacts of nature based recreation on birds. *Journal of Environmental Management* 92 (10): 2287–2294. DOI: 10.1016/j.jenvman.2011.05.005
- Stewart K. M., Bowyer R. T., Kie J. G., Dick B. L. & Ruess R. W. (2009): Population density of North American elk: effects on plant diversity. *Oecologia* 161 (2): 303–312. DOI: 10.1007/s00442-009-1376-z
- Steyer K., Kraus R. H. S., Mölich T., Anders O., Cocchiararo B., Frosch C., Geib A., Götz M., Herrmann M., Hupe K., Kohnen A., Krüger M., Müller F., Pir J. B., Reiners T. E. et al. (2016): Large-scale genetic census of an elusive carnivore, the European wildcat (*Felis s. silvestris*). *Conservation Genetics* 17 (5): 1183–1199. DOI: 10.1007/s10592-016-0853-2
- Stiegel S., Korfhage A. & Mantilla-Contreras J. (2020): Does the shrub layer act as an intermediary? Effects on abundance of insects and abundances of particular insect orders caught flying in the canopies of deciduous forests in Central Germany. *European Journal of Entomology* 117: 409–419. DOI: 10.14411/eje.2020.045
- Stiegler J., Hoermann C., Müller J., Benbow M. E. & Heurich M. (2020): Carcass provisioning for scavenger conservation in a temperate forest ecosystem. *Ecosphere* 11 (4): DOI: 10.1002/ecs2.3063
- Stiers M., Annighöfer P., Seidel D., Willim K., Neudam L. & Ammer C. (2020): Quantifying the target state of forest stands managed with the continuous cover approach – revisiting Möller's »Dauerwald« concept after 100 years. *Trees, Forests and People* 1: 100004. DOI: 10.1016/j.tfp.2020.100004
- Stöger A. & Schreiber R. (2019): Gesundheitswälder – Thema für Bayern? Ein Überblick der aktuellen Entwicklungen rund um das Thema »Wald und Gesundheit«. *LWF aktuell* 2: 11–14
- Storch F., Dormann C. F. & Bausch J. (2018): Quantifying forest structural diversity based on large-scale inventory data: a new approach to support biodiversity monitoring. *Forest Ecosystems* 5 (1): 34. DOI: 10.1186/s40663-018-0151-1

- Storch I. (2013): Human disturbance of grouse – why and when? *Wildlife Biology* 19 (4): 390–403. DOI: 10.2981/13-006
- van Straaten O., Kulp L., Martinson G. O., Zederer D. P. & Talkner U. (2023): Forest liming in the face of climate change: the implications of restorative liming for soil organic carbon in mature German forests. *SOIL* 9 (1): 39–54. DOI: 10.5194/soil-9-39-2023
- Strätz C., Schmidl J., Bail J. & Müller J. (2006): Impacts of flooding and forest management on biodiversity of molluscs and xylobiontic beetles in Bavarian floodplain forests. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38 (3): 81–96
- Straußberger R. (1999): Natürlichkeit der Kiefernwälder Nordbayerns. *AFZ – Der Wald* 54: 392–393
- Straußberger R. (2001): Altes und Neues über die Buchen der Oberpfalz. *LWF aktuell* 31: 30–31
- Striese M. & Heyne P. (2021): Beitrag zur Geschichte der Wiederbesiedlung Deutschlands durch den Elch (*Alces alces*). *Görlitz*. 37 S.
- Stringer A. P. & Gaywood M. J. (2016): The impacts of beavers *Castor* spp. on biodiversity and the ecological basis for their reintroduction to Scotland, UK. *Mammal Review* 46 (4): 270–283. DOI: 10.1111/mam.12068
- Suda M. & Dobler G. (2015): Die Nationalparkdiskussion in Deutschland. Wie lässt sich mit Umfragen manipulieren? *Jahrbuch der Baumpflege*. 19–33
- Sutor A., Schwarz S. & Conraths F. J. (2014): The biological potential of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*, Gray 1834) as an invasive species in Europe—new risks for disease spread? *Acta Theriologica* 59 (1): 49–59. DOI: 10.1007/s13364-013-0138-9
- Suz L. M., Bidartondo M. I., Linde S. & Kuyper T. W. (2021): Ectomycorrhizas and tipping points in forest ecosystems. *New Phytologist* 231 (5): 1700–1707. DOI: 10.1111/nph.17547
- Svenning J.-C. (2002): A review of natural vegetation openness in north-western Europe. *Biological Conservation* 104 (2): 133–148. DOI: 10.1016/S0006-3207(01)00162-8
- Svensson M., Johansson V., Dahlberg A., Frisch A., Thor G. & Ranius T. (2016): The relative importance of stand and dead wood types for wood-dependent lichens in managed boreal forests. *Fungal Ecology* 20: 166–174. DOI: 10.1016/j.funeco.2015.12.010
- Swanson M. E., Franklin J. F., Beschta R. L., Crisafulli C. M., DellaSala D. A., Hutto R. L., Lindenmayer D. B. & Swanson F. J. (2011): The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9 (2): 117–125. DOI: 10.1890/090157
- Tablado Z., Bötsch Y., Powolny T., Massemin S., Zahn S., Jenni-Eiermann S. & Jenni L. (2022): Effect of Human Disturbance on Bird Telomere Length: An Experimental Approach. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 792492. DOI: 10.3389/fevo.2021.792492
- Takolander A., Hickler T., Meller L. & Cabeza M. (2019): Comparing future shifts in tree species distributions across Europe projected by statistical and dynamic process-based models. *Regional Environmental Change* 19 (1): 251–266. DOI: 10.1007/s10113-018-1403-x
- Tandetzki J. & Weimar H. (2022): Holzpreise: Baustoff und Energieträger. *Wirtschaftsdienst* 102 (7): 503–503. DOI: 10.1007/s10273-022-3236-y
- Tedersoo L., Bahram M., Cajthaml T., Pölme S., Hiiesalu I., Anslan S., Harend H., Buegger F., Pritsch K., Koricheva J. & Abarenkov K. (2016): Tree diversity and species identity effects on soil fungi, protists and animals are context dependent. *The ISME Journal* 10 (2): 346–362. DOI: 10.1038/ismej.2015.116
- Temperli C., Bugmann H. & Elkin C. (2013): Cross-scale interactions among bark beetles, climate change, and wind disturbances: a landscape modeling approach. *Ecological Monographs* 83 (3): 383–402. DOI: 10.1890/12-1503.1
- Tester R. & Müller J. P. (2000): Verbreitung und Habitatdifferenzierung der Schläfer (Gliridae) im Unterengadin (Schweiz). *Jahresbericht der Naturforschenden Gesellschaft Graubünden* 109: 93–112
- von Teuffel K. (2001): Waldbauliche Erfahrungen mit der Bewältigung der Sturmschäden von 1990 in Baden-Württemberg. In: J. Huss & M. Hehn (Hrsg.): *Wiederbewaldung von Sturmwurfllächen. Waldbauliche Strategien in Forschung und Praxis. Erfahrungen und Empfehlungen. Freiburger Forstliche Forschung*: 79–87
- Theenhaus A. & Schaefer M. (1995): The effects of clear-cutting and liming on the soil macrofauna of a beech forest. *Forest Ecology and Management* 77 (1–3): 35–51. DOI: 10.1016/0378-1127(95)03580-4
- Thein J. (2020): Preliminary report on the occurrence of *Batrachochytrium salamandrivorans* in the Steigerwald, Bavaria, Germany. *Salamandra* 56 (3): 227–229
- Thiel D., Ménoni E., Brenot J.-F. & Jenni L. (2007a): Effects of Recreation and Hunting on Flushing Distance of Capercaillie. *Journal of Wildlife Management* 71 (6): 1784–1792. DOI: 10.2193/2006-268
- Thiel D., Jenni-Eiermann S., Braunisch V., Palme R. & Jenni L. (2007b): Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach: Ski tourism evokes stress responses in capercaillie. *Journal of Applied Ecology* 45 (3): 845–853. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2008.01465.x
- Thiel D., Jenni-Eiermann S., Palme R. & Jenni L. (2011): Winter tourism increases stress hormone levels in the Capercaillie *Tetrao urogallus*: Tourism and stress in Capercaillies. *Ibis* 153 (1): 122–133. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2010.01083.x
- Thiele J. & Otte A. (2008): Invasion patterns of *Heracleum mantegazzianum* in Germany on the regional and landscape scales. *Journal for Nature Conservation* 16 (2): 61–71. DOI: 10.1016/j.jnc.2007.08.002
- Thiele J., Isermann M., Kollmann J. & Otte A. (2011): Impact scores of invasive plants are biased by disregard of environmental co-variation and non-linearity. *NeoBiota* 10: 65–79. DOI: 10.3897/neobiota.10.1191
- Thierry M., Pardikes N. A., Ximénez-Embún M. G., Proudhom G. & Hrček J. (2022): Multiple parasitoid species enhance top-down control, but parasitoid performance is context-dependent. DOI: 10.1101/2021.07.16.452484
- Thom D. & Seidl R. (2016): Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and

- boreal forests. *Biological Reviews* 91 (3): 760–781. DOI: 10.1111/brv.12193
- Thomas F. M., Rzepecki A. & Werner W. (2022): Non-native Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) in Central Europe: Ecology, performance and nature conservation. *Forest Ecology and Management* 506: 119956. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119956
- Thompson D. G. (2011): Ecological Impacts of Major Forest-Use Pesticides. In: F. Sánchez-Bayo, P. J. van den Brink & R. M. Mann (Hrsg.): *Ecological Impacts of Toxic Chemicals*. Bentham Science Publisher: 88–110
- Thonfeld F., Gessner U., Holzwarth S., Kriese J., da Ponte E., Huth J. & Kuenzer C. (2022): A First Assessment of Canopy Cover Loss in Germany's Forests after the 2018–2020 Drought Years. *Remote Sensing* 14 (3): 562. DOI: 10.3390/rs14030562
- Thorn S., Werner S. A. B., Wohlfahrt J., Bässler C., Seibold S., Quillfeldt P. & Müller J. (2016a): Response of bird assemblages to windstorm and salvage logging – Insights from analyses of functional guild and indicator species. *Ecological Indicators* 65: 142–148. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.06.033
- Thorn S., Bässler C., Bußler H., Lindenmayer D. B., Schmidt S., Seibold S., Wende B. & Müller J. (2016b): Bark-scratching of storm-felled trees preserves biodiversity at lower economic costs compared to debarking. *Forest Ecology and Management* 364: 10–16. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.12.044
- Thorn S., Bässler C., Svoboda M. & Müller J. (2017): Effects of natural disturbances and salvage logging on biodiversity – Lessons from the Bohemian Forest. *Forest Ecology and Management* 388: 113–119. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.06.006
- Thorn S., Bässler C., Brandl R., Burton P. J., Cahall R., Campbell J. L., Castro J., Choi C.-Y., Cobb T., Donato D. C., Durska E., Fontaine J. B., Gauthier S., Hebert C., Hothorn T. et al. (2018): Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. M. Struebig (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 55 (1): 279–289. DOI: 10.1111/1365-2664.12945
- Thorn S., Müller J. & Leverkus A. B. (2019): Preventing European forest diebacks J. Sills (Hrsg.): *Science* 365 (6460): 1388–1388. DOI: 10.1126/science.aaz3476
- Thünen-Institut (2014a): Dritte Bundeswaldinventur – Ergebnisdatenbank. Auftragskürzel: 77Z1JI\_L101of\_2012, Archivierungsdatum: 2014-8-13 16:42:23.590, Überschrift: 1.01 Waldfläche [ha] nach Land und Waldspezifikation Filter: Jahr=2012. <https://bwi.info> (aufgerufen am 24.02.2024)
- Thünen-Institut (2014b): Dritte Bundeswaldinventur – Ergebnisdatenbank. Dritte Bundeswaldinventur (2012). <https://bwi.info> (aufgerufen am 24.02.2024)
- Thünen-Institut (2014c): Dritte Bundeswaldinventur – Ergebnisdatenbank. Auftragskürzel: 77V1PI\_L244mf\_0212\_bi, Archivierungsdatum: 2014-9-23 16:47:18.970, Überschrift: 4.02 Index des Vorrates (Anfang der Auswertungsperiode = 100 %) [%] nach Land und Baumartengruppe Filter: Periode=2002-2012. <https://bwi.info> (aufgerufen am 24.02.2024)
- Thünen-Institut (2014d): Dritte Bundeswaldinventur – Ergebnisdatenbank. Auftragskürzel: 69Z1JI\_L321of\_2012\_L322, Archivierungsdatum: 2014-8-28 13:44:57.920, Überschrift: Waldfläche [ha] nach Bestockungstyp und Bestockungsaufbau Filter: Jahr=2012. <https://bwi.info> (aufgerufen am 24.02.2024)
- Thünen-Institut (2014e): Dritte Bundeswaldinventur – Ergebnisdatenbank. Auftragskürzel: 69Z1JI\_L321of\_2012\_L322, Archivierungsdatum: 2014-8-28 13:44:57.920, Überschrift: 1.09 Waldfläche [ha] nach Land und Bestockungsaufbau, Filter: Jahr=2012. <https://bwi.info> (aufgerufen am 23.02.2024)
- Thünen-Institut (2014f): Dritte Bundeswaldinventur – Ergebnisdatenbank. Auftragskürzel: 77V1PI\_L637mf\_0212\_bi, Archivierungsdatum: 2014-8-5 14:24:44.730, Überschrift: Veränderung des Anteils an der Waldfläche (gemäß Standflächenanteil) [%-Punkte] nach Land und Baumaltersklasse Filter: Periode=2002-2012. <https://bwi.info> (aufgerufen am 24.02.2024)
- Thünen-Institut (2014 g): Dritte Bundeswaldinventur – Ergebnisdatenbank. Auftragskürzel: 77Z1JI\_L101of\_2012, Archivierungsdatum: 2014-8-13 16:42:23.590, Überschrift: Anteil an der Gesamtwaldfläche [%] nach Land und Eigentumsart Filter: Jahr=2012. <https://bwi.info> (aufgerufen am 24.02.2024)
- Thünen-Institut (2014h): Dritte Bundeswaldinventur – Ergebnisdatenbank. Auftragskürzel: 69Z1JI\_L343of\_2012\_L344, Archivierungsdatum: 2014-8-21 17:4:38.353, Überschrift: Anteil der Fläche an der Gesamtfläche Wald+Nichtwald [%] nach Eigentumsart und Naturnähe der Baumartenzusammensetzung der Hauptbestockung Filter: Jahr=2012. <https://bwi.info> (aufgerufen am 24.02.2024)
- Thünen-Institut (2023a): Holzeinschlag und Rohholzverwendung. Thünen: Holzeinschlag und Rohholzverwendung. <https://www.thuenen.de/de/fachinstitute/waldwirtschaft/zahlen-fakten/holzeinschlag-und-rohholzverwendung> (aufgerufen am 24.02.2024)
- Thünen-Institut (2023b): Thünen-Einschlagsrückrechnung. Holzeinschlag und Rohholzverwendung. <https://www.thuenen.de/de/fachinstitute/waldwirtschaft/zahlen-fakten/holzeinschlag-und-rohholzverwendung> (aufgerufen am 24.11.2023)
- Tiebel K., Huth F., Frischbier N. & Wagner S. (2020): Restrictions on natural regeneration of storm-felled spruce sites by silver birch (*Betula pendula* Roth) through limitations in fructification and seed dispersal. *European Journal of Forest Research* 139 (5): 731–745. DOI: 10.1007/s10342-020-01281-9
- Tiebel M., Mölder A. & Plieninger T. (2022): Conservation perspectives of small-scale private forest owners in Europe: A systematic review. *Ambio* 51 (4): 836–848. DOI: 10.1007/s13280-021-01615-w
- Tiemann D. (1912): Begründung der Mischbestände von Fichten und Buchen, sowie von Kiefern und Buchen, als wichtigste Massregel zur Vorbeugung bzw. Verminderung der den reinen Beständen jener Nadelhölzer drohenden Gefahren und zur Besserung des Bodens. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 34 (6): 297–309. DOI: 10.1007/BF01864097
- Tift S. (1985): Requiem for the forest. *Time* 126: 46–53

- Titze A., Hepting C., Hollmann V., Jeske L., Leyer I., Liepelt S., Peters A. & Weise J. (2020): Wilde Arnika. Ein Leitfa-  
den für die Praxis. Botanischer Garten der Philipps-Uni-  
versität Marburg. Marburg. 229 S.
- Toivio J., Helmisaari H.-S., Palviainen M., Lindeman H., Ala-  
Ilomäki J., Sirén M. & Uusitalo J. (2017): Impacts of tim-  
ber forwarding on physical properties of forest soils in  
southern Finland. *Forest Ecology and Management* 405:  
22–30. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.09.022
- Tolvanen A., Routavaara H., Jokikokko M. & Rana P. (2023):  
How far are birds, bats, and terrestrial mammals displaced  
from onshore wind power development? – A systematic  
review. *Biological Conservation* 288: 110382. DOI: 10.1016/j.  
biocon.2023.110382
- Tomao A., Antonio Bonet J., Castaño C. & de-Miguel S.  
(2020): How does forest management affect fungal di-  
versity and community composition? Current knowledge  
and future perspectives for the conservation of forest  
fungi. *Forest Ecology and Management* 457: 117678. DOI:  
10.1016/j.foreco.2019.117678
- Tonin A. M., Pozo J., Monroy S., Basaguren A., Pérez J., Gon-  
çalves J. F., Pearson R., Cardinale B. J. & Boyero L. (2018):  
Interactions between large and small detritivores influence  
how biodiversity impacts litter decomposition. E. O’Gor-  
man (Hrsg.): *Journal of Animal Ecology* 87 (5): 1465–1474.  
DOI: 10.1111/1365-2656.12876
- Tost D., Strauß E., Jung K. & Siebert U. (2020): Impact of  
tourism on habitat use of black grouse (*Tetrao tetrix*) in  
an isolated population in northern Germany. B.-S. Yue  
(Hrsg.): *PLOS ONE* 15 (9): e0238660. DOI: 10.1371/journal.  
pone.0238660
- Trusch R., Gelbrecht J., Schmidt A., Schönborn C., Schuma-  
cher H., Wegner H. & Wolf W. (2011): Rote Liste und Ge-  
samtartenliste der Spanner, Eulenspinner und Sichelflügler  
(Lepidoptera: Geometridae et Drepanidae) Deutschlands.  
In: M. Binot-Hafke, S. Balzer, N. Becker, H. Gruttke, H.  
Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M.  
Strauch (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und  
Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). Na-  
turschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirt-  
schaftsverlag): 285–324
- Trzcinski M. K., Fahrig L. & Merriam G. (1999): Independent  
effects of forest cover and fragmentation on the distribu-  
tion of forest breeding birds. *Ecological Applications* 9 (2):  
586–593. DOI: 10.1890/1051-0761(1999)009[0586:IEOF-  
CA]2.0.CO;2
- Tsvetanov N., Dountchev A., Panayotov M., Zhelev P., Bebi P.  
& Yurukov S. (2018): Short- and long-term natural regener-  
ation after windthrow disturbances in Norway spruce for-  
ests in Bulgaria. *iForest – Biogeosciences and Forestry* 11  
(5): 675–684. DOI: 10.3832/ifer2754-011
- Tukia H., Kuuluvainen T. & Aapala K. (2004): Ecological res-  
toration of forested ecosystems in Finland. In: J. Stanturf  
& P. Madsen (Hrsg.): *Restoration of Boreal and Temperate  
Forests. Integrative Studies in Water Management & Land  
Deve*. CRC Press: 285–298
- Turner M. G., Romme W. H. & Tinker D. B. (2003): Surpri-  
ses and lessons from the 1988 Yellowstone fires.  *Fron-  
tiers in Ecology and the Environment* 1 (7): 351–358. DOI:  
10.1890/1540-9295(2003)001[0351:SALFTY]2.0.CO;2
- UBA – Umweltbundesamt (2002): Bestandsaufnahme und  
Bewertung von Neozoen in Deutschland. Berlin
- UBA – Umweltbundesamt (2003): Ökonomische Folgen der  
Ausbreitung von Neobiota. Umweltbundesamt. 248 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2018): Auswirkungen der Schwer-  
metall-Emissionen auf Luftqualität und Ökosysteme in  
Deutschland – Quellen, Transport, Eintrag, Gefährdungs-  
potenzial Teil 2: Integrative Datenanalyse. 257 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2021): Abschlussbericht Entwick-  
lung und Test von Methoden zur Messung der nassen  
Quecksilberdeposition unter dem Kronendach von Wäl-  
dern. Dessau-Roßlau. 137 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2023a): Stickstoffoxid-Emissionen.  
Umweltbundesamt. [https://www.umweltbundesamt.de/  
daten/luft/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland/stick-  
stoffoxid-emissionen#entwicklung-seit-1990](https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland/stickstoffoxid-emissionen#entwicklung-seit-1990) (aufgerufen  
am 21.05.2023)
- UBA – Umweltbundesamt (2023b): Schwefeldioxid-Emissio-  
nen. Umweltbundesamt. [https://www.umweltbundesamt.  
de/daten/luft/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland/  
schwefeldioxid-emissionen#entwicklung-seit-1990](https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland/schwefeldioxid-emissionen#entwicklung-seit-1990) (aufge-  
rufen am 22.05.2023)
- UBA – Umweltbundesamt (2023c): Schwermetall-Emissio-  
nen. Umweltbundesamt. [https://www.umweltbundesamt.  
de/daten/luft/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland/  
schwermetall-emissionen#entwicklung-seit-1990](https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland/schwermetall-emissionen#entwicklung-seit-1990) (aufgeru-  
fen am 21.05.2023)
- Uhl B., Krah F.-S., Baldrian P., Brandl R., Hagge J., Müller  
J., Thorn S., Vojtech T. & Bässler C. (2022): Snags, logs,  
stumps, and microclimate as tools optimizing deadwood  
enrichment for forest biodiversity. *Biological Conservation*  
270: 109569. DOI: 10.1016/j.biocon.2022.109569
- Ulrich B. (1986a): Die Rolle der Bodenversauerung beim  
Waldsterben. Langfristige Konsequenzen und forstliche  
Möglichkeiten. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 105  
(1): 421–435. DOI: 10.1007/BF02741750
- Ulrich B. (1986b): Natural and anthropogenic components of  
soil acidification. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und  
Bodenkunde* 149 (6): 702–717
- UM BW – Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirt-  
schaft Baden-Württemberg (2021): Weiterer Goldschakal-  
Nachweis in Baden-Württemberg. [https://um.baden-wu-  
erttemberg.de/de/presse-service/presse/pressemitteilung/  
pid/weiterer-goldschakal-nachweis-in-baden-wuerttem-  
berg](https://um.baden-wuerttemberg.de/de/presse-service/presse/pressemitteilung/pid/weiterer-goldschakal-nachweis-in-baden-wuerttemberg) (aufgerufen am 19.07.2023)
- Umhauer D. & Sotirov M. (2019a): Wälder mit natürlicher  
Entwicklung. Eine Politikfeldanalyse der Konflikte um das  
waldbezogene 5 %-Ziel der Nationalen Strategie zur biolo-  
gischen Vielfalt. In: H. Korn & Dünnfelder (Hrsg.): Treff-  
punkt Biologische Vielfalt XVII. Interdisziplinärer For-  
schungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über  
die biologische Vielfalt. BfN-Skripten. Bundesamt für Na-  
turschutz. Bonn: 133–138
- Umhauer D. & Sotirov M. (2019b): Warum wird in Deutsch-  
land noch immer über Flächenstilllegungen im Wald ge-  
stritten? *AFZ – Der Wald* 43–45

- Unterseher M., Morawetz W., Klotz S. & Arndt E. (2007): The canopy of a temperate floodplain forest. Results from five years of research at the Leipzig Canopy Crane. Universitätsverlag, Leipzig
- Upshus L., Lüpke M., Yuan Y., Benjamin C., Englmeier J., Fricke U., Ganuza C., Schwindl M., Uhler J. & Menzel A. (2021): Climate Effects on Vertical Forest Phenology of *Fagus sylvatica* L., Sensed by Sentinel-2, Time Lapse Camera, and Visual Ground Observations. *Remote Sensing* 13 (19): 3982. DOI: 10.3390/rs13193982
- Urigoiti J., Messier C., Keeton W.S. & Paquette A. (2023): Tree community overyielding during early stand development is explained by asymmetric species-specific responses to diversity. *Functional Ecology* 37 (10): 2621–2633. DOI: 10.1111/1365-2435.14414
- Urvois T., Auger-Rozenberg M. A., Roques A., Rossi J.P. & Kerdelhue C. (2021): Climate change impact on the potential geographical distribution of two invading *Xylosandrus ambrosia* beetles. *Scientific Reports* 11 (1): 1339. DOI: 10.1038/s41598-020-80157-9
- Usbeck T. (2015): Wintersturmschäden im Schweizer Wald von 1865 bis 2014. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 166 (3): 184–190. DOI: 10.3188/szf.2015.0184
- de Valck J., Vlaeminck P., Broeckx S., Liekens I., Aertsens J., Chen W. & Vranken L. (2014): Benefits of clearing forest plantations to restore nature? Evidence from a discrete choice experiment in Flanders, Belgium. *Landscape and Urban Planning* 125: 65–75. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2014.02.006
- Valtonen A., Hirka A., Szócs L., Ayres M. P., Roininen H. & Csóka G. (2017): Long-term species loss and homogenization of moth communities in Central Europe. B. Woodcock (Hrsg.): *Journal of Animal Ecology* 86 (4): 730–738. DOI: 10.1111/1365-2656.12687
- Vanbergen A. J., Watt A. D., Mitchell R., Truscott A.-M., Palmer S. C. F., Ivits E., Eggleton P., Jones T. H. & Sousa J. P. (2007): Scale-specific correlations between habitat heterogeneity and soil fauna diversity along a landscape structure gradient. *Oecologia* 153 (3): 713–725. DOI: 10.1007/s00442-007-0766-3
- Vandekerckhove K., De Keersmaeker L., Menke N., Meyer P. & Verschelde P. (2009): When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *Forest Ecology and Management* 258 (4): 425–435. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.01.055
- Vandekerckhove K., De Keersmaeker L., Walley R., Köhler F., Crevecoeur L., Govaere L., Thomaes A. & Verheyen K. (2012): Reappearance of old growth elements in lowland woodlands in northern Belgium: do the associated species follow? *Silva Fennica* 45: 909–935
- Vandekerckhove K., Thomaes A., De Keersmaeker L., van de Kerckhove P., Onkelinx T., van Calster H. & Verheyen K. (2021): Enjoying tranquility – Development of ground vegetation after cessation of management in forests on loamy soils in Flanders (Belgium). J. Paruelo (Hrsg.): *Applied Vegetation Science* 24 (3): DOI: 10.1111/avsc.12593
- Vangansbeke P., De Schrijver A., De Frenne P., Verstraeten A., Gorissen L. & Verheyen K. (2015): Strong negative impacts of whole tree harvesting in pine stands on poor, sandy soils: A long-term nutrient budget modelling approach. *Forest Ecology and Management* 356: 101–111. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.07.028
- Vanha-Majamaa I., Lilja S., Ryömä R., Kotiaho J. S., Laaka-Lindberg S., Lindberg H., Puttonen P., Tamminen P., Toivanen T. & Kuuluvainen T. (2007): Rehabilitating boreal forest structure and species composition in Finland through logging, dead wood creation and fire: The EVO experiment. *Forest Ecology and Management* 250 (1–2): 77–88. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.03.012
- Veddeler D., Tylianakis J., Tscharrntke T. & Klein A.-M. (2010): Natural enemy diversity reduces temporal variability in wasp but not bee parasitism. *Oecologia* 162 (3): 755–762. DOI: 10.1007/s00442-009-1491-x
- Vélez J., McShea W., Shamon H., Castiblanco-Camacho P. J., Tabak M. A., Chalmers C., Fergus P. & Fieberg J. (2023): An evaluation of platforms for processing camera-trap data using artificial intelligence. *Methods in Ecology and Evolution* 14 (2): 459–477. DOI: 10.1111/2041-210X.14044
- Venette R. C. & Hutchison W. D. (2021): Invasive Insect Species: Global Challenges, Strategies & Opportunities. *Frontiers in Insect Science* 1: 650520. DOI: 10.3389/finsec.2021.650520
- Vielmetter W. (1958): Physiologie des Verhaltens zur Sonnenstrahlung bei dem Tagfalter *Argynnis paphia* L.—I. *Journal of Insect Physiology* 2 (1): 13–37. DOI: 10.1016/0022-1910(58)90025-8
- Vila M., Tessier M., Suehs C. M., Brundu G., Carta L., Galanidis A., Lambdon P., Manca M., Medail F., Moragues E., Traveset A., Troumbis A. Y. & Hulme P. E. (2006): Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. *Journal of Biogeography* 33 (5): 853–861. DOI: 10.1111/j.1365-2699.2005.01430.x
- Viljur M.-L. & Teder T. (2018): Disperse or die: Colonisation of transient open habitats in production forests is only weakly dispersal-limited in butterflies. *Biological Conservation* 218: 32–40. DOI: 10.1016/j.biocon.2017.12.006
- Visser M. E., Perdeck A. C., van Balen J. H. & Both C. (2009): Climate change leads to decreasing bird migration distances. *Global Change Biology* 15 (8): 1859–1865. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.01865.x
- Vockenhuber E. A., Scherber C., Langenbruch C., Meißner M., Seidel D. & Tscharrntke T. (2011): Tree diversity and environmental context predict herb species richness and cover in Germany's largest connected deciduous forest. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 13 (2): 111–119. DOI: 10.1016/j.ppees.2011.02.004
- Vogel S., Gossner M. M., Mergner U., Müller J. & Thorn S. (2020): Optimizing enrichment of deadwood for biodiversity by varying sun exposure and tree species: An experimental approach. L. Cheng (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 57 (10): 2075–2085. DOI: 10.1111/1365-2664.13648
- Vogel S., Bussler H., Finnberg S., Müller J., Stengel E. & Thorn S. (2021): Diversity and conservation of saproxylic beetles in 42 European tree species: an experimental approach using early successional stages of branches. *Insect Conservation and Diversity* 14 (1): 132–143. DOI: 10.1111/icad.12442

- Vollmuth D. (2021): Die Nachhaltigkeit und der Mittelwald. Eine interdisziplinäre vegetationskundlich-forsthistorische Analyse – oder: Die pflanzensoziologisch-naturschutzfachlichen Folgen von Mythen, Macht und Diffamierungen. Göttingen University Press. Göttingen
- Vollmuth D. (2022): The changing perception of coppice with standards in German forestry literature up to the present day – From a universal solution to a defamed and overcome evil – and back? *Trees, Forests and People* 10: 100338. DOI: 10.1016/j.tfp.2022.100338
- Vor T., Nehring S., Bolte A. & Höltermann A. (2016): Bewertung invasiver Baumarten im Naturschutz und in der Forstwirtschaft. Widersprüche und Gemeinsamkeiten. In: F. Krumm & L. Vitkova (Hrsg.): *Eingeführte Baumarten in europäischen Wäldern. Chancen und Herausforderungen*. European Forest Institute: 456
- Vuidot A., Paillet Y., Archaux F. & Gosselin F. (2011): Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation* 144 (1): 441–450. DOI: 10.1016/j.biocon.2010.09.030
- Wachlin V. & Bolz R. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Eulenfalter, Trägspinner und Graueulchen (Lepidoptera: Noctuoidea) Deutschlands. In: M. Binot-Hafke, S. Balzer, N. Becker, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Strauch (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1)*. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 197–239
- Wagner N., Lötters S., Feldmeier S., Beninde J., Bredimus K., Christiansen D. C., Ewen J., Feiler L., Fichera G., Fontaine B., Kolwelter C., Harms W., Hildebrandt F., Keltsch F., Martens A. et al. (2009): Aktueller Kenntnisstand zur Verbreitung des Erregers der Salamanderpest (*Batrachochytrium salamandrivorans*) in Rheinland-Pfalz. *Dendrocybus* 46: 35–66
- Walmsley J. D. & Godbold D. L. (2010): Stump Harvesting for Bioenergy – A Review of the Environmental Impacts. *Forestry* 83 (1): 17–38. DOI: 10.1093/forestry/cpp028
- Walthert L., Ganthaler A., Mayr S., Saurer M., Waldner P., Walser M., Zweifel R. & von Arx G. (2021): From the comfort zone to crown dieback: Sequence of physiological stress thresholds in mature European beech trees across progressive drought. *Science of The Total Environment* 753: 141792. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141792
- Wan N.-F., Zheng X.-R., Fu L.-W., Kiær L. P., Zhang Z., Chaplin-Kramer R., Dainese M., Tan J., Qiu S.-Y., Hu Y.-Q., Tian W.-D., Nie M., Ju R.-T., Deng J.-Y., Jiang J.-X. et al. (2020): Global synthesis of effects of plant species diversity on trophic groups and interactions. *Nature Plants* 6 (5): 503–510. DOI: 10.1038/s41477-020-0654-y
- Warren M. S., Maes D., van Swaay C. A. M., Goffart P., van Dyck H., Bourn N. A. D., Wynhoff I., Hoare D. & Ellis S. (2021): The decline of butterflies in Europe: Problems, significance, and possible solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118 (2): e2002551117. DOI: 10.1073/pnas.2002551117
- Wasserthal L. T. (1975): The rôle of butterfly wings in regulation of body temperature. *Journal of Insect Physiology* 21 (12): 1921–1930. DOI: 10.1016/0022-1910(75)90224-3
- Watson J. E. M., Evans T., Venter O., Williams B., Tulloch A., Stewart C., Thompson I., Ray J. C., Murray K., Salazar A., McAlpine C., Potapov P., Walston J., Robinson J. G., Painter M. et al. (2018): The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature Ecology & Evolution* 2 (4): 599–610. DOI: 10.1038/s41559-018-0490-x
- WBW – Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft & Wissenschaftlicher Beirat Biodiversität und Genetische Ressourcen (2020): *Wege zu einem effizienten Waldnaturschutz in Deutschland*. Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik und Wissenschaftlicher Beirat Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMEL. Berlin. 62 S.
- WBW – Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2021a): *Die Anpassung von Wäldern und Waldwirtschaft an den Klimawandel*. Gutachten des Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Berlin
- WBW – Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2021b): *Mehr als »Gute fachliche Praxis«*. Vorschlag für eine anpassungsfähige Governance zum Erhalt resilienter Wälder und ihrer Ökosystemleistungen in Zeiten des globalen Wandels. Stellungnahme. Berlin. 14 S.
- Weber D., Roth T., Tesini C. & Thiel D. (2018): Widespread distribution of *Pine martens* (*Martes martes*) in a fragmented suburban landscape. *Mammal Research* 63 (3): 349–356. DOI: 10.1007/s13364-018-0363-3
- Weed A. S., Ayres M. P. & Hicke J. A. (2013): Consequences of climate change for biotic disturbances in North American forests. *Ecological Monographs* 83 (4): 441–470. DOI: 10.1890/13-0160.1
- Weigel R., Bat-Enerel B., Dulamsuren C., Muffler L., Weithmann G. & Leuschner C. (2023): Summer drought exposure, stand structure, and soil properties jointly control the growth of European beech along a steep precipitation gradient in northern Germany. *Global Change Biology* 29 (3): 763–779. DOI: 10.1111/gcb.16506
- Weimar H. (2020): *Holzbilanzen 2017 bis 2019 für die Bundesrepublik Deutschland*. Johann Heinrich von Thünen-Institut. DE
- Weimar H. & Iost S. (2020): *Bioökonomie – Fossil war gestern*. *Unser Wald* 2: 24–27
- Weiße M. (1998): Kaputtgeschützt? Zur Kontroverse um die Erweiterung des Nationalparks Bayerischer Wald. *Geographische Rundschau* 50 (9): 522–527
- Weldon J., Merder J., Ferretti M. & Grandin U. (2022): Nitrogen deposition causes eutrophication in bryophyte communities in central and northern European forests. *Annals of Forest Science* 79 (1): 24. DOI: 10.1186/s13595-022-01148-6
- Wellbrock N., Eickenscheidt N., Hilbrig L., Dühnelt P.-E., Holzhausen M., Bauer A., Dammann I., Strich S., Engels F. & Wauer A. (2018): *Leitfaden und Dokumentation zur Waldzustandserhebung in Deutschland*. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig
- Wellbrock N., Eickenscheidt N., Grüneberg E. & Bögelein R. (2019): *Environmental Settings and Their Changes in the*

- Last Decades. In: N. Wellbrock & A. Bolte (Hrsg.): Status and Dynamics of Forests in Germany. Ecological Studies. Springer International Publishing. Cham: 29–54
- Wellbrock N., Makowski V., Bielefeldt J., Dühnel P.-E., Grüneberg E., Bienert O., Blum U., Drescher-Larres K., Eickenscheidt N., Evers J., Falk W., Greve M., Hartmann P., Henry J., Jacob F. et al. (2022): Arbeitsanleitung für die dritte Bodenzustandserhebung im Wald (BZE III). Manual on the third Soil Inventory in Forests. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig. 237 S.
- Welle T., Knut S. & Bohr Y. (2018): Alternativer Waldzustandsbericht. Eine Waldökosystemtypen-basierte Analyse des Waldzustandes in Deutschland anhand naturschutzfachlicher Kriterien. Naturwald Akademie. 260
- Wen Z., Zheng H., Zhao H. & Ouyang Z. (2021): The mediatory roles of species diversity and tree height diversity: Linking the impact of land-use intensity to soil erosion. *Land Degradation & Development* 32 (3): 1127–1134. DOI: 10.1002/ldr.3646
- Wermelinger B., Epper C., Kenis M., Ghosh S. & Holdenrieder O. (2012): Emergence patterns of univoltine and bivoltine *Ips typographus* (L.) populations and associated natural enemies: Emergence of *Ips typographus* and natural enemies. *Journal of Applied Entomology* 136 (3): 212–224. DOI: 10.1111/j.1439-0418.2011.01629.x
- Westekemper K., Reinecke H., Signer J., Meißner M., Herzog S. & Balkenhol N. (2018): Stay on trails – effects of human recreation on the spatiotemporal behavior of red deer *Cervus elaphus* in a German national park. *Wildlife Biology* 2018 (1): 1–9. DOI: 10.2981/wlb.00403
- Westrich P., Frommer U., Mandery K., Riemann H., Ruhnke H., Saure C. & Voith J. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen (Hymenoptera, Apidae) Deutschlands. In: M. Binot-Hafke, S. Balzer, N. Becker, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 373–416
- Wildermuth B., Dönges C., Matevski D., Penanhoat A., Seifert C. L., Seidel D., Scheu S. & Schuldt A. (2023): Tree species identity, canopy structure and prey availability differentially affect canopy spider diversity and trophic composition. *Oecologia* 203 (1–2): 37–51. DOI: 10.1007/s00442-023-05447-1
- Willdenow C. L. (1796): Berlinische Baumzucht, oder Beschreibung der in den Gärten um Berlin, im Freien ausdauernden Bäume und Sträucher, für Gartenliebhaber und Freunde der Botanik. Naucksche Buchdruckerei. Berlin. 239 S.
- Williams M. (2000): Dark ages and dark areas: global deforestation in the deep past. *Journal of Historical Geography* 26 (1): 28–46. DOI: 10.1006/jhge.1999.0189
- Willig J. (2003): Biodiversität in hessischen Naturwaldreservaten. *Forst und Holz* 58: 445–449
- Winkel G. (2007): Waldnaturschutzpolitik in Deutschland. Bestandsaufnahme, Analysen und Entwurf einer Story-Line. 1. Aufl. Kessel. Remagen. 560 S.
- Winkel G. & Sotirov M. (2011): An obituary for national forest programmes? Analyzing and learning from the strategic use of »new modes of governance« in Germany and Bulgaria. *Forest Policy and Economics* 13 (2): 143–154. DOI: 10.1016/j.forpol.2010.06.005
- Winkel G., Gleißner J., Pistorius T., Sotirov M. & Storch S. (2011): The sustainably managed forest heats up: discursive struggles over forest management and climate change in Germany. *Critical Policy Studies* 5 (4): 361–390. DOI: 10.1080/19460171.2011.628002
- Winkel G. & Sotirov M. (2016): Whose integration is this? European forest policy between the gospel of coordination, institutional competition, and a new spirit of integration. *Environment and Planning C: Government and Policy* 34 (3): 496–514. DOI: 10.1068/c1356j
- Winkel G., Borrass L., Maier C., Meyer P., Petereit A., Rehbinder E. & Spellmann H. (2017): Naturschutz im Landeswald. Ergebnis und Schlussfolgerung. *AFZ – Der Wald* 11: 38–39
- Winkelbauer J. (2012): Standortvariabilität von Radiocäsium (137 Cs) in Waldböden Bayerns unter besonderer Berücksichtigung der Humusvariabilität. Technische Universität München. Freising-Weihenstephan
- Winter K. (1990): Auswirkungen der Waldkalkung auf oberirdisch lebende Insekten. *Forst und Holz* 45: 148–151
- Winter K., Bogenschütz H., Dorda D., Dorow W. H. O., Flechtner G., Graefe U., Köhler F., Menke N., Schauer-mann J., Schubert H., Schulz U. & Tauchert J. (1999): Programm zur Untersuchung der Fauna in Naturwäldern. IHW-Verl. Eching. 61 S.
- Winter M.-B., Ammer C., Baier R., Donato D. C., Seibold S. & Müller J. (2015): Multi-taxon alpha diversity following bark beetle disturbance: Evaluating multi-decade persistence of a diverse early-seral phase. *Forest Ecology and Management* 338: 32–45. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.11.019
- Winter M.-B., Bässler C., Bernhardt-Römermann M., Krah F.-S., Schaefer H., Seibold S. & Müller J. (2017): On the structural and species diversity effects of bark beetle disturbance in forests during initial and advanced early-seral stages at different scales. *European Journal of Forest Research* 136 (2): 357–373. DOI: 10.1007/s10342-017-1037-4
- Winter S., Flade M., Schumacher H., Kerstan E. & Möller G. (2005): The importance of near-natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. *Forest Snow and Landscape Research*. 127–144
- Winter S. (2006): Naturnähe-Indikatoren für Tiefland-Buchenwälder. *Forstarchiv* 77: 94–101
- Winter S. & Möller G. C. (2008): Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255 (3–4): 1251–1261. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.10.029
- Winter S., Borrass L., Geitzenauer M., Blondet M., Breibeck R., Weiss G. & Winkel G. (2014): The impact of Natura 2000 on forest management: a socio-ecological analysis in the continental region of the European Union. *Biodiversity and Conservation* 23 (14): 3451–3482. DOI: 10.1007/s10531-014-0822-3
- Wirth C., Messier C., Bergeron Y., Frank D. & Fankhänel A. (2009): Old-Growth Forest Definitions: a Pragmatic View.

- In: C. Wirth, G. Gleixner & M. Heimann (Hrsg.): Old-Growth Forests. Ecological Studies. Springer Berlin Heidelberg. Berlin/Heidelberg: 11–33
- Wirth C. & Lichstein J. W. (2009): The Imprint of Species Turnover on Old-Growth Forest Carbon Balances – Insights From a Trait-Based Model of Forest Dynamics. In: C. Wirth, G. Gleixner & M. Heimann (Hrsg.): Old-Growth Forests. Ecological Studies. Springer Berlin Heidelberg. Berlin/Heidelberg: 81–113
- Wirth V., Hauck M., von Brackel W., Cezanne R., de Bruyn U., Dürhammer O., Eichler M., Gnüchtel A., John V., Litterski B., Otte V., Schiefelbein U., Scholz P., Schultz M., Stordeur R. et al. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. In: G. Ludwig & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 6: Pilze (Teil 2) – Flechten und Myxomyceten. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 7–122
- Wirtz R., Harth H., Süßmilch G. & Braunberger C. (2014): Leitlinien zur Errichtung von Horstschutzzonen für geschützte Vogelarten im Saarland. Vereinbarung zwischen SaarForst, NABU, Ornithologischer Beobachterring Saar e. V. und Saarländischer Privatwaldbesitzerverband
- Wisskirchen R. & Adolphi K. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Mit Chromosomenatlas von Focke Albers. Ulmer. Stuttgart. 765 S.
- Wittich W. (1951): Der Einfluß der Streunutzung auf den Boden. Forstwissenschaftliches Centralblatt 70 (2): 65–92
- Wittig R., Ballach H. & Brandt C. J. (1985): Increase of number of acid indicators in the herb layer of the millet grass-beech forest of the Westphalian Bight. Angewandte Botanik 59: 219–232
- Wohlgemuth L., Rautio P., Ahrends B., Russ A., Vesterdal L., Waldner P., Timmermann V., Eickenscheidt N., Fürst A., Greve M., Roskams P., Thimonier A., Nicolas M., Kowalska A., Ingerslev M. et al. (2022): Physiological and climate controls on foliar mercury uptake by European tree species. Biogeosciences 19 (5): 1335–1353. DOI: 10.5194/bg-19-1335-2022
- Wohlgemuth T., Jentsch-Beierkuhnlein A. & Seidl R. (Hrsg.) (2019): Störungsökologie. 1. Auflage. Haupt Verlag. Bern. 396 S.
- Wölfel M., Bufka L., Cerveny J., Koubek P., Heurich M., Habel H., Huber T. & Poost W. (2001): Distribution and status of lynx in the border region between Czech Republic, Germany and Austria. Acta theriologica 46 (2): 181–194
- Wölfling M., Uhl B. & Fiedler K. (2019): Multi-decadal surveys in a Mediterranean forest reserve – do succession and isolation drive moth species richness? Nature Conservation 35: 25–40. DOI: 10.3897/natureconservation.35.32934
- Work T. T., Brais S. & Harvey B. D. (2014): Reductions in downed deadwood from biomass harvesting alter composition of spiders and ground beetle assemblages in jack-pine forests of Western Quebec. Forest Ecology and Management 321: 19–28. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.06.021
- Wright J. P., Jones C. G. & Flecker A. S. (2002): An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. Oecologia 132 (1): 96–101. DOI: 10.1007/s00442-002-0929-1
- Wu D., Li T. & Wan S. (2013): Time and litter species composition affect litter-mixing effects on decomposition rates. Plant and Soil 371 (1–2): 355–366. DOI: 10.1007/s11104-013-1697-x
- Wulf A. & Graser E. (1996): Gypsy moth outbreaks in Germany and neighboring countries. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes 48 (12): 265–265
- Yakovlev I. A., Carneros E., Lee Y., Olsen J. E. & Fossdal C. G. (2016): Transcriptional profiling of epigenetic regulators in somatic embryos during temperature induced formation of an epigenetic memory in Norway spruce. Planta 243 (5): 1237–1249. DOI: 10.1007/s00425-016-2484-8
- Yan P., Zhang J., He N., Zhang W., Liu C. & Fernández-Martínez M. (2023): Functional diversity and soil nutrients regulate the interannual variability in gross primary productivity. Journal of Ecology 111 (5): 1094–1106. DOI: 10.1111/1365-2745.14082
- Yang S., Limpens J., Sterck F. J., Sass-Klaassen U., Cornelissen J. H. C., Hefting M., van Logtestijn R. S. P., Goudzwaard L., Dam N., Dam M., Veerkamp M. T., van den Berg B., Brouwer E., Chang C. & Poorter L. (2021): Dead wood diversity promotes fungal diversity. Oikos 130 (12): 2202–2216. DOI: 10.1111/oik.08388
- Yu H., Wang T., Skidmore A., Heurich M., Bässler C. & Kivlin S. (2021): The critical role of tree species and human disturbance in determining the macrofungal diversity in Europe. Global Ecology and Biogeography 30 (10): 2084–2100. DOI: 10.1111/geb.13372
- Yuan Z., Ali A., Ruiz-Benito P., Jucker T., Mori A. S., Wang S., Zhang X., Li H., Hao Z., Wang X. & Loreau M. (2020): Above- and below-ground biodiversity jointly regulate temperate forest multifunctionality along a local-scale environmental gradient. E. Allan (Hrsg.): Journal of Ecology 108 (5): 2012–2024. DOI: 10.1111/1365-2745.13378
- Zachos F. E., Ben Slimen H., Hackländer K., Giacometti M. & Suchentrunk F. (2010): Regional genetic *in situ* differentiation despite phylogenetic heterogeneity in Alpine mountain hares. Journal of Zoology 282 (1): 47–53. DOI: 10.1111/j.1469-7998.2010.00710.x
- Zaifman J., Shan D., Ay A. & Jimenez A. G. (2017): Shifts in Bird Migration Timing in North American Long-Distance and Short-Distance Migrants Are Associated with Climate Change. International Journal of Zoology 2017: 1–9. DOI: 10.1155/2017/6025646
- Zechmeister-Boltenstern S., Michel K. & Pfeffer M. (2011): Soil microbial community structure in European forests in relation to forest type and atmospheric nitrogen deposition. Plant and Soil 343 (1–2): 37–50. DOI: 10.1007/s11104-010-0528-6
- Zehetmair T., Müller J., Runkel V., Stahlschmidt P., Winter S., Zharov A. & Gruppe A. (2015): Poor effectiveness of Natura 2000 beech forests in protecting forest-dwelling bats. Journal for Nature Conservation 23: 53–60. DOI: 10.1016/j.jnc.2014.07.003
- Zeit J., Fell H. & Roßkopf N. (2015): Aktuelle Zahlen zur Verbreitung der organischen Böden inklusive Moore in Deutschland sowie der darin gespeicherten Menge an or-

- ganischem Kohlenstoff. TELMA – Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde 45: 175–178. DOI: 10.23689/figeo-2901
- Zeller L., Ammer Ch., Annighöfer P., Biber P., Marshall J., Schütze G., del Río Gaztelurrutia M. & Pretzsch H. (2017): Tree ring wood density of Scots pine and European beech lower in mixed-species stands compared with monocultures. *Forest Ecology and Management* 400: 363–374. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.06.018
- Zeller L. & Pretzsch H. (2019): Effect of forest structure on stand productivity in Central European forests depends on developmental stage and tree species diversity. *Forest Ecology and Management* 434: 193–204. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.12.024
- Zeller L., Baumann C., Gonin P., Heidrich L., Keye C., Konrad F., Larrieu L., Meyer P., Sennhenn-Reulen H., Müller J., Schall P. & Ammer C. (2022): Index of biodiversity potential (IBP) versus direct species monitoring in temperate forests. *Ecological Indicators* 136: 108692. DOI: 10.1016/j.ecolind.2022.108692
- Zeller L., Förster A., Keye C., Meyer P., Roschak C. & Ammer C. (2023): What does literature tell us about the relationship between forest structural attributes and species richness in temperate forests? – A review. *Ecological Indicators* 153: 110383. DOI: 10.1016/j.ecolind.2023.110383
- Zelles L., Scheunert I. & Kreutzer K. (1987): Effect of artificial irrigation, acid precipitation and liming on the microbial activity in soil of a spruce forest. *Biology and Fertility of Soils* 4 (3): DOI: 10.1007/BF00256987
- Zeppenfeld T., Svoboda M., DeRose R. J., Heurich M., Müller J., Čížková P., Starý M., Bače R. & Donato D. C. (2015): Response of mountain *Picea abies* forests to stand-replacing bark beetle outbreaks: neighbourhood effects lead to self-replacement. H. Bugmann (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 52 (5): 1402–1411. DOI: 10.1111/1365-2664.12504
- Zerbe S., Annighöfer P., Mölder I., Schneider H., Terwei A. & Ammer C. (2020): Biosphere Reserves als Reallabore für ein nachhaltiges Management von nicht einheimischen Pflanzenarten. In: A. Borsdorf, M. Jungmeier, V. Braun & K. Heinrich (Hrsg.): *Biosphäre 4.0*. Springer Berlin Heidelberg. Berlin/Heidelberg: 239–254
- Zeuss D., Brandl R., Brändle M., Rahbek C. & Brunzel S. (2014): Global warming favours light-coloured insects in Europe. *Nature Communications* 5 (1): 3874. DOI: 10.1038/ncomms4874
- Zhang Q., He D., Wu H., Shi W. & Chen C. (2018): Local-scale determinants of arboreal spider beta diversity in a temperate forest: roles of tree architecture, spatial distance, and dispersal capacity. *PeerJ* 6: e5596. DOI: 10.7717/peerj.5596
- Zhang S., Landuyt D., Verheyen K. & De Frenne P. (2022): Tree species mixing can amplify microclimate offsets in young forest plantations. *Journal of Applied Ecology* 59 (6): 1428–1439. DOI: 10.1111/1365-2664.14158
- Ziesche T. M. & Roth M. (2008): Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? *Forest Ecology and Management* 255 (3–4): 738–752. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.09.060
- Zimmer M., Kautz G. & Topp W. (2005): Do woodlice and earthworms interact synergistically in leaf litter decomposition? *Functional Ecology* 19 (1): 7–16. DOI: 10.1111/j.0269-8463.2005.00926.x
- Züghart W., Reiter K. & Metzmacher A. (2021): *Monitoring auf Flächen des Nationalen Naturerbes*. Bundesamt für Naturschutz. Bonn



# 5

# BINNENGEWÄSSER UND AUEN

## **Autor:innen**

Christian K. Feld, Hong Hanh Nguyen, Peter Haase, Daniel Hering, Ursula Schmedtje, Claudia Pahl-Wostl, Stefanie von Fumetti, Jörg Freyhof, Hans Jürgen Hahn, Phillip J. Haubrock, Sonja Jähmig, Kathrin Januschke, Bernd Klauer, Moritz Reese, Nike Sommerwerk, Dietmar Straile, Franziska Tanneberger

## **Beitragende Autor:innen**

Christian Poßer (Box 5.2, 5.3), Nicole Scheunemann (Box 5.1), Christian Ristok (Box 5.1)

## Kapitelzusammenfassung

**1. Die im *Faktencheck Artenvielfalt* betrachteten Lebensräume der Binnengewässer und Auen umfassen Fließgewässer mit ihren Auen, Quellen und Ästuare sowie Seen, kleine Stillgewässer, Niedermoore und das Grundwasser. Sie sind somit sehr vielfältige und teilweise ökologisch eng miteinander verzahnte aquatische, amphibische und terrestrische Lebensräume, deren biologische Vielfalt – gemessen an der Gesamtfläche der Binnengewässer und Auen in Deutschland – sehr groß ist (*allgemein anerkannt*) {5.1, 5.2}.**

Die Bundestaxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands umfasst (Stand 2020) rund 13.350 Taxa (Arten und Unterarten), darunter etwa 12.900 reine Süßwassertaxa. Je nach Artengruppe stellen die Gewässerorganismen 13–20 % der für Deutschland bekannten Arten, obwohl die Binnengewässer nur etwa 2,2 % der Fläche Deutschlands einnehmen. Insbesondere Fische und Rundmäuler, Amphibien, Wasserinsekten, Kleinkrebse und Wasserpflanzen sowie einige Vögel und Weichtiere kommen ausschließlich in bzw. an Binnengewässern und in Auen vor oder sind zumindest während ihrer Entwicklung auf Wasser angewiesen. Ein guter Erhaltungszustand der Binnengewässer und Auen ist daher eine wichtige Voraussetzung für den Erhalt ihrer Artenvielfalt.

**2. Der Erhaltungszustand der Lebensraumtypen in Binnengewässern und Auen ist mehrheitlich ungünstig oder schlecht. Zwischen 60 und 75 % der zugehörigen Biotoptypen sind deutschlandweit gefährdet, stark gefährdet oder sogar von »vollständigem Verlust« bedroht (*allgemein anerkannt*) {5.2}.**

Die Berichte zur Vogelschutz- und Fauna-Flora-Habitat-(FFH-)Richtlinie (92/43/EWG) aus dem Jahr 2020 dokumentieren für 70 % der insgesamt bewerteten terrestrischen und aquatischen Lebensraumtypen einen ungünstigen Erhaltungszustand, darunter für 37 % einen ungünstigen bis schlechten Zustand. Als besonders schlecht wird der Zustand der Binnengewässer und Auen eingeschätzt, insbesondere der Moore, Sümpfe und Quellen. Die bewerteten Weichholz- und Hartholzaunen entlang von Fließgewässern sind in einem ungünstigen bis schlechten Erhaltungszustand. Zu einer ähnlichen Einschätzung kommt die Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Deutschland, die insbesondere Quellen, waldfreie Niedermoore sowie Fließ- und Stillgewässer zu den am stärksten gefährdeten Biotoptypengruppen in Deutschland zählt. Die Gefährdung die-

ser Lebensraumtypen ist auch international von Relevanz, da Deutschland eine wichtige Drehscheibe für den Wasservogelzug ist und zahlreiche Zugvögel Binnengewässer und Auen als Rastplatz nutzen.

**3. Die Beeinträchtigung der Binnengewässer- und Auenlebensräume führt zu einem hohen Anteil gefährdeter Arten (*allgemein anerkannt*) {5.2}.**

Rund 7.000 der insgesamt etwa 12.900 berücksichtigten Süßwasserarten und -unterarten in Deutschland sind gefährdet, stark gefährdet oder sogar vom Aussterben bedroht (54,4 %). Dies unterstreicht die besondere Rolle von Binnengewässern und Auen für den Erhalt der Lebensraum- und Artenvielfalt in Deutschland.

Vom Aussterben bedroht sind so markante Arten wie der Fischotter (*Lutra lutra*), die Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) und die Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*). Alle Reptilien der Binnengewässer und Auen sind gefährdet sowie 83 % der Säugetiere, 82 % der Schnecken und Muscheln des Binnenlandes, 70 % der Amphibien und 42 % der Süßwasserfische und Rundmäuler. Innerhalb der aquatischen Insektengruppen (z.B. Eintagsfliegen, Libellen, Steinfliegen, wasserlebende Käfer und Köcherfliegen) sind etwa die Hälfte der Arten (50–56 %) gefährdet. Unter den Primärproduzenten sind vor allem viele Arten der Zieralgen (91 %), Armluchteralgen (90 %), Braun- und Rotalgen (87 %), Moose (71 %) und Kieselalgen (69 %) gefährdet, während der Anteil bedrohter Arten bei den höheren Pflanzen etwa 46 % beträgt. Deutschland trägt eine besondere überregionale Verantwortung für 64 Arten aus den Gruppen der Süßwasserfische und Rundmäuler (20 Arten), Amphibien (7) und Binnenmollusken (37). Für diese Arten beherbergt Deutschland einen hohen (> 10 %) oder sehr hohen (> 33 %) Anteil der Bestände. 36 Arten (7 Fische, 29 Binnenmollusken) kommen ausschließlich in Deutschland vor. Dreizehn der 84 in Bayern vorkommenden Fischarten kommen ausschließlich im Donaueinzugsgebiet vor (Donauendemiten), für deren Erhaltung vor allem das Bundesland Bayern eine besondere Verantwortung trägt.

**4. Die Datenlage zur Artenvielfalt in Binnengewässern und Auen ist für die Mehrzahl der Lebensräume unzureichend. Das regelmäßige und flächendeckende Monitoring der Artenvielfalt ist stark von der Umsetzung europäischer Richtlinien bestimmt und zielt vor allem auf ausgewählte Artengruppen**

der Fließgewässer, Seen und Ästuar ab. In Auen, Quellen, kleinen Stillgewässern und Niedermooren wird der Erhaltungszustand lediglich anhand ausgewählter Arten und nicht flächendeckend überwacht. Grundwasserlebensräume werden in der Regel nicht biologisch untersucht (*allgemein anerkannt*) {5.2}.

Das Monitoring von Fließgewässern, Seen und Ästuaren wird seit 2000 durch die Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000/60/EG) bestimmt, die ein regelmäßiges und flächendeckendes biologisches Monitoring anhand von Fischen, Wirbellosen des Gewässergrunds, Makrophyten (höheren Pflanzen) und Algen als zentralen Baustein der Gewässerüberwachung etablierte. Die Lebensräume wurden dazu in rund 9.700 Wasserkörper (z.B. ein Flussabschnitt oder ein See) unterteilt, die seit etwa 2005 alle drei bis sechs Jahre biologisch untersucht werden. Überwacht wird zudem der mengenmäßige und chemische Zustand des Grundwassers, nicht jedoch seine Artenvielfalt. Für Fließgewässer, Seen und Ästuar liegen damit flächendeckend detaillierte Daten zur ökologischen Qualität und zu den Artengemeinschaften vor. Dieser Datenbestand ermöglicht die Analyse der Artenvielfalt und ihrer (kurzfristigen) Trends, wenngleich dieses Potenzial bislang kaum ausgeschöpft wird. Jedoch unterliegen kleinere Bäche (Einzugsgebiet < 10 km<sup>2</sup>), Quellen, kleine Seen (Wasserfläche < 0,5 km<sup>2</sup>) und kleine Ästuar keiner Berichtspflicht und werden somit meist nicht untersucht; rund 72 % der etwa 500.000 km Fließgewässer und rund 93 % der Seen in Deutschland werden nicht überwacht.

Seit 1992 erfolgt ein bundesweites Monitoring ausgewählter Lebensräume der Binnengewässer und Auen gemäß FFH-Richtlinie. Dabei werden der Erhaltungszustand der Lebensräume sowie einzelner Arten von »gemeinschaftlichem Interesse« untersucht. Dieser Datenbestand lässt allerdings kaum flächendeckende Aussagen zur Artenvielfalt und zu ihren Trends zu. Datenlücken bestehen insbesondere bei kleinen Stillgewässern (z.B. Söllen, Teichen), Quellen, Niedermooren und beim Grundwasser.

**5. Etwa 90 % der gemäß Wasserrahmenrichtlinie berichtspflichtigen Binnengewässer erreichen nicht den »guten ökologischen Zustand« bzw. das »gute ökologische Potenzial«. Die Artengemeinschaften dieser Gewässer weichen somit deutlich von denen naturnaher Vergleichsstandorte ab. Basierend auf europäischen Studien, sind die seit den 1990er-Jahren zu beobachtenden Verbesserungen in der Fließ-**

gewässerbiodiversität und dem ökologischen Zustand seit ca. 2010 zum Erliegen gekommen. Dies betrifft insbesondere die Vielfalt anspruchsvoller oder eng an einen Lebensraum gebundener Arten und Artengruppen, wie z.B. lachsartige Fische, bachtypische Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen sowie Gefäßpflanzen- und Algenarten **nährstoffarmer Stillgewässer (*allgemein anerkannt*) {5.2}**.

Aufgrund vielfältiger Belastungen vieler Fließgewässer verfehlten 92 % der berichtspflichtigen Bäche und Flüsse den guten ökologischen Zustand bzw. das für erheblich veränderte Gewässer relevante gute ökologische Potenzial (Stand 2021). Bei den Seen fallen die Defizite hinsichtlich des guten ökologischen Zustands (80 %) bzw. Potenzials (64 %) ebenfalls ziemlich hoch aus. Für die vier Nordseeästuar wurde ein »mäßiges bis schlechtes ökologisches Potenzial« ermittelt.

Kürzlich publizierte Auswertungen von Zeitreihen zu am Gewässergrund lebenden Wirbellosen aus europäischen (inkl. deutschen) Fließgewässern belegen langfristig ansteigende Trends in der Artenvielfalt, die aber ab etwa 2010 vor dem Erreichen des guten ökologischen Zustands stagnieren.

Ein defizitärer Zustand bzw. ein defizitäres Potenzial eines Gewässers wirkt sich negativ auf die Vielfalt der lebensraumtypischen Arten und Artengemeinschaften aus. Dies zeigt sich zum Beispiel an den Fließgewässer bewohnenden Insektenordnungen Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen, deren Individuendichte den ökologischen Zustand mitbestimmt. Eine gezielte Auswertung der Artenvielfalt und ihrer Trends auf Basis der WRRL-Monitoringdaten birgt großes Potenzial für weitere Erkenntnisse.

Eine Unterscheidung von empfindlichen und toleranten Arten ist notwendig, um Veränderungen von Artengemeinschaften zu erkennen und zu bewerten. Gewässerbelastungen (z.B. Verschmutzung, Gewässerausbau) können belastungstolerante Arten begünstigen und den Verlust belastungssensitiver Arten ausgleichen. Auch gebietsfremde Arten (Neobiota) können Artenverluste einheimischer Arten zahlenmäßig kompensieren, den Verlust einheimischer Arten aber nicht rückgängig machen. Der Verlust vieler Donauendemiten unter den Fischen über einen Zeitraum von 25 bis 50 Jahren wird bei Betrachtung kürzerer Zeiträume (10–25 Jahre) durch die Einwanderung von gebietsfremden Arten (Neozoen) annähernd ausgeglichen.

6. Rote Listen liegen für folgende Artengruppen der Binnengewässer und Auen vor: Säugetiere, Brutvögel, Reptilien, Amphibien, Fische und Rundmäuler, Binnenmollusken, Köcherfliegen, Steinfliegen, Eintagsfliegen, Libellen, wasserlebende Käfer, einige weitere Insektengruppen, Gefäßpflanzen und Algen. Für die meisten dieser Artengruppen ist langfristig (25–50 Jahre) eine Bestandsabnahme in Binnengewässern und Auen evident, die je nach Artengruppe zwischen 11 % und 100 % der Arten betrifft. Systematische und deutschlandweit ermittelte Auswertungen zu langfristigen Bestandstrends liegen mit Ausnahme der Roten Listen nicht vor (*allgemein anerkannt*) {5.2}.

Von den in Deutschland regelmäßig rastenden 136 Wasservogelarten zeigen 54 % positive und 33 % negative kurzfristige Bestandstrends (12–25 Jahre). Für Amphibien ist kurzfristig eine Bestandsabnahme von zwölf der insgesamt 20 Arten (60 %) zu verzeichnen; für Reptilien sind es vier der insgesamt fünf Arten (80 %) mit einer Bindung an Binnengewässer.

Insgesamt 123 Fisch- und Rundmäulerarten reproduzieren sich erfolgreich in den Binnengewässern Deutschlands, darunter 90 einheimische Arten (73 %). Von den einheimischen Arten sind 38 (42 %) im Bestand gefährdet, darunter sind elf Arten (12 %) vom Aussterben bedroht; neun Arten sind ausgestorben oder verschollen. Die Bestandssituation von 18 bestandsgefährdeten Arten hat sich gegenüber 2009 weiter verschlechtert.

Auch die Bestände vieler Insektenarten gehen zurück, beispielsweise in der artenreichen Gruppe der Laufkäfer, von denen viele an Auenlebensräume gebunden sind. Von den einheimischen Arten verzeichnen 295 (51 %) langfristige Bestandsrückgänge (25–50 Jahre), während Bestandszunahmen nur bei sieben Arten (1 %) auftraten. Bei kurzfristiger Betrachtung (10–25 Jahre) zeigten 25 % der Arten Bestandsrückgänge und 6 % Bestandszunahmen.

Hingegen ist die Bestandsentwicklung von Libellen positiver; 25 % der Arten verzeichnen zunehmende Bestände. Die Verbreitung vieler Arten ist stabil, und die durchschnittliche Artenzahl der Libellengemeinschaften nimmt deutschlandweit zu, auch bedingt durch die Einwanderung wärmeliebender Arten. Die Bestände einiger Insekten und Kleinkrebse der Fließgewässer nehmen in den letzten 25–30 Jahren zu. Die generelle Erholung von Lebensgemeinschaften der Fließgewässer, die vor allem durch verbesserte Abwasserreinigung her-

vorgerufen wurde, ist jedoch seit ca. 2010 zum Stillstand gekommen.

7. Binnengewässer und Auen erfüllen für den Menschen wichtige Ökosystemleistungen, darunter die Regulierung des Landschaftswasserhaushaltes und von Nährstoffen, die Speicherung und Bindung von Kohlenstoff sowie die Bereitstellung kultureller Ökosystemleistungen, wie beispielsweise die Nutzung von Gewässern zur Erholung und für sportliche Aktivitäten. Die Bedeutung der biologischen Vielfalt für Ökosystemleistungen von Binnengewässern und Auen ist allgemein anerkannt, doch sind weitere Studien erforderlich, um die komplexen kausalen Beziehungen zwischen den Trends der biologischen Vielfalt und Ökosystemleistungen aufzuzeigen (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {5.3}. Die Nutzung von Binnengewässern und Auen für die menschliche Erholung gehört zu den am häufigsten genannten Ökosystemleistungen in der deutschsprachigen Fachliteratur, vor allem im Zusammenhang mit renaturierten Gewässern. Ein direkter Zusammenhang zwischen Lebensraum- und Artenvielfalt und der Erholungsnutzung ist jedoch nicht eindeutig nachgewiesen.

Die Regulierung des Wasser- und Nährstoffhaushalts hängt indirekt mit der Lebensraumvielfalt von Binnengewässern und Auen in der Landschaft zusammen. Struktureiche Fließgewässer haben ein höheres Selbstreinigungspotenzial. Struktureiche Fließgewässer-Auen-Systeme fördern den Rückhalt von Stickstoff durch eine erhöhte Denitrifikation, insbesondere wenn Schlüsselarten wie der Europäische Biber (*Castor fiber*) die Strukturvielfalt der aquatischen Landschaft weiter erhöhen. Die Speicherung von Kohlenstoff findet hingegen auch in artenarmen Niedermooren statt.

Die biologische Vielfalt in Binnengewässern und Auen dient als »Versicherung« für eine nachhaltige Bereitstellung von Ökosystemleistungen. Wichtige Ökosystemfunktionen wie die pflanzliche Produktion von Biomasse, die Nutzung der Biomasse durch pflanzenfressende Tiere sowie der Abbau der Biomasse durch Mikroorganismen können auch dann aufrechterhalten werden, wenn einzelne Schlüsselarten ausfallen; in diesem Fall können andere Arten einspringen. Der ursächliche Zusammenhang zwischen veränderten Trends in der biologischen Vielfalt (von der Arten- bis zur Gemeinschaftsebene) und veränderten Trends in den versorgenden, regulierenden und kulturellen Ökosystemleistungen muss noch eingehender untersucht werden.

**8. Die biologische Vielfalt der Binnengewässer- und Auenlebensräume in Deutschland ist infolge vielfacher direkter Umweltbelastungen vielerorts stark verringert. Zu den wichtigsten direkten Treibern des Biodiversitätsverlustes gehören die Gewässerverschmutzung mit Nähr- und Schadstoffen sowie die strukturelle Überformung vieler Oberflächengewässer, die in Fließgewässern in der Regel auch mit einer Veränderung des Strömungs- und Abflusssgeschehens verbunden ist. Die zahlreichen und großflächigen Niedermoore und Auen Deutschlands sind heute infolge landwirtschaftlicher Nutzung fast vollständig zerstört (*allgemein anerkannt*) {5.4}.**

Insbesondere zur Belastungssituation vieler Fließgewässer, Seen und Ästuar sowie des Grundwassers liegen mit der Gewässerüberwachung nach Wasserrahmenrichtlinie umfangreiche Daten vor. Vielerorts ist die Wasserqualität infolge punktueller und diffuser (aus der Fläche stammender) Einleitungen von Nährstoffen (v. a. Phosphor, Stickstoff) und Schadstoffen (u. a. Pflanzenschutzmittel und deren Derivate, Schwermetalle, Arzneimittelrückstände und Industriechemikalien) beeinträchtigt. Vor allem die diffusen Einträge stehen mit dem Anteil der landwirtschaftlichen Flächen im Einzugsgebiet der Gewässer in Verbindung, wobei etwa die Hälfte der Fläche Deutschlands landwirtschaftlich genutzt wird. Die landwirtschaftlichen Flächen liegen zu einem großen Teil in Niedermooren oder Flussauen, die für die Nutzung entwässert bzw. durch Deiche von Überschwemmungen abgeschnitten wurden. Von den etwa 292.000 kleinen Stillgewässern liegen 58.000 in den landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen und sind durch diffuse Nähr- und Schadstoffeinträge gefährdet.

Infolge des umfangreichen Gewässerausbaus ab den 1950er-Jahren wurden viele Bäche und Flüsse begründet. Die Ufer von Fließgewässern und Seen wurden mit Steinen und Beton verbaut, Quellen wurden zur Nutzung eingefasst. Bäche und Flüsse sind durch etwa 200.000 Querbauwerke fragmentiert, die Ufervegetation an Fließgewässern, Seen und kleinen Stillgewässern wurde vielfach entfernt. Große Flüsse und Ästuar wurden für die Schifffahrt ausgebaut. Heute ist die Mehrzahl der Binnengewässer- und Auenlebensräume hydromorphologisch deutlich überformt. Strukturkartierungen an Fließgewässern belegen, dass rund 80 % der insgesamt erfassten 76.000 km Gewässerstrecke strukturell deutlich verändert waren (Stand 2021). Von den etwa 16.200 km<sup>2</sup> Auenfläche entlang von 79 großen Flüssen in Deutschland wird heute nur noch ein Drittel regelmäßig überflutet; ökologisch intakt sind jedoch nur

knapp 9 %. Entsprechende Zahlen zu den vielen kleineren Auen entlang kleinerer Flüsse und Bäche fehlen. Von den 18.000 km<sup>2</sup> Moorfläche (davon 54 % Niedermoore) sind heute 98 % entwässert; natürliche Moore gibt es fast nicht mehr. Vergleichbare Zahlen zu Quellen, Seen, kleinen Stillgewässern und zum Grundwasser liegen nicht vor. Es ist unbestritten, dass die vielfältigen hydromorphologischen Belastungen in Binnengewässern und Auen zu einem Verlust von Lebensräumen geführt und sich negativ auf die biologische Vielfalt ausgewirkt haben.

**9. Mit dem Klimawandel werden deutliche Veränderungen des Landschaftswasserhaushaltes wahrscheinlicher. Je nach Klimamodell und Region in Deutschland wird ein Rückgang der sommerlichen Niederschläge prognostiziert. Daher werden – zumindest saisonal – höhere Wassertemperaturen sowie das Trockenfallen von Quellen, Bachoberläufen, Söllen und Teichen sowie die Austrocknung von Niedermooren und Auen wahrscheinlicher. Mehrere Dürresommer in Folge haben in den vergangenen Jahren bereits zum Austrocknen vieler Binnengewässer- und Auenlebensräume mit entsprechenden Biodiversitätsverlusten geführt (*allgemein anerkannt*) {5.4}.**

Wasser ist das lebensraumbestimmende Element der Binnengewässer und Auen. Sinkt das Wasserdargebot, führt dies zu einem teilweisen oder vollständigen Verlust aquatischer Lebensräume. Überwiegend im Wasser lebende Arten (Fische und Rundmäuler, Wasserinsekten, Kleinkrebse, Muscheln, viele Schnecken) können dies nicht überleben; teilweise auf Wasser angewiesene Arten müssen auf andere Lebensräume ausweichen. Dies wirkt sich bereits deutlich negativ auf die biologische Vielfalt vieler Binnengewässer und Auen aus. Mit einer Abnahme des sommerlichen Wasserdargebots nimmt auch der Verdünnungseffekt ab. Dadurch kann es selbst bei einem Rückgang der Nettobelastung durch Nähr- und Schadstoffe zu erhöhten Stoffkonzentrationen in den Binnengewässern und damit zu einer Abnahme der biologischen Vielfalt kommen. Gleichzeitig sinkt bei einer Erwärmung des Wassers die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser. Kälteliebende Arten der Bäche und montanen Flüsse und besonders Sauerstoffbedürftige Fisch- und Insektenarten verlieren ihren Lebensraum; ihre Vielfalt geht zurück. In Seen können zudem erhöhte Temperaturen und stabilere Schichtung im Sommer zu einer Zunahme von giftigen Cyanobakterien führen. Für Mittelgebirgsbäche wurde demgegenüber gezeigt, dass bei einem moderaten Tempera-

turanstieg der Verlust kälteliebender Arten durch eine Zunahme wärmeliebende Arten und solcher mit einer breiten Temperaturtoleranz mehr als ausgeglichen wird, sodass die Artenvielfalt insgesamt ansteigt. Auch für Libellen werden positive Populationsentwicklungen für 25 % der Arten beschrieben, die u. a. auf eine verbesserte Wasserqualität sowie auf die Klimaerwärmung (Zunahme wärmeliebender Arten) zurückgeführt werden.

Negative Auswirkungen sind zudem durch sinkende Grundwasserstände zu erwarten. Insbesondere Quellen, Bachoberläufe, Niedermoore, Auen und kleine Stillgewässer stehen mit dem Grundwasser in Kontakt. Fällt der Grundwasserstand, wird ein Trockenfallen dieser Lebensräume wahrscheinlicher. Sofern speziell an bestimmte Lebensräume angepasste Artengruppen wie zum Beispiel Quellschnecken von einem Lebensraumverlust betroffen sind, kann dies gravierende Auswirkungen auf den Fortbestand dieser Artengruppen haben.

**10. Viele Binnengewässer- und Auenlebensräume sind sowohl wirtschaftlich als auch gesellschaftlich hochrelevant. Erhalt und Schutz der Biodiversität in Binnengewässern und Auen sind in erster Linie staatliche Aufgaben. Das Umweltrecht und insbesondere die einschlägigen europäischen Richtlinien spielen hierbei eine herausragende Rolle (*allgemein anerkannt*) {5.5}.**

Drei EU-Richtlinien zielen explizit auf den Erhalt und die Förderung der Biodiversität ab: die WRRL, die FFH-Richtlinie und die Vogelschutzrichtlinie (Vogelschutz-RL 2009/147/EG). Die Richtlinien geben auch vor, wie ein Monitoring der Lebensräume und ihrer besiedelnden Arten erfolgen muss und wie der Erhaltungszustand bzw. der ökologische Zustand von Lebensräumen und Arten zu bewerten ist. Grundsätzlich wird so ein guter Überblick über den Zustand der Ökosysteme in Binnengewässern und Auen ermöglicht. Im Hinblick auf die im Faktencheck betrachteten acht Lebensräume der Binnengewässer und Auen zeigt sich jedoch ein Defizit bei der Überwachung von Quellen und Quellbächen, kleineren Seen, Teichen und Söllen, Auen, Niedermooren und Grundwasserlebensräumen, die nicht oder unzureichend von den drei genannten Richtlinien geregelt werden.

Die WRRL bildet seit dem Jahr 2000 das zentrale Regelwerk des europäischen Gewässerschutzes. Ihr Ziel ist die Erhaltung bzw. Wiederherstellung eines guten ökologischen Zustands bzw. Potenzials und eines guten chemischen Zustands der Oberflächengewässer. Für das

Grundwasser gibt die WRRL als Ziele eine ausreichende Wassermenge (guter mengenmäßigen Zustand) sowie einen guten chemischen Zustand vor. Zur Umsetzung dieser Ziele verpflichtet die Richtlinie die Mitgliedstaaten dazu, die Gewässerzustände und -belastungen regelmäßig zu erfassen, ihre Gewässer in »Wasserkörper« einzuteilen sowie (seit 2009) in Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen festzulegen, wie die Ziele in Bezug auf jeden Wasserkörper erreicht werden sollen. Alle sechs Jahre muss die Zielumsetzung überprüft und die Planung, wenn nötig, ergänzt werden. Im Regelfall sollten die Ziele bereits nach dem ersten Bewirtschaftungszeitraum bis Ende 2015 erreicht werden; in Ausnahmefällen erlaubt die Richtlinie Fristverlängerungen für zwei weitere Bewirtschaftungszeiträume bis 2027 oder auch darüber hinausgehende Zielabsenkungen. Inzwischen ist deutlich geworden, dass die Ziele in sehr vielen Wasserkörpern auch bis 2027 nicht erreicht werden können. Für die Erreichung des flächendeckenden guten ökologischen Zustands bzw. Potenzials bedarf es erheblich größerer Anstrengungen und mitunter mehrerer weiterer Bewirtschaftungszyklen.

Die FFH-Richtlinie fordert einen guten Erhaltungszustand von europaweit schutzwürdigen Lebensräumen und Arten, die in den Anhängen der Richtlinie aufgelistet sind. Damit steht insbesondere der Flächenschutz im Fokus, der allerdings nur wenige Lebensraumtypen der hier betrachteten Lebensräume und zudem nur ausgewählte Vorkommen der Lebensraumtypen erfasst. Vom Flächen- und Artenschutz gemäß FFH-Richtlinie profitieren auch Quellen, Bachoberläufe, kleinere Ästuare und Stillgewässer sowie Auen und Niedermoore, die sonst meist unberücksichtigt bleiben. Der insgesamt geschützte Flächenanteil ist mit knapp 6 % der Fläche Deutschlands allerdings gering. Der Artenschutz im Grundwasser ist weder Gegenstand der FFH-Richtlinie noch der WRRL.

Hinsichtlich des Schutzes sowie der Wiederherstellung von Auen- und Niedermoorlebensräumen sind neben dem o.g. Wasserrecht auch das Hochwasserrecht (die HWRM-RL 2007/60/EG bzw. §§ 72 ff. WHG), das Agrarrecht und das Raumplanungsrecht wichtige Regelwerke. Für die Priorisierung und Finanzierung von Maßnahmen setzt das »Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz« (ANK) bedeutende Akzente. Bei den Auen liegt danach die Priorität beim Rückhalt von Wasser im Sinne des Hochwasserschutzes, während es bei der Wiedervernässung der Niedermoore vorwiegend um die Speicherung von Kohlendioxid geht. Beides kann mit er-

heblichen positiven Effekten auf die Biodiversität in den betroffenen Lebensräumen verbunden sein. Ein flächendeckendes Monitoring der Biodiversität von Auen und Niedermooren, das bisher gesetzlich nicht vorgeschrieben ist, kann hier zukünftig Klarheit schaffen.

**11. Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, der wichtigsten europäischen Richtlinien zum Erhalt und Schutz der Biodiversität in Binnengewässern und Auen, ist unbefriedigend (*allgemein anerkannt*) {5.5}.**

Auch 2021 verfehlte die überwiegende Mehrzahl (insgesamt 89 %) der 9.747 Oberflächenwasserkörper (Wasserkörper der Bäche, Flüsse, Seen, Ästuare und Küstengewässer) in Deutschland das Bewirtschaftungsziel »guter ökologischer Zustand/gutes ökologisches Potenzial«, das nach den gesetzlichen Vorgaben der WRRL und des WHG regulär bereits im Jahr 2015 zu erreichen gewesen wäre; bei den Fließgewässern waren es sogar 92 % der 8.925 Wasserkörper. Zwar erlaubt die Richtlinie unter strengen Ausnahmerebedingungen Fristverlängerungen bis 2027 und auch Abschwächungen der Ziele, aber nach den Bewirtschaftungsplänen zum dritten Bewirtschaftungszeitraum 2022–2027 ist damit zu rechnen, dass auch zum Jahr 2027 nur ca. 18 % der Oberflächenwasserkörper die Bewirtschaftungsziele erreichen werden und dass die Zielverfehlungen zu einem hohen Anteil nicht durch die Ausnahmerebestimmungen gedeckt sind. Die Zielverfehlung stellt einen Verstoß gegen die Zielvorgaben der WRRL (Art. 4 Abs. 1) und die bundesrechtlichen Umsetzungspflichten aus §§ 27 ff., 82 f. WHG dar, vor allem dann, wenn die Zielverfehlung auf mangelnder rechtlicher, organisatorischer oder finanzieller Umsetzung beruht. Ein rechtlicher Umsetzungsmangel liegt etwa darin, dass bei der Zusammenstellung der Maßnahmenprogramme im Bereich der ökologischen Gewässerentwicklung auf »freiwillige Maßnahmen« gesetzt und das Potenzial rechtlicher Instrumente nicht genutzt wurde. Regelmäßig wurden auch zu geringe finanzielle und personelle Mittel bereitgestellt, um die erforderlichen Renaturierungsmaßnahmen durchzuführen. Rechtliche Umsetzungsdefizite bestehen auch in Bezug auf stoffliche Belastungen, insbesondere diffuse Nähr- und Schadstoffeinträge aus der Landwirtschaft. Eine wirksame Begrenzung der Einträge auf ein ökologisch unschädliches Niveau findet derzeit und auf absehbare Zeit nicht statt. Es liegt in der Verantwortung der Europäischen Kommission als »Hüterin der Verträge«, die ordnungsgemäße Umsetzung der europarechtlichen Vorgaben in den Mitgliedstaaten zu überwachen. Ein Verstoß gegen die Zielvorgaben der WRRL

kann zu einer Klage vor dem Europäischen Gerichtshof (EuGH) führen. Es können aber auch Dritte, z. B. Umweltverbände, eine Beschwerde bei der Europäischen Kommission einreichen, um auf die mangelnde Umsetzung der umweltpolitischen Vorgaben im Mitgliedstaat hinzuweisen oder selber einen Prozess anstrengen.

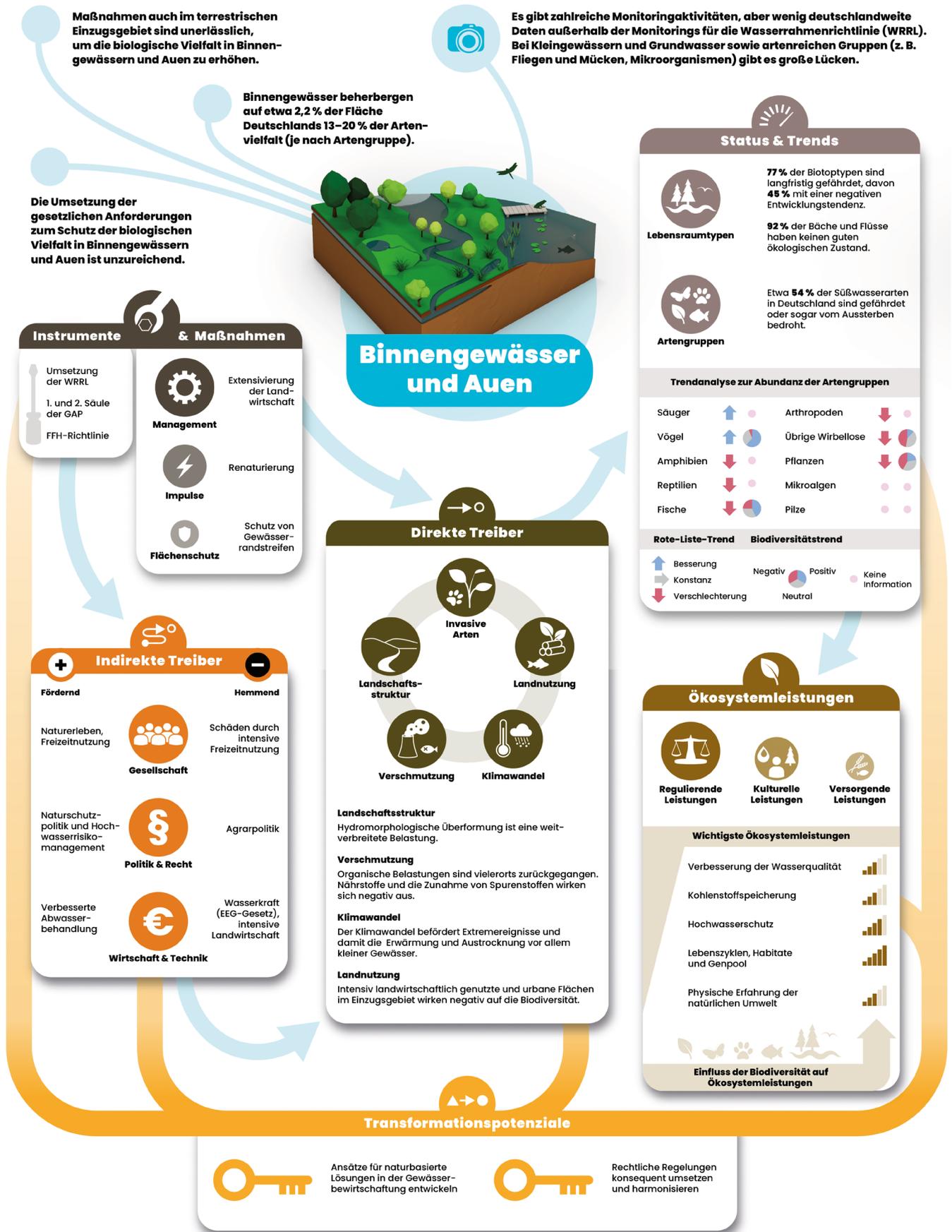
**12. Eine wesentliche Belastung von Binnengewässern und Auen resultiert aus der intensiven Landbewirtschaftung ihrer Einzugsgebiete unter Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln. Die Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union begünstigt die intensive Landbewirtschaftung und fördert damit die Belastung vieler Binnengewässer- und Auenlebensräume mit Nähr- und Schadstoffen (*allgemein anerkannt*) {5.5}.**

Die Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union (GAP), die von den Mitgliedstaaten alle sieben Jahre neu verhandelt wird, beeinflusst sehr stark, welche Belastungen von der Landwirtschaft auf Gewässer und Auen ausgeübt werden. Ein wesentliches Instrument der GAP sind Subventionszahlungen, die sich für Deutschland in der letzten GAP-Periode (2014–2020) auf etwa 6,2 Mrd. € jährlich beliefen und von denen ca. 78 % als Direktzahlungen (erste Säule) an die Landwirte gingen. Direktzahlungen werden nach bewirtschafteter Fläche bemessen und erfolgen unabhängig von den Umweltbelastungen, die von ihrer Bewirtschaftung ausgehen. Finanzielle Anreize zur Reduktion von Belastungen werden in Form von Agrarumweltmaßnahmen über die zweite Säule der GAP gegeben. Der Anteil der Agrarumweltmaßnahmen an den Gesamtsubventionen lag allerdings nur bei etwa 12 %.

Die Umweltbelastungen infolge der intensiven Landbewirtschaftung umfassen insbesondere den Eintrag von Pflanzennährstoffen (Stickstoff, Phosphor) über Mineraldünger und Gülle sowie den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln (Herbiziden, Fungiziden, Insektiziden) in Binnengewässer und Auen. Die Wirkung der Nähr- und Schadstoffeinträge in Binnengewässer und Auen gleicht dabei der auf den landwirtschaftlichen Flächen gewünschten Wirkung: Einzelne schnell wachsende Pflanzenarten werden auf Kosten vieler anderer im Wachstum gefördert, andere Arten (»Unkraut«) werden zurückgedrängt.

**13. Maßnahmen zur Steigerung der Biodiversität von Binnengewässern und Auen sind überwiegend direkt am Gewässer, im geringeren Umfang auch im Einzugsgebiet verortet; Maßnahmeneffekte stel-**





**Abbildung 5.0:** Übersicht zu Status und Trends der biologischen Vielfalt (Kap. 5.2) und ihrem Einfluss auf Ökosystemleistungen (Kap. 5.3), den direkten (Kap. 5.4) und indirekten (Kap. 5.5) Treibern von Biodiversitätsänderungen, wichtigen Instrumenten und Maßnahmen (Kap. 5.6) sowie Transformationspotenzialen zum Erhalt der biologischen Vielfalt (Box 5.2 & 5.3) in Binnengewässern und Auen.

## 5.1 Einleitung

### 5.1.1 Lebensräume

Binnengewässer sind aquatische Lebensräume, die im Binnenland liegen und meist von Süßwasser, in Einzelfällen aber auch von Salz- oder Brackwasser geprägt sind. Sie umfassen neben permanenten auch temporäre Gewässer. Letztere fallen regelmäßig trocken (periodisch; z. B. sommertrocken) oder führen nur unregelmäßig (episodisch, z. B. nach Starkregenereignissen) Wasser (<https://tiny-url.com/bdevvpae>). Unter »Binnengewässer und Auen« werden nachfolgend die Lebensräume **Fließgewässer** inklusive ihrer **Quellen, Ästuare (Mündungsbereiche ins Meer) und Auen, Seen und kleine Stillgewässer (z. B. Teiche, Sölle), Niedermoore** und Sümpfe sowie das **Grundwasser** betrachtet (Farbtafel 1). Hochmoore werden im Kapitel 3 behandelt. Um die Lesbarkeit und Wiederauffindbarkeit zu erhöhen, wurde versucht, die acht Lebensraumtypen der Binnengewässer und Auen, sofern möglich und sinnvoll, einzeln zu betrachten. Eine Auswahl typischer Tier- und Pflanzenarten in Binnengewässern und Auen ist in Farbtafel 2 zusammengestellt.

#### 5.1.1.1 Fließgewässer

Fließgewässer sind lineare Gewässersysteme, deren wesentliche Eigenschaft die gerichtete Wasserbewegung ist. Das lebensraumbestimmende Kriterium ist die **Strömung**, die mit dem Gefälle und dem Abfluss korreliert und eine geringe Aufenthaltszeit des Wassers bedingt. Naturnahe Fließgewässer sind zudem meist durch sehr diverse Teillebensräume mit variablen Strömungsverhältnissen gekennzeichnet, an die sich fließgewässertypische Pflanzen und Tiere in ebenso vielfältiger Weise angepasst haben. Die Strömungsverhältnisse bestimmen die Ausprägung der Habitate und haben damit einen starken Einfluss auf die Biodiversität von Fließgewässern. Ein weiteres wichtiges Kriterium sind wechselnde Wasserstände, an die viele Arten angepasst sind. Um den natürlichen Veränderungen der Fließgewässer und ihrer Biodiversität von der Quelle bis zur Mündung Rechnung zu tragen, erfolgt oft eine getrennte Betrachtung unterschiedlicher Zonen im Längsverlauf: Quelle und **Quellbereich** (Krenal), **Bachlauf** (Rhithral) und **Flusslauf** (Potamal) (Illies 1961; Vannote et al. 1980). Die unterschiedlichen Aspekte der Biodiversität werden in der Einleitung zum *Faktencheck Artenvielfalt* (Kap. 1.1) näher beschrieben.

Ferner spielt die **ufernahe Vegetation** eine wichtige Rolle, insbesondere bei Bächen und kleineren Flüssen, wo sie in Form von Laub und Totholz eine wichtige Kohlenstoffquelle für das Nahrungsnetz im Gewässer

darstellt. Ufernahe Gehölze spenden Schatten und verhindern eine allzu schnelle Erwärmung des Wassers im Sommer (LfULG 2022b). Zudem bilden sie Totholz – ein wesentliches struktur- und habitatbildendes Element in Fließgewässern. Naturnahe Uferstreifen mit einer Abfolge von Bäumen, Sträuchern und Gräsern schaffen nicht nur Lebensräume für viele Tiere, sie bilden auch eine Barriere für Nährstoff- und Schadstoffeinträge durch die Verwehung von nährstoffreichen Bodenpartikeln oder oberirdischem Abfluss bei Starkregenereignissen. Sie helfen somit, Einträge aus der (oft landwirtschaftlich) genutzten Aue in die Fließgewässer zu reduzieren (LfULG 2022b).

Auch der Bereich unter der **Gewässersohle**, das hyporheische Interstitial, ist vor allem in kiesreichen Oberläufen von Fließgewässern ein wichtiger Teillebensraum für Kleintiere (z. B. Jungmuscheln, Insektenlarven) sowie für die Eiablage von strömungsliebenden (rheophilen) Fischen. Zudem ist das hyporheische Interstitial auch für den Stoffumsatz in Fließgewässern von großer Bedeutung.

Künstliche Fließgewässer kommen meist in Form größerer **Kanäle** (für die Schifffahrt, Ausleitung von Wasser zur Energiegewinnung) und kleinerer **Gräben** (für die landwirtschaftliche Entwässerung) vor. Sie sind durch die Nutzung meist biologisch beeinträchtigt, können aber für einzelne Arten wichtige (Sekundär-)Lebensräume darstellen. Das Fließgewässernetz in Deutschland umfasst rund 500.000 km (BMUV & UBA 2022).

#### 5.1.1.2 Auen

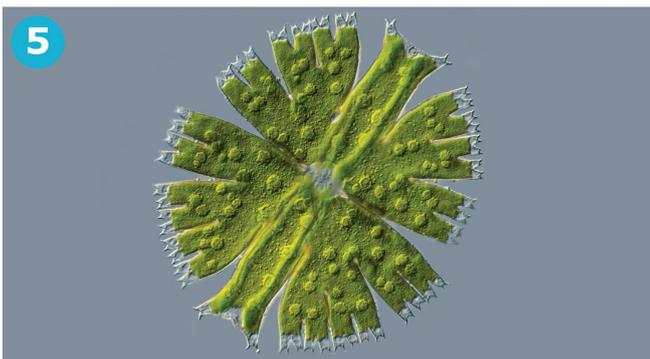
Auen sind die **natürlichen Überschwemmungsbereiche** von Fließgewässern, deren Ausprägung maßgeblich von der seitlichen Verbindung (Konnektivität) von Gewässerlauf, Ufer und Aue bestimmt wird. Während im Tiefland meist breitere Auen zu finden sind, die entlang der großen Flüsse (z. B. Rhein, Elbe, Oder) teils mehrere Kilometer breit sind, können sich entlang kleiner Gewässer im Bergland aufgrund des starken Gefälles oft nur schmale Uferbereiche ausbilden.

Auen sind natürlicherweise durch eine hohe räumliche und zeitliche **Dynamik** geprägt (Hughes 1997). Daraus resultieren Erosions- und Sedimentationsprozesse sowie ein schnell wechselndes Habitatmosaik mit unterschiedlichen Sukzessionsstadien. Die höchste Dynamik findet sich in den regelmäßig überschwemmten Bereichen in Fließgewässernähe, wo sich infolge stetiger Umlagerungsprozesse vegetationsfreie Pionierflächen bilden. Je nach Ausprägung von Gefälle, Strömung und Überflutungshäufigkeit können sich in der Aue unterschiedliche aquatische (z. B. Seitenarme, Auentümpel), semiaquati-



**Farbtafel 1:** Lebensräume der Binnengewässer und Auen. 1) Naturnahe Fließgewässer sind durch beschattete Ufer und Totholz auf der Gewässersohle charakterisiert. 2) Die renaturierte Lippeaue bei Wesel (NRW) kann bei Hochwasser wieder überflutet werden. 3) Quellen sind die Entstehungsorte von Fließgewässern. 4) Ästuar markieren den Mündungsbereich von großen Flüssen ins Meer und werden häufig als Wasserstraßen genutzt. 5) Naturnahe Seen weisen häufig eine hohe Vielfalt von Tier- und Pflanzenarten auf und stellen zahlreiche Ökosystemleistungen für den Menschen zur Verfügung. 6) Kleine Stillgewässer wie Auentümpel sind wichtige Lebensräume für viele Amphibienarten. 7) Die Wiedervernässung von Niedermooren ist eine wichtige Maßnahme für den Klimaschutz in Deutschland. 8) Grundwasser stellt das größte zusammenhängende Süßwasserökosystem in Deutschland dar; zu seiner biologischen Vielfalt ist allerdings nur wenig bekannt.

Bilddetails: 1) Lippe bei Benninghausen (NRW), Autor: Christian K. Feld. 2) Lippeaue bei Wesel (NRW), Autor: Christian K. Feld. 3) Karstquelle bei Zeglingen, Schweizer Jura, Autorin: Stefanie von Fumetti. 4) Containerschiffe im Elbeästuar, Autor: Bundesanstalt für Wasserbau CC BY 2.0. 5) Baldeneysee bei Essen (NRW), Autor: Christian K. Feld. 6) Auentümpel in der Lippeaue bei Benninghausen (NRW), Autor: Christian K. Feld. 7) Niedermoorfläche im Peenetal bei Anklam, Mecklenburg-Vorpommern, Autor: Thomas Krumenacker. 8) Grundwassermessstelle, Autor: Nightflyer CC BY-SA 3.0.



**Farbtafel 2:** Arten der Binnengewässer und Auen. 1) Steinfliegen gehören zu den Zeigerarten eines guten ökologischen Zustands in Fließgewässern. 2) Der Pirol (*Oriolus oriolus*) ist ein charakteristischer Vogel in naturnahen Auen. 3) Quellschnecken der Gattung *Bythinella* sind aufgrund der voneinander isolierten Lage vieler Quellen gefährdet. 4) Der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) kann sich schnell an wechselnde Salzgehalte im Wasser anpassen und ist eine charakteristische Fischart der Ästuare. 5) Zu den wichtigsten Artengemeinschaften der Seen gehört das Phytoplankton; es bildet eine wesentliche Grundlage des gesamten Nahrungsnetzes. 6) Für die Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) bieten kleine Stillgewässer einen idealen Lebensraum zur Fortpflanzung. 7) Torfmoose (*Sphagnum* sp.) sind die lebensraumbestimmende Pflanzengruppe in vielen Niedermooren. 8) Der Höhlenflohkrebs (*Niphargus* sp.) gehört zu den Charakterarten von Grundwasserlebensgemeinschaften.

Bilddetails: 1) Steinfliege (*Brachyptera risi*), Felderbach (NRW), Autor: Julian Enß. 2) Pirol (*Oriolus oriolus*), Autor: Kookaburra 81 CC BY-SA 4.0. 3) Quellschnecke (*Bythinella bavarica*), Schussenquelle, Bayern, Autor: Alexander Mrkvicka CC BY-SA 3.0. 4) Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*), Pärnu, Estland, Autor: Tiit Hunt CC BY-SA 3.0. 5) Grünalge (*Micrasterias rotata*), Central Collection of Algae Cultures (CCAC), Universität Duisburg-Essen, Autor: Frank Fox. 6) Gelbbauchunke (*Bombina variegata*), Wiebelskirchen, Saarland, Autor: Dr. Julian Taffner (@terra\_alien). 7) *Sphagnum* sp. (Torfmoos), Autor: Hermann Schachner. 8) Höhlenflohkrebs (*Niphargus* sp.), Autoren: Karsten Grabow und Heide Stein.

sche (z. B. Großseggenriede, Röhrichte, Hochstaudenfluren, Bruchwald) und terrestrische Lebensräume (z. B. Weichholz- und Hartholzwald) bilden. Die vielfältigen Lebensräume beherbergen eine hohe Biodiversität mit vielen spezialisierten Tier- und Pflanzenarten (Robinson et al. 2002; Ward & Tockner 2001).

### 5.1.1.3 Quellen

Quellen sind örtlich begrenzte Grundwasseraustritte, die zumindest zeitweilig Wasser abgeben. Ihre Fläche kann sehr variabel sein und wenige Quadratdezimeter bis mehrere Hundert Quadratmeter umfassen. Quellen stellen in der Regel die Anfänge von Fließgewässern dar; versiegen sie, fallen auch die sich unmittelbar anschließenden Quellbäche trocken. Trotz ihrer peripheren Lage am Beginn von Fließgewässersystemen sind Quellen von zentraler Bedeutung für den Wasserhaushalt.

Im Vergleich zu allen anderen Fließgewässerschnitten sind Quellen bezüglich ihrer Schüttung und der Wassertemperatur **stabile Lebensräume**. Zudem weisen Quellen oft eine Vielfalt an Mikrohabitaten auf, die durch unterschiedlich hohe Fließgeschwindigkeiten und verschiedene Substrate geprägt sind. Dies führte bereits vor 100 Jahren zur Definition von Quelltypen wie Sickerquelle (= Helokrene) und Sturzquelle (= Rheokrene) durch Steinmann (1915) und Thienemann (1924), die sich in der Wissenschaft weitgehend durchgesetzt haben. Eine stark verfeinerte Typisierung von Quellen unterscheidet 14 Quelltypen (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2008a).

Der faunistische, floristische sowie strukturelle Untersuchungsstand der Quellen ist regional sehr unterschiedlich und häufig auf Modellregionen wie Biosphärenreservate und Nationalparks beschränkt. So wurden im Biosphärenreservat Rhön bereits über 3.800 Quellen kartiert und faunistisch untersucht. Im Biosphärengebiet Schwarzwald und im Naturschutzgebiet Feldberg wurden bisher rund 280 Quellen untersucht, während es im Nationalpark Berchtesgaden 110 Quellen sind (Gerecke & Franz 2006).

### 5.1.1.4 Ästuare

Ästuare sind **Flussmündungsgebiete** im durch Gezeiten (Tiden) beeinflussten Übergangsbereich von Fließgewässern zu Küstengewässern. Sie werden mit Salz- und Tideeinfluss auch als Übergangsgewässer bzw. im Süßwasserabschnitt mit Tideeinfluss als Ströme der Marschen im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie bezeichnet. Die vier in die **Nordsee** einmündenden Flüsse (Eider, Elbe, Weser, Ems) haben unter dem Einfluss der Tiden (Gezeiten) trichterförmige Ästuare gebildet (UBA 2017).

Die vier **Ostseeästuare** in Mecklenburg-Vorpommern sind ohne Tideeinfluss und daher nicht mit den Nordseeästuaren vergleichbar. Sie umfassen die Mündungsbereiche von Trave, Warnow, Darß-Zingster Boddenkette mit Recknitz sowie Peene mit Achterwasser und Kleinem Haff. Peenestrom und Kleines Haff bilden die größten Ästuare (<https://tinyurl.com/3338afvv>). Auch ohne Tideeinfluss unterliegen die Ostseeästuare zum Teil stark schwankenden Umweltbedingungen, vor allem infolge von Witterungseinflüssen (z. B. Süßwasserzustrom durch Niederschläge, Rückstau durch Windinflüsse) (<https://tinyurl.com/3338afvv>).

Mit Tideeinfluss stellen Ästuare natürlicherweise **hochdynamische Lebensräume** dar, deren (örtlicher) Salzgehalt und Trübung durch Schwebstoffe sich fortlaufend ändern. Ebbe und Flut führen im täglichen Wechsel zu einer räumlichen Verlagerung der Brackwasserzone, wobei deren Ausmaß vom Oberflächenabfluss im Einzugsgebiet (Süßwasserzustrom) sowie von den Witterungseinflüssen in Küstennähe (stärkerer Brackwasserzustrom bei Sturmflut) abhängt. Ästuare sind zudem in der Stromrinne durch sandige bis schlammige, wenig durchlüftete Substrate mit einem hohen Anteil an organischem Material gekennzeichnet. Die hohe Trübung verhindert dabei meist, dass Licht bis zum Gewässergrund vordringt und dort eine nennenswerte Primärproduktion von Pflanzen ermöglicht.

In den Ufer- und Überschwemmungsbereichen der Ästuare kommen Brackwasserröhrichte, Staudenfluren, brackige Watt- und Wasserflächen, Salzwiesen, Auengebüsche oder Tidenauwälder (Nordsee) vor. Auch Süßwasserwattflächen können eingeschlossen sein. Im Einzugsgebiet der Ostsee sind manche Ästuare als von Süßwasser durchströmte Bodden ausgebildet (z. B. Peene, Saaler Bodden) (<https://tinyurl.com/2tjpdrt4>).

Die Fauna und Flora der Tideästuare ist an die natürlicherweise hochdynamischen Umweltbedingungen in diesem Lebensraum angepasst, der auch die angrenzenden Ufer- und Überschwemmungsbereiche der Ästuare einschließt.

### 5.1.1.5 Seen

Seen haben i. d. R. eine Fläche von über 1 ha und unterscheiden sich von Fließgewässern durch ihre höhere **Wasseraufenthaltszeit** (Mathes et al. 2005), wodurch sich besondere Umweltbedingungen (z. B. geringe bis fehlende Strömung, Schichtung im Sommer) ergeben. Es werden ferner natürliche und künstliche Seen unterschieden. **Natürliche Seen** kommen vor allem im Norden und Süden Deutschlands vor, wo die abschmelzenden Gletscher der Eiszeiten größere, mit Wasser gefüllte

Hohlformen in der Landschaft hinterlassen haben (Gletscherseen, Moränenseen, Flusseen). **Künstliche Seen** hingegen sind überall zu finden, wo entsprechende Hohlformen durch menschliche Abgrabungen (Kiesabbau, Braunkohletagebau) entstanden sind. Eine Sonderform bilden die Stauseen bzw. Talsperren (im Mittelgebirge), bei denen es sich um gestaute Flüsse handelt.

Seen sind im Vergleich zu anderen Gewässern relativ abgeschlossen, sie besitzen daher einen insularen Charakter. Die Anzahl der Lebensräume und die Strukturvielfalt eines Sees steigen mit seiner Größe (Wasserfläche, Tiefe) und Uferlänge; dementsprechend findet man in größeren Seen auch eine größere Artenvielfalt (Eckmann 1995). Entsprechende Befunde liegen für Fische in norddeutschen Seen (Eckmann 1995) und für Makrophyten in bayerischen Seen vor (Lewerentz & Cabral 2021).

Die morphometrischen Eigenschaften (z. B. Fläche, Tiefe, Uferlänge) sowie seine Nährstoffbelastung bestimmen wesentlich die Artenzusammensetzung eines Sees. Die Artengemeinschaften beeinflussen wiederum wesentlich die Reaktion bzw. Resilienz eines Sees gegenüber Umweltveränderungen. So können zum Beispiel flache Seen in Abhängigkeit ihrer Nährstoffbelastung in zwei Zuständen vorkommen, i) einem trüben phytoplanktondominierten Zustand bei hoher Nährstoffbelastung und ii) einem klaren makrophytendominierten Zustand bei geringer Nährstoffbelastung.

#### 5.1.1.6 Kleine Stillgewässer

Im Gegensatz zu Seen (einschließlich großer Weiher) sind kleine Stillgewässer durch eine geringere Tiefe sowie eine Wasserfläche von meist unter 1 ha (LAWA 1999) gekennzeichnet. Kleine Stillgewässer können natürlichen oder künstlichen Ursprungs sein und sind in der Regel nicht oder wenig durchströmt (Pardey et al. 2005; StMLU 1994). In Deutschland gibt es rund 292.000 kleine Stillgewässer (Abb. 5.1). Der höchste Anteil an kleinen Stillgewässern pro 100 km<sup>2</sup> ist im Nordosten und im Süden/Südosten gegeben. Etwa 58.000 kleine Stillgewässer liegen in der Agrarlandschaft (JKI 2021). Diese Zahlen schließen allerdings sehr kleine Stillgewässer (unter 1 m<sup>2</sup>; LAWA 1999) nicht mit ein.

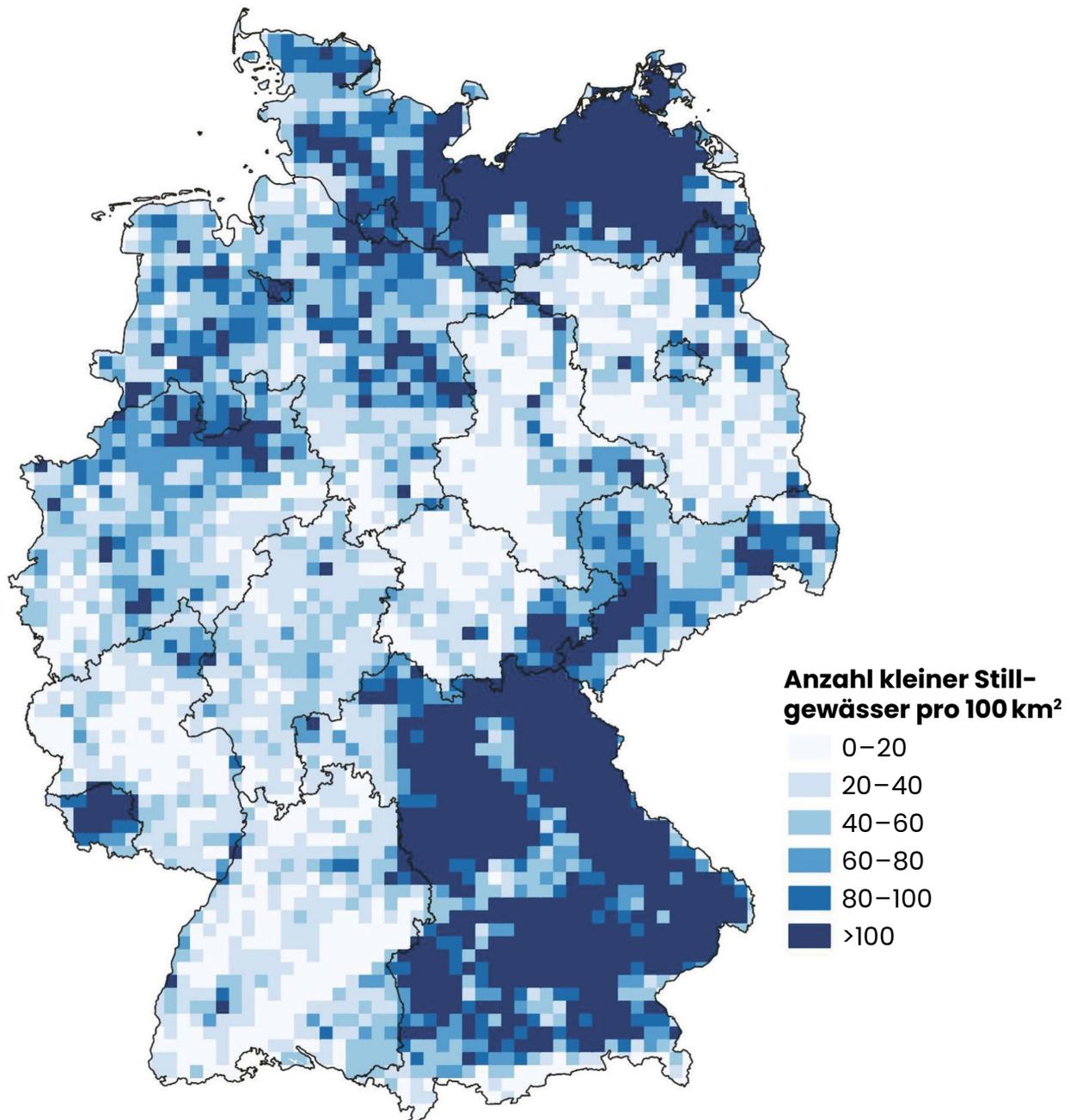
Zu den natürlichen kleinen Stillgewässern zählen kleinere Weiher, Tümpel und Sölle. Kleine Weiher sind flach, ohne Ablauf und (i. d. R.) permanent wasserführend. Tümpel sind flache, periodisch austrocknende Wasseransammlungen mit natürlicherweise stark schwankenden Wasserständen ohne Zu- oder Ablauf. Sölle sind eiszeitlich bedingt entstandene Wasseransammlungen aus ehemaligem Toteis, die mit einer Dichte von bis zu 40 pro ha in Nordostdeutschland zu finden sind (Ka-

lettka & Rudat 2006, Pätzig et al. 2012). Sölle sind nicht immer wasserführend, sondern können trockenfallen oder zeitweilig Wasser führen. Allein für Mecklenburg-Vorpommern wurden rund 90.000 Sölle ermittelt (Klafs & Schmidt 1967). Weitere kleine Stillgewässertypen sind Altarme (noch an ein Fließgewässer angebunden) und Altwasser (abgeschnittene Mäander von Fließgewässern) sowie grundwassergespeiste Druck- bzw. Qualmwassertümpel in Auen (Glandt 2006).

Künstliche kleine Stillgewässer umfassen vor allem Teiche, die in vielen Regionen Deutschlands zur Fischzucht und Fischerei angelegt wurden. Die Gesamtfläche der Fischteiche in Deutschland beträgt etwa 40.000 ha; bedeutende Teichgebiete liegen vor allem in Bayern (Oberpfalz) und Sachsen (u. a. Oberlausitzer Teich- und Heidelandschaft) (<https://tinyurl.com/2zfgtp6y>). Neben den Fischteichen zählen zahlreiche Mühl-, Lösch- und Flößteiche sowie Weidetümpel, Regenrückhaltebecken, Rieselfelder, Schlamm- und Klärteiche sowie Gartenteiche zu den künstlich geschaffenen kleinen Stillgewässern. Künstliche Gewässer können aber auch unbeabsichtigt entstehen, wenn beispielsweise nach Abgrabungen (Torfgewinnung, Locker- und Festgesteinabbau) oder infolge von Bergsenkung (Bergbau) Hohlformen entstanden sind, die sich mit Grundwasser gefüllt haben. Die künstlichen Kleingewässer sind auch für die Biodiversität wichtig, da sie wichtige Sekundärbiotope für Arten darstellen, die in der ausgeräumten Normallandschaft keinen Lebensraum mehr finden (IGB 2023).

#### 5.1.1.7 Niedermoore

Im natürlichen Zustand sind Moore durch eine Torfschicht und eine meist niedrig gewachsene Vegetation aus Moosen, Gräsern und Gehölzen charakterisiert. Natürliche, nicht entwässerte Moore weisen einen Wasserstand in Flur auf (Wasserstand reicht [fast] ganzjährig bis an die Oberfläche) und sind in der Lage, Torf zu bilden und dadurch CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre aufzunehmen und festzulegen (Joosten et al. 2017; Mooratlas 2023). Die herausragende Bedeutung der Moore für den Biodiversitätsschutz und für das Erreichen der Klimaschutzziele wurde gerade ausführlich in einer Stellungnahme der Leopoldina dargelegt (Leopoldina 2024). Es gibt viele unterschiedliche Moortypologien; besonders breit genutzt werden die hydrogenetischen Moortypen (Gliederung nach der Herkunft des sie speisenden Wassers) und ökologischen Moortypen (Gliederung nach Nährstoffreichtum und pH-Wert). Im Gegensatz zu den von Regenwasser gespeisten Hochmooren (siehe Kap. 3) sind Niedermoore abhängig von Grundwasser, Quellwasser oder Sickerwasser. In kalkarmen Gebieten kann



**Abbildung 5.1:** Anzahl kleiner Stillgewässer in Deutschland pro 100 km<sup>2</sup> (Basis: ATKIS-Basis-DLM 2013; Quelle: JKI-Institut ÖPV, Berlin; JKI 2021). ©JKI 2021 lizenziert nach CC BY 4.0.

es zur Ausprägung von sauren und nährstoffarmen Niedermooren kommen, während kalkreiche Niedermoore basische Verhältnisse mit meist höheren Nährstoffgehalten aufweisen (Succow & Joosten 2001). Als besonders charakteristisch für viele Moore gelten die Weite und Offenheit mit zahlreichen Wasserflächen. Moore werden umgangssprachlich manchmal auch Sümpfe genannt.

Mit einer Gesamtfläche von 9.750 km<sup>2</sup> (Mooratlas 2023) bedecken Niedermoore gut 2,7 % der Landfläche Deutschlands. Sie kommen vor allem im moorreichen Nordwesten (Schleswig-Holstein, Niedersachsen), Nordosten (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg)

und Süden (Baden-Württemberg, Bayern) vor. In Norddeutschland werden Niedermoore auch »Fenn« genannt, in Süddeutschland auch »Moos«. Die meisten Moore in Deutschland (98 %) wurden entwässert und sind deswegen heute stark degradiert (Joosten et al. 2017). Naturnahe, wahrscheinlich noch wachsende Moore konnten sich vor allem in Süddeutschland kleinflächig erhalten und machen heute nur etwa 2 % der Gesamtmoorfläche aus. Etwa 4 % der Moorfläche Deutschlands sind bisher wiedervernässt (d.h., die künstliche Entwässerung wurde beendet; Barthelmes et al. 2021). Der überwiegende Anteil der Moore Deutschlands (94 %) ist aktu-

ell nur noch daran erkennbar, wie ihr Boden beschaffen ist (Mooratlas 2023). Es sind aber keine »ehemaligen Moore« (das wären Flächen, die ihre Torfschicht komplett aufgrund von Entwässerung und Torfschwund verloren haben), sondern immer noch (entwässerte) Moore, die sich durch Stopp der Entwässerung mehr oder weniger schnell erneut in nasse, naturnähere und im besten Fall wieder torfbildende Moore verwandeln lassen.

Etwa 8 % der in Deutschland vorkommenden Gefäßpflanzenarten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in Mooren. Im Gegensatz zur angenommenen geringen Vielfalt der Gefäßpflanzen in natürlichen oder naturnahen Mooren ist die Vielfalt der Moose und auch die der Arthropoden signifikant höher. Natürliche oder naturnahe Moore beherbergen viele moorspezifische Arten, die sich in diesen kühlen Mikroklimaräumen als Nacheiszeitrelikte ansiedelten und blieben – denn Moore haben sich in unserer Landschaft im Ausgang des nacheiszeitlichen Klimawandels herausgebildet und sind seither in großer Kontinuität erhalten geblieben. Das ist an den abgelagerten Torfschichten abzulesen. Zudem sind Moore oft in sich sehr heterogen und beherbergen vielfältige Lebensraumangebote (BfN 2021c; Joosten et al. 2017).

Bedingt durch den oft erhöhten Nährstoffgehalt im Grund- und Oberflächenwasser sowie höhere pH-Werte ist die Artenvielfalt der Niedermoore meist höher als die der Hochmoore (BUWAL 2002). Neben dem Nährstoffgehalt spielen der Wasserstand und, damit verbunden, die Nutzung von Niedermoorflächen eine entscheidende Rolle für die Artenvielfalt. Je nach Höhenlage und Nutzungsintensität können sich beispielsweise Bruchwälder, Pfeifengraswiesen oder Kleinseggenriede bilden. Niedermoore sind botanisch und zoologisch vielfältig, wobei insbesondere regelmäßig und spät geschnittene Streuwiesen zu den artenreichsten Lebensräumen Mitteleuropas gehören (BUWAL 2002).

Niedermoore beherbergen aufgrund der vielfältigen abiotischen Lebensbedingungen und Vegetationsausstattungen (s. o.) eine ebenfalls sehr diverse Fauna. Diese reicht von der Mikro- und Mesofauna bis zum Elch (*Alces alces*) als größtem im Moor lebenden Säugetier (Bölscher 1994). Für seltene und bedrohte Arten wie zum Beispiel den Seggenrohrsänger (*Acrocephalus paludicola*), das Sumpf-Glanzkraut (*Liparis loeselii*) und das Firnisglänzende Sichelmoos (*Hamatocaulis vernicosus*) stellen naturnahe Niedermoore die letzten Refugien dar. Übersichten zur niedermoor typischen Fauna können Bölscher (1994), Görn & Fischer (2011), Luthardt & Zeitz (2014) und Jermaczek et al. (2019) entnommen werden. Eine umfassende Übersicht der verschiedenen Brutvogelgemeinschaften von Niedermoorstand-

orten lieferte Flade (1994). Wat- und Wasservögeln bieten Niedermoore zahlreiche Möglichkeiten für Rast und Überwinterung.

#### 5.1.1.8 Grundwasser

Grundwasser ist der größte aquatische Teillebensraum (Hahn 2021) und beherbergt den weitaus größten Teil des nicht in Eis gebundenen Süßwassers der Erde (BMU 2008). Je nach Größe und Struktur des unterirdischen Grundwasserleiters unterscheidet man zwischen Gering-, Poren-, Kluft- und Karstleitern (Hölting & Coldeyew 2013), wobei der Typ des Grundwasserleiters großen Einfluss auf seine Besiedlung hat (Gibert & Deharveng 2002; Hahn & Fuchs 2009).

Grundwasser ist meist nährstoff- und sauerstoffarm. Seine Artengemeinschaften sind daran durch eine geringe Stoffwechsel- und Fortpflanzungsrate angepasst (Hahn 2015). Sie reagieren meist empfindlich auf stärkere Nährstoffeinträge von der Oberfläche, zumal wenn damit auch eine Infiltration von typischerweise nicht im Grundwasser vorkommenden (stygoxen) Arten verbunden ist. Die Austauschprozesse mit dem Oberflächenwasser bestimmen daher in hohem Maße den Charakter des Grundwassers und seines Übergangsbereiches zur ungesättigten Zone, zu Fließgewässern (hyporheische Zone) und zu Quellen (Brendelberger et al. 2015). Damit ist das Grundwasser sämtlichen Belastungen (vor allem hydrologischen, stofflichen und thermischen Veränderungen, baulichen Eingriffen) im Einzugsgebiet ausgesetzt (Hahn 2021).

Grundwasser ist ein zentraler Bestandteil des Landschaftswasserhaushaltes; es liefert den Basisabfluss für Fließgewässer und speist Quellen sowie grundwasserabhängige Feuchtgebiete (Wohlrab et al. 1992). Die Grundwasserneubildung wird von der Versickerung von Niederschlagswasser bzw. durch Infiltration von Oberflächengewässern bestimmt. Sie hängt damit einerseits vom Niederschlag im Einzugsgebiet ab; andererseits spielen Charakteristika des Einzugsgebietes wie die Landnutzung (insbesondere die Waldbedeckung) eine wichtige Rolle. Die Biodiversität des Grundwassers ist schlecht erforscht, und es kommen viele und vor allem viele lokal verbreitete Endemiten im Grundwasser vor. Dieses Element der aquatischen Biodiversität bleibt bei Schutzbemühungen unberücksichtigt.

#### 5.1.2 Artenvielfalt in Binnengewässern und Auen

Eine Übersicht der Artenvielfalt für ausgewählte Artengruppen mit einer Bindung an Binnengewässer und Auen ist in Tab. 5.1 dargestellt. Die Auswahl der Arten-

gruppen ergibt sich aus der Verfügbarkeit von entsprechenden Daten und schließt vor allem die Fauna und Flora der Fließgewässer und Stillgewässer ein. Eine Bindung an Binnengewässer liegt vor, wenn eine Art innerhalb ihres Lebenszyklus zumindest zeitweise strikt auf Binnengewässer oder Auen bzw. deren Lebensräume angewiesen ist. Beispielsweise sind Süßwasserfische und Rundmäuler, Amphibien, zahlreiche Insektengruppen (z. B. Wasserkäfer, Köcherfliegen) sowie Süßwasseralgen strikt an Binnengewässer gebunden. Die Artengruppen sind damit auf einen guten Erhaltungszustand der Fließ- und Stillgewässerlebensräume angewiesen. Von ca. 9.700 Pflanzen-, Pilz- und Tierarten ist bekannt, dass sie während ihres Lebenszyklus zumindest zeitweise an Binnengewässer gebunden sind. Die tatsächliche Artenzahl liegt aber vermutlich wesentlich höher, da die Erfassung vieler Einzeller (z. B. Amöben, Ciliaten, Flagellaten), Bakterien und Archaeobakterien in Binnengewässern und Auen allenfalls lückenhaft erfolgt und Checklisten zu diesen Artengruppen noch nicht vorliegen. Zudem ist es aufgrund von Wechselwirkungen von Binnengewässern mit angrenzenden landgebundenen und marinen Lebensräumen nicht einfach, ihre Artenvielfalt exakt zu ermitteln. Die aktuell gültige Bundestaxaliste der in Deutschland vorkommenden limnischen (im Süßwasser lebenden) und marinen Gewässerorganismen umfasst mehr als 13.350 Taxa (LAWA & UBA 2020). Ei-

gene Auswertungen der Checklisten ausgewählter Artengruppen legen nahe, dass von den mehr als 71.500 in Deutschland bekannten Arten (<https://tinyurl.com/y2sc7kea>) etwa 13–20 % an Binnengewässer (Quellen, Bäche, Flüsse, Seen, kleine Stillgewässer) gebunden sind. Die Zahl ist insofern bemerkenswert, als die genannten Oberflächengewässer nur eine Fläche von etwa 2,2 % in Deutschland einnehmen ([www.destatis.de](http://www.destatis.de)).

Unter den Bewohnern der Binnengewässer befinden sich viele endemische Arten, also solche, deren Verbreitung auf ein begrenztes Gebiet beschränkt ist (z. B. Fische der größeren Seen), sowie viele Arten, für die Deutschland aufgrund ihrer Gefährdung eine besondere Verantwortlichkeit hat (z. B. Quellschnecken). Sowohl die hohe lebensraumtypische Artenzahl (vor allem für Fische, Amphibien, einige Insektengruppen, Algen) als auch das Vorkommen vieler Endemiten (Vorkommen auf ein begrenztes Gebiet beschränkt) bei einer vergleichsweise geringen Gesamtfläche der Binnengewässer legen eine besondere Sensibilität der Binnengewässer nahe und unterstreichen ihre besondere Rolle für den Erhalt der Artenvielfalt.

### 5.1.3 Kenntnisstand

Die acht hier betrachteten, zum Teil sehr **unterschiedlichen Lebensräume** der Binnengewässer und Auen unterscheiden sich sowohl hinsichtlich ihrer ökologischen

**Tabelle 5.1:** Artenzahl ausgewählter Artengruppen mit Vorkommen im Lebensraum »Binnengewässer und Auen« in Deutschland. Eine weitere Differenzierung nach den hier behandelten acht Lebensräumen erfolgt nicht. Die Artengruppen sind teilweise vollständig an den Lebensraum gebunden (z. B. Fische), kommen aber auch oder vorwiegend in terrestrischen Lebensräumen vor (z. B. Säugetiere). In Klammern sind, sofern verfügbar, die Anteile der insgesamt in Deutschland bekannten Arten der jeweiligen Artengruppe angegeben, sofern die Zahlen verfügbar waren. (Quelle: eigene Auswertungen der Roten Listen Deutschland, der Bundestaxaliste der Gewässerorganismen [<https://tinyurl.com/57d6tmju>, LAWA & UBA 2020], der Angaben des Bundesamtes für Naturschutz [<https://tinyurl.com/y2sc7kea>] sowie von Freyhof et al. 2023 für die Fische).

Fauna	Anzahl Arten (% Arten DE)	Flora	Anzahl Arten (% Arten DE)
Säugetiere	12 (12)	Samenpflanzen	422 (14)
Vögel	117 (36)	Moose	161 (15)
Süßwasserfische und Rundmäuler	123 (62)	Blualgen	> 300
Amphibien	22 (100)	Rotalgen	> 200 (38)
Reptilien	5 (39)	Grünalgen	> 600
Köcherfliegen	315 (100)	Jochalgen (inkl. Zieralgen)	> 800 (53)
Eintagsfliegen	121 (100)	Armleuchteralgen	40 (100)
Steinfliegen	125 (100)	Gelbgrünalgen (inkl. Schlauchalgen)	> 50 (100)
Zuckmücken	836	Goldalgen	> 180
Libellen	79 (100)	Kieselalgen	> 2.000 (67)
Wasserbewohnende Käfer	344 (100)	Braunalgen	> 130 (63)
Weichtiere: gesamt	163 (26)	Zieralgen	982
Weichtiere: Muscheln	39	Augenflagellaten	> 100
Blattfußkrebse (Branchiopoda)	104	Panzerflagellaten	> 250

Eigenschaften als auch hinsichtlich ihrer Artenvielfalt. Vergleichsweise gut ist der Kenntnisstand für ausgewählte Artengruppen in Fließgewässern, Seen und Ästuaren, deren Überwachung mit Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) seit 2000 festgeschrieben ist und seit etwa 2005 regelmäßig stattfindet (sogenannte berichtspflichtige Gewässer, Kap. 5.2.1.1). Aber auch vor 2000 wurden deutschlandweit im Rahmen des Gewässergütemonitorings regelmäßig verschiedene benthische Wirbellose (u. a. Insekten, Kleinkrebse, Schnecken und Muscheln) erfasst, sodass mittlerweile eine gute Datenlage zumindest für einen Teil der aquatischen Fauna und Flora vorliegt. Davon ausgenommen ist allerdings die artenreiche Gruppe der Prokaryota (meist einzellige Lebewesen ohne Zellkern, vor allem Bakterien und Archaeen, vgl. Tab. 5.1), für die eine schlechte Datenlage vorliegt. Ihre Erfassung könnte mithilfe DNA-basierter Bestimmungsmethoden leicht in das bestehende Monitoring integriert werden.

Die Überwachungsergebnisse werden regelmäßig im Rahmen von Bewirtschaftungsplänen veröffentlicht und durch die Internetseiten der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), des Umweltbundesamtes (UBA) und der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) verfügbar gemacht. Detaillierte Daten zum Monitoring nach WRRL stehen zudem über die internetbasierten Informationssysteme der Bundesländer zur Verfügung. Die Ergebnisse wurden für den *Faktencheck Artenvielfalt* ausgewertet.

Bei den übrigen Lebensräumen (Auen, Quellen, kleine Stillgewässer, Niedermoore und Grundwasser) ist die **Datenlage sehr heterogen**. Ein bundesweites Monitoring beschränkt sich hier meist auf einzelne Flächen, die entweder Bestandteil von Schutzgebieten sind (z. B. viele Auen als Bestandteil des Natura-2000-Netzwerks) oder als besonderer Lebensraumtyp nach FFH-Richtlinie zu schützen sind (z. B. kalkreiche Niedermoore).

Hier wurden die verfügbaren Fakten ergänzt durch eine umfassende Auswertung von meist deutschsprachigen Berichten, Gutachten sowie deutschsprachigen und internationalen Zeitschriftenaufsätzen mit Bezug zur Artenvielfalt in Deutschland. Insgesamt wurden rund 770 deutschsprachige und internationale Quellen ausgewertet.

#### 5.1.4 Gliederung

Nach der Beschreibung der betrachteten Lebensräume (Kap. 5.1) erfolgt die Auswertung von Status und Trends ihrer Biodiversität, wobei der Status der nach WRRL berichtspflichtigen Gewässer auch ihren ökologischen Zustand/ihr ökologisches Potenzial beinhaltet (Kap. 5.2).

Daran anschließend werden die Beziehungen zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen (Kap. 5.3) sowie die möglichen Folgen eines Biodiversitätsverlustes erläutert. Aufgrund vieler überregional gültiger Zusammenhänge wurden zusätzlich für das Unterkapitel internationale Quellen einbezogen, auch wenn sie keinen räumlichen Bezug zu Deutschland hatten. In dem Unterkapitel zu den direkten Treibern (Kap. 5.4) werden die wesentlichen direkten Umweltbelastungen herausgestellt, die sich infolge menschlicher Aktivitäten meist negativ auf die Vielfalt und Biodiversität von Binnengewässern und Auen auswirken. Anschließend werden die indirekten Treiber beschrieben (Kap. 5.5), die häufig ursächlich für die direkten menschlichen Einflüsse sind und die die Ansatzpunkte für politische, wirtschaftliche und gesellschaftliche Transformationsprozesse im Hinblick auf den Erhalt der Artenvielfalt bieten. Schließlich werden Instrumente und Maßnahmen zum Erhalt der Artenvielfalt dargestellt und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit analysiert (Kap. 5.6). Abschließend werden Handlungsbedarf und -optionen sowie noch bestehende Wissens- und Forschungslücken aufgezeigt (Kap. 5.7).

## 5.2 Status und Trends der biologischen Vielfalt in Binnengewässern und Auen

### 5.2.1 Biodiversitätsmonitoringprogramme in Binnengewässern und Auen

#### 5.2.1.1 Fließgewässer, Seen und Ästuare

Großflächigere Untersuchungen der Gewässerbiologie in den Flüssen fanden erst im Rahmen des Gewässergütemonitorings der Bundesländer ab 1974 statt (<https://tinyurl.com/25z7wfa7>). Das Gütemonitoring zielte zwar nicht auf die Erfassung der Biodiversität ab, lässt aber dennoch indirekt Aussagen zur Vielfalt der darüber erfassten, am Gewässergrund lebenden Wirbellosen (Makrozoobenthos) zu, die im Allgemeinen mit der Zunahme stofflicher Belastungen abnimmt. Die Gewässergüte wird über den Saprobienindex ermittelt (Rolauffs et al. 2004) und stellt ein Maß für den Gehalt an fäulnisfähigen (organischen) und damit sauerstoffzehrenden Substanzen im Wasser dar. Die Ergebnisse werden seit 1974 regelmäßig für ein deutschlandweites Netz von Messstellen berechnet und mit einem siebenstufigen System von Gewässergüteklassen (seit 2004 fünfstufig gemäß Wasserrahmenrichtlinie) dargestellt (<https://tinyurl.com/yhec7n46>).

Im Dezember 2000 trat die WRRL in Kraft und ist seitdem maßgeblich für das biologische Monitoring der

Oberflächengewässer in Deutschland. Ziel der WRRL ist die Erreichung eines guten ökologischen Zustands für natürliche Gewässer bzw. eines guten ökologischen Potenzials für erheblich veränderte und künstliche Gewässer. Für die ökologische Bewertung werden mehrere aquatische Artengruppen als Zeigerarten herangezogen: Fische, Wirbellose des Gewässergrunds (Makrozoobenthos), aquatische Gefäßpflanzen (Makrophyten) und Moose, am Gewässerboden lebende Algen (Phytobenthos, Makroalgen) sowie freischwebende Algen (Phytoplankton). Ausgewertet werden dabei die Zusammensetzung, Abundanz und Vielfalt der Artengemeinschaften sowie der Anteil empfindlicher bzw. toleranter Arten. Einzelne, hinsichtlich bestimmter Umweltbelastungen besonders sensitive Artengruppen (z. B. Langdistanzwanderfische, Eintags-, Stein- und Köcherfliegen, Armleuchteralgen) werden genauer betrachtet. Auch die Qualität der Gewässerstruktur (hydromorphologischer Zustand) geht u. a. als unterstützendes Element in die Bewertung des ökologischen Zustands mit ein. Neben den ökologischen Zielen schreibt die WRRL auch die Erreichung eines guten chemischen Zustands (für Oberflächengewässer und das Grundwasser) sowie eine ausreichende Wassermenge für das Grundwasser fest.

Zu beachten ist allerdings, dass das WRRL-Monitoring – wie auch das zuvor beschriebene Gewässergütemonitoring – ausdrücklich kein Biodiversitätsmonitoring ist. Es deckt nicht alle vorkommenden Artengruppen ab und schließt insbesondere die kleineren Oberflächengewässer (Quellbäche, viele Teiche, Sölle, kleine Seen) von der Berichtspflicht aus, sodass diese selten oder oft gar nicht untersucht werden. Mit einem ergänzenden Biodiversitätsmonitoring könnten diese Erfassungslücken geschlossen werden. Mit mehr als 10.000 Probestellen allein in Deutschland ist das WRRL-Monitoring aber das mit Abstand größte Biodiversitätsbezogene Monitoringprogramm in Deutschland. Die gemäß WRRL erfassten biologischen Indikatoren, u. a. Fische, am Gewässergrund lebende Wirbellosen (Makrozoobenthos), höhere Wasserpflanzen (Makrophyten), berücksichtigen auch Aspekte der Diversität von Artengemeinschaften und ermöglichen Aussagen zu Trends der Biodiversität dieser Gemeinschaften.

Das WRRL-Monitoring unterscheidet zwischen berichtspflichtigen und nicht berichtspflichtigen Gewässern. Berichtspflichtig sind Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet von mehr als 10 km<sup>2</sup>, Seen mit einer Wasserfläche von mehr als 0,5 km<sup>2</sup> (= 50 ha) sowie die Ästuarare der Nordsee. Zudem werden bei Fließgewässern und Seen natürliche (ohne menschlichen Einfluss entstandene), erheblich veränderte und künstliche Gewäs-

ser (z. B. Schifffahrtskanäle, Talsperren, Baggerseen, Teiche) unterschieden, wobei alle drei Kategorien mit Erreichen der zuvor genannten Größengrenze berichtspflichtig sind. Berichtspflichtig sind somit etwa 137.000 Kilometer Fließgewässer (27,4 % der Fließgewässerstrecke in Deutschland), 732 Seen (6 %) und die vier Ästuarare von Elbe, Weser, Ems und Eider. Zusätzlich werden 131 Seen (ca. 1 %) mit einer Fläche zwischen zehn und 50 Hektar (0,1–0,5 km<sup>2</sup>) überwacht.

Das Monitoring der Fließgewässer (inklusive der Bundeswasserstraßen), Seen und Ästuarare liegt in der unmittelbaren Zuständigkeit der Bundesländer. Verantwortlich sind die jeweiligen Ministerien für Umwelt bzw. deren nachgeordnete Fachbehörden (z. B. Landesumweltämter). Für die ökologische Bewertung wurden die Oberflächengewässer in Gewässertypen unterteilt, um den natürlichen (naturraumspezifischen) Unterschieden beispielsweise von Bächen, Flüssen und Seen in den Alpen und Mittelgebirgen sowie im Tiefland Rechnung zu tragen. Es werden insgesamt 25 Fließgewässertypen, 14 Seentypen und drei Übergangsgewässertypen (Nordsee-Ästuarare) unterschieden (<https://tinyurl.com/5n93cmkd>). Für jeden Gewässertyp wurden Wasserkörper (Gewässer oder Gewässerabschnitte) als räumlich voneinander abgegrenzte Bewirtschaftungseinheiten festgelegt. Die meisten der insgesamt 9.747 Oberflächenwasserkörper in Deutschland werden regelmäßig, i. d. R. alle drei Jahre, überwacht, bei Phytoplankton alle sechs Monate. Die Ergebnisse des Monitorings bilden die Grundlage für die Aufstellung von Maßnahmenprogrammen für Wasserkörper, die nicht im guten Zustand sind. Sie werden alle sechs Jahre aktualisiert und im Rahmen von Bewirtschaftungsplänen an die EU-Kommission übermittelt. Bislang wurden zwei Bewirtschaftungspläne mit Maßnahmenprogrammen für zwei Bewirtschaftungszyklen (2009–2015 und 2016–2021) aufgestellt. Die Ergebnisse werden u. a. durch das Umweltbundesamt publiziert und regelmäßig aktualisiert (<https://tinyurl.com/mu2uhxu4>).

Jedoch wird das große Potenzial der Daten hinsichtlich des Monitorings der Binnengewässerdiversität in Deutschland bislang bei Weitem noch nicht ausgeschöpft. Dies gilt auch im Hinblick auf eine Verschneidung mit Daten beispielsweise zum chemischen und hydromorphologischen Zustand der Gewässer oder zum Monitoring gemäß FFH-Richtlinie, das auch Arten der Binnengewässer und Auen erfasst. Zudem bleibt festzustellen, dass für den weitaus größeren Teil der nicht berichtspflichtigen, etwa 363.000 Kilometer Fließgewässer (ca. 72 %), 11.140 Seen (ca. 92 %) sowie sämtliche der rund 290.000 kleinen Stillgewässer (vor allem Sölle) in

Deutschland kein vergleichbares Monitoring stattfindet. Die in den weiteren Kapiteln getroffenen Aussagen zur Artenvielfalt und ihrer Trends in den deutschen Fließgewässern, Seen und Ästuaren können daher die aktuelle Situation nur eingeschränkt abbilden.

### 5.2.1.2 Auen

Für Deutschland werden die Auen der Flüsse und Ströme mit Einzugsgebietsgrößen über 1.000 Quadratkilometer in elf Auentypen eingeteilt (BfN 2005b), die sich im Hinblick auf die Gewässergroßlandschaft, das Abflussregime und das Talbodengefälle unterscheiden. Hinsichtlich der Auensubstrate, des Formenschatzes, der Abflussdynamik, des Wasserdargebots, der Überflutung und des oberflächennahen Grundwassers werden innerhalb der Auentypen insgesamt 18 Auenabschnittstypen weiter differenziert. Die genannten Umweltparameter haben eine hohe Relevanz für die Biodiversität (Januschke et al. 2021).

Die Typologie der Fluss- und Stromauen Deutschlands (BfN 2005b) bezieht sich auf 79 Flüsse mit einer Gesamtlänge von 10.297 km und einer Gesamtfläche von 16.185 km<sup>2</sup> (4,5 % der Fläche Deutschlands) mit den Haupteinzugsgebieten Rhein (inklusive Maaszuflüsse), Elbe, Donau, Weser, Ems, Oder sowie die direkten Zuflüsse zur Nord- und Ostsee (BMU & BfN 2021). Die rezente, d. h. aktuell noch einer Überflutungsdynamik unterliegende Auenfläche beträgt 5.119 km<sup>2</sup> (31,6 %). Nicht berücksichtigt und aktuell nicht quantifiziert sind Auen kleinerer Gewässer, die in der Regel jedoch wichtige ökologische Funktionen haben und bedeutende Lebensräume für die Biodiversität darstellen.

Eine bundesweite Bewertung des Auenzustands erfolgte bisher zweimalig anhand von Geobasis- und Geofachdaten, wie z. B. Geländemodellen, Luftbildern sowie Daten zu Überschwemmungsgebieten und geschützten Lebensräumen (BMU & BfN 2009; 2021). Die Bewertung erfolgte anhand von Leitbildern des potenziell natürlichen Auenzustands (BfN 2005b). Die Zustandserfassung fußt auf den drei Bewertungseinheiten »Morphodynamik, Auenrelief und Auengewässer«, »Hydrodynamik, Abfluss und Überflutung« sowie »Vegetation und Flächennutzung«. Zusätzlich fließen auentypische Biotopstrukturen sowie Stauregulierungen in die Berechnung des Auenzustands ein.

Ein bundesweites biologisches Monitoring und damit eine systematische Erfassung der Biodiversität in Auen (einschl. der Flussufer) existiert in Deutschland nicht, auch wenn im Rahmen von Forschungsvorhaben einzelne Auenabschnitte untersucht und hinsichtlich des Renaturierungserfolgs (z. B. auentypische Arten, Indika-

toren der Überflutungsdynamik) bewertet werden (BfN 2017c; Januschke et al. 2016a). Für Vögel gibt es auf Basis des Monitorings des Dachverbands Deutscher Avifaunisten (DDA) bundesweit und lebensraumübergreifend eine gute Datengrundlage, um z. B. das Vorkommen von Vogelarten mit Auenbezug im Detail auszuwerten. Für Laufkäfer zeigten Langzeituntersuchungen (1999–2019) entlang von Fließgewässern und Auen keine Trends in Artenreichtum, Abundanz und weiteren taxonomischen und funktionalen Diversitätsmaßen (Zajicek et al. 2021). Für andere Tier- und auch Pflanzengruppen bestehen aber hinsichtlich der Erhebungsmethodik, der zu bewertenden Artengruppen sowie der Bewertungsmethodik für die Zustandsbewertung nach wie vor große Unterschiede in Qualität und Umfang. Nichtsdestotrotz sollte zukünftig stärker geprüft werden, inwieweit bestehende Daten aus Monitoringprogrammen mit dem Raumbezug »Aue« verschnitten und ggf. für ein übergreifendes Biodiversitätsmonitoring in Binnengewässern und Auen genutzt werden können.

### 5.2.1.3 Quellen

Ein Monitoring der Artenvielfalt von Quellen wird in Deutschland nicht durchgeführt. Es gibt auch keine deutschlandweit einheitliche Bewertungsmethodik für Quelllebensräume. Zur faunistischen Bewertung hat sich weitgehend der Ansatz von Fischer (1996) durchgesetzt, der die Lebensgemeinschaften der Quellen anhand des Grades ihrer Bindung an den Quelllebensraum bewertet. Die strukturelle Qualität (Integrität) einer Quelle wird flächendeckend vor allem in Bayern kartiert und bewertet (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2008b). Ein von Schindler (2004) entwickeltes strukturelles Quellbewertungsverfahren kommt wie die faunistische Bewertung von Fischer (1996) in einer angepassten Form auch in der Schweiz zum Einsatz (BAFU 2016). Weder die Bewertung der Quellfauna noch die strukturelle Bewertung erfolgt derzeit über einen Vergleich mit vom Menschen unbeeinflussten Quellen. Für die Bewertung der Quellvegetation liegt ein konzeptioneller Ansatz vor (Hinterlang 1996), der jedoch bisher nicht angewendet wurde.

Seit 2004 gibt es im UNESCO-Biosphärenreservat Nordvogesen-Pfälzerwald ein Monitoring von 30 Waldquellen, die fortlaufend alle fünf Jahre untersucht werden. Im Jahr 2022 startete in Bayern in den Nationalparks Berchtesgaden und Bayerischer Wald sowie im UNESCO-Biosphärenreservat Rhön ein Monitoring von Quellen zu den Folgen des Klimawandels. Neben der dauerhaften Erfassung der Wassertemperatur, weiterer chemischer und physikalischer Messgrößen sowie

der klassischen Aufnahme der Quellfauna und -flora werden die Lebensgemeinschaften der Quellen auch mittels eDNA-Metabarcoding erfasst (<https://tinyurl.com/22pabmdu>). Ein ähnliches Programm soll 2024 im Biosphärengebiet Schwarzwald starten.

#### 5.2.1.4 Kleine Stillgewässer

Ein deutschlandweites Monitoring der Artenvielfalt von kleinen Stillgewässern wird nicht durchgeführt. Einige Bundesländer haben jedoch eine systematische Erfassung und Bewertung des Zustands kleiner Stillgewässer und ihrer biologischen Vielfalt durchgeführt (z. B. Nordrhein-Westfalen; Pardey et al. 2005). Im Rahmen des Forschungsprojektes »Biodiversitätsmonitoring Landwirtschaft« wurden Indikatoren für die Artenvielfalt und zudem Indikatoren von Belastungen in kleinen Stillgewässern in der Agrarlandschaft entwickelt (<http://tinyurl.com/2k4e5mr8>). Die auf Basis des Monitorings entwickelten Programme ergänzen Maßnahmen verschiedener politischer Initiativen zur Förderung der Biodiversität (JKI 2021). Beispielsweise können die Daten des Monitorings kleiner Stillgewässer direkt in die erste Säule des Insektenmonitorings (Libellen, Stein-, Eintags- und Köcherfliegen, Schwimm- und Wasserkäfer) einfließen (BfN 2021a). Zusätzlich ergeben sich Synergien im Zusammenhang mit dem Monitoring von FFH-Anhangsarten, z. B. für neun wirbellose Stillgewässerarten: Breitrand (*Dytiscus latissimus*), Große Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*), Schmalbindiger Breitflügel-Tauchkäfer (*Graphoderus bilineatus*), Zierliche Tellerschnecke (*Anisus vorticulus*), Grüne Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*), Östliche Moosjungfer (*Leucorrhinia albifrons*), Zierliche Moosjungfer (*Leucorrhinia caudalis*), Sibirische Winterlibelle (*Sympecma paedisca*) und Medizinischer Blutegel (*Hirudo medicinalis*).

#### 5.2.1.5 Niedermoore

Ein bundesweites Monitoring der Artenvielfalt von Niedermooren existiert nicht. Eine Ausnahme bilden kalkreiche Niedermoore (LRT 7230), die nach FFH-Richtlinie durch besondere Schutzmaßnahmen zu erhalten sind und deren Erhaltungszustand regelmäßig überprüft werden muss. Zur Überprüfung werden auch ausgewählte Pflanzen- und Tierarten herangezogen. Zudem werden Niedermoorflächen im Rahmen von Forschungsvorhaben und Langzeitbeobachtungen von Schutzgebieten überwacht (BfN 2023d).

#### 5.2.1.6 Grundwasser

Ein regelmäßiges Monitoring der Artenvielfalt im Grundwasser wird in Deutschland nicht durchgeführt

und ist auch nicht Gegenstand der WRRL. Die WRRL schreibt lediglich ein regelmäßiges Monitoring des mengenmäßigen und des chemischen Zustands vor. Daten zum Artvorkommen im Grundwasser beruhen auf regionalen Forschungsvorhaben (z. B. <http://tinyurl.com/3b99uxrx>) und einzelnen Fachstudien.

### 5.2.2 Status und Trends der Lebensräume und Organismengruppen in Binnengewässern und Auen

#### 5.2.2.1 Lebensraumübergreifender Status und Trends der biologischen Vielfalt

##### Biotoptypen

Die Gefährdungssituation von Biotoptypen in Binnengewässern und Auen ist alarmierend (Abb. 5.2). Je nach Biotoptypengruppe sind (Stand 2017) zwischen 50 % und 80 % der zugehörigen Biotoptypen »gefährdet«, »stark gefährdet« oder von »vollständiger Vernichtung« bedroht. Eine Ausnahme bildet die Gruppe der (sub-) alpinen Gewässer, in der nur zwei der insgesamt acht Biotoptypen (25 %) in eine der drei höchsten Gefährdungsklassen fallen. Besonders gefährdet sind Quellen (inkl. Quellabflüsse) und waldfreie Niedermoore (inkl. Sümpfe und Feucht-/Nassgrünland) mit mehr als 50 % stark gefährdeten oder vom Verlust bedrohten Biotoptypen. Gänzlich ohne Verlustrisiko wurden je nach Gruppe lediglich zwischen 15 (alpine Gewässer) und 25 % (Röhrichte) der zugehörigen Biotoptypen eingestuft. Die damit verbundenen Flächenverluste werden beispielhaft im Kapitel 2.1.3 dargestellt.

Im Vergleich mit der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen Deutschlands von 2006 (BfN 2006) zeigte sich, dass eine weitere Verschlechterung der Gefährdungssituation zwar gestoppt werden konnte, dass damit aber keine Trendumkehr verbunden war. Insgesamt hat sich die Situation für die Binnengewässer im Vergleich zu 2006 nicht stark verändert (Abb. 5.3); etwa die Hälfte der Biotoptypen zeigte weiterhin eine abnehmende Entwicklungstendenz (BfN 2017a). Dies steht teilweise im Gegensatz zur Teilerholung der Biodiversität in Fließgewässern, die sich allerdings ebenfalls seit ca. 2010 nicht mehr verbessert (Haase et al. 2023). Der gute ökologische Zustand wird weit überwiegend ebenfalls nicht erreicht (Sinclair et al. 2024).

Die starke Gefährdung von binnengewässer- und auenspezifischen Biotoptypen deckt sich mit den Ergebnissen zum Erhaltungszustand der entsprechenden Lebensraumtypen nach FFH-Richtlinie (BMU & BfN 2020). Demnach ist der Erhaltungszustand (Stand 2019) der Binnengewässer besonders schlecht. Zwischen 2007 und 2019 wurde zudem ein kontinuierlich abnehmen-

der Trend des Erhaltungszustands von Lebensraumtypen der Still- und Fließgewässer festgestellt (Müller et al. 2021).

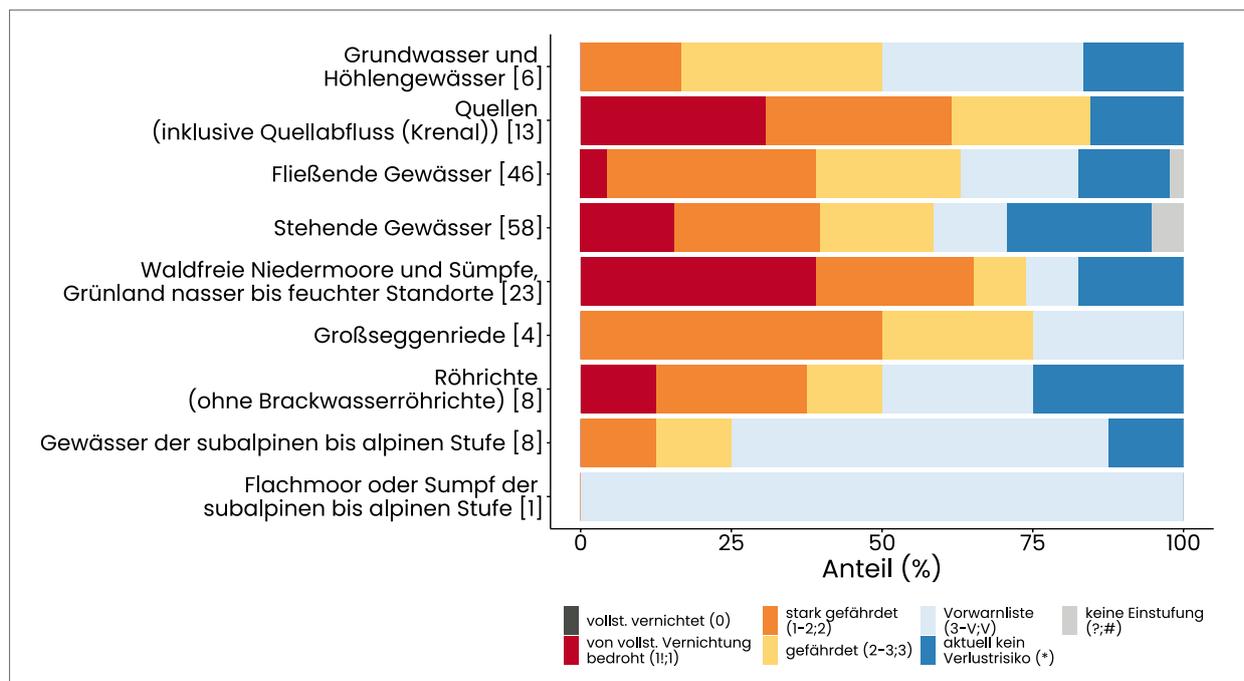
In den Auen betrifft der ungünstige bis schlechte Erhaltungszustand (Stand 2013) vor allem die Lebensraumtypen Weich- und Hartholzaue entlang von Fließgewässern (Buschmann & Ssymank 2015). Für die Hartholzaunen ist ein Verlust von 99 % gemäß Auenzustandsbericht 2009 (BMU & BfN 2009) zu verzeichnen, d. h., diese fehlen an fast allen großen Flüssen und Strömen; sie wurden durch landwirtschaftliche und forstwirtschaftliche Nutzflächen sowie Siedlungsgebiete ersetzt. Die Gefährdungssituation der Auwälder wird im Kapitel 4 Wald näher betrachtet.

**Artengruppen – Literaturanalyse**

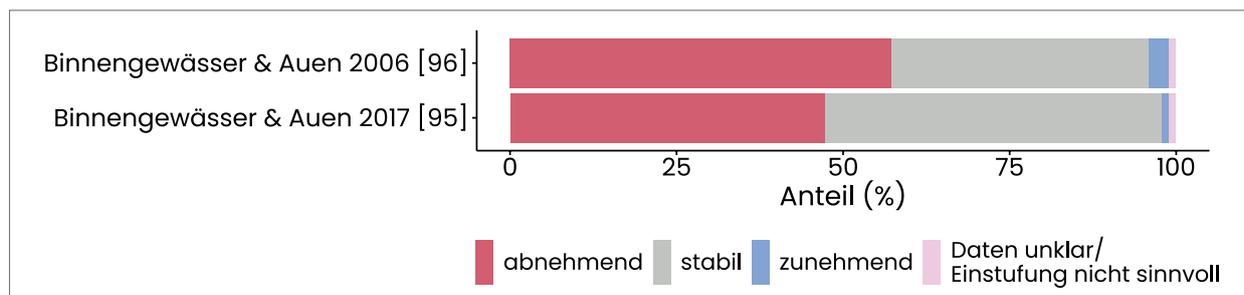
Für die Trendanalyse auf Basis der Literaturdaten (für methodische Details siehe Kap. 2.1.4) wurden insge-

samt 253 Trendangaben in 165 »weißen« (d. h. verlegten und im Rahmen eines Peer-Review-Prozesses begutachteten) sowie »grauen« (d. h. nicht verlegten und z. T. nicht begutachteten) Literaturstudien ausgewertet. Die Anzahl der Beobachtungsjahre (= Messzeitpunkte) der Studien reichte von zwei bis 41 Jahren (Mittelwert: 10,8 Jahre). Der früheste Startzeitpunkt der ausgewerteten Literaturstudien war 1900, und die jüngste Studie startete im Jahr 2017 (Median Startjahr: 1986) (Abb. 5.4).

Zu beachten ist, dass der Auswertung der grauen Literatur (v. a. Berichte und nicht begutachtete Zeitschriftenartikel) keine systematische Suche über Literaturdatenbanken zugrunde liegt. Im Ergebnis steht vielmehr eine opportunistische und inkonsistente Sammlung von Fakten, deren Interpretation hinsichtlich des Vergleichs einzelner Lebensräume und Artengruppen mit Vorsicht erfolgen sollte. Zudem berücksichtigt die hier durchgeführte Literaturanalyse vor allem Untersuchungen von



**Abbildung 5.2:** Gefährdungsstatus der Biotoptypengruppen von Binnengewässern und Auen nach »Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands« (BfN 2017a). In den eckigen Klammern ist die Anzahl der zugehörigen Biotoptypen je Gruppe angegeben.



**Abbildung 5.3:** Entwicklungstendenzen der national langfristig gefährdeten Biotoptypen der Hauptgruppe Binnengewässer & Auen im Vergleich 2006 und 2017. Nach Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zahl in eckigen Klammern = Anzahl der Biotoptypen je Hauptgruppe (nach BfN 2017a, verändert).

Artengemeinschaften, was zu Abweichungen im Vergleich zu den Trendangaben der Roten Listen führen kann, die in der Regel für einzelne Arten erfolgen. Für den Vergleich der Literaturstudien wurden drei Kennwerte berechnet:

**Abundanz:** Die Abundanz ist ein Maß für die Individuendichte von Arten oder Artengemeinschaften und wird als Anzahl Individuen pro Flächen- bzw. Volumeneinheit angegeben. Für höhere Pflanzen erfolgt die Angabe als Deckungsgrad in Prozent der bedeckten Fläche innerhalb einer Untersuchungsfläche. Die Abundanz hängt mehr oder weniger stark mit der Biomasse der Arten oder Artengemeinschaften in einem Lebensraum zusammen. Angaben zur Gesamtbiomasse und Gesamtabundanz (pro Fläche- bzw. Volumeneinheit) werden hier gemeinsam als Maße der »Abundanz« zusammengefasst.

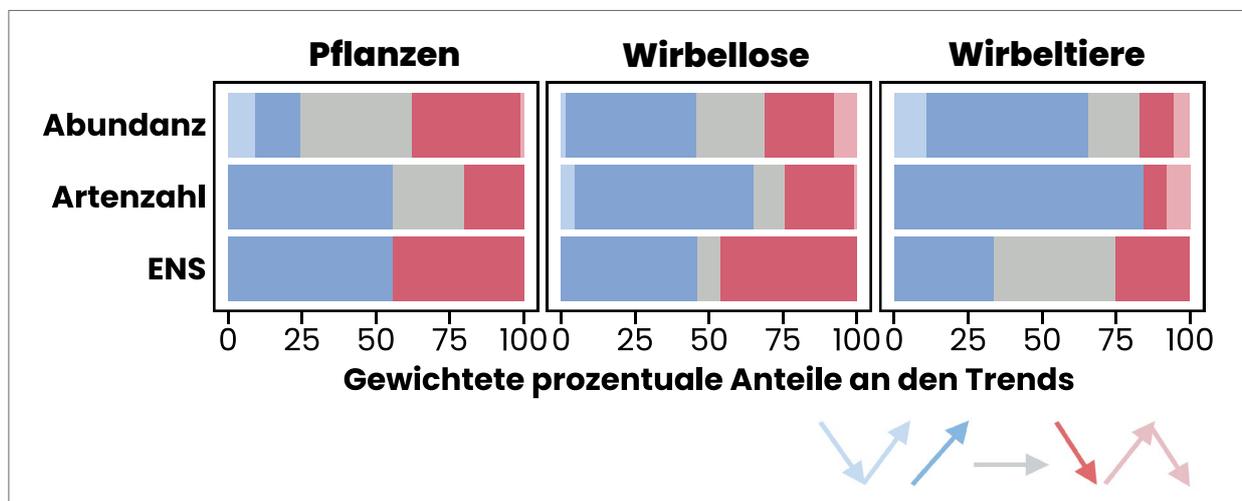
**Artenzahl:** Anzahl unterschiedlicher Arten (oder manchmal auch Gattungen oder höherer taxonomischer Einheiten) in einer untersuchten Flächen- oder Volumeneinheit, unabhängig von ihrer Individuenzahl. Literaturbasierte Trends der Artenzahl wurden direkt übernommen.

**Effektive Artenzahl (ENS = effective number of species):** Viele Diversitätsindizes (z. B. Shannon-Index, Simpson-Index) berücksichtigen sowohl die Artenzahl als auch die relative Abundanz (Individuenzahl) der Arten einer Artengemeinschaft. Beide Maße können methodisch bedingt schwanken, beispielsweise bei wechselnder Beprobungsintensität oder aufgrund natürlicher Einflüsse (z. B. räumliche Aggregation von Individuen) (McGlenn et al. 2020). Der direkte Vergleich unterschiedlicher Stu-

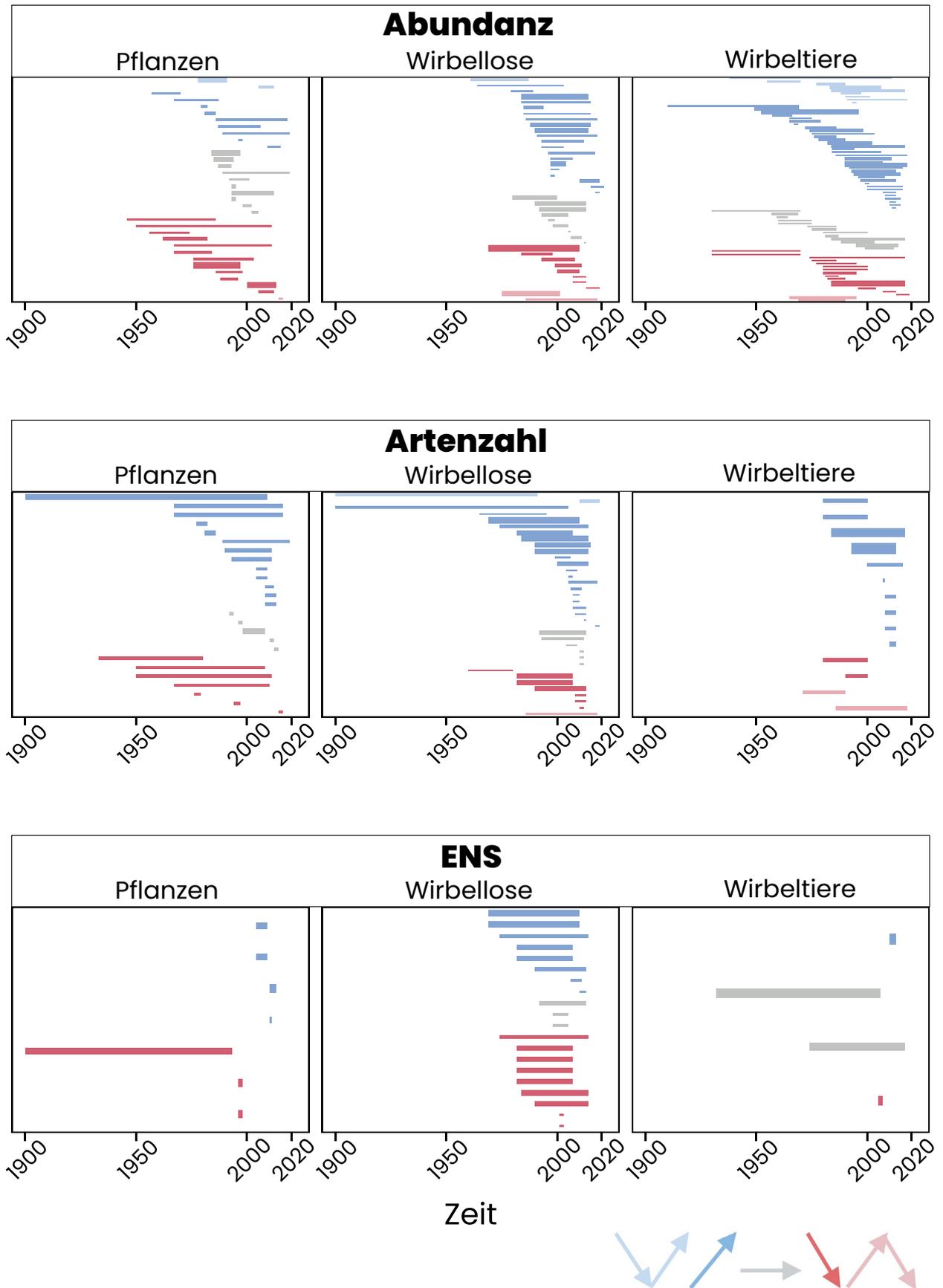
dien auf Basis der ENS führt dann zu »ehrlicheren« Ergebnissen. Die ENS normiert die beobachtete Artenzahl auf ein Maß, das der Artenzahl entspricht, die nötig wäre, den beobachteten Wert zu erhalten, wenn alle Arten gleich häufig (d. h. mit gleicher Individuenzahl) vorkommen würden. Unter »ENS« werden hier alle abundanzbezogenen Diversitätsmaße dargestellt.

Insgesamt ergab die »gewichtete Stimmzählung« (Weighted Vote Count, WVC) für die drei Kennwerte mehr positive als negative Trends in der ausgewerteten Literatur (Abb. 5.4), wobei stetig positive Trends (dunkelblau) vor positiven Trendwechseln (hellblau) dominierten. Eine Ausnahme bildete die Abundanz der höheren Pflanzen mit 44 % negativen gegenüber 25 % positiven (und 30 % neutralen) Trends. Auch bei den negativen Trends dominierten die stetig negativen Trends (dunkelrot) vor negativen Trendwechseln (blassrot) (Abb. 5.4). Hinsichtlich der Artenzahl waren für alle drei betrachteten Artengruppen zudem mehrheitlich positive Trends festzustellen; bei den Wirbeltieren sogar in über 80 % der ausgewerteten Studien. Demgegenüber fallen die Ergebnisse zur effektiven Artenzahl (ENS) bei den Wirbellosen geringer und bei den Wirbeltieren deutlich geringer aus, was darauf hindeuten könnte, dass die beobachteten Arten dieser beiden Artengruppen eine große Variabilität hinsichtlich der Häufigkeit zeigten, mit der sie jeweils in den Studien vorkamen.

Vergleicht man die Ergebnisse des WVC mit den Trends, wie sie mit den Roten Listen für die drei Artengruppen dokumentiert wurden, fällt der höhere Anteil positiver Trends beim WVC auf. Ein Grund dafür ist mutmaßlich der hohe Anteil ausgewerteter Literaturstudien mit Fokus auf Naturschutzaspekte. Viele Studien wurden in Naturschutzgebieten durchgeführt oder



**Abbildung 5.4:** Gewichtete prozentuale Anteile der Trends von Abundanz (Individuendichte), Artenzahl und effektiver Artenzahl (ENS) für drei Artengruppen im Lebensraum Binnengewässer und Auen. Die Farben repräsentieren die Trends: Wechsel von negativ zu positiv (hellblau), positiv (blau), neutral (kein Trend, grau), negativ (rot) und Wechsel von positiv zu negativ (blassrot).



**Abbildung 5.5:** Gewichtete Trends (Weighted Vote Count) für die Abundanz, Artenzahl und effektive Artenzahl (ENS) der drei ausgewerteten Artengruppen im Lebensraum Binnengewässer und Auen. Jede waagerechte Linie repräsentiert eine Studie mit ihrem jeweiligen Start- und Endjahr; die Liniendicke entspricht dem »Gewicht« einer Studie (Quadratwurzel der Anzahl der Beobachtungsjahre). Unterschiedliche Trends sind farblich codiert: Wechsel von negativ zu positiv: hellblau, positiv: blau, neutral (kein Trend): grau, negativ: rot, Wechsel von positiv zu negativ: blassrot.

dokumentieren den Erfolg von (z. B. Renaturierungs-) Maßnahmen zur Erhöhung der Artenvielfalt.

Biodiversitätstrends vor 1980 werden von 20 % der Studien dokumentiert, Trends vor 1990 von etwa 60 % der Studien (Abb. 5.5). Nennenswert ist ein Zusammenhang zwischen Trendrichtung und Beobachtungsdauer der Studien; »neutrale« Studien hatten im Durchschnitt eine eher kurzfristige Beobachtungsdauer von 13,7 Jahren, während (signifikant) positive oder negative Trends bei einer längeren durchschnittlichen Beobachtungsdauer von 20,6 Jahren auftraten. In der Zusammenschau lassen die Ergebnisse des WVC keine abschließende Aussage zu den Trends der untersuchten Artengruppen zu. Auch wenn in einigen Fällen eine Tendenz hin zu positiven Trends erkennbar wird, liegt die Anzahl negativer, neutraler und indifferenter Trends der ausgewerteten Kenngrößen meist in einer gleichen oder ähnlichen Größenordnung. Dies könnte neben dem zuvor bereits angesprochenen Naturschutzschwerpunkt vieler Literaturstudien auch an der Heterogenität der Datenerhebung (z. B. Beprobungsaufwand und -häufigkeit) und der verwendeten Methoden in den Studien gelegen haben. Hinsichtlich der am Gewässergrund lebenden Wirbellosen (Makrozoobenthos) belegen kürzlich publizierte Auswertungen europäischer und deutscher Zeitreihen zudem langfristig ansteigende Trends in der Artenvielfalt, die aber ab etwa 2010 auf mittlerem Niveau stagnieren oder sogar leicht zurückgehen (Bowler et al. 2021; Haase et al. 2023; Sinclair et al. 2024). Der genaue zeitliche Verlauf ist daher bedeutender als reine Mittelwerte über längere Zeiträume. Voraussetzung hierfür sind kontinuierliche Langzeitmessungen mit hoher Messfrequenz. Beim WVC konnte dieser Aspekt aufgrund der Datenlage nicht hinreichend berücksichtigt werden.

### Artengruppen – Rote-Liste-Arten

Eine Auswertung der Roten Listen zeigt, dass über 7.000 Süßwasserarten in Deutschland gefährdet oder sogar vom Aussterben bedroht sind, darunter so markante Arten wie der Fischotter (*Lutra lutra*), die Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*), die Libellenart Grüne Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*), die Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) oder der Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe coniooides*). Zu den am stärksten gefährdeten Tiergruppen der Binnengewässer Deutschlands gehören die Reptilien (100 % gefährdete Arten), Säugetiere (83 %), Binnenmollusken (82 %), Amphibien (70 %) sowie Süßwasserfische und Rundmäuler (42 %). Bei den aquatischen Insektengruppen (u. a. Steinfliegen, Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Schlamm-

fliegen, Wasserkäfer, Libellen) sind bundesweit etwa die Hälfte der Arten (50–56 %) in ihrem Bestand gefährdet. Unter den pflanzlichen Artengruppen sind vor allem die Zieralgen (91 %), Armleuchteralgen (90 %), Braun- und Rotalgen (87 %), Moose (71 %) und Kieselalgen (69 %) gefährdet, während der Anteil gefährdeter Arten bei den höheren Pflanzen etwa 46 % beträgt.

Für insgesamt 64 Arten der drei Artengruppen Süßwasserfische und Rundmäuler (20 Arten), Amphibien (7) und Binnenmollusken (37) trägt Deutschland eine besondere überregionale Verantwortung. Für diese Arten beherbergt Deutschland einen hohen (>10 %) oder sehr hohen (>33 %) Anteil, im Falle der sieben Fische und 29 Binnenmollusken, die ausschließlich in Deutschland vorkommen, sogar den vollständigen Weltbestand. 13 der 84 in Bayern vorkommenden Fischarten sind sogenannte Donauendemiten, d. h., sie sind nur in der Donau heimisch, und für ihre Erhaltung trägt das Bundesland Bayern eine besondere Verantwortung.

Direkte Vergleiche der Gefährdungssituation von Arten und Artengruppen allein auf Basis von Roten Listen sind schwierig und mit Vorsicht zu interpretieren. Zum einen, weil die Artenzahlen (z. B. Säugetiere vs. Insekten) um einige Zehnerpotenzen auseinanderliegen können. Zum anderen ist der Kenntnisstand von relativ artenarmen, oft gut untersuchten Artengruppen (z. B. Fische) oft besser als der von sehr artenreichen, aber weniger gut untersuchten Gruppen (z. B. Insekten). Beide Aspekte führen dazu, dass prozentuale Angaben zum Gefährdungsgrad nicht ohne Weiteres vergleichbar sind.

### Trends der Rote-Liste-Artengruppen in Binnengewässern allgemein

Systematische und deutschlandweit ermittelte Auswertungen zu kurz- und langfristigen Bestandstrends für Arten und Artengruppen der Binnengewässer und Auen liegen mit Ausnahme der Roten Listen bislang nicht vor. Allerdings ist dabei zu beachten, dass die zunehmende Bearbeitungstiefe (u. a. größere Anzahl betrachteter Arten) und der Erkenntnisgewinn (u. a. zunehmende Anzahl von Untersuchungen) seit Beginn der Erstellung der Roten Listen in den 1970er-Jahren den Vergleich langfristiger Trends erschwert. Zudem ist einschränkend zu beachten, dass die Roten Listen nur für eine Auswahl von Artengruppen in Binnengewässern (Säugetiere, Brutvögel, Reptilien, Amphibien, Fische und Neunaugen, Binnenmollusken, Köcherfliegen, Steinfliegen, Eintagsfliegen, Libellen, einige weitere Insektengruppen, Gefäßpflanzen und Algen) vorliegen und somit die Entwicklung der Artenvielfalt in diesem Lebensraum nur lückenhaft abbilden können. Für Ge-

fäßpflanzen fehlt meist eine Abgrenzung (bzw. Abgrenzbarkeit) von gewässer- und auentypischen Arten, sodass lebensraumtypspezifische Aussagen dadurch erschwert werden. Zudem fußen Einstufungen und Trends in den Roten Listen auf Experteneinschätzungen. Nur selten liegen systematische Erhebungen vor.

Die Auswertung der für Deutschland verfügbaren Roten Listen belegt insgesamt eine langfristige Abnahme des Artenbestandes von Binnengewässern und Auen, die – je nach Artengruppe – zwischen 11 und 100 % der Arten betrifft (Tab. 5.2). Nachfolgend werden Status und Trends von Arten in Binnengewässern und Auen zunächst für einige gut dokumentierte Artengruppen lebensraumtypübergreifend dargestellt. Daran anschließend erfolgt die lebensraumtypspezifische Darstellung.

### Vögel

Für Brut- und Zugvögel nehmen Binnengewässer und Auen (sowie Küstengewässer) eine besondere Rolle ein, da Deutschland eine international bedeutende Drehscheibe für den Wasservogelzug ist (Gerlach et al. 2019). Für die in Deutschland regelmäßig rastenden 136 Wasservogelarten (inkl. neun nicht einheimische Arten) wurden 2016 Bestände und Bestandstrends für die letzten 12, 24, 36 und 49 Jahre (vor 2016) zusammengestellt (Gerlach et al. 2019). Nachfolgend werden nur die kurzfristigen Trends (12–25 Jahre) betrachtet, wobei eine getrennte Darstellung für Binnen- und Küstengewässer nicht erfolgt. Für 73 der 136 regelmäßig in Deutschland rastenden Wasservogelarten (53,6 %) fällt auf, dass bei Betrachtung der gesamten Rastperiode in den letzten zwölf Jahren weniger Arten Bestandsabnahmen zeigten als über die letzten 24 Jahre sowie mehr Arten zunehmende Bestandstrends (Gerlach et al. 2019). Dem gegenüber standen allerdings kurzfristig weiter ansteigende negative Trends von rückläufigen Arten, wenn innerhalb der Rastperiode ausschließlich der Winter betrachtet wurde. Die Zunahme der kurzfristigen rückläufigen Trends um etwa 20 % wurde auch in einer anderen Studie für 19 rastende Wasservogelarten an Binnengewässern dokumentiert (IKSR 2020a).

Bestandszunahmen wurden beispielsweise für Blässgans (*Anser albifrons*) und Schnatterente (*Mareca strepera*) registriert, die in den 1970er-Jahren noch unter Lebensraumzerstörung und starkem Jagddruck litten, die sich inzwischen aber wieder erholt haben (Gerlach et al. 2019). Gleichermaßen profitierten viele Gründelenten, Tauchenten und Säger von der Schaffung neuer Gewässer (z. B. Kiesgruben), von der Verbesserung der Wasserqualität vieler Gewässer und von der Einwanderung neuer Nahrungsorganismen (z. B. Dreikantmuschel,

*Dreissena polymorpha*), was sich positiv auf deren Bestandsentwicklung auswirkte. Ein positives Bild zeichnete sich auch für den Graureiher (*Ardea cinerea*) ab, dessen Bestände seit Verabschiedung der Vogelschutzrichtlinie im Jahr 1979 stetig zunahmen. Dem gegenüber standen seit den 1990er-Jahren Bestandsrückgänge bei Reiherente (*Aythya fuligula*) und Pfeifente (*Mareca penelope*) sowie beim Sumpfrohrsänger (*Acrocephalus palustris*). Als Ursache für den Rückgang des Sumpfrohrsängers werden verschlechterte Lebensraumbedingungen in den ostafrikanischen Überwinterungsgebieten diskutiert (Gerlach et al. 2019). Auch für die Uferschnepfe (*Limosa limosa*) waren massive Bestandsrückgänge evident, die allerdings innerhalb von Schutzgebieten etwas geringer ausfielen (Gerlach et al. 2019). Bundesweit ist in den letzten 24 Jahren neben der Uferschnepfe auch bei anderen Arten des Feuchtgrünlandes (z. B. Braunkehlchen [*Saxicola rubetra*]) ein Rückgang der Bestände um mehr als 50 % zu verzeichnen.

Im Rahmen der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie wurde der Indikator »Artenvielfalt und Landschaftsqualität« mit dem Teilindikator »Binnengewässer« entwickelt (<https://tinyurl.com/myrv8m8d>). Letzterer repräsentiert einen Indexwert auf Basis von zehn ausgewählten repräsentativen Vogelarten der Binnengewässer (Achtziger et al. 2004). Der Indikatorverlauf wies über die letzten Jahre hinweg deutliche Schwankungen auf und zeigte im Zeitraum 2006–2016 keinen statistisch signifikanten Trend. Er liegt nach wie vor weit vom Zielwert entfernt und kann bei gleichbleibender Entwicklung im Jahr 2030 voraussichtlich nicht erreicht werden (<https://tinyurl.com/2ndcdhr8>).

### Fische und Neunaugen

Aktuell reproduzieren sich in den Binnengewässern Deutschlands 123 Arten (Freyhof et al. 2023), von denen 90 einheimisch sind. 38 Arten (42 %) sind als im Bestand gefährdet eingestuft, darunter elf Arten (9 %), die vom Aussterben bedroht sind; neun Arten gelten als ausgestorben oder verschollen, u. a. Europäischer Stör (*Acipenser sturio*) und Hausen bzw. Donaustör (*Huso huso*). Deutschland hat für die weltweite Erhaltung von 13 Arten (11 %) eine erhöhte Verantwortung, darunter sieben Endemiten (6 %).

Auf Deutschland bezogen, ist die Anzahl an Endemiten bei den Süßwasserfischen deutlich höher als bei den meisten anderen Organismengruppen. Allerdings liegt Deutschland mit sieben endemischen Arten wesentlich unter der Endemitenzahl der meisten Mittelmeeranrainerstaaten. Mindestens zwei nationale Endemiten (der Bodensee-Kilch [*Coregonus gutturosus*] und die Starn-

**Tabelle 5.2:** Kurzfristige (10–25 Jahre) und langfristige Bestandstrends (> 25 Jahre) für ausgewählte Pflanzen- und Tiergruppen mit Bindung an Binnengewässer oder Auen in Deutschland. Angegeben sind die jeweiligen Artenzahlen sowie in Klammern der prozentuale Anteil der in Deutschland (DE) vorkommenden Arten mit Bindung. Eine Bindung liegt vor, wenn eine Art innerhalb ihres Lebenszyklus zumindest zeitweise auf Binnengewässer- oder Auenlebensräume angewiesen ist (Einstufung der Bindung nach Einschätzung der Autor:innen; k. A. = keine Angaben). (Quelle: Bundesamt für Naturschutz [Hrsg.]: Rote Liste gefährdeter Pflanzen, Tiere und Pilze Deutschlands. Naturschutz und Biologische Vielfalt, 70 [1, 3, 4, 5, 7]). Landwirtschaftsverlag, Münster (Band 1: Wirbeltiere [2009]; Band 3: Wirbellose Tiere 1 [2011b]; Band 4: Wirbellose Tiere 2 [2016]; Band 5: Wirbellose Tiere 3 [2021b]; Band 7: Pflanzen [2018]. Siehe auch <https://tinyurl.com/y2sc7kea>).

Artengruppe	DE	Kurzfristige Abnahme	Kurzfristige Zunahme	Langfristige Abnahme	Langfristige Zunahme
Säugetiere	12	–	2 (17)	6 (50)	–
Vögel	117	15 (13)	39 (33)	32 (27)	42 (36)
Süßwasserfische und Rundmäuler	123	13 (11)	14 (11)	57 (46)	6 (5)
Amphibien	22	12 (55)	0	15 (68)	0
Reptilien	5	4 (80)	0	5 (100)	0
Köcherfliegen	315	102 (32)	33 (10)	294 (93)	2 (0,01)
Wasserkäfer	344	37 (11)	17 (5)	114 (33)	14 (4)
Laufkäfer (mit und ohne Bindung an Ufer- und Auenlebensräumen)	580	150 (26)	34 (6)	249 (43)	7 (1)
Weichtiere (Schnecken und Muscheln)	163	12 (7)	k. A.	68 (42)	k. A.
Braun- und Rotalgen (nur limnisch)	34	8 (24)	0	7 (21)	0
Kieselalgen (nur limnisch)	2.103	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
Zieralgen	968	490 (51)	0	504 (52)	0

berger Renke [*Coregonus renke*]) sind weltweit ausgestorben. Neuere Studien deuten darauf hin, dass die Diversität der endemischen Renken (*Coregonus* sp.) früher wesentlich höher lag. Allein im bayerischen Donauraum kamen potenziell zehn bis 20 Arten vor (Schliewen 2019). Von diesen größtenteils unbeschriebenen Arten sind wahrscheinlich die meisten im 20. Jahrhundert ausgestorben.

Insgesamt hat sich der Erhaltungszustand der Fische und Neunaugen gemäß den Einschätzungen der Rote-Liste-Kategorien nach Freyhof (2009) und Freyhof et al. (2023) deutlich verschlechtert. Unter den 18 aktuell bestandsgefährdeten Arten, deren Gefährdungseinstufungen sich verschlechtert haben, finden sich zudem acht Arten, deren Bestandstrend 2009 noch als »kurzfristig deutlich zunehmend« eingeschätzt wurde. In diesen Fällen kamen die positiven kurzfristigen Bestandstrends zum Erliegen, ohne dass die Arten ihre historische Verbreitung und Populationsdichte wieder erreichen konnten. Hierbei handelt es sich beispielsweise um Arten, die zunächst von der Verbesserung der Wasserqualität der Fließgewässer profitierten und deren Bestände sich seither auf einem etwas höheren Niveau stabilisiert haben. Die Maßnahmenprogramme zur Umsetzung der WRRL haben bislang nicht dazu geführt, den positiven Populationstrend aufrechtzuerhalten (z. B. bei der Barbe [*Barbus barbus*]). Tatsächlich weisen 13 Arten (11 %) aktuell einen kurzfristigen (12–25 Jahre) rückläufigen Bestands-

trend auf; diese Zahl hat im Vergleich zu 2009 (fünf Arten, 6 %) deutlich zugenommen. Der kurzfristig rückläufige Trend betrifft vor allem kälteliebende Fischarten, die offenbar schon auf den Klimawandel reagieren (Freyhof et al. 2023).

### Amphibien und Reptilien

Für Amphibien beschreibt die Rote Liste für Deutschland eine kurzfristige Bestandsabnahme bei zwölf von insgesamt 20 Arten; für Reptilien trifft dies auf vier der insgesamt fünf Arten mit einer Bindung an Binnengewässer zu. Damit liegt im Vergleich zu anderen, meist artenreicheren Artengruppen für Amphibien und Reptilien besonders häufig ein negativer Bestandstrend vor (vgl. Tab. 5.2).

### Libellen

Für Libellen beschreiben Bowler et al. (2021) eine positive Populationsentwicklung für 25 % der Arten. Viele Arten zeigen eine stabile Verbreitung, und die mittlere Artenzahl der Libellengemeinschaften nimmt deutschlandweit zu. Insbesondere die Bestände vieler Fließgewässerarten scheinen sich zu erholen, und wärme-liebende Arten wie z. B. die Feuerlibelle (*Crocothemis erythraea*) breiten sich aufgrund der Klimaerwärmung weiter aus (Bowler et al. 2021; Ott 1996). Dennoch zeigen einzelne Arten auch z. T. starke Bestandsrückgänge (z. B. *Somatochlora alpestris*, Baumann 2021).

### Laufkäfer

Von den 580 in der Roten Liste Deutschland aufgeführten Laufkäferarten (Carabidae) sind 84 Arten (14,5 %) direkt an Gewässerufer und Auen gebunden (BfN 2016). Zusätzlich finden sich 104 Arten (18 %) in Feucht- und Nassbiotopen. Etwa 65 % (55) der Arten mit direktem Ufer- und Auenbezug sind stark gefährdet, etwa 20 % (17) sind vom Aussterben bedroht oder gelten als ausgestorben. Bestandsrückgänge werden vor allem mit einem großflächigen Landschafts- und Gewässerausbau seit den 1970er-Jahren sowie mit der zunehmenden Intensivierung der Landwirtschaft in Verbindung gebracht (BfN 2005a, BfN 2016). Durch Laufbegradigung der Gewässer, Uferverbau, Eindeichung von Auen zum Hochwasserschutz und Wasserkraftnutzung wurden Auen vielerorts von der natürlichen Hochwasserdynamik abgeschnitten, mit sehr deutlichen Bestandsrückgängen vieler typischer Arten dynamischer Flussauen (z. B. Arten der Gattung *Bembidion*). Die vereinzelt Bestandszunahmen einiger Uferarten werden vor allem mit klimatischen Veränderungen (Klimaerwärmung) sowie mit der Schaffung von Sekundärlebensräumen in Tagebauen und Kiesgruben begründet.

### Schutzstatus

Laut Wasserhaushaltsgesetz (WHG) sind Gewässer als »Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern«. Sie sind aber auch »so zu bewirtschaften, dass sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihr auch dem Nutzen Einzelner dienen«. Die Bewirtschaftung von Gewässern auch zum Wohle Einzelner ist allerdings nur schwer mit einem generellen Gewässerschutz vereinbar. Beispiele hierfür sind kleine Wasserkraftanlagen sowie der nur unzureichende Schutz von Uferlandstreifen in vielen Bundesländern (siehe Kap. 5.5). Das Bundesnaturschutzgesetz sowie die europäische FFH-Richtlinie ermöglichen jedoch die Unterschutzstellung bestimmter Gewässertypen bzw. -abschnitte. Einzelheiten hierzu finden sich in den nachfolgenden Kapiteln.

#### 5.2.2.2 Lebensraumspezifischer Status und Trends der biologischen Vielfalt

### Fließgewässer

#### Status quo

Die nach WRRL berichtspflichtigen Fließgewässer umfassen 27,4 % der gesamten Fließgewässerlänge in Deutschland; für die übrigen etwa drei Viertel aller Fließgewässer bzw. -abschnitte (meist Quellläufe und kleine Bachoberläufe) liegen nur sporadische, aber keine flächendeckend erhobenen Ergebnisse vor. Mit Stand 2021 erreichten bei

den Fließgewässern nur 8 % der 8.925 Wasserkörper in Deutschland den guten oder sehr guten ökologischen Zustand bzw. das gute oder sehr gute ökologische Potenzial. Die Bewertung des Potenzials erfolgt auf Basis geringerer Umweltziele und wird für erheblich veränderte (z. B. Bundeswasserstraßen) und künstliche Gewässer (z. B. Schifffahrtskanäle) angewandt.

36,3 % der insgesamt bewerteten Fließgewässerswasserkörper waren 2021 im mäßigen Zustand/Potenzial, 34,9 % im unbefriedigenden und 19,1 % im schlechten Zustand/Potenzial (zzgl. 1,7 % nicht bewertete Wasserkörper; <http://tinyurl.com/ha9ujt49>). Somit wurden auch 2021 die von der Wasserrahmenrichtlinie gesteckten Umweltziele bei Weitem noch nicht erreicht. Da der überwiegende Anteil der etwa 363.000 km umfassenden nicht berichtspflichtigen Fließgewässer (vor allem Quellbäche und Bachoberläufe) nicht systematisch untersucht wird, können keine Aussagen zum Status ihrer Biodiversität gemacht werden. Es ist aber davon auszugehen, dass Quellen und Bachoberläufe aufgrund ihrer hohen Anzahl und oft voneinander isolierten Lage einen großen Beitrag zur Biodiversität vieler Artengruppen in Deutschland leisten.

### Gefährdungs- und Schutzstatus

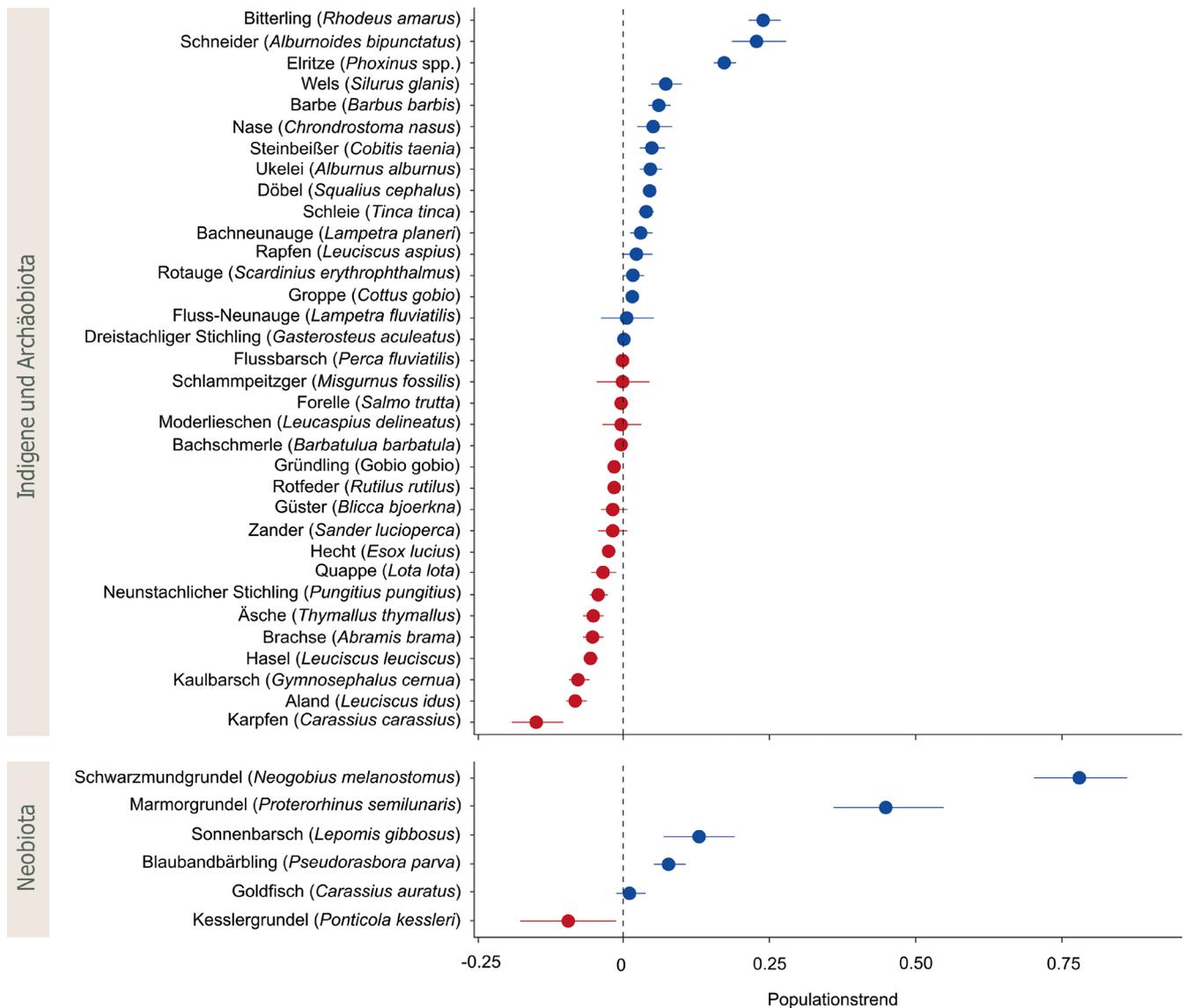
Fließgewässerlebensräume gehören mit einem Anteil von 80 % gefährdeter Biotoptypen gemäß Roter Liste der Biotoptypen Deutschlands zu den am stärksten gefährdeten Binnengewässerlebensraumtypen (Abb. 5.2). Mehr als 60 % der 46 Fließgewässerbioptypen sind gefährdet, stark gefährdet oder von vollständiger Vernichtung bedroht; weitere 20 % stehen auf der Vorwarnliste.

Über das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) sowie die europäische FFH-Richtlinie können Abschnitte von Fließgewässern geschützt werden. So definiert beispielsweise die FFH-Richtlinie fünf fließgewässerspezifische Lebensraumtypen, die zu sichern sind und für die ein guter Erhaltungszustand zu erreichen ist (<https://tinyurl.com/49c7xthm>). Während die Bedeutung eines solchen Flächenschutzes sehr hoch ist, verhindert dieser jedoch nicht stoffliche Einträge aus oberhalb gelegenen Abschnitten. Ein effektiver Fließgewässerschutz muss daher immer das komplette Einzugsgebiet berücksichtigen.

### Trends der Artengruppen

#### Fische

Populationstrends von Fischen sind vor allem bei kommerziell bedeutenden Wanderfischen wie beispielsweise Lachs (*Salmo salar*), Stör (*Acipenser* sp.) und Maifisch (*Alosa alosa*) gut dokumentiert. Diese zeigen das Verschwinden dieser Arten bis zum faktischen Aussterben in Deutschland. Trotz vieler ambitionierter Wiederan-



**Abbildung 5.6:** Veränderungen der Populationsstärken ausgewählter Fischarten in deutschen Fließgewässern von 2004 bis 2020 auf Basis der Monitoringdaten zur Wasserrahmenrichtlinie (nach Freyhof et al. 2023, verändert).

siedlungsprojekte haben diese Arten in Deutschland bisher keine stabilen Populationen gebildet, sondern sind vom Besatz abhängig. Das Zusammenspiel von Wiederansiedlungsprojekten und Maßnahmenprogrammen nach WRRL führte dazu, dass am Rhein knapp 600 Wanderhindernisse zurückgebaut oder mit Fischpässen ausgerüstet wurden. In einer aktuellen Publikation analysieren Freyhof et al. (2023) die Populationsentwicklungen von Fischarten auf Basis von Monitoringdaten zur Wasserrahmenrichtlinie. Demnach sind für einige Arten wie Bitterling (*Rhodeus amarus*), Schneider (*Alburnoides bipunctatus*) und Elritzen (*Phoxinus spp.*) sowie für vier der sechs untersuchten gebietsfremden Arten (Neobiota) deutliche Zunahmen der Individuendichten zu erkennen (Abb. 5.6). Negative Trends in der Populationsentwicklung sind insbesondere für Karausche (*Carassius carassius*), Aland (*Leuci-*

*scus idus*), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) und Hasel (*Leuciscus leuciscus*) erkennbar.

Für viele der seltenen oder sehr seltenen Arten liegen allerdings nur unzureichende Daten vor. Zu Populationstrends bei Fischen ist insgesamt wenig bekannt und noch weniger publiziert. Generell ist die Fischbesiedlung der deutschen Gewässer einem starken Wandel unterworfen; dieser Wandel wird sich mit zunehmendem Klimawandel und der Einwanderung weiterer Neobiota verstärken.

Bemerkenswert ist die Studie von Breyer & Staas (2019), die eine deutliche Zunahme der Artenzahl im Rhein ab 1984 belegen konnte. Die Veränderungen von Individuenzahl und Biomasse deuten allerdings auf einen deutlichen Rückgang der Populationsstärken vieler Fischarten im betrachteten Zeitraum hin. Den Rückgang vieler ehemals sehr häufiger »Massenfischarten«

wie beispielsweise Rotaue (*Rutilus rutilus*) und Ukelei (*Alburnus alburnus*) bringen die Autoren der Studie mit einer geringeren Pflanzenproduktion aufgrund der besseren Wasserqualität in Verbindung. Davon abweichend, ist seit 2010 allerdings ein starker Anstieg der Individuendichte von vier aus der Pontokaspis stammenden und über den Main-Donau-Kanal eingewanderten invasiven Grundelarten Marmorgrundel (*Proterorhinus semilunaris*), Kesslergrundel (*Ponticola kessleri*), Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*) und Flussgrundel (*Neogobius fluviatilis*) im Rhein festzustellen.

### **Wirbellose am Gewässergrund**

Zu den Trends der am Gewässergrund lebenden Wirbellosen (Makrozoobenthos) in Bächen und Flüssen liegen zahlreiche Studien vor, die allerdings kein einheitliches Bild abgeben. Für 22 Flüsse und Kanäle in Deutschland mit einer Länge von insgesamt 7.700 km berichteten Titzner et al. (2000) beispielsweise von einem kontinuierlichen Artenrückgang über einen je nach Gewässer bis zu 170 Jahre zurückliegenden Zeitraum. Der Tiefpunkt des Artenbestandes in den Gewässern wurde um etwa 1970 verzeichnet. Seit Mitte der 1970er-Jahre erfolgte eine Erholung, seit 1992 dann allerdings überlagert durch die Einwanderung vieler Neozoen, z. B. über den Main-Donau-Kanal (IKSR 2020b). Für den Rhein ist seit 2006 wieder ein Abwärtstrend bei der Artenzahl des Makrozoobenthos erkennbar (IKSR 2020b).

Auf Basis von etwa 3.800 Proben aus Mittelgebirgsbächen und über einen Zeitraum von 25 Jahren (1990–2014) fanden Haase et al. (2019) einen Anstieg der Abundanz um 35,9 % und der Artenzahl um 39,2 % für das Makrozoobenthos. Zu ähnlichen Ergebnissen gelangten Baker et al. (2021), die für einen Bach im Bayerischen Wald über 32 Jahre (1983–2014) eine Zunahme der Abundanz um 173 % und der Artenzahl um 51,6 % zeigten. Auch die Studien zum Makrozoobenthos von Lacombe (2020), van Klink et al. (2020) und Haase et al. (2023) belegen positive Trends der Abundanz dieser Organismengruppe in Fließgewässern. Laut van Klink et al. (2020) liegen diese in der Größenordnung von etwa 11 % Zunahme pro Dekade. Jedoch konnten Haase et al. (2023) zeigen, dass der (von einem sehr niedrigen Niveau ausgehende) positive Trend seit etwa 2010 zum Erliegen gekommen ist und die Artenvielfalt des Makrozoobenthos seitdem auf einem mittleren Niveau stagniert. Sinclair et al. (2024) konnten zeigen, dass im Gegensatz zu vielen anderen europäischen Staaten die durch der Makrozoobenthos angezeigte ökologische Qualität der untersuchten Fließgewässer in Deutschland nach 2000 rückläufig ist. Hinsichtlich der Ursachen konnte gezeigt werden,

dass urbane und landwirtschaftliche Landnutzung sowie Dämme negative Auswirkungen auf die Artenzahlen haben, während steigende Temperaturen sich bislang positiv auf die Artenzahlen auswirken (Haase et al. 2023). In Bächen spiegelt sich Letzteres insbesondere durch die Zunahme wärmeliebender Arten wider (Baker et al. 2021; Haase et al. 2019), was auf die Erwärmung der Gewässer infolge des Klimawandels hindeutet. Baker et al. (2021) geben zudem die nachlassende Versauerung des untersuchten Mittelgebirgsbachs als Grund für positive Trends an (s. aber auch LfU 2018). Generell gilt zu beachten, dass die beobachteten Trends in der Regel auf mehrere Ursachen zurückzuführen sind, zu denen in einigen Fällen auch Änderungen der Wasserqualität gehören.

Ein Nettogewinn an Arten und Individuen bedeutet aber nicht zwangsläufig, dass dieser innerhalb einer Artengemeinschaft aller ökologischen Gruppen (z. B. Gilden wie Ernährungstypen, Lebensraumspezialisten) auftritt. So fanden Haase et al. (2019) neben der Zunahme wärmeliebender Arten des Makrozoobenthos auch eine Abnahme kälteliebender Arten im selben Zeitraum der Studie; die Abundanz kälteliebender Arten nahm um 61,5 %, ihre Artenzahl um 47,3 % ab. Die von Haase et al. (2023) identifizierte Stagnation der Artenvielfalt in vielen Bächen und Flüssen ab etwa 2010 wird von den Autor:innen der Studie mit dem verstärkten Auftreten einiger Umweltbelastungen wie Klimawandel, Neobiota und Spurenstoffen (z. B. Pestiziden) erklärt.

Deutlich heterogener fallen die Ergebnisse von Baranov et al. (2020) zum Breitenbach in Hessen aus, einem der am besten untersuchten Fließgewässer weltweit. Während die Individuendichte der Wasserinsekten dort über einen Zeitraum von 42 Jahren (1969–2010) um fast 82 % abnahm, stieg ihre Artenzahl im gleichen Zeitraum um fast 9 % an. Bemerkenswert ist dabei, dass die Artenzahl zunächst bis 1990 kontinuierlich zunahm, um dann nach 1990 wieder abzunehmen. Die Ergebnisse legen nahe, dass die rein summarische Betrachtung langfristiger (Netto-)Trends wichtige Veränderungen in der Artenvielfalt ausblenden und zu irreführenden Schlussfolgerungen führen kann.

### **Aquatische Gefäßpflanzen**

Es konnten nur wenige Studien zu kurz- und langfristigen Biodiversitätstrends von aquatischen Gefäßpflanzen (Makrophyten) ausgewertet werden, auf deren Grundlage keine abschließende Bewertung der Trends möglich ist. Eine deutliche Verarmung und Vereinheitlichung der Artengemeinschaften in 70 Bächen und Flüssen Norddeutschlands wurde durch Steffen et al. (2014) dokumentiert. Die Ergebnisse basieren allerdings auf ei-

ner einmaligen Wiederholung historischer Aufnahmen an etwa 340 Standorten, die erstmalig zwischen 1936 und 1969 stattfanden. Die Veränderungen der Artengemeinschaften und die Verschiebung der dominierenden Lebensformtypen von wurzelnden hin zu Schwimmblattpflanzen werden von den Autor:innen der Studie mit der gestiegenen stofflichen Belastung (Nährstoffe) in den Fließgewässern sowie mit der Gewässerunterhaltung (z. B. Räumung von Makrophyten) in Verbindung gebracht. Solche Snapshot-Studien, insbesondere wenn der historische Vergleich sich auf einen 33-jährigen Zeitraum bezieht, sind methodisch mit Vorsicht zu behandeln. Dem gegenüber stehen Untersuchungen von Artengemeinschaften in den Oberrheinauen, die einen positiven Trend im Zusammenhang mit der Zunahme der Wasserqualität des Rheins belegen (Korte et al. 2010) und die Rückkehr seltener Arten wie zum Beispiel des Stachelspitzigen Laichkrauts (*Potamogeton friesii*) dokumentieren (IKSR 2021).

## Auen

### Status quo

Die Auen der 79 großen Flüsse in Deutschland mit einem Einzugsgebiet über 1.000 km<sup>2</sup> (u. a. Rhein, Main, Donau, Elbe, Ems, Weser) entlang einer Fließgewässerstrecke von insgesamt 10.297 Kilometern nehmen eine Fläche von 16.185 km<sup>2</sup> ein, was 4,5 % der Fläche Deutschlands entspricht (BMU & BfN 2021). Aufgrund von Deichen kann allerdings gegenwärtig nur noch etwa ein Drittel, ca. 5.100 km<sup>2</sup>, dieser ursprünglichen Auenflächen überflutet werden. Nur 9 % der überflutbaren, rezenten Auen sind ökologisch noch weitgehend funktionsfähig. Die fruchtbaren Auenböden werden landwirtschaftlich oftmals intensiv genutzt.

Geschützte Auenbereiche, z. B. des Rheins und der Elbe sowie der einzige Flussauen-Nationalpark Deutschlands an der unteren Oder, bilden dabei Hotspots der Biodiversität. Im Naturschutzgebiet »Rastatter Rheinaue« wurden ca. 2.650 Tier- und Pflanzenarten auf einer Fläche von 850 ha nachgewiesen, im Naturschutzgebiet »Kühkopf-Knoblochsau« mit einer Fläche von 2.200 ha 2.400 Arten (BfN 2017d). Die reale Artenvielfalt vermag noch weitaus höher zu sein, da viele Wirbellose (darunter viele Insektenarten) nicht untersucht wurden.

### Gefährdungs- und Schutzstatus

Rund 50 % der rezenten Flussauen an den großen Flüssen in Deutschland sind Bestandteil des Natura-2000-Netzwerkes (FFH- und Vogelschutzrichtlinie, BMU & BfN 2009) und kennzeichnen sich durch das Vorhandensein von geschützten Lebensraumtypen des Anhangs I der

FFH-Richtlinie, aber auch nicht geschützte Bereiche wie Intensivgrünland und Ackerbau. Insgesamt besitzen 22 der in Anhang I der FFH-Richtlinie aufgeführten Lebensraumtypen einen deutlichen Bezug zu Auen (Tab. 5.3).

**Tabelle 5.3:** Übersicht auenrelevanter FFH-Lebensraumtypen nach Anhang 1626 I; \*nicht explizit an Auen gebunden, aber teils kleinräumige Vorkommen in Auen.

Auenbezug des Lebensraumtyps	FFH-Code des Lebensraumtyps nach Anhang I	Lebensraumtypbezeichnung
Stillgewässer in der Aue	3110	Oligotrophe, sehr schwach mineralische Gewässer der Sandebenen (Littorelletalia uniflorae)
	3130	Oligo- bis mesotrophe stehende Gewässer mit Vegetation der Littorelletea uniflorae und/oder der Isoëto-Nanojuncetea
	3140	Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen
	3150	Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamions oder Hydrocharitions
Gewässer und Ufer	3220	Alpine Flüsse mit krautiger Ufervegetation
	3230	Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von <i>Myricaria germanica</i>
	3240	Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von <i>Salix eleagnos</i>
	3260	Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des Ranunculion fluitantis und des Callitricho-Batrachion
	3270	Flüsse mit Schlammbänken mit Vegetation des Chenopodion rubri p. p. und des Bidention p. p.
Ufer und Aue	2330	Dünen mit offenen Grasflächen mit <i>Corynephorus</i> und <i>Agrostis</i>
	6120	Trockene kalkreiche Sandrasen
	6210	Kalk-(Halb-)Trockenrasen und ihre Verbuschungsstadien
	6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe
	7150	Torfmoor-Schlenken (Rhynchosporion)*
	7230	Kalkreiche Niedermoore
	6410	Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonigschluffigen Böden (Molinion caeruleae)
	6440	Brenndolden-Auenwiesen (Cnidion dubii)
	6510	Magere Flachland-Mähwiesen ( <i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> )
	91D0	Moorwälder*
	91E0	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)
	91F0	Hartholzauwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>
	9160	Eichen-Hainbuchenwälder

Der Erhaltungszustand der Weich- und Hartholzaunen wurde gemäß dem vierten Nationalen Bericht nach Art. 17 der FFH-Richtlinie (BMU & BfN 2020) als »schlecht« eingeschätzt, vor allem aufgrund des fast vollständigen Verlustes von Hartholzaunen entlang vieler Fließgewässer (Buschmann & Ssymank 2015). Schon zwischen 2007 und 2013 hat sich der Erhaltungszustand der Auen deutlich verschlechtert, wobei nur etwa 35 % der Auenflächen noch ein lebensraumtypisches Arteninventar – und dieses auch nur in mittlerer bis schlechter Ausprägung – beherbergen.

### Trends der Artengruppen

Insbesondere die Hartholzauwälder gehören zu den besonders gefährdeten Pflanzengesellschaften: In Mitteleuropa hat ihre Fläche seit dem Mittelalter aufgrund von Flussbegradigungen und intensiver Forstwirtschaft um 90 % abgenommen (Härdtle et al. 2020).

Am Beispiel des Leipziger Auwalds konnten für den Zeitraum 1870–2020 in Auen langfristige negative Veränderungen gezeigt werden, die vor allem die Auwälder und ihre Lebensgemeinschaften betrafen (Wirth et al. 2021). Gründe umfassen die Entwässerung der Auen durch Flussregulierung und Deichbau, den Klimawandel und den damit einhergehenden Trockenstress sowie das in den letzten Jahrzehnten aufgetretene Ulmen- und Eschensterben durch eingeschleppte Schadpilze. Damit zeigen sich drastische Bestandseinbrüche der charakteristischen Hauptbaumarten des FFH-Lebensraumtyps »Hartholzauwald«. Am Beispiel der bayerischen Auwälder entlang der Donau zeigten sich zudem starke negative Effekte der fehlenden Überschwemmungsdynamik sowie der forstlichen Nutzung (z. B. Anbau von Fichte und Hybridpappeln) auf die Bestände von Mollusken und holzfressenden (xylobionten) Käferarten (Strätz et al. 2006). In den naturnahen Bereichen des Hartholzauwaldes konnte gezeigt werden, dass naturnahe Auen mit liegendem Totholz und regelmäßigen Überschwemmungen essenziell für die Förderung der Artenvielfalt der Mollusken und xylobionten Käfer sind.

Anhand der Roten Listen Deutschlands zeigen sich vor allem für Artengruppen mit einer hohen Anzahl an Ufer- und Auenbewohnern große Defizite. In der Artengruppe der Laufkäfer (Carabidae, BfN 2016) sind von insgesamt 84 Uferarten 55 (65 %) gefährdet und 17 (20 %) hochgradig gefährdet oder bereits ausgestorben (RL 0 oder 1). Ähnliches gilt für die Besiedler von Feucht- und Nassbiotopen. Hauptursachen für die hohe Gefährdung sind Biotopverlust, Entwässerung, Einschränkung oder Fehlen der Fließgewässer- und Überschwemmungsdynamik, Sukzession, Nutzungsintensi-

vierung in der Aue und Rekultivierung in potenziellen Ersatzlebensräumen.

### Quellen

#### Status quo

Die Quelldichte kann regional sehr unterschiedlich sein und hängt stark vom geologischen Untergrund ab: In Offenland- und Waldbiotopen des vor allem aus Kristallingesteinen und Buntsandstein bestehenden Schwarzwaldes wurden beispielsweise über 8.000 Quellen erfasst, während für die Karstlandschaft Schwäbische Alb nur knapp 800 Quellen kartiert wurden (<https://tinyurl.com/4vwabkb3>). Im Biospeläologischen Kataster Hessen wurden bisher ca. 3.000 Quellen erfasst (Zaenker & Steiner 2010), wobei die tatsächliche Zahl an Quellaustritten mit »mehreren 10.000« deutlich höher eingeschätzt wird (Zaenker, mündl. Mitt.). Für Brandenburg schätzte Krüger (1996) ihre Anzahl auf 10.000, während die Schätzung für Rheinland-Pfalz von etwa 100.000 Quellen ausgeht (Schindler 2004). Allein diese Zahlen belegen, wie rudimentär das Wissen über so basale Angaben wie die Anzahl und Lage von Quellen in Deutschland ist.

Eine hohe Habitatvielfalt auf kleinem Raum sowie ihre Lage an den Schnittstellen zwischen Grund- und Oberflächenwasser und zwischen aquatischen und terrestrischen Lebensräumen bedingen die hohe Artenvielfalt in Quellen. Von den ca. 1.500 aquatischen Tierarten in Quellen Deutschlands (Zollhöfer 1997) sind ca. ein Drittel quellspezifisch (krenobiont) oder quellliebend (krenophil), d. h., die Arten leben ausschließlich oder bevorzugt in Quellen und Quellbächen. In einer Studie an 310 Quellen in Rheinland-Pfalz wurden 292 Tierarten und höhere Taxa nachgewiesen, der Anteil krenophiler und krenobionter Arten lag zusammen bei 31 % (Schindler 2004). Für die Alpen wird die Artenvielfalt besonders hoch eingeschätzt; allein im Nationalpark Berchtesgaden konnten schon über tausend Arten in Quellen nachgewiesen werden (Martin et al. 2015). In einem Bewertungsansatz für die Vegetation in und an Quellen der Nordwestdeutschen Tiefebene sowie des Weserberglands und Bergischen Lands wurden 358 Pflanzenarten aufgelistet, von denen rund ein Viertel über alle Regionen hinweg als quellassoziiert eingestuft wird (Hinterlang 1996). Typische Quellspezialisten sind das Gegenblättrige Milzkraut (*Chrysosplenium oppositifolium*) und das Bach-Quellkraut (*Montia fontana*).

Die faunistische Artenvielfalt in Quellen wird maßgeblich von Fliegen und Mücken (Diptera) dominiert, die etwa 50 % der nachgewiesenen Arten (DGL 2012; Gerecke & Franz 2006) und bis zu 90 % der nachgewiesenen Individuen (Fischer & Schnabel 1995) stellen kön-

nen. In der Studie von Fischer & Schnabel (1995) nehmen die Zuckmücken (Chironomidae) mit etwa 75 % der gefangenen Dipteren-Individuen eine zentrale Rolle ein. Über die Bindung einzelner Zuckmückenarten an Quellen ist allerdings bisher wenig bekannt (Martin et al. 2015). Bei der Quellvegetation sind die zahlreichen Moosarten von besonderer Bedeutung, die insbesondere in den Kalktuffquellen bestandsbildend sein können. So wurden in einer Studie an 40 Kalktuffquellen in der Frankenalb 48 verschiedene Moosarten erfasst (ÖKON 2007). Kennzeichnend für die als FFH-Lebensraum geschützten Kalktuffquellen ist das Starknervenmoos (*Cratoneuron commutatum*).

Hinsichtlich der krenobionten Arten dominiert die Gruppe der Wassermilben. Etwa 14 % aller Wassermilben in Deutschland sind an Quellen gebunden (Gerecke et al. 2018). Molekulargenetische Studien legen allerdings eine deutlich höhere Anzahl bislang unbeschriebener Arten nahe (Blattner et al. 2019). Für Köcherfliegen in deutschen Mittelgebirgen gibt Fischer (1996) einen Anteil von 17 % quellbewohnenden (krenobionten) und 33 % quellliebenden (krenophilen) Arten an. Einzelne Quellarten sind in ihrem Vorkommen auf geografisch isolierte Regionen beschränkt (z. B. Quellschnecken der Gattung *Bythinella*: Schwarzwald, Rhön) und zeigen daher eine sehr kleinräumige Verbreitung (Zaenker & Steiner 2010). Das Bayerische Löffelkraut (*Cochlearia bavarica*) ist in Bayern endemisch und wächst nur in Quellflurgesellschaften ganzjährig schütender Quellen im Allgäu (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2008c). Auch der Alpenstrudelwurm (*Crenobia alpina*), der in alpinen Gewässern noch weit verbreitet ist, hat in den höheren Lagen der deutschen Mittelgebirge Reliktorkommen, die genetisch voneinander isoliert sind (Brändle et al. 2005; 2007). Der Verlust von Quellen in solchen Regionen führt daher zwangsläufig zum vollständigen Verlust dieser Arten.

### Gefährdungs- und Schutzstatus

Obwohl Quellen durch das Bundesnaturschutzgesetz pauschal geschützt sind, gehören Quellen und Quellbäche zu den am stärksten gefährdeten Biotoptypen der Binnengewässer in Deutschland (Abb. 5.2); mehr als 80 % gelten als gefährdet, darunter etwa 30 % als von vollständiger Vernichtung bedroht. In Bayern geht man davon aus, dass 90 % der Quellen im Offenland zerstört oder verschwunden sind (<https://tinyurl.com/z76wpvu>).

Gemäß Anhang I der FFH-Richtlinie gehören Kalktuffquellen zu den prioritären Lebensraumtypen in Deutschland (FFH-Lebensraumtyp 7220). Kalktuffquel-

len sind in Deutschland vor allem im Alpenvorland, in kalkreichen Mittelgebirgen (Schwäbische Alb und Fränkische Alb) und im Norddeutschen Tiefland (Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern) anzutreffen. Die Gesamtfläche des Lebensraumtyps Kalktuffquelle beträgt in Baden-Württemberg etwa 100 ha (<https://tinyurl.com/46zcsbxb>). Trotz des Schutzstatus von Kalktuffquellen sind die Beeinträchtigungen in Deutschland vielfältig und Gefährdungen allgegenwärtig (LBV 2007).

### Trends der Artengruppen

Es liegen nur wenige Studien zu langfristigen Trends der Artenvielfalt in Quellen vor, denen zudem meist kleinräumig erhobene Daten zugrunde liegen. Für Quellen im Nationalpark Berchtesgaden sowie in der Nähe von Basel zeigen die Daten stabile Trends über acht bzw. zehn Jahre und eine weitgehende unveränderte Artenvielfalt (Gerecke & Franz 2006; von Fumetti 2014). Anhand der Wassermilben in Quellen bei Bremen kamen Olomski & Gerecke (2018) zu einem ähnlichen Ergebnis; die Häufigkeitsmuster und Vorkommen der nachgewiesenen Arten zeigten auch nach 100 Jahren kaum Veränderungen.

Auch wenn die wenigen Studien gleichbleibende Trends unter stabilen Umweltbedingungen (ganzjährig ähnliche Strömungsverhältnisse, ausgeglichene Wassertemperaturen und gute Wasserqualität) nahelegen, ist angesichts der hohen Gefährdung von Quellen anzunehmen, dass ähnlich stabile Trends in der Fläche eher unwahrscheinlich sind. Vor dem Hintergrund multipler Belastungen von Gewässerökosystemen und klimawandelbedingten Veränderungen deutet die geringe Zahl von Langzeituntersuchungen auf eine bedeutende Wissenslücke hin. Extreme Dürrejahre (z. B. 2018–2020, 2022) führen zum Versiegen vieler Quellen, was aufgrund ihrer isolierten Lage gerade für Arten mit Reliktorkommen wie beispielsweise Quellschnecken (*Bythinella* spp.) bedrohlich wird. Damit verbunden ist nicht nur der Verlust des Lebensraums, sondern auch der genetischen Vielfalt. Ein Beispiel für einen unter anderem klimabedingten Rückgang der Gesamtpopulation ist die Rhön-Quellschnecke (*Bythinella compressa*), die Jungbluth (1973) noch in Quellen des Vogelsbergs nachweisen konnte, die dort aber etwa 40 Jahre später verschwunden war (Zaenker & Steiner 2010). Auch für die Bestände krenobionter Wassermilbenarten kann der Verlust des Lebensraums bedrohlich werden. Eine erste Studie aus den Alpen deutet darauf hin, dass die untersuchten Populationen der Wassermilbe *Partnunia steinmanni* bereits jetzt schon genetisch stark voneinander isoliert sind (Blattner et al. 2022).

## Ästuarie

### Status quo

An der Nordsee zählen die Mündungsbereiche von Elbe, Weser und Ems zu den großen Ästuaren mit einer Fläche von bis zu 482 km<sup>2</sup> (Ems) und einer Länge von bis zu 120 km (Elbe). Das Ästuar der Eider fällt mit 21 km Länge deutlich kleiner aus, zumal es bis zur Fertigstellung des Eidersperrwerks im Jahre 1973 etwa 50 % seiner Fläche eingebüßt hat.

Aufgrund von Ausbaumaßnahmen im Zusammenhang mit dem Hochwasser- und Küstenschutz sowie mit der Schifffahrt sind alle Nordseeästuarie als »erheblich verändert« im Sinne der WRRL eingestuft und unterliegen somit geringeren Umweltzielen. Ihr ökologisches Potenzial wird anhand von Bioindikatoren (Fische, benthische Wirbellose, Gefäßpflanzen, Großalgen, Phytoplankton) ermittelt. Es wurde 2015 mit »mäßig« bis »unbefriedigend« beurteilt (<https://tinyurl.com/46fkunaz>). Vordringliches Umweltproblem war und ist demnach die zu hohe Nährstoffbelastung, die in den Ästuaren zu einem übermäßigen Wuchs von Phytoplankton und Großalgen führt und sich zudem auch negativ auf die Wirbellosenfauna auswirkt (WWF 2008). Gegenüber der Bewertung von 2009 und 2015 war bis 2021 keine Verbesserung erkennbar (BMUV & UBA 2022). In den Übergangsgewässern von Ems und Weser sind vor allem die Rückgänge der Seegrassbestände für die Defizite in der Bewertung der Fische und am Gewässergrund lebenden Wirbellosen (Makrozoobenthos) verantwortlich. Seegrass reagiert empfindlich auf zu hohe Nährstoffkonzentrationen. Demgegenüber kann das Potenzial der Fische, höheren Wasserpflanzen und des Makrozoobenthos im Elbeästuar mit gut bewertet werden (BMUV & UBA 2022).

Zu den hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Umweltbedingungen in den Nordseeästuaren vor Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie liegen vor allem durch die Studie von Schuchardt et al. (2007) gute Kenntnisse vor. Die Autoren ermittelten einen Rückgang der Schwermetallbelastungen sowie einen Anstieg des Sauerstoffgehaltes für die Ästuarie von Elbe und Weser seit etwa Mitte der 1980er-Jahre. Die Sauerstoffbedingungen im Emsästuar hingegen hatten sich im selben Zeitraum dramatisch verschlechtert (z. T. unter 1 mg pro l). Im Vergleich zur Situation um etwa 1860–1900 ermittelten Schuchardt et al. (2007) zudem einen Verlust des Deichvorlandes in der Größenordnung von 50 bis 75 %.

Die Ästuarie der Ostsee sind vor allem durch den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen belastet (BMU 2018). Zudem sind mittlerweile große Teile der Ost-

seeästuarie sauerstoffarm oder sauerstofffrei (<https://tinyurl.com/49jkz8uf>). Nährstoffbelastung und Sauerstoffdefizit hängen dabei eng miteinander zusammen. Trotz einer generellen Verbesserung der Gewässergüte in Deutschland seit etwa den 1980er-Jahren ist die Zufuhr von Nährstoffen wie Stickstoff und Phosphor aus den jeweiligen Flüssen immer noch hoch, was zu einem starken Wachstum von Algen und damit zur Trübung des Wassers führt. Auf Licht angewiesene Pflanzen können verdrängt werden. Beim Abbau der pflanzlichen Biomasse durch Mikroorganismen wird Sauerstoff verbraucht, woraufhin der Sauerstoffgehalt im Wasser abnimmt. In der Folge können Tiere ersticken.

Gemäß Bewertung nach WRRL verfehlten alle Ostseeästuarie 2021 das Ziel »guter ökologischer Zustand«, wobei keine Verbesserung gegenüber der Bewertung von 2015 erkennbar war (<https://tinyurl.com/49jkz8uf>; Darstellung zusammen mit Küstengewässern).

### Gefährdungs- und Schutzstatus

Die Ästuarie beherbergen viele besondere national und/oder international geschützte Lebensräume und Arten und sind deshalb weitgehend als europäische Schutzgebiete gemäß FFH- und Vogelschutzrichtlinie ausgewiesen. Die FFH-Richtlinie fordert den Schutz von Ästuaren (LRT 1130) mit den darin befindlichen Lebensraumtypen (z. B. Süßwasserwatt) sowie von Arten (u. a. Fische und Rundmäuler sowie Pflanzen). Zudem befinden sich Teile der Nordseeästuarie von Weser, Ems und Elbe im Nationalpark Wattenmeer, womit nach dem Bundesnaturschutzgesetz ein besonderer Schutz für die darin lebenden Arten verbunden ist. Der sehr hohe Anteil sowohl international als auch national geschützter Lebensräume und Arten in Ästuaren unterstreicht deren Bedeutung für den Erhalt der biologischen Vielfalt.

Der Erhaltungszustand der deutschen Ästuarie gemäß FFH-Richtlinie wurde zuletzt 2019 und insgesamt als »ungünstig bis schlecht« (U2) bewertet (<https://tinyurl.com/55ffh949>). Ein »stabiler« Trend im Vergleich zu früheren Bewertungen des Erhaltungszustands deutet auf einen unverändert unzureichenden Erhaltungszustand und damit auf eine hohe Gefährdung der Ästuarie hin.

Für viele Watt- und Wasservogel sind Ästuarie bedeutende Brut- und Rastgebiete (<https://tinyurl.com/2fhrf8tv>). In den angrenzenden Ufer- und Überschwemmungsbereichen der Ästuarie kommen brackige Watt- und Wasserflächen mit Brackwasserröhrichten, Staudenfluren, Salzwiesen, Auengebüschen oder Tidenauwäldern vor (<https://tinyurl.com/2grm5sft>). Nennenswert ist das endemische Vorkommen des Schierling-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) im Gebiet

der Tideelbe zwischen Hamburg und Geesthacht. Der Erhaltungszustand dieser FFH-Art ist ungünstig bis schlecht und hat sich im Vergleich zu früheren Bewertungen weiter verschlechtert.

### Trends der Artengruppen

Im Vergleich zu Küsten- und Marschengewässern (NABU 2012) ist der Kenntnisstand zur Biodiversität und ihrer Trends für die Nordseeästuare sehr begrenzt. Untersuchungen zur Fisch- und Avifauna im Küstenbereich schließen die Ästuare zwar meist mit ein, eine separate Dokumentation für den Lebensraumtyp Ästuare erfolgt aber in der Regel nicht.

Für viele Fischarten des Wattenmeeres wie die Flunder (*Platichthys flesus*) stellen Ästuare eine Art Kinderstube dar. Für typische Ästuarfische wie Finte (*Alosa fallax*) und Stint (*Osmerus eperlanus*) sind sie Laich- und Aufwuchsgebiete. Für Langdistanzwanderer wie Atlantischer Lachs (*Salmo salar*), Schnäpel (*Coregonus* sp.), Aal (*Anguilla anguilla*) und Meerforelle (*Salmo trutta trutta*) sowie für Neunaugen bilden sie die Verbindung zwischen Laich- und Wohngewässer (<https://tinyurl.com/3etbeuv9>). Zur aktuellen Bestandssituation der Fische in den Ästuaren liegen keine (z. B. Stint) oder nur unklare (z. B. Flunder) Einschätzungen vor (<https://tinyurl.com/5bsbfa5r>).

Auswertungen zu Lang- und Kurzeittrends nach WRRL fehlen weitgehend. Jedoch ist festzustellen, dass viele ästuarine Fischarten weiterhin präsent sind und auch Arten der Flussauen wie Karausche (*Carassius carassius*), Steinbeißer (*Cobitis taenia*) und Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) noch in den Ästuaren zu finden sind. Im historischen Vergleich ist die Individuendichte (und damit mutmaßlich auch die Biomasse) einiger Arten aber zum Teil stark zurückgegangen, wie beispielsweise beim Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) in den Ästuaren Niedersachsens (LAVES 2023).

Der seit 2007 unverändert als ungünstig bis schlecht bewertete Erhaltungszustand nach FFH-Richtlinie deutet darauf hin, dass die Voraussetzungen für den Erhalt bzw. eine Erhöhung der Biodiversität der Nordseeästuare nicht gut sind. Mit dem geplanten weiteren Ausbau der Häfen an der unteren Weser bzw. Jade (Bremerhaven, Wilhelmshaven) und Elbe (Hamburg) zu Tiefseehäfen sind weitere strukturelle und stoffliche Veränderungen des Lebensraums verbunden; weitere Überschwemmungsflächen werden verloren gehen (<https://tinyurl.com/3etbeuv9>). Zudem ist davon auszugehen, dass zukünftig erforderliche Küsten- und Hochwasserschutzmaßnahmen den weiteren Verlust von Überschwemmungsflächen befördern werden. Asdonk et al.

(2019) konnten beispielsweise zeigen, dass der Bau eines Sieltores an der Doven Elbe (Tauben Elbe), einem Seitenarm der Unterelbe, sich negativ auf die Artenvielfalt der höheren Pflanzen auswirkte. Durch die Abtrennung des Feuchtgebietes von der Tidendynamik kam es zum fast vollständigen Verlust einiger charakteristischer Arten wechselfeuchter Standorte wie Schlammeling (*Limosella aquatica*) und Ufer-Hahnenfuß (*Ranunculus reptans*); die Arten sind in Deutschland gefährdet bzw. stark gefährdet. Eine Studie zur Veränderung der am Gewässergrund lebenden Wirbelosengemeinschaften im Elbeästuar konnte zeigen, dass sich die Artenzusammensetzung zwischen 1889, 1985/1986 und 2006 fast vollständig verändert hat (Taupp & Wetzel 2019). Am auffälligsten war dabei der nahezu vollständige Verlust vieler Schneckenarten (Gastropoda) bereits 1985/86, was die Autoren mit der toxischen Wirkung von Schadstoffen wie Tributyl begründeten.

### Seen

#### Status quo

Mit Stand 2021 erreichten nur 20 % der größeren Seen (ab 0,5 km<sup>2</sup>) in Deutschland den guten oder sehr guten ökologischen Zustand. 37 % waren im mäßigen Zustand, 31 % im unbefriedigenden und 12 % im schlechten Zustand (<https://tinyurl.com/2z9eldbo>). Unter den erheblich veränderten und künstlichen Seen waren 36 % der Wasserkörper im guten ökologischen Potenzial, 34 % im mäßigen Potenzial, 14 % im unbefriedigenden Potenzial und 2 % im schlechten Potenzial. Bei 14 % war das ökologische Potenzial unklar (BMUV & UBA 2022).

Die meisten großen Seen sind hingegen in einem guten oder sehr guten Zustand wie der Bodensee, Müritz, Ammersee, Starnberger See oder der Chiemsee. Dort, wo die Ziele noch nicht erreicht wurden, sind meist zu hohe Nährstoffkonzentrationen die Ursache (BMUV & UBA 2022).

#### Gefährdungs- und Schutzstatus

Die FFH-Richtlinie definiert fünf seenspezifische Lebensraumtypen (Dystrophe Seen und Teiche [Natura 2000 Code: 3160], Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamons oder Hydrocharitions [3150], Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen [3140], nährstoffarme bis mäßig nährstoffreiche Stillgewässer [3110] und temporäre Karstseen [3180]), die zu sichern sind und für die ein guter Erhaltungszustand zu erreichen ist (<https://tinyurl.com/49c7xthm>). Während die Bedeutung eines solchen Flächenschutzes hoch ist, verhindert dieser jedoch nicht stoffliche Einträge aus dem

Einzugsgebiet der Seen, weshalb zum Schutz der Seen – analog zu den Fließgewässern – auch ihr Einzugsgebiet berücksichtigt werden muss.

### Trends der Artengruppen

#### Fische

In keinem Lebensraum gibt es so viele endemische oder annähernd endemische Fischarten wie in nacheiszeitlichen (postglazialen) Seen. In einigen norddeutschen Seen (z. B. Stechlinsee, Breiter Luzin, Schaalsee, Selenter See) sowie in vielen Voralpenseen gehören endemische Arten vor allem zu den Gattungen der Renken (*Coregonus*) und Saiblinge (*Salvelinus*). In den Seen des Donau-einzugsgebietes wird davon ausgegangen, dass es bis zu 20 solcher lokalen Endemiten gegeben haben könnte, die inzwischen durch Fischbesatz und Veränderungen der Seen möglicherweise alle ausgestorben sind bzw. in ihrem Erbgut durch die Besatzmaßnahmen stark modifiziert wurden (Schliewen 2019). In Österreich und der Schweiz kam es nach der letzten Eiszeit ebenso zur Entwicklung von Endemiten, die aber infolge eines anderen Gewässermanagements trotz Eutrophierung vieler Seen größtenteils überleben konnten (Vonlanthen et al. 2012).

Die Veränderungen der Artenzahl von Fischlebensgemeinschaften sind nur für einzelne Seen gut untersucht. Grundsätzlich haben Fischgemeinschaften sehr deutlich auf Phänomene wie Eutrophierung und andere Veränderungen der Seen reagiert. Im Bodensee hat sich durch die Etablierung von Neozoen, zum Beispiel Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*), Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*), Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) und Dreistachliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) sogar die Artenzahl erhöht; nur eine Art, der endemische Kilch (*Coregonus gutturosus*), ist dort ausgestorben (Eckmann & Rösch 1998). Der Bodensee bietet auch ein Beispiel dafür, wie schwierig es ist, vor allem in tiefen Seen das lokale Aussterben mit Sicherheit festzustellen: Der als ausgestorben geltende Tiefsee-Saibling (*Salvelinus profundus*) wurde 2014 im Rahmen einer intensiven Befischungskampagne erstmalig nach etwa 40 Jahren wieder nachgewiesen (Baer et al. 2023). Die Hoffnung, andere endemische, ausgestorbene Arten wiederzuentdecken, ist aber gering.

#### Höhere Wasserpflanzen

Für einzelne Seen konnte z. B. die Entwicklung des Artenreichtums von höheren Wasserpflanzen (Makrophyten) während des letzten Jahrhunderts dokumentiert werden. So hatte der Müggelsee (mittlere Tiefe: 4,8 m) im Osten Berlins im letzten Jahrhundert fast alle Makrophytenarten verloren, da durch die Belastung mit

Phosphor und das damit einhergehende Wachstum des Phytoplanktons die Lichtverfügbarkeit der Makrophyten stark eingeschränkt war. Nachdem der Phosphorgehalt des Sees und damit das Phytoplanktonwachstum reduziert werden konnte, wird der Müggelsee heute wieder von Makrophyten dominiert und weist klares Wasser auf (Hilt et al. 2013). Solche Beispiele belegen, dass der Biodiversitätsverlust reversibel sein kann. Die Artenvielfalt der Makrophyten ist mit über 20 Arten heute viermal so hoch wie Anfang der 1990er-Jahre (Hilt et al. 2013). Ähnliche Entwicklungen sind auch für weitere Berliner Seen (Tegelsee, Schlachtensee [Hilt et al. 2010]) und für den oberschwäbischen Federsee (mittlere Tiefe: ~ 1 m) dokumentiert, wo die Artenzahl nach der Sanierung ebenfalls um den Faktor vier zunahm (Einstein 2022). Auch im tiefen Bodensee wirkte sich der Rückgang der Nährstoffbelastung positiv auf die Artenzahl der Makrophyten aus: Während im eutrophen Bodensee der 1960er- und 1970er-Jahre in zwei seeweiten Erfassungen bis zu 27 Makrophytenarten nachgewiesen werden konnten, stieg die Artenvielfalt bis 2010 auf 39 Arten an (Murphy et al. 2018). Es ist zu vermuten, dass diese Veränderungen mit positiven Entwicklungen der Artenzahlen von weiteren Organismengruppen einhergehen, die Makrophyten als Lebensraum nutzen (z. B. Schnecken und Insekten, die auf Pflanzenteilen leben oder sie fressen), wohingegen manche planktischen Organismengruppen (z. B. Phytoplankton, Cyanobakterien) dadurch eher rückläufige Artenzahlen aufweisen werden (Misteli et al. 2023). Trotz dieser positiven Veränderungen in einzelnen Seen ist aber festzustellen, dass die Gewässerqualität vieler Seen sich nicht verbessert hat (BMUV & UBA 2022) und sie daher keinen Wechsel im Seezustand von einer Phytoplanktondominanz hin zu einer Makrophytendominanz erfahren haben.

#### Weitere Artengruppen

Abgesehen von Fischen und Makrophyten ist es schwierig, mehrere Jahrzehnte umfassende Trends im Artenreichtum festzustellen, da die Artenvielfalt vieler Organismengruppen nur unzureichend untersucht wurde und entsprechende Dokumentationen weitgehend fehlen. Dies gilt zum Teil auch für Organismengruppen, die regelmäßig untersucht wurden, wie z. B. das Phytoplankton, da oftmals die Erfassung der Biomasse im Vordergrund stand, während Aspekte der Biodiversität eher von untergeordneter Bedeutung waren. Über längere Zeiträume erschweren zudem unvermeidbare Wechsel von Bearbeiter:innen, neue Erkenntnisse in der Taxonomie der betroffenen Gruppen (z. B. bei verschiedenen Algengruppen) sowie veränderte Untersuchungs-

methoden einen direkten Vergleich der Daten und damit die Untersuchung von Trends im Artenreichtum (Straile et al. 2013; 2015).

Für einzelne Seen und Arten sind lokale Aussterbeereignisse dokumentiert, so zum Beispiel für den Bodensee das Verschwinden des Ruderfußkrebses (*Heterocope borealis*), des Höhlenflohkrebses (*Niphargus foreli*) (Güde & Straile 2016) und des Moooses *Fissidens grandifrons* (Nebel & Philippi 2000) als Folge der Eutrophierung.

### Kleine Stillgewässer

#### Status quo

Natürliche und naturnahe kleine Stillgewässer in Deutschland zeichnen sich durch eine große Vielfalt von Amphibien, am Gewässergrund lebenden Wirbellosen (Makrozoobenthos) und höheren Pflanzen aus (IGB 2023; JKI 2021; Musseau et al. 2022). Allein für Brandenburg dokumentierte Hamel (1988), Kalettka et al. (2001) und Westendorff et al. (2008) das Vorkommen von elf der 13 heimischen Amphibienarten in Söllen, darunter viele vom Aussterben bedrohte Arten wie Rotbauchunke (*Bombina orientalis*), Kammmolch (*Triturus cristatus*) und Laubfrosch (*Hyla arborea*). Kalettka (1996) fand in den Ackersöllen Brandenburgs insgesamt 116 Makrozoobenthosarten. Im Zooplankton von 42 Söllen des Quillow-Gebietes im Nordosten Brandenburgs wurden insgesamt 21 Rädertiergattungen aus 15 Familien nachgewiesen, wobei die Hälfte der Gattungen jeweils nur durch eine einzige Art vertreten war und 30 % der Gattungen nur in einem einzigen Soll nachgewiesen werden konnten. Das deutet darauf hin, dass jedes Soll eine einzigartige Artengemeinschaft aufwies (hohe Beta-Diversität), was die Bedeutung lokaler Sölle für den Erhalt der aquatischen Artenvielfalt auf Landschaftsebene hervorhebt. Hinsichtlich der Pflanzen wurden 50 von insgesamt 140 deutschlandweit gefährdeten Pflanzenarten in Söllen Brandenburgs nachgewiesen (Hamel 1988), darunter auch Arten, die in Auen häufig vorkommen, wie Schwanenblume (*Butomus umbellatus*), Wasserhahnenfuß (*Ranunculus aquatilis*) und Fuchssegge (*Carex vulpina*). Dreger (1994) fand in 58 brandenburgischen Söllen insgesamt 275 Gefäßpflanzenarten, darunter 28 gefährdete Arten. Kalettka (1996) ermittelte 28 gefährdete Arten in 35 Söllen in Brandenburg. Im Rahmen von Monitoringprogrammen in intensiv genutzten Agrarlandschaften in Brandenburg wurden in 276 Söllen insgesamt 130 verschiedene Gefäßpflanzen, Moose und Armleuchteralgen (Characeae) gefunden (Pätzig et al. 2012). 44 dieser 130 Arten (34 %) waren gemäß der Roten Liste für Brandenburg gefährdet und zeigten einen negativen Zusammenhang mit der maximalen Tiefe,

der Uferbreite, dem Einzugsgebiet und der Wasserfläche der Sölle. Letztere Faktoren stellten wiederum günstige Wuchsbedingungen für Monokulturen großer Grasarten wie Schilfrohr (*Phragmites australis*) oder Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) dar.

Künstliche kleine Stillgewässer können trotz ihrer z.T. geringen Größe auch außergewöhnliche Lebensgemeinschaften mit vielen gefährdeten Arten enthalten (Maier et al. 1998). In den Teichen eines 900 ha großen Naturschutzgebiets in der Lüneburger Heide (Niedersachsen) wurden 40 Libellen- und mehr als 400 Schmetterlingsarten nachgewiesen (<https://tinyurl.com/2j5le5c2>). Nennenswert ist auch das dortige Vorkommen des in Deutschland immer noch seltenen und gefährdeten Fischotters (*Lutra lutra*). Hinsichtlich der Flora ist das Vorkommen des gefährdeten Gagelstrauchs (*Myrica gales*) bedeutend, der durch Eutrophierung und Entwässerung in ganz Mitteleuropa in seinem Bestand gefährdet ist. Die Studie an temporären, künstlich angelegten kleinen Stillgewässern (überwiegend wassergefüllte Fahrspuren von Panzern) in Süddeutschland zeigte, dass diese kleinen Stillgewässer keine höheren Makrophyten aufwiesen, aber eine einzigartige Krebsgemeinschaft mit gefährdeten Arten wie dem Sommerfeenkrebs *Branchipus schaefferi* (Maier et al. 1998). Auch für Libellen und Amphibien spielen künstliche kleine Stillgewässer regional eine bedeutende Rolle (Goertzen & Suhling 2013, Janssen et al. 2018). Ein Vergleich der Amphibiengemeinschaften von 21 künstlichen Wehrteichen und 22 Biberteichen in großen Waldgebieten der Eifel (Westdeutschland) ergab, dass beide Gewässertypen dieselben acht Amphibienarten beherbergten, wobei Berg- und Fadenmolch (*Triturus alpestris*, *Triturus helveticus*) dominierten (Dalbeck & Weinberg 2009). Zur Bedeutung von temporären Gewässern in Fahrspuren forstlicher Nutzfahrzeuge für die Biodiversität in Wäldern siehe Kapitel 4.

#### Gefährdungs- und Schutzstatus

Eine zusammenfassende Gefährdungseinschätzung für kleine Stillgewässer in Deutschland existiert nicht. Sölle stehen weder nach deutschem noch nach europäischem Recht unter pauschalem Schutz (Kalettka et al. 2001, Kalettka & Rudat 2006, Lischeid & Kalettka 2012). Einige Teiche bzw. Teichgebiete (vor allem in Norddeutschland) sind als nährstoffarm bis mäßig nährstoffreich eingestuft und somit über Anhang I der FFH-Richtlinie (LRT 3110 und 3130) geschützt (JKI 2021).

Zum Gefährdungsstatus und zu den Schutzempfehlungen für Arten in kleinen Stillgewässern gibt es in Deutschland einige lokale Studien. Fischer et al. (2015)

analysierten den Status des in Deutschland gefährdeten Laubfroschs (*Hyla arborea*) in einer urbanen Landschaft im Nordosten Deutschlands, wo die Art noch relativ häufig vorkommt. Den Autoren gelangen Nachweise dieser Art in 58 von 122 Söllen. Das Vorkommen von *H. arborea* war in urbanen Gebieten gering, in landwirtschaftlich genutzten Gebieten kam die Art jedoch häufig vor. Von Poschod & Rosbakh (2018) wurden bei einer Untersuchung von Samenbanken von 108 Fischteichen in Süddeutschland im Durchschnitt bis zu elf schlamm-bewohnende Pflanzenarten pro Teich gefunden, wobei viele Arten in der Roten Liste Deutschlands als gefährdet eingestuft sind.

### Trends der Artengruppen

Zusammenfassende Angaben zur Entwicklung der Arten und Artengruppen in kleinen Stillgewässern in Deutschland liegen nicht vor. Einige Studien der letzten Jahrzehnte weisen jedoch darauf hin, dass kleine Stillgewässer besonders bedroht sind und durch die Auswirkungen des Klimawandels und der anthropogenen Landnutzung verloren gehen (Pardey et al. 2005; Pätzig et al. 2019; StMLU 1994). Letztere Faktoren wirken besonders im Offenland. Entsprechend sind vor allem auf Offenland angewiesene Amphibienarten wie beispielsweise Moorfrosch (*Rana arvalis*), Laubfrosch (*Hyla arborea*), Kreuzkröte (*Epidalea calamita*) und Wechselkröte (*Bufo viridis*) am stärksten zurückgegangen (vgl. Laufer 1999). Spätestens seit den Hitzesommern ab 2018 sind die Auswirkungen auf kleine Stillgewässer in Form erhöhter Wassertemperaturen, zunehmender Sauerstoffarmut und verstärkter Austrocknung gravierender geworden. In den trockenen Sommern haben sogar die Bestände »häufiger« Arten wie Grasfrosch (*Rana temporaria*) und Erdkröte (*Bufo bufo*) Einbußen erlitten. Außerdem wirkten sich die Versalzung durch intensive Landnutzung sowie eine erhöhte Primärproduktivität negativ auf planktische Organismen wie Rädertiere aus (Onandia et al. 2021).

Negative Trends in der Artenvielfalt sind vor allem für kleine Sölle zu verzeichnen, da diese aufgrund ihrer Kleinflächigkeit stärker von Veränderungen des Landschaftswasserhaushaltes betroffen sind; dies ist bei größeren Söllen weniger der Fall. Ein fünfjähriges Monitoring von 20 Söllen in Nordostdeutschland (Fläche: < 0,1–2 ha) zeigte in der Zusammensetzung von höheren Wasserpflanzen nur geringe Änderungen von Jahr zu Jahr; die räumliche Variabilität zwischen den einzelnen Söllen war weitaus größer, was auf stabile Makrophytengemeinschaften unter ausgeglichenen hydrologischen Bedingungen hinweist (Pätzig et al. 2019).

## Niedermoore

### Status quo

Von den in Deutschland insgesamt vorkommenden 1,93 Mio. ha organischer Böden (davon 47 % Niedermoorböden, <https://tinyurl.com/5fbw2d9p>) sind weniger als 5 % in einem annähernd naturnahen Zustand; intakte natürliche Moorflächen gibt es nicht mehr. Die verbliebenen naturnahen Moorökosysteme befinden sich zwar größtenteils in Schutzgebieten, sind aber dennoch weiterhin durch massive Veränderungen im Landschaftswasserhaushalt gefährdet (Trepel et al. 2017). Für viele charakteristische Moorarten ist ein massiver Bestandsrückgang belegt; er steht im Gleichklang zur Moordegradierung im gleichen Zeitraum (Luthardt & Zeitz 2014).

### Gefährdungs- und Schutzstatus

Im Vergleich zu Hochmooren ist der Anteil geschützter Niedermoore in Deutschland gering. Dies liegt auch daran, dass nach EU-Recht nur die kalkreichen Niedermoore (LRT 7230) in der FFH-Richtlinie (Anhang I) aufgeführt werden und einem Verschlechterungsverbot nach § 33 Bundesnaturschutzgesetz unterliegen. Bodensaure Niedermoore und weitere nach der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands gefährdete Moorbiotoptypen fallen hingegen nicht unter diese Richtlinie (<https://tinyurl.com/7rtn4upy>). Der generelle Schutz von Mooren, Röhrrichten, Großseggenriedern sowie seggen- und binsenreichen Nasswiesen durch das Bundesnaturschutzgesetz (§ 30) entfällt zudem für extensiv genutztes Moorgrünland, das dennoch einen hohen Wert für den Naturschutz haben kann. Für den Schutz aller bedrohten Moorlebensräume ist daher eine Ausweitung des Flächenschutzes notwendig (<https://tinyurl.com/7rtn4upy>).

Auch innerhalb bestehender Schutzgebiete ist der Erhaltungszustand der Moore oft kritisch, da häufig der Wasserhaushalt gestört ist. Oft fehlt in den Schutzgebieten eine konsequente Umsetzung einer zum Erhalt der Biodiversität und der Ökosystemleistungen notwendigen Wiederherstellung der Moore (<https://tinyurl.com/7rtn4upy>). Eine wesentliche Gefährdungsursache ist die anhaltende und großflächige Entwässerung landwirtschaftlicher Nutzflächen (Trepel et al. 2017), wobei die negativen Folgen dieses Eingriffs in den Landschaftswasserhaushalt durch den Klimawandel weiter verstärkt werden.

Für alle Moorlebensräume (inklusive Hoch-, Übergangs- und Niedermoore) zusammen wurde im Rahmen der letzten Überprüfung nach FFH-Richtlinie im Jahr 2019 ein »kritischer Erhaltungszustand« ermittelt (BMU & BfN 2020). Zu den charakteristischen Pflanzenarten der durch die Richtlinie direkt geschützten kalkreichen Niedermoore zählen die Sauergräser Schwar-

zes Kopfried (*Schoenus nigricans*), Rostrottes Kopfried (*Schoenus ferrugineus*), Stumpfbliätige Binse (*Juncus subnodulosus*) und Breitblättriges Wollgras (*Eriophorum latifolium*) sowie die Orchideen Sumpf-Knabenkraut (*Orchis palustris*), Sumpf-Stendelwurz (*Epipactis palustris*), Fleischrotes Knabenkraut (*Dactylorhiza incarnata*), Breitblättriges Knabenkraut (*Orchis mascula*) und das sehr seltene Sumpf-Glanzkraut (*Liparis loeselii*). Unter den Insektenarten sind u. a. das Große Wiesenvögelchen (*Coenonympha tullia*), die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) und die seltene Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) charakteristisch für diesen Lebensraum (<https://tinyurl.com/j3dc2vz8>).

Zudem genießen Niedermoore indirekten Schutz, wenn z. B. andere FFH-Lebensraumtypen auf Niedermoorböden vorkommen, wie z. B. Pfeifengraswiesen (LRT 6410). Pfeifengraswiesen entstehen unter schonender landwirtschaftlicher Nutzung (ohne Düngung und mit nur wenigen Mahdterminen im Jahr) und stellen aufgrund ihres Blütenreichtums für viele Insektenarten einen wichtigen Lebensraum dar. Zu den charakteristischen Insektenarten gehören Goldener Scheckenfalter (*Euphydryas aurinia*), Großer Feuerfalter (*Lycaena dispar*), Dunkler Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling (*Maculinea nausithous*) oder Heller Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling (*Maculinea teleius*) (<https://tinyurl.com/bdewujad>). Bei Nutzungsaufgabe können sich solche Lebensräume zu deutlich artenärmeren Feuchtwiesen entwickeln (<https://tinyurl.com/2zpxxzhx>).

### Trends der Artengruppen

Zu Trends der Niedermoorbiodiversität insgesamt liegen derzeit keine Erkenntnisse vor. Aufgrund der massiven und großflächigen Lebensraumverluste in den letzten Jahrzehnten ist aber von einem stark negativen Trend der Artenvielfalt auszugehen. Einige spezialisierte Vogelarten kamen ursprünglich vor allem in Mooren vor und sind heute stark im Bestand zurückgegangen oder ausgestorben: Der Goldregenpfeifer (*Pluvialis aprinaria*) war in Deutschland im Zeitraum von 2011 bis 2016 nur noch mit bis zu zwei Brutpaaren vertreten. Mittlerweile muss man davon ausgehen, dass die Bestände erloschen sind. Die Bekassine (*Gallinago gallinago*) hat ebenfalls stark im Bestand abgenommen. Dazu haben der bereits langfristig erfolgte Verlust und die Entwässerung von Mooren beigetragen (BMU & BfN 2020).

### Grundwasser

#### Status quo

Mit Stand 2021 (BMUV & UBA 2022) wiesen 95 % der insgesamt 1.253 Grundwasserkörper einen »guten men-

genmäßigen Zustand« auf. Jedoch werden klimatisch bedingte Veränderungen bei der Bewertung nach WRRL nicht berücksichtigt. Vor dem Hintergrund des Klimawandels ist die Grundwasserneubildung seit 2003 in vielen Regionen rückläufig (z. B. in Süddeutschland um ca. 25 %, Fliß et al. 2021). Vor dem Hintergrund landwirtschaftlicher Ertragseinbußen ist in Zukunft mit einer Zunahme von Grundwasserentnahmen für die landwirtschaftliche Bewässerung zu rechnen bzw. ist bereits zu beobachten (Fliß et al. 2021; UBA 2021c).

Ein »guter chemischer Zustand« wurde mit Stand 2021 nur für 67 % der Grundwasserkörper erreicht. Die Defizite im chemischen Zustand waren bei etwa 22 % der belasteten Wasserkörper auf Nitrat zurückzuführen. Gegenüber 2015 zeigten 16 % der wegen Nitrats mit »schlecht« bewerteten Grundwasserkörper einen negativen Trend, während eine Trendumkehr nur bei 1 % der Grundwasserkörper zu erkennen war; für 83 % war keine Veränderung nachweisbar (BMUV & UBA 2022; WWF 2018). Für weitere Belastungsparameter gibt es keine bundesweiten Zahlen. Auch die Erwärmung hat in den vergangenen 30 Jahren signifikant zugenommen und lässt sich bereits bis in 100 m Tiefe erkennen (Hemmerle & Bayer 2020). Bisher weisen ca. 95 % aller Grundwasserkörper eine ausreichende Wassermenge auf (BMUV & UBA 2022),

### Gefährdungs- und Schutzstatus

Etwa 50 % der Grundwasserbiotoptypen (inkl. Höhlen-gewässer) in Deutschland sind gefährdet, stark gefährdet oder von vollständiger Vernichtung bedroht (Abb. 5.2). Dennoch ist Grundwasser als Lebensraum nicht streng geschützt und unterliegt auch nicht der Eingriffsregelung nach Bundesnaturschutzgesetz.

### Trends der Artengruppen

Biodiversitätslangzeitdaten liegen kaum vor, sodass sich Angaben zu Trends auf verfügbare hydrologische und chemisch-physikalische Daten beschränken. Eine der wenigen Ausnahmen stellt die Studie von LfU (2000) zur Grundwasserfauna im Untermaingebiet und im Spessart dar. LfU versuchte, die 280 Quellen erneut zu untersuchen, die zuvor von Noll (1939) und Noll & Stammer (1953) bereits faunistisch beprobt worden waren. Der Autor konnte jedoch lediglich 17 der damals 280 Standorte wiederfinden und untersuchen. Deren Besiedlung war kaum mit den früheren Befunden vergleichbar. LfU (2000) nimmt an, dass methodische Probleme, organische Belastungen, aber auch die natürliche Variabilität von Grundwasserstandorten zu diesem Ergebnis führten. Eine Ableitung von Trends ist deshalb nicht mög-

lich. Auch LUBW (2017) konnten auf Basis von Zeitreihen zu 43 Messstellen in Baden-Württemberg über 15 Jahre keine Trends in der Besiedlung der Standorte erkennen. Generell ist angesichts der fortschreitenden Belastungen und Beanspruchungen des Grundwassers zukünftig von abnehmenden Trends der Biodiversität im Grundwasser auszugehen.

Bisher sind aus Deutschland etwa 400 auf Grundwasser angewiesene (stygiobionte) oder bevorzugt im Grundwasser vorkommende (stygiophile) Tierarten bekannt, wobei Auswertungen von Artensummenkurven vermuten lassen, dass die tatsächliche Artenzahl deutlich höher ist. Auch ist von einer hohen Zahl bislang unbekannter Arten auszugehen. Weltweit werden bis zu 100.000 grundwasser- und höhlenbewohnende Arten angenommen (Hahn 2015). Zu den am besten untersuchten Artengruppen zählen die Kleinkrebse (Crustacea), Weichtiere (Mollusca) und Gliederwürmer (Annelida), für die zumindest regional flächenhafte Daten vorliegen. Aussagen zur Verbreitung sind für Grundwasserarten bis auf wenige Ausnahmen, wie zum Beispiel die Höhlenassel *Proasellus slavus* und andere Reliktformen der voreiszeitlichen Flusssysteme von Rhein und Donau, kaum möglich.

Für die Gemeinschaften der Vielzeller des Grundwassers lassen sich biogeografische Muster erkennen, auf deren Basis eine Einteilung Deutschlands in vier Grundwasserbioregionen (Stygoregionen) möglich ist. Eine besondere Rolle spielt dabei die eiszeitliche Vereisung Norddeutschlands, wo eine verarmte Fauna typisch für das Grundwasser ist. Die Artengemeinschaften werden von Fadenwürmern (Nematoda) und wenig beborsteten Gliederwürmern (Oligochaeta) dominiert; Kleinkrebse kommen deutlich weniger vor, und endemische Arten sind selten. Dagegen wurden die vormals vergletscherten Gebiete Süddeutschlands nach der Eis-

zeit wohl vor allem über die Grundwässer des eisfrei gebliebenen Donaustystems wiederbesiedelt. Insgesamt ist die Grundwasserfauna in Süddeutschland sehr viel artreicher als in Norddeutschland und weist in Süddeutschland zudem einen hohen Anteil an endemischen Arten und Tertiärrelikten auf (Stein et al. 2012). Als endemisch bezeichnet man Arten, die die Eiszeiten in bestimmten Regionen überdauert und sich seitdem nicht wieder weiter ausgebreitet haben. Beispiele für die insgesamt wenigen übergeordneten Studien zu Grundwasserlebensräumen in Deutschland sind die stygoregionale Gliederung nach Stein et al. (2012) und der Bewertungsansatz nach UBA (2014).

Hinsichtlich der Artenvielfalt im Grundwasser ist bemerkenswert, dass meist nur wenige Arten pro Standort vorkommen. Damit einher geht auch eine große Seltenheit der meisten Grundwasserarten, von denen die Hälfte nur an 1% aller Standorte vorkommt (Hahn & Fuchs 2009). Insofern nimmt die Anzahl der für ein bestimmtes Gebiet bekannten Arten mit steigender Zahl der untersuchten Standorte zunächst fast linear zu.

### 5.2.3 Anzahl/ Änderung nicht einheimischer Arten in Binnengewässern und Auen

Gebietsfremde Arten (Neobiota) können bewusst (z. B. durch Besatz von Fischen) oder unbewusst (z. B. mit Ballastwasser von Schiffen) in nicht zuvor von ihnen besiedelte Binnengewässer und Auen gelangen. Während zu Beginn des 20. Jahrhunderts nur 21 gebietsfremde Tierarten (Neozoen) für Deutschland bekannt waren, stieg die Zahl bis zum Beginn des 21. Jahrhunderts bereits auf 126 Arten, davon 82 in Binnengewässern (Nehring 2008). Die Einschleppung vieler Neozoen erfolgt seit 1980 vor allem durch Besatz und Freisetzung (z. B. von Fischen [Carpio et al. 2019]) sowie durch die Schifffahrt, die für die Einschleppung und Ausbreitung von

#### Box 5.1: Bodendiversität in Binnengewässern und Auen

##### Status und Trends

Bodenbildung im engeren Sinne – und damit die Besiedlung durch eigentliche Bodenorganismen – findet im Einflussbereich von Binnengewässern nur außerhalb der mit Wasser bedeckten Flächen statt. Der wassergesättigte Gewässergrund unterscheidet sich in seiner Besiedlung dagegen stark und ist von Wasserorganismen wie beispielsweise am Gewässergrund lebenden Wirbellosen (Makrozoobenthos) geprägt. Moore bilden hingegen trotz ihres wassergesättigten Bodens ein terrestrisches Habitat, das an der belüfteten Oberfläche von luftatmenden Organismen und weiter darunter von Bodenorganismen besiedelt ist, die auf wassergefüllte Bodenporen angewiesen sind.

Die Besonderheit von Auenböden liegt in ihrer Prägung durch mehr oder weniger regelmäßig stattfindende Überflutungsereignisse und den daraus entstehenden starken Schwankungen der Bodenfeuchte im Verlaufe eines Jahres oder über einen längeren Zeitraum. In räumlicher Nähe zu großen und mittelgroßen Flüssen (z. B. Rhein, Elbe, Ems) werden Auen und ihre Böden bei Hochwasser vom Flusswasser überschwemmt. Dies hat eine vollständige Wassersättigung des Bodenkörpers und damit einen (vorübergehenden) Sauerstoffabschluss zur Folge. Daneben sind Auenböden während der Sommermonate häufig von Trockenheit geprägt, was eine Anpassung der Bodenlebewesen an stark wechselnde Bedin-

gungen erfordert. Unterschiede in der Bodentextur führen zusätzlich zu einer sehr kleinräumigen Vielfalt an Lebensräumen, z.B. durch Unterschiede in der Wasserhaltekapazität und Erwärmung von sandigen und lehmigen Böden.

Die kleinräumige Strukturvielfalt von periodisch überfluteten Auen hängt von der Intensität und Dauer der Überflutungsereignisse ab. Die daraus resultierende hohe Dichte und Zahl ökologischer Nischen auf kleinem Raum fördert dabei die Biodiversität sowohl an der Oberfläche als auch unterirdisch. In den Bereichen mit einer geringen Überflutungsintensität und -häufigkeit (z.B. Kuppen, Sanddünen) kommen trockenheitsliebende (xenophile) Arten der Springschwänze und Laufkäfer vor, während in den feuchten bis nassen Flutrinnen und Senken wassertolerierende (hygrotolerante) Arten dominieren (LAU 2001; Marx et al. 2009). Besonders direkt nach Überflutungsereignissen ist der Anteil an wasserliebenden (hygrophilen) und hygrotoleranten Arten sehr hoch, reduziert sich dann aber mit fortschreitender Zeit nach der Überflutung wieder (Griegel 2008; Lessel et al. 2011).

Die Heterogenität der Auen zeigt sich auch im Artenreichtum und in der Individuendichte von Webspinnen, die in Mitteleuropa in Auenhabitaten am höchsten sind (siehe Marx et al. 2009). Wie auch bei anderen Tiergruppen handelt es sich dabei jedoch meistens nicht um spezialisierte Feuchtgebietsarten (Lessel et al. 2011), sondern um Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt im Offenland oder Wald liegt. Ihre artspezifische (relative) Häufigkeit kann aber erheblichen Veränderungen in Abhängigkeit von der hydrologischen Situation unterliegen (Russell 1994; Weigmann 2005). Mit steigender Überflutungswahrscheinlichkeit sind dabei eine generelle Abnahme der Artenzahl sowie eine zunehmende Dominanz von überflutungstoleranten Arten zu beobachten, z.B. für Springschwänze, Hundertfüßer sowie Horn- und Raubmilben (Marx et al. 2009; Weigmann 2005).

#### **Auswirkungen für Ökosystemfunktionen und Ökosystemleistungen**

Zu den wichtigsten Ökosystemleistungen und -funktionen von Auen gehören Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt und Kohlenstoffspeicherung inkl. der Minderung von Treibhausgasemissionen (BfN 2012). Die Hochwasserschutzfunktion der Auen wird dabei zwar maßgeblich von der Größe der Überflutungsfläche bestimmt, hängt darüber hinaus aber auch mit der Grabaktivität von Bodenorganismen (v.a. Regenwürmern) zusammen; die Bodenorganismen schaffen eine lockere und gut durchlüftete Bodenstruktur. Dies führt zu einer höheren Wasserhaltekapazität, sodass lockere Böden weitaus mehr Wasser pro Kubikmeter Boden aufnehmen können als verdichtete Böden (Plum 2005). Zudem ist die Stickstoff- und Phosphorretention in Auenböden überproportional hoch (Mehl et al. 2013), wobei Auenböden bis zu 30% mehr Kohlenstoff enthalten können als vergleichbare Böden ohne Hochwasserdynamik (Heger et al. 2021).

Mit der Grabaktivität trägt die Bodenfauna indirekt zur Durchmischung des Bodens (Bioturbation) und zur Erhöhung der mikrobiellen Aktivität (z.B. Denitrifikation) bei (Plum 2005). Ein hoher Anteil an organischem Material im Boden begünstigt dabei die Denitrifikation, bei der Stickstoffverbindungen im Boden (z.B. Nitrat) mithilfe von Bakterien in Luftstickstoff umgewandelt werden (Brettar & Höfle 2002). Insbesondere die organischen Böden sind jedoch durch Entwässerungsmaßnahmen und eine intensive Landnutzung zu erheblichen Kohlenstoff- bzw. CO<sub>2</sub>-Emittenten geworden. Eine deutliche Verringerung der Landnutzung in Auen, die Wiedervernässung von Auenmooren sowie eine Wiederanbindung von Auenflächen an die Hochwasserdynamik ihrer Flüsse würde sowohl die Denitrifikation als auch die Speicherung von Kohlenstoff (und des klimaschädlichen CO<sub>2</sub>) fördern (LAU 2001; Mehl et al. 2013; Shupe et al. 2022).

**Direkte Treiber**

Der großflächige Bau von Deichen entlang vieler großer und kleiner Flüsse hat oft zu einer dauerhaften Absenkung des Grundwasserspiegels und zum Wegfall der natürlichen Sedimentationsprozesse und Nährstoffeinträge in Auen geführt. Bei Überflutungsereignissen kann der Auenboden zwar weiterhin durchnässt werden, jedoch erfolgt dies dann über Qualmwasser, d.h. über Grundwasser, das unter dem Deich hindurchgedrückt wird. Im Gegensatz zum Flutwasser ist Qualmwasser »stehendes Wasser«, das durch eine geringe Sauerstoffsättigung gekennzeichnet ist und deutlich länger auf die Lebensgemeinschaften im Boden einwirken kann, da es nicht oberflächlich abfließen kann. In von Qualmwasser beeinflussten Bereichen kommt es durch anaerobe Prozesse zu einer Versauerung des Bodens, was sich negativ auf die Bodenfauna auswirkt. So kommt es in bodensauren Bereichen beispielsweise zu einem Rückgang der Regenwürmer, vor allem der tiefgrabenden Arten; die Arten können Böden mit einem pH-Wert <5 nicht besiedeln. Die meisten Arten der Regenwürmer überleben nur kurzzeitige Überschwemmungen mit pH-neutralem Wasser (Dunger 2008). Weiterhin führt eine Versauerung des Bodens zu einem Rückgang der Artenzahlen und Dichten von Doppelfüßern (Diplopoda) und Gehäuseschnecken, für die Kalk eine wichtige Ressource im Boden darstellt (Dunger 2008) und die sich im Wesentlichen von organischem Material wie Laub und Pflanzenresten ernähren. Eine verringerte Dichte dieser Artengruppen führt häufig dazu, dass der Pflanzenabfall nicht mehr ausreichend abgebaut werden kann und die Humusbildung sowie die Bodendurchlüftung und -durchmischung abnehmen (Dunger 2008; Plum 2005; Scheu & Poser 1996). Dies kann sich auch negativ auf die Nährstoffverfügbarkeit und Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften in den Auen auswirken.

#### **Direkte Treiber**

Mit einer periodischen Überflutung von Auen wird die Verbindung (Konnektivität) ihrer Lebensräume untereinander und mit dem Fluss hergestellt. Die Überflutungshäufigkeit und -dauer stellt dabei einen der wichtigsten Faktoren für die Artenzusammensetzung der Bodenfauna dar (Russell & Griegel 2006). Springschwänze beispielsweise können zwar dank ihrer unbenetzbaren Körperoberfläche Überstauung für einige Tage überstehen, und auch Fluchtbewegungen in höher gelegene Auenbereiche sowie die Vegetation sind bekannt (Marx et al. 2009). Länger anhaltende Überflutungen werden jedoch nur von Individuen im Eistadium überlebt. Die

stark reduzierte Individuendichte nach einem länger anhaltenden Überflutungsereignis wird jedoch bereits innerhalb weniger Wochen bis Monate durch Wiederbesiedlung von außerhalb der Aue oder durch Schlupf aus Eiern (innerhalb der Aue) wieder ausgeglichen (Griegel 2008; Russell et al. 2002). Auf diese Bedingungen spezialisierte Bodenorganismen nehmen daher eine besondere Rolle für die Biodiversität der Auenböden ein.

In Auenmooren kann es unabhängig von der landwirtschaftlichen Nutzung zur Veränderung der Populationsstruktur bei Bodenorganismen kommen, wenn die Moore entwässert werden. Am Beispiel von Hornmilben konnte etwa gezeigt werden, dass die Trockenlegung von Moorböden zwar mit einer leichten Erhöhung der Artenzahl einhergeht, dass dabei jedoch Moorspezialisten zugunsten von eher generalistischen Arten mit einer weiten Verbreitung auch in anderen Lebensräumen verdrängt werden (Lehmitz et al. 2014).

In forstlich genutzten Flächen zeigte vor allem die Anpflanzung von Monokulturen nicht einheimischer Baumarten (z. B. Balsam- und Hybridpappel) negative Auswirkungen auf die Biodiversität der Bodenfauna, indem generalistische Arten gefördert und Spezialisten verdrängt wurden (Russel 2021). Eine Studie zur Populationsstruktur von Laufkäfern in französischen Auen zeigte dagegen nur geringe Unterschiede zwischen Hybridpappelbeständen und anderen Wald- bzw. Offenlandhabitaten (Elek et al. 2010). Negative Auswirkungen des Anbaus gebietsfremder Baumarten scheinen also hauptsächlich auf Tiergruppen beschränkt zu sein, die in direktem Austausch mit den Bäumen stehen, d. h. ihre Laubstreu abbauen, während die Biodiversität auf höheren Ebenen des Nahrungsnetzes weniger beeinflusst scheint. Der Rückgang typischer Baumarten in Auen infolge von Krankheiten kann sich infolge einer veränderten Bodenfeuchte bei erhöhter Sonneneinstrahlung negativ auf die Bodenbiodiversität auswirken, wobei die Wirkungen aufgrund der zuvor gezeigten Komplexität der Zusammenhänge schwer vorhersagbar bleiben.

Die infolge des Klimawandels wahrscheinlich häufiger auftretenden extremen Dürreperioden können zu einem starken Rückgang der Individuendichte von z. B. Regenwürmern und Springschwänzen um bis zu 90 % führen (Scheunemann & Russel 2023). Die Bodenfauna erholt sich zwar meist wieder schnell in den Herbst- und Wintermonaten; bei einer direkten Abfolge mehrerer Dürrejahre wie im Zeitraum 2018 bis 2020 können aber irreversible Veränderungen in der Populationsstruktur einzelner Arten auftreten. Die mögliche Auswirkung von extremen Hochwasserereignissen nach einer langen Dürreperiode sind derzeit nicht absehbar.

#### Indirekte Treiber

Zurzeit gibt es in Deutschland keine gesetzliche Regelung, aus der direkt oder indirekt ein Schutz von Auenböden und/oder der sie bewohnenden Bodenorganismen resultiert. Indirekt wird einer Verschmutzung (Belastung) von Auen durch Düngemiteleinträge aber mit der Nitratrichtlinie 91/676/EWG entgegengewirkt. Die für die Flüsse relevante Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist für Auen und deren Böden nicht relevant. Hier wäre eine Abstimmung von Zielen zwischen Naturschutz

(z. B. im Sinne der FFH-Richtlinie) und der Wasserwirtschaft (im Sinne der WRRL) notwendig (BfN 2005c). Eine zukünftige Auenbewertung wird seit 2021 durch das vom Bundesamt für Naturschutz geförderte Konzept »Biozönotische Auenzustandsbewertung« gefördert (BfN 2023a; Januschke et al. 2021).

Sowohl das Bundesbodenschutzgesetz als auch das Bundesnaturschutzgesetz zielen auf eine Aufrechterhaltung von Ökosystemleistungen auch von Böden ab. Maßnahmen, die sich in landwirtschaftlich genutzten Böden als positiv erweisen, sind dabei grundsätzlich auch für Auenstandorte anwendbar (BfN & BMU 2021). Geplante Richtlinien zum Erhalt der Biodiversität in Deutschland und der EU (Biodiversitätsstrategie des Bundes, EU Soil Health Law) können zukünftig zum Schutz der Auen beitragen.

#### Maßnahmen

Wie im Auenzustandsbericht 2021 dargelegt, kann eine »nachhaltige und umfassende Verbesserung des Auenzustands« und damit eine Verbesserung des Zustands der Auenböden nur erreicht werden, wenn sowohl Hydrodynamik, Morphodynamik als auch Vegetation und Flächennutzung verändert und naturnäher gestaltet werden. Studien, die die Populationen der Bodenorganismen vor und nach Renaturierungsmaßnahmen in Auen untersuchen, liegen bisher nicht vor. Jedoch konnte aus Vergleichen von Populationsstrukturen von z. B. Springschwänzen und Laufkäfern in aktiv überfluteten Auenbereichen im Vergleich zu nicht überfluteten Bereichen gezeigt werden, welchen Einfluss das Vorkommen von Überflutungsereignissen für die Etablierung einer auentypischen Populationsstruktur dieser Artengruppen hat (Lessel et al. 2011; Russell et al. 2002; Scheunemann & Russel 2023).

Natürlich gestaltete Flussufer ohne Uferbefestigungen, die ein Auftreten auch kleinerer Überflutungsereignisse erlauben, sind dabei ein erster Schritt hin zu einer natürlicheren hydrologischen Dynamik. Durch Deichrückverlegungen, mit denen große Auenflächen wieder an das Überflutungsregime der Flüsse angeschlossen werden können, kann nicht nur der Hochwasserschutz gefördert werden; damit ist auch eine Erhöhung der Biodiversität der Bodenfauna verbunden (Damm 2013; Günther & Assmann 2005; Lessel et al. 2011). Die Etablierung von Schutzgebieten in Auen wirkt dabei einer zukünftigen Verschlechterung der Situation entgegen und kann auch einen Wechsel der Nutzung einzelner Auengebiete hin zu Erholung und Naturtourismus bewirken. Bei Flächen, die nicht vollständig aus der Nutzung genommen und/oder in Schutzgebiete überführt werden können, stellt die Reduzierung der landwirtschaftlichen Nutzungsintensität mit einer verringerten Anwendung von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln die wichtigste Maßnahme zum Erhalt und Schutz der Bodenbiodiversität dar (BfN & BMU 2021). In Auenwäldern sollte die forstliche Nutzung (Einschlagfrequenz) verringert sowie die Pflanzung einheimischer Baumarten gefördert werden, um potenziell nachteilige Effekte von gebietsfremden Baumarten auf die Bodenbiodiversität zu minimieren. Diese Ansätze des allgemeinen Auenschutzes und der Auenrenaturierung tragen mittel- bis langfristig zur Verbesserung des Zustands der Auenböden bei.

etwa der Hälfte aller Neozoen verantwortlich ist (Sardain et al. 2019). Besonders viele Neozoen wurden über den Main-Donau-Kanal aus der Pontokaspischen Region eingetragen, die dem Gebiet entspricht, das vom Schwarzen und vom Kaspischen Meer eingerahmt wird (Soto et al. 2023). Gebietsfremde Pflanzenarten (Neophyten) der Binnengewässer stammen meist aus der Aquaristik (Hobbyaquarianer).

Die meisten gebietsfremden Tiere und Pflanzen in Binnengewässern und Auen stellen keine wesentliche Bedrohung der heimischen Artenvielfalt dar; anders jedoch bei invasiven Arten, die ökologische und ökonomische Schäden verursachen (<https://tinyurl.com/4s4rd9s5>). Invasive Arten gehören zu den Haupttreibern eines weltweiten Rückgangs der Biodiversität (Bellard et al. 2016; Pyšek et al. 2020) und damit einer wachsenden Bedrohung für Ökosystemleistungen und das menschliche Wohlergehen (Shackleton et al. 2019a, b). Sie konkurrieren mit heimischen Arten um dieselben Lebensräume und Nahrungsressourcen, oft mit größerem Erfolg, und drängen dann heimische Arten zurück. Laut BMUB (2016) werden etwa 20 Wirbeltierarten als invasiv für Deutschland dokumentiert, darunter beispielsweise die Fischarten Fettköpfige Elritze (*Pimephales primelas*) und Amur-Schläfergrundel (*Percocottus glenii*) sowie die Amphibienarten Nordamerikanischer Ochsenfrosch (*Lithobates catesbeianus*), Türkischer Wasserfrosch (*Pelodytes punctatus*) und Alpen-Kammolch (*Triturus carniflex*). Etwa 9 % der Neophyten sind laut BfN als invasiv gelistet (<http://tinyurl.com/3mm9zz4h>).

In der sogenannten Unionsliste (EU-Verordnung Nr. 1143/2014; <https://tinyurl.com/5eeyw9x6>) sind über alle Lebensräume hinweg 88 kritische invasive Arten aufgeführt, die von außerhalb der Europäischen Union bereits eingebracht worden sind oder noch werden könnten. Auf Deutschland entfallen 48 Arten, davon 31 Arten der Binnengewässer und Auen (21 mit derzeitigem Nachweis, zehn ohne Nachweis). Viele der nachgewiesenen Arten sind bereits in mehreren oder sogar allen Bundesländern heimisch geworden, beispielsweise Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*), Drüsiges Springkraut (*Impatiens glandulifera*), Kamberkrebs (*Faxonius limosus*), Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*), Waschbär (*Procyon lotor*), Bisam (*Ondatra zibethicus*), Nutria (*Myocastor coypus*) und Nilgans (*Alopochen aegyptiaca*) (BfN 2023c). Invasive inraeuropäische Arten wie der sich ausbreitende Alpen-Kammolch (*Triturus carniflex*) werden in der Unionsliste nicht berücksichtigt. Hinzu kommen einige Neobiota (z. B. Nilgans *Alopochen aegyptiaca* und Drüsiges Springkraut *Impatiens glandu-*

*lifera*), die sich entlang von Fließgewässern und Auen in Deutschland ausgebreitet und etabliert haben, deren Einfluss auf heimische Arten und Ökosysteme mangels verfügbarer Daten jedoch weiterhin nahezu unbekannt ist. Seit Beginn des 18. Jahrhunderts steigt die Anzahl beobachteter (aber nicht zwingend etablierter) gebietsfremder Arten exponentiell an (Seebens et al. 2021).

Für viele invasive Arten, vor allem in der Artengruppe der am Gewässergrund lebenden Wirbellosen (Makrozoobenthos), liegen bislang kaum oder nur lückenhafte Informationen vor. In 22 deutschen Flüssen und Kanälen stellten Neozoen bereits vor 2000 etwa 10–15 % aller nachgewiesenen Makrozoobenthosarten (Tittizer et al. 2000). Im Rhein stellten gebietsfremde Tierarten (Neozoen) vor etwa 15 Jahren bereits 18 % der Wirbellosenbiomasse und bis zu 80 % der Wirbellosenindividuen (Michels 2008). Aktuelle Untersuchungen für den Rhein kommen auf 47 gebietsfremde Makrozoobenthosarten, was etwa 10 % der bislang dokumentierten Artenvielfalt dieser Artengruppe im Rhein entspricht (IKSR 2020b). Weiter zeigten z. B. Le Hen et al. (2023), dass 1993 Neozoen 5 % aller identifizierten Fischarten und 0,1 % der gesamten Individuenzahl im Rhein stellten. Bis 2018 stieg dieser Anteil auf 30 % (7 Arten) und 32 % der Individuenzahl an.

Verschiedene Faktoren entscheiden über den Erfolg oder Misserfolg von Invasionen. Ein wichtiger Faktor ist die Ausbreitungsfähigkeit der eingeschleppten Arten (Leuven et al. 2009). Zudem beeinflussen die Anzahl der freigesetzten Individuen und der Besiedlungsdruck die Ausbreitung. Je mehr Individuen freigesetzt werden und je beeinträchtiger ein Ökosystem ist, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Etablierung (Briski et al. 2012; Lockwood et al. 2005; Marvier et al. 2004). Wechselwirkungen zwischen den gebietsfremden Arten spielen ebenfalls eine Rolle und können Auswirkungen auf die Ausbreitung und das Überleben der Arten haben (Havel et al. 2015). Daneben wirken sich auch abiotische Faktoren auf die Ausbreitung aus, z. B. können eine erhöhte Wasserqualität und -temperatur die Ausbreitung begünstigen oder behindern (Früh et al. 2012a, b).

Obwohl nur eine Minderheit der gebietsfremden Arten (Neobiota) invasiv wird (Lockwood et al. 2007), steigen Invasionsraten global aufgrund des Klimawandels, des globalen Handels und vieler menschlicher Aktivitäten zunehmend an (Seebens et al. 2017; 2019). Die Populationsdynamik invasiver Neobiota (Strayer et al. 2017) ist zumeist durch eine Boom-Bust-Dynamik gekennzeichnet, d. h. durch ein exponentielles Populationswachstum (Boom), gefolgt von einem deutlichen Rück-

gang der Abundanz (Bust). Dementsprechend können sich, wie im Falle der Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*) im Rhein, Populationen rasch ausbreiten und dichte Bestände entwickeln, was dann den Ausbreitungsdruck erhöhen und einen Einfluss auf das Ökosystem haben kann, bevor sich die Populationsgrößen oftmals wieder rückläufig entwickeln und schließlich auf einem niedrigeren Niveau stabilisieren.

Hinsichtlich der möglichen Einflüsse invasiver Neobiota ist es wichtig, auch die Rolle nicht invasiver Neobiota zu betrachten, da Letztere die Mehrheit der Neobiotaarten ausmachen. Angesichts des Klimawandels und der anhaltenden Globalisierung ist zu erwarten, dass zahlreiche weitere Arten einwandern und sich erfolgreich etablieren werden (Seebens et al. 2021). Solange Arten aber nicht invasiv sind und/oder sich weiter ausbreiten, werden einheimische Arten i. d. R. nicht direkt verdrängt. Gebietsfremde Arten können dann sogar zu einer Erhöhung der Gesamtbiodiversität beitragen. Wenn Letztere allerdings im Wesentlichen auf gebietsfremde Arten zurückzuführen ist, spricht man auch von einer »Pseudorichness« (Külköylüoğlu 2013).

Genauere quantitative Angaben zu den Auswirkungen invasiver Neobiota sind auch wichtig für die Priorisierung von Maßnahmen, die von der Minderung der Einflüsse bis hin zum aktiven Bekämpfen besonders risikobehafteter Arten reichen (z. B. Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* oder Großer Höckerflohkrebs *Dikerogammarus villosus*). Die Grundlage für ein gezieltes Vorgehen gegen biologische Invasionen wurde mit dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Essl et al. 2020), dem Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework von 2022 (Hughes & Grumbine 2023) sowie der EU-Verordnung 1143/2014 über invasive Arten gelegt (BfN 2023c; EU 2014).

## 5.2.4 Wissenslücken und Defizite

### 5.2.4.1 Monitoringprogramme

Obwohl die Biodiversität der Flüsse, Seen und Ästuar durch das WRRL-Monitoring so intensiv untersucht wird wie sonst in keinem anderen Lebensraum, ist das Biodiversitätsmonitoring mit Blick auf die Gesamtheit der Binnengewässer und Auen in Deutschland »rudimentär und stark fragmentiert« (Geschke et al. 2019). Und auch für Flüsse und Seen wird das große Potenzial der bestehenden Monitoringprogramme bei Weitem noch nicht ausgeschöpft. Diese Einschätzungen beruhen u. a. darauf, dass umfangreiche und belastbare Daten zu Binnengewässern nur mit dem WRRL-Monitoring (seit etwa 2005) erhoben werden und dass diese Daten bislang nicht systematisch und flächendeckend hinsichtlich

der Biodiversität analysiert wurden. Warum dies bislang nicht erfolgt ist, hat mehrere Gründe: Flächendeckende Analysen werden oftmals dadurch erschwert, dass die Gewässerbewirtschaftung föderal strukturiert ist und Daten meist individuell bei den 16 Bundesländern angefragt werden müssen. Nicht selten ist zudem eine aufwendige Harmonisierung der Daten notwendig, wenn sich Datenformate und methodische Details von Bundesland zu Bundesland unterscheiden. Hinzu kommen fehlende oder zumindest unzureichend zugängliche Daten zu abiotischen Umweltparametern bzw. -belastungen (indirekte Treiber). Hier besteht dringender Bedarf nach einer behördlich organisierten und regelmäßig kuratierten bundesweiten Datenbank zum WRRL-Monitoring. Eine solche Datenbank sollte nach den FAIR-Prinzipien (Findable-Accessible-Interoperable-Re-usable) aufgebaut werden, d. h. auffindbar und zugänglich sein, sich an allgemeine Standards der Datenbeschreibung (mit Metadaten) halten und Regelungen für die weitere Nutzung der Daten definieren.

Der oben zitierte »rudimentäre« Charakter des Biodiversitätsmonitorings trifft vor allem auf die kleinen Binnengewässer (Quellen und Quellbäche mit Einzugsgebieten unter 10 km<sup>2</sup>, kleine Stillgewässer mit Wasserflächen unter 1 ha), Niedermoore und Auen zu. Diese werden über die WRRL bzw. über andere gesetzliche Vorgaben und entsprechende Überwachungsprogramme gar nicht oder nur unzureichend überwacht (siehe Kap. 5.5). Die Datenlage für diese zuvor genannten Lebensräume, die mengenmäßig den weitaus größten Anteil darstellen, ist daher unzureichend und zudem aufgrund unterschiedlicher (nicht standardisierter) Erhebungsmethoden oft nicht oder nur eingeschränkt vergleichbar. Aussagen zu Status und Trends der Artengruppen in diesen Lebensräumen sind nicht oder nur sehr begrenzt möglich. Notwendige Schutz- und Managementmaßnahmen zum Erhalt der Artenvielfalt sind daraufhin nur schwer zu definieren, wenngleich dringend notwendig.

Bei den naturnahen Niedermoores bestehen Wissenslücken in Bezug auf die schleichende, potenziell tiefgreifende ökologische und biologische Verschlechterung des Moorzustands durch menschliche Eingriffe, insbesondere aufgrund der hydrologischen Überformung der Moore durch den Menschen. Es gibt zudem Hinweise darauf, dass die durch eine Entwässerung initiierten Degradationsprozesse nicht reversibel sind und bei Wiedervernässung von ehemals entwässerten Niedermoores neue Ökosysteme (engl.: *novel Ecosystems*) entstehen (Kreyling et al. 2021). Hier ist es wichtig, den Wert der neu entstandenen Ökosysteme für den Natur-

schutz zu verstehen und Vorgaben für ein optimiertes Wiedervernässungsmanagement unter Einbeziehung der Bewirtschaftung der Flächen zu erarbeiten. Bei den wiedervernässten Flächen wurden bisher Effekte der Wiedervernässung und der Bewirtschaftung separat untersucht. Zukünftig werden aber viele wiedervernässte Moore, insbesondere außerhalb von Schutzgebieten, voraussichtlich weiter bewirtschaftet werden (Tanneberger et al. 2020). Zukünftig sollte verstärkt ein Biodiversitätsmonitoring auf Paludikultur-Demonstrationsflächen stattfinden. Diese Begleitforschung muss auch den Zustand vor Wiedervernässung dokumentieren, um so die Effekte auf die Biodiversität umfassend beurteilen zu können. Um langfristige Entwicklungen zu erfassen, sollte das Monitoring über deutlich längere Zeiträume angelegt sein als bislang üblich. Hierzu wird ein Zeitrahmen von mindestens 20 Jahren mit hoher Untersuchungsfrequenz vorgeschlagen, sodass auch Langzeiteffekte, wie ein möglicher Nährstoffentzug durch die Bewirtschaftung, evaluiert werden können (BfN 2021c).

Für den Erhalt der Artenvielfalt in allen Binnengewässern und Auen ist es notwendig, bestehende Lücken im Monitoring zu schließen. Gemäß EU-Verordnung Nr. 1143/2014 sind die zuständigen Behörden verpflichtet, für alle auf der Unionsliste aufgeführten invasiven Arten ein Umweltüberwachungssystem einzurichten bzw. dieses in ein bestehendes Monitoringsystem zu integrieren. Die Unionsliste umfasst derzeit 88 invasive aquatische Arten aus verschiedenen taxonomischen Gruppen. Es ist jedoch zu beachten, dass diese Liste nicht erschöpfend ist, da je nach Quelle und Definition weitaus mehr Arten als invasiv eingestuft werden können (Haubrock et al. 2024; Henry et al. 2023). Zudem sind nicht alle aufgeführten Arten potenziell relevant für Deutschland.

Im Hinblick auf das WRRM-Monitoring für Bäche, Flüsse, Seen und Ästuarie wäre es wichtig, zur Erkennung von Langzeittrends die Monitoringfrequenz von aktuell alle drei bzw. sechs Jahre auf einjährige Intervalle anzuheben, um Jahresschwankungen besser zu erfassen und schneller an belastbare Trends zu gelangen. Um die praktische Umsetzbarkeit zu erhöhen, wäre es denkbar, für das Langzeitmonitoring der Biodiversität ein reduziertes Messnetz mit etwa 1.000 Wasserkörpern deutschlandweit heranzuziehen. Zudem ist es wichtig, das Monitoring auf die kleinen Fließ- und Stillgewässer sowie auf Quellen und das Grundwasser auszudehnen. Die fortschreitenden Verbesserungen im DNA-Metabarcoding sowie der Analyse von Umwelt-DNA (eDNA) könnten im Hinblick auf ein großflächiges und kostengünstiges Verfahren behilflich sein. Mit solchen DNA-basierten Verfahren wäre es auch möglich, bislang nur wenig be-

achtete Artengruppen wie Bakterien und Archaeobakterien zu erfassen. Neben der besseren Erfassung der biologischen Vielfalt ist zudem die Langzeitüberwachung von Maßnahmen (z. B. Renaturierungen) von hoher Relevanz, um zukünftige Maßnahmenprogramme verbessern zu können. Für ein zielführendes Monitoring der Biodiversität in Auen ist eine Entwicklung standardisierter Erfassungsmethoden, die zumindest als Screening vergleichsweise kostengünstig durchgeführt werden kann, unerlässlich. Da es für ein Monitoring und die Erfolgskontrolle von Maßnahmen in Auen keine gesetzliche Regelung gibt, wäre ein guter Startpunkt, zunächst bestehende Daten von Maßnahmen im Rahmen des Bundesprogramms »Blau Band Deutschland«, Projekten im Bundesprogramm Biologische Vielfalt (BfN 2017b), Naturschutzgroßprojekten oder LIFE-Projekten zentral zu sammeln. Ergänzend sollten Wiederholungsuntersuchungen durchgeführt werden, um die weitere Entwicklung der Maßnahmen besser beurteilen zu können. Zudem sollten neue Möglichkeiten für eine Bewertung genutzt werden, wie z. B. das Verfahren zur biozönotischen Auenzustandsbewertung (BfN 2023a). Gemeinsam mit dem LAWA-Verfahren zur Erfolgskontrolle von Fließgewässern (Pottgiesser et al. 2020), der bundesweiten, abiotisch ausgerichteten Auenzustandsbewertung (BMU & BfN 2021) und der FFH-Bewertung (BfN & BLAK 2017a, b) besteht die Möglichkeit einer ganzheitlichen Betrachtung und Bewertung des Gewässer-Auen-Ökosystems.

Insgesamt leidet das Biodiversitätsmonitoring auch daran, dass i. d. R. nur ein Bruchteil der tatsächlichen Biodiversität überhaupt erfasst wird. So werden beispielsweise viele sehr artenreiche Wirbelosengruppen, Pilze oder Bakterien nur unzureichend berücksichtigt. Es bleibt unklar, inwieweit die eingeschränkte Artenliste, die dem behördlichen Biodiversitätsmonitoring zugrunde liegt, ausreichend ist für ein umfassendes und repräsentatives Biodiversitätsmonitoring. Ein systematisches genetisches und funktionales Monitoring fehlt bislang gänzlich (Hering et al. 2018; Leese et al. 2021).

#### 5.2.4.2 Quantifizierung von Artenvielfalt und biologischer Vielfalt

Auch in den zahlreichen ausgewerteten Studien zur Biodiversität in Binnengewässern und Auen wird diese häufig auf die Artenzahl (bzw. den Artenreichtum) reduziert. Insbesondere Aspekte wie genetische oder funktionale Diversität bleiben unterrepräsentiert. Dabei legen Studien nahe, dass die Artenzahl allein bei der Erfassung von Biodiversität zu kurz greift, weil beispielsweise Ausfälle von belastungssensitiven Arten vielfach

durch Zuwanderung toleranter Arten kompensiert werden, sodass die Auswirkungen von direkten Treibern auf die Gesamtartenzahl vergleichsweise gering ausfallen können (Feld et al. 2013; Haase et al. 2019). Für Tieflandflüsse in Mitteleuropa konnte beispielsweise gezeigt werden, dass auch sehr gravierende strukturelle Veränderungen der Gewässersohle und Ufer kaum mit Auswirkungen auf den Artenreichtum von Wirbellosen in den 75 untersuchten Flussabschnitten verbunden waren (Feld et al. 2013). Besonders anspruchsvolle Habitatspezialisten nahmen zwar deutlich ab, wurden aber nahezu vollständig durch weniger anspruchsvolle Arten ersetzt, wobei die ökologischen Funktionen von ausfallenden Arten und »Ersatzarten« sehr starke Überlappungen zeigten. Auch ein einfaches Maß wie die Abundanz (Individuendichte) einzelner Arten in einer Artengemeinschaft bildet eine zusätzliche Facette der Biodiversität ab. Zum einen lassen sich darüber Aussagen zur Populationsentwicklung und damit zur Bestandsentwicklung einzelner Arten ableiten. Zum anderen kann eine stark ausgeprägte Dominanz einzelner Arten (z. B. sommerliche Blaualgenblüte in einem See) auf ungünstige Habitatbedingungen (Eutrophierung) und damit einhergehende äußere Einflüsse (Nährstoffeintrag) hinweisen, lange bevor dies sich tatsächlich auf den Verlust einzelner Arten auswirkt. Ungünstige Biodiversitätstrends lassen sich dann auch erkennen, wenn ein Rückgang der Artenzahl ausbleibt (Baranov et al. 2020). Allerdings eignet sich die Abundanz allein nicht, um Veränderungen im ökologischen Zustand widerzuspiegeln (Sinclair et al. 2024). Zudem lassen derzeit nicht alle Monitoringmethoden auch die Erfassung der Abundanz zu (z. B. DNA-Metabarcoding).

Stark abnehmende Trends der Artenvielfalt, wie sie für terrestrische Lebensräume in den letzten Jahren mehrfach dokumentiert wurden (z. B. Hallmann et al. 2017; Sorg et al. 2013), sind in Bächen und Flüssen aktuell nicht die Regel (Lacombe 2020, vgl. auch Kap. 5.2.2 WVC). Die zwischenzeitlich aufgetretenen positiven Trends haben sich aber seit 2010 erschöpft (Haase et al. 2023). Zur systematischen Erfassung von Status und Trends der Biodiversität in Binnengewässern und Auen sollten zukünftig neben Artenzahl und Abundanz noch weitere Kennzahlen (z. B. Anzahl und Anteil von Habitatspezialisten oder von vulnerablen und geschützten Arten) und Biodiversitätsmaße herangezogen werden. Zudem sollten die genetische und funktionale Diversität von Arten sowie die Diversität der Lebensräume in die Bewertung und Ermittlung von Trends integriert werden, um damit die unterschiedlichen Facetten der Biodiversität zu berücksichtigen und Verschiebungen ein-

zelner Facetten frühzeitig erkennen zu können. Für die Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials auf Basis der WRRL-Monitoringdaten von Fließgewässern sind Softwarelösungen bereits frei verfügbar (<https://tinyurl.com/5n7bpxs9>). Die Ergebnisse können leicht in Analysen zur biologischen Vielfalt integriert werden. Über Perlodes Online (<https://tinyurl.com/2x7uuv9p>) wird beispielsweise nicht nur die Zustandsbewertung anhand der Wirbellosen des Gewässergrundes in Bächen und Flüssen durchgeführt; die Software berechnet darüber hinaus zahlreiche Biodiversitätsindizes und Abundanzanteile für viele Artengruppen auf Basis einer importierten Artenliste. Solche Lösungen sind auch für andere Artengruppen und Teillebensräume denkbar, wobei dann, wenn sie einmal programmiert sind, außer einer Artenliste keine weiteren Daten und Informationen mehr zur Berechnung der unterschiedlichen Biodiversitätskennzahlen benötigt werden. Allerdings sollten solche Ansätze durch ähnlich aufbereitete Treiberdaten (z. B. physikalisch-chemische und strukturelle Umweltbelastungen) ergänzt werden, um mögliche Ursachen von Biodiversitätsveränderungen mit erfassen zu können.

Seit den 2000er-Jahren haben Studien zur genetischen wie funktionalen Diversität deutlich zugenommen, im Binnengewässerbereich insbesondere durch die Trait-Datenbank [freshwaterecology.info](http://freshwaterecology.info) (Schmidt-Kloiber & Hering 2015), die umfangreiche biologische Eigenschaften von über 20.000 Süßwasserarten in Europa vorhält und für die weiterführende Analyse verfügbar macht. Neben der funktionalen Diversität spielt auch die genetische Diversität eine entscheidende Rolle im Hinblick auf die Resilienz und Funktion von Ökosystemen: So zeigten beispielsweise Bálint et al. (2011), basierend auf Projektionen von Arealveränderungen von neun Wasserinsektenarten in Europa durch Klimawandel, dass der Verlust genetischer Linien infolge zunehmender Erderwärmung den Verlust an Arten deutlich übersteigt. Ein genetisches Langzeitmonitoring wäre eine wichtige Ergänzung zu solchen Studien.

### 5.3 Auswirkungen von Veränderungen der biologischen Vielfalt auf Ökosystemleistungen von Binnengewässern und Auen

#### 5.3.1 Einleitung

Binnengewässer und Auen und ihre biologische Vielfalt bieten ein umfangreiches und vielfältiges Spektrum an Ökosystemleistungen (ÖSL) (Lynch et al. 2023; Parme-

san et al. 2022; Wüstemann et al. 2014). Es gibt mehrere Möglichkeiten, die ÖSL zu klassifizieren, die durch die biologische Vielfalt von Binnengewässern und Auen zur Verfügung gestellt werden (EEA 2011; Haines-Young & Potschin 2018; Pusch 2016). Beispiele für die drei Hauptgruppen von ÖSL gemäß CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) sind: versorgende ÖSL (z. B. Trinkwasser, Nahrungsmittel), kulturelle ÖSL (z. B. Landschaftsbild, Kulturerbe, Bildung und Wissenschaft, wasserbezogene Aktivitäten) sowie regulierende ÖSL (z. B. Sedimentregulation, Nährstoffrückhalt, Habitatbereitstellung) (Haines-Young & Potschin 2018). IPBES hingegen klassifiziert mit dem Fokus auf Biodiversität im Rahmen des Naturbasierte-Lösungen-Konzeptes die drei oben genannten ÖSL-Hauptgruppen als materielle, nicht materielle und regulierende ÖSL (Díaz et al. 2018). Der River Ecosystem Service Index als Bewertungsinstrument nennt 16 bis 23 ÖSL, basierend auf den CICES-Gruppen, die für Fluss- und Auenökosysteme wichtig sind (IGB 2018; Hornung et al. 2019; Pusch et al. 2018; Pusch et al. 2019). Die Bereitstellung von ÖSL aus Binnengewässern und Auen hängt von der Wirkung verschiedener Biodiversitätsfacetten (wie der genetischen, taxonomischen und funktionellen Vielfalt) ab und wird durch die Lebensraumvielfalt unterstützt (BfN 2012; EC 2015). Eine höhere taxonomische und funktionale Vielfalt hat das Potenzial, die Stabilität, also die Widerstands- und Erholungsfähigkeit (Resistenz bzw. Resilienz), von Ökosystemfunktionen zu erhöhen, während Veränderungen der Biodiversität die Bereitstellung von ÖSL verändern und möglicherweise beeinträchtigen können (Srivastava & Vellend 2005). Intensive Nutzung, Verschlechterung oder der Verlust von Lebensräumen in Binnengewässern und Auen können gegenseitig verstärkend Auswirkungen haben, indem bestimmte Ökosystemfunktionen und ÖSL, die von der Biodiversität in diesen Lebensräumen bereitgestellt werden, verloren gehen (BfN 2012; Jähnig et al. 2022). Daher müssen bei der Schätzung der Veränderungen einzelner ÖSL die potenziellen Wechselwirkungen mit anderen ÖSL berücksichtigt werden.

Für Deutschland wurden bei der hier zugrunde liegenden Literaturrecherche mit Suchbegriffen, die sich auf ÖSL und Biodiversität von Binnengewässern und Auen beziehen, 105 relevante wissenschaftliche Veröffentlichungen vom Jahr 2000 bis zum Jahr 2022 (9/2022) ermittelt. Ergänzt wurde die Liste durch 31 weitere wissenschaftliche Veröffentlichungen, die auf Expert:innenempfehlungen zurückgehen, und eine zusätzliche Literaturrecherche von Oktober 2022 bis Dezember 2023, die sich aus dem Schwerpunkt auf spezifische ÖSL er-

gaben. Von diesen Studien widmet sich fast ein Drittel (43/136 Publikationen) spezifisch ÖSL, die von der aquatischen Biodiversität bereitgestellt werden. Die übrigen Studien analysierten ÖSL, die entweder von den Lebensräumen in Binnengewässern und Auen im Allgemeinen bereitgestellt werden oder bei denen eine klare Unterscheidung von anderen Lebensräumen nicht ausdrücklich angegeben wurde. Schwerpunktmäßig befassen sich die Studien zwischen 2000 und 2010 mit der Definition von Begriffen und potenziellen Klassifizierungen von ÖSL. Studien, die nach 2010 veröffentlicht wurden, zielten hingegen zunehmend auf die Bedeutung der biologischen Vielfalt bei der Unterstützung verschiedener ÖSL für den Menschen. Dies spiegelt sich in einer wachsenden Anzahl von Veröffentlichungen über die ÖSL von Binnengewässern und Auen sowie in einer stärkeren Konzentration auf spezifische ÖSL wider. In den letzten ca. fünf Jahren (d. h. 2018 bis 2022) wurde zudem häufig über positive Synergieeffekte von Renaturierungsprogrammen und der Bereitstellung von ÖSL berichtet (Anlanger et al. 2022; Becker et al. 2022; Tanneberger et al. 2022).

### 5.3.2 Ökosystemleistungen von Binnengewässern und Auen

Basierend auf Studien, die sich auf Deutschland beziehen, wurden in der vorliegenden Studie sieben ÖSL, die in Binnengewässern und Auen bereitgestellt werden, als besonders wichtig für die Biodiversität identifiziert: Nahrungsmittel und Rohstoffe, Selbstreinigung und Nährstoffretention, Widerstandsfähigkeit gegen Klimaveränderungen, Kohlenstoffkreislauf, Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe und Erholungsleistungen (Tab. 5.4). Die Erholungsleistungen sind die am häufigsten genannten ÖSL für Binnengewässer und Auen in Deutschland. Aus der Gruppe der regulierenden Leistungen wurden die Selbstreinigung sowie der Nährstoffrückhalt ausgewählt, da die Reduzierung der hohen Eutrophierung der Oberflächengewässer und des Grundwassers in Deutschland eines der Hauptziele der WRRL ist (Wüstemann et al. 2014). Klimaregulierung und Kohlenstoffspeicherung und -bindung stehen weltweit im Mittelpunkt von Klimaschutzbestrebungen und dem Erhalt der biologischen Vielfalt (IPBES 2018). Die Rolle von Binnengewässern und ihrer Biodiversität bei der Reduktion von Methanemissionen als ÖSL wurde jedoch stark unterschätzt (Johnson et al. 2021; Rosentreter et al. 2021). Darüber hinaus ist die Bedeutung von Lebensräumen für die Biodiversität und die Bereitstellung von ÖSL hervorzuheben, z. B. wirkt sich die extensive Nutzung von wechselfeuchtem Grünland positiv auf die

Lebensbedingungen und ÖSL der Arten in Fließgewässern aus (BfN 2012). Inzwischen werden Synergieeffekte verschiedener ÖSL in Bezug auf die Biodiversität meist im Rahmen von Renaturierungsprogrammen genannt.

### 5.3.2.1 Versorgende Ökosystemleistungen

#### Nahrungsmittel

Die Bereitstellung von Nahrung ist eine elementare, versorgende Ökosystemleistung, die durch aquatische Biodiversität erbracht wird. Aquatische Organismen wie Fische, benthische Wirbellose oder Makrophyten sind wichtige Nahrungsquellen, die aus Binnengewässern und Auen gewonnen werden (Lynch et al. 2023). Auen sind fruchtbare Gebiete mit hoher Nährstoffkonzentration und Wasserversorgung und dienen daher als wesentlicher Raum für die Nahrungsmittelversorgung durch den Anbau verschiedener landwirtschaftlicher Erzeugnisse (BMU & BfN 2021). Insgesamt ist die Fischerei die wirtschaftlich wertvollste Nahrungsmitteldienstleistung in Binnengewässern (Lynch et al. 2023). Auch in Deutschland wurde ein Zusammenhang zwischen dem Rückgang der Artenvielfalt und dem Rückgang der Fischereierträge gezeigt (OECD 2020). Die Binnenfischerei bewirtschaftet derzeit rund 225.000 ha Seen, Staudämme, Flüsse und Kanäle, was etwa einem Viertel der vorhandenen Wasserfläche in Deutschland entspricht (BMUV 2023). Einer starken Entwicklung der kommerziellen Fluss- und Seefischerei in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts folgte die Zunahme von Freizeitfischerei und Aquakultur seit der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts (IGB 2015; Wedekind et al. 2001). Im Jahr 2021 wurden in Deutschland insgesamt etwa 35.300 t verschiedene Fisch- und Krebstierarten durch Binnenfischerei erzeugt, wovon fast die Hälfte aus der Angelfischerei stammt (Brämick und Schiewe 2021). Dies entspricht etwa 20 % der Fangmenge der Meeresfischerei von 164 kt im Jahr 2023 (Kap. 6). Der Rückgang der biologischen Vielfalt aufgrund intensiver Wasserentnahme in der Landwirtschaft und Gewässerverschmutzung führte in den letzten Jahrzehnten zu einem starken Rückgang der Fischproduktion in Flüssen und Seen; die Rückgänge hängen jedoch regional von verschiedenen Faktoren ab und schließen schwierige wirtschaftliche Rahmenbedingungen, Zielkonflikte mit anderen Schutzbemühungen oder Ausbreitung von invasiven Arten ein (OECD 2020; Wedekind et al. 2001).

#### Rohstoffe

Weltweit tragen Wildpflanzen und -tiere, sofern sie nicht übernutzt werden, in vielfältiger Weise zu den versorgenden ÖSL bei, z. B. als Materialien für Kleidung,

Dekoration, Musikinstrumente oder Baumaterialien (Jähning et al. 2022). In Deutschland wird beispielsweise Schilf lokal zur Herstellung von Dachbedeckung oder als Dämmmaterial angebaut, oder es wird als Energieträger (z. B. Verbrennung, Biokraftstoff, Biogas) genutzt (Karstens et al. 2019). Indirekt bieten Schilfbestände Nahrungsquellen für Wildtiere und sind wichtige Bruthabitate für zahlreiche Vogelarten wie Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*) oder Wasserralle (*Rallus aquaticus*) und Lebensräume für Insekten wie Striemen-Schilfleule (*Senta flammea*), Großer Feuerfalter (*Lycaena dispar*) oder Keilfleck-Mosaikjungfer (*Aeshna isosceles*). Die Bereitstellung fruchtbarer Böden für die Landwirtschaft in den Auen wird ebenfalls als gemeinsame Versorgungsleistung aufgeführt, die indirekt von Binnengewässerökosystemen geleistet wird (Hanna et al. 2018; Vári et al. 2022).

### 5.3.2.2 Regulierende Ökosystemleistungen

#### Selbstreinigung und Nährstoffretention

Nährstoffretention und Selbstreinigung sind dynamische und komplexe Prozesse, die durch das Zusammenwirken von abiotischen und biotischen Faktoren in aquatischen Ökosystemen bestimmt werden (Gerner et al. 2018; Symmank & Raupach 2022). Physikalische Prozesse wie die Sedimentation ermöglichen die Ablagerung von Schadstoffen am Gewässergrund, während die Verdünnung zur Verringerung der Schadstoffkonzentration beiträgt. Zu den chemischen Prozessen gehören die Bindung von Schadstoffen an organisches Material und die Ausfällung, bei der bestimmte Ionen reagieren und unlösliche Verbindungen bilden, die aus dem Wasser als Partikel ausfallen. Süßwasserlebensgemeinschaften sind dann an verschiedenen Prozessen der Wasserreinigung beteiligt, wie z. B. der Akkumulation und Bindung von Schadstoffen, an der Produktion von Sauerstoff für den oxidativen Abbau von organischem Material, an der Ablagerung und Anreicherung von Sedimenten auf der Flusssohle und an der anschließenden Entfernung von Schadstoffen aus der Wassersäule (Díaz et al. 2018).

Zahlreiche aquatische Organismen tragen zur Selbstreinigung und zum Nährstoffabbau bei (Lynch et al. 2023). Bakterien bauen durch Zersetzung organisches Material ab und tragen zum Nährstoffkreislauf bei, während die Aufnahme von Nährstoffen durch Phytoplankton für die Photosynthese und durch höhere Wasserpflanzen (Makrophyten) aus der Wassersäule und dem Sediment die Nährstoffkonzentrationen weiter verringert. Studien in Deutschland haben gezeigt, dass Bakterien und Archaeen wesentliche Bestandteile des

Energie- und Nährstoffkreislaufes von Gewässern einschließlich der Grundwasserlebensräume sind (Griebler & Avramov 2015; Starke et al. 2017). Eine höhere Biodiversität von Makrophyten in renaturierten Abschnitten zeigte eine höhere Assimilation gelöster Nährstoffe und die Ablagerung von an Partikeln gebundenen Nährstoffen und führte insgesamt zu positiven Auswirkungen auf die Wasserqualität des Flusses (Kupilas et al. 2017). Eine der wesentlichen ÖSL von Bodenmikroorganismen ist die Reinigung des Grundwassers als Grundlage für die Trinkwasserversorgung (Griebler & Avramov 2015). Die Wiederansiedlung und Vermehrung des Bibers, der durch sein charakteristisches Dammbauverhalten die Entstehung von Feuchtgebieten fördert, hat wesentlich zu einer verstärkten Stickstoffbindung in Überschwemmungsgebieten beigetragen (Bräuer & Marggraf 2004). Dies wird auf einen erhöhten Sedimentrückhalt und eine erhöhte Denitrifikation vor Biberdämmen sowie eine erhöhte Stickstoffaufnahme und Assimilation (hauptsächlich anorganischer Stickstoff wie Nitrat, Nitrit und Ammonium) durch Wasserpflanzen zurückgeführt.

Die Wirksamkeit der Nährstoffrückhalte- und Selbstreinigungsprozesse in Binnengewässern und Auen wird durch eine hohe Strukturvielfalt mit großen, von Mikroorganismen besiedelbaren Oberflächen gefördert (BfN 2012; BfN 2017d). Dabei hat auch die Wiederherstellung der Konnektivität, also der Verbindung von Auenlebensräumen und ihrer biologischen Vielfalt mit dem zugehörigen Fluss, einen positiven Einfluss auf diese Prozesse (Anlanger et al. 2022; Becker et al. 2022; Bräuer & Marggraf 2004; Funk et al. 2021; Kretz et al. 2021). In den sechs großen Flusssystemen des Donaueinzugsgebiets beispielsweise wurden 6,5 % der Stickstoffemissionen (rund 33.200 t Nitrat-N) pro Jahr entfernt, in wieder angebotenen Auen hingegen konnten 14,5 % mehr Nitrat entfernt werden (Tschikof et al. 2022). Für den Bodensee konnte gezeigt werden, dass Ammonium oxidierende Archaeen ca. 1.700 t N-Ammonium pro Jahr umsetzen (Klotz et al. 2022).

### Widerstandsfähigkeit gegen Folgen des Klimawandels (Stabilität/Resilienz)

Eine naturnahe oder natürliche Auenvegetation kann auf verschiedene Weise zum Hochwasserschutz und Abpuffern von Wetterextremen beitragen. Eine möglichst naturnahe Artenvielfalt trägt zur allgemeinen Widerstandsfähigkeit von Ökosystemen bei und ermöglicht und bewahrt die vom Ökosystem bereitgestellten ÖSL. Für die Erholung (Resilienz) von Artengemeinschaften von Wetterextremen und den Folgen des Klimawandels spielen insbesondere ein funktionierender Biotop-

verbund sowie ausreichende »Spenderflächen« für Arten im Einzugsgebiet eine wichtige Rolle. Zudem wird ihre Erholung durch ein naturnahes Abflussregime der Fließgewässer, das Vorhandensein geeigneter morphologischer Strukturen im Ufer- und Auenbereich und eine geringe Nutzungsintensität der Flächen gefördert (Gerisch 2014). Die Beschattung durch Bäume am Ufer hat sich als effiziente Maßnahme erwiesen, um den Anstieg der sommerlichen Wassertemperaturen und den damit verbundenen negativen ökologischen Folgen für die aquatische Biodiversität in kleinen und mittelgroßen Gewässern entgegenzuwirken (LfULG 2022b; Schüller 2022). Eine Studie in Hessen hat gezeigt, dass die Beschattung durch Ufergehölze dazu beiträgt, die Temperatur um bis zu 1°C pro 100 m beschatteter Fließstrecke zu senken, während die Erwärmung in gleichem Maße eintreten kann, wenn die Oberlaufbereiche nicht beschattet werden (Freiberger 2022). Außerdem kann die Ufervegetation Oberflächenwasser in der Aue aufnehmen und zurückhalten und so die Gefährdung von Siedlungsgebieten durch Überschwemmungen verhindern (Walz et al. 2017). Auch die von Bibern (*Castor fiber*) gebauten Dämme tragen zum Wasserrückhalt bei und verringern damit Hochwasserabflüsse (Puttock et al. 2021).

In den großen Flusseinzugsgebieten verbleiben weniger als 20 % der ehemaligen Auenflächen, die als effektive Hochwasserschutz- und Klimaregulierungsflächen dienen (BMU & BfN 2021; Schindler et al. 2016; Walz et al. 2017; Walz et al. 2019). Die Nutzung von naturnahen Auen als naturbasierte Lösung für den Hochwasserschutz gilt als wirksames Mittel zur Senkung von Hochwasserspitzen. In diesem Zusammenhang wird unterschieden zwischen Poldern mit ökologischen Flutungen (d. h. Vorbehaltsgebiete, in denen kontrollierte Wassermengen zur ökologischen Wiederherstellung oder Verbesserung überflutet werden dürfen), Poldern ohne ökologische Flutungen (d. h. landwirtschaftlich genutzte Polder, in denen der Wasserstand zum Schutz vor Überschwemmungen streng kontrolliert wird) und Deichrückverlegungen (zur Veränderung der Auengrenzen und zur Verbesserung des Hochwasserschutzes). Allerdings haben die seltenen Überflutungen der Polder negative Auswirkungen auf hochwasserangepasste Arten (Schindler et al. 2016). Insgesamt unterstützt eine Reihe von Studien in Deutschland die Annahme, dass Renaturierungsmaßnahmen an Flüssen, in Feuchtgebieten und Auen die Biodiversität erhöhen (z. B. Kail et al. 2015; Seer et al. 2018; Sinclair et al. 2023; Stoltefaut et al. 2023; Strobl et al. 2019) und dass diese Maßnahmen zudem positive Auswirkungen auf die ÖSL der Klima-

resilienz haben (z. B. Becker et al. 2022; Vermaat et al. 2021). Um die kausalen Zusammenhänge zwischen den Veränderungstrends der Biodiversität und den ÖSL der Klimaresilienz zur Abmilderung der Auswirkungen von klimabedingten Überschwemmungen und Dürren noch besser fassen zu können, bedarf es weiterer Forschung (Karstens et al. 2019; Schindler et al. 2016).

### Kohlenstoffkreislauf

Binnengewässer und Auen sind wichtige Ökosysteme für die Speicherung und Bindung von Kohlenstoff (Díaz et al. 2018). Feuchtgebiete (einschließlich Moore, Niedermoore, Sümpfe und Flussmündungen) spielen eine bedeutsame Rolle, um atmosphärischen Kohlenstoff in Form von lebendem Pflanzengewebe zu binden und zu speichern, und machen etwa 20 bis 30 % des globalen Kohlenstoffpools aus (Lal 2008). In den Donauauen wurden die Kohlenstoffvorräte auf 474 t Kohlenstoff pro ha für Uferwälder und 212 t Kohlenstoff pro ha für Wiesen und Röhrichte geschätzt (Cierjacks et al. 2010). Ergebnisse von Projekten zur Wiederherstellung von Feuchtgebieten, Mooren (einschließlich Niedermooren) und Auen auf der Grundlage der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt in Deutschland, der FFH-Richtlinie der EU und der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) haben gezeigt, dass die Erhaltung bzw. Schaffung von Lebensräumen und damit der biologischen Vielfalt einen positiven Einfluss auf die Bereitstellung der Kohlenstoffkreislauf-ÖSL hat (Schindler et al. 2016; Wüstemann et al. 2014). Hartholzauenwälder in aktiven Auengebieten wiesen 33 % mehr organischen Kohlenstoff im Boden auf als Hartholzauenwälder in ehemaligen Auengebieten (Heger et al. 2021). In aktiven Überschwemmungsgebieten wird auch während der Hochwasserperioden mehr Kohlenstoff von den Bäumen gebunden (Shupe et al. 2022).

Andererseits werden Binnengewässer und Auen zunehmend zu Quellen von Treibhausgasen, da die Wasserstände infolge anthropogener Aktivitäten (z. B. Moorentwässerung, Staudambau) und des Klimawandels sinken (Johnson et al. 2021; Rosentreter et al. 2021; Shupe et al. 2022). Entlang der 548 km langen Elbe in Deutschland wurden in der Studie von Bussmann et al. (2022) Hotspots sowohl für gelöste als auch für atmosphärische Methankonzentrationen in der Nähe von Wehren und Häfen gefunden, die auf Sedimentation und Mineralisierung von organischem Material zurückzuführen sind. Große Mengen an Treibhausgasen, die in mineralisiertem Torf und Grünland gebunden sind, werden in Trockenperioden und bei niedrigem Wasserstand im Boden freigesetzt, was in entwässerten Moo-

ren in Deutschland ein erhebliches Problem darstellt (Okruszko et al. 2011; Wüstemann et al. 2014). Klimavorhersagen deuten darauf hin, dass die Kohlenstoffspeicherkapazität von Feuchtgebieten (einschließlich Mooren, Niedermooren, Sümpfen und Flussmündungen) bis zum Jahr 2050 um 60 % abnehmen könnte, insbesondere in Deutschland und in anderen mitteleuropäischen Ländern (Okruszko et al. 2011). Insbesondere entwässerte Feuchtgebiete benötigen einen Rückbau von Entwässerungsmaßnahmen, um den derzeitigen Nutzen der Kohlenstoffspeicherung in Feuchtgebieten aufrechtzuerhalten (Grossmann & Dietrich 2012). Studien, die 76 % der gesamten Moorfläche Deutschlands abdecken, bestätigten ebenfalls, dass die Wiedervernässung entwässerter Niedermoore der moorspezifischen Biodiversität zugutekommt und die Treibhausgasemissionen mit schätzungsweise 0 bis 8 t CO<sub>2</sub> pro ha und Jahr verringert (Tanneberger et al. 2022).

### 5.3.2.3 Kulturelle Ökosystemleistungen Erholungsleistungen

Es konnten 21 Studien identifiziert werden, die Erholungsleistungen von Binnengewässern und Auen als einzelne oder als Teil verschiedener ÖSL untersuchen. Es wird davon ausgegangen, dass der Verlust von Biodiversität die Attraktivität des Tourismus verringern kann, indem die Zahlungsbereitschaft oder die Hauptgründe für den Besuch einer Region verringert werden (Bastian et al. 2015; Rayanov et al. 2018).

Neben den ÖSL, die durch den Lebensraum bereitgestellt werden (Schwimmen und Boot-, Kanu-, Kajakfahren oder Rudern), gibt es ÖSL, die direkt mit der biologischen Vielfalt verbunden sind (z. B. Angeln, Beobachtung von Wildvögeln, das Genießen der Schönheit der Natur als Ganzes oder ihrer Artenvielfalt [Deffner & Haase 2018; Heino et al. 2021; HMUKLV 2022; Lynch et al. 2021]). Naturnahe Aquakulturen wie z. B. Teichlandschaften können positive Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die wirtschaftliche Wertschöpfung, für den Naturschutz (Amphibien, Vögel usw.) und die Erholungsnutzung haben (BMUV 2023). Der größte Teil der kommerziellen Binnenfischerei in Deutschland ist heute mit etwa 10.000 Angelvereinen in ganz Deutschland den Freizeitaktivitäten zugeordnet (OECD 2020). Studien aus Deutschland, die biologische Vielfalt mit ÖSL verknüpfen, weisen auf einen Zusammenhang zwischen »gutem Ökosystemzustand« und wirtschaftlichem Einkommen, Attraktivität und Nutzbarkeit oder Anzahl der Nutzer:innen hin (Bastian et al. 2015; Grossmann & Dietrich 2012; Ostendorp et al. 2004; Rayanov et al. 2018).

### Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe

Andere kulturelle ÖSL, wie die Schönheit des Landschaftsbildes, das Natur- und Kulturerbe oder religiöse, spirituelle und soziale Beziehungen, sind ebenfalls bedeutsam (Lynch et al. 2023; Walz & Stein 2018). Kulturelle ÖSL prägen z. B. das Zugehörigkeitsgefühl der Menschen und ermöglichen es, die Beziehungen zwischen Menschen und einem Ort zu verstehen («sense of place») (Gottwald et al. 2022). Veränderungen in Flusslandschaften und ihrer biologischen Vielfalt zeigten einen direkten Einfluss auf den «sense of place» und den wahrgenommenen Wert bzw. die Bedeutung für den Menschen. Eine hohe »landschaftsästhetische Qualität« (LAQ) wurde in Deutschland mit solchen Flusslandschaften in Verbindung gebracht, die sich durch eine hohe Biodiversität verbundener Flussläufe und aktiver Überschwemmungsgebiete auszeichnen, im Gegensatz zu niedrigen LAQs in städtischen Gebieten, intensiv genutzten Agrarlandschaften oder Uferzonen (Hermes et al. 2018; Thiele et al. 2019; Thiele et al. 2020). Auch hier legen die Ergebnisse nahe, dass die Lebensraumvielfalt positiv mit kulturellen Dienstleistungen verbunden ist –

ohne dies genau zu untersuchen. Im Allgemeinen zeigen Studien in Deutschland Zusammenhänge zwischen verschiedenen kulturellen ÖSL von Süßwasser- und Landlebensräumen (Plieninger et al. 2013; Stammel et al. 2020), berücksichtigen aber nicht die positiven Auswirkungen der biologischen Vielfalt auf diese ÖSL.

### 5.3.3 Synergien und Zielkonflikte zwischen biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen in Binnengewässern und Auen

Zwischen dem Zustand der biologischen Vielfalt und den Leistungen, die die Ökosysteme der Binnengewässer und Auen für den Menschen bereitstellen, können Synergieeffekte, Zielkonflikte oder beides gleichzeitig auftreten (MEA 2005). Wie in Kapitel 5.2.2 beschrieben, ist der Erhalt der biologischen Vielfalt eine Grundvoraussetzung für die Bereitstellung von ÖSL durch Binnengewässer und Auen: In den meisten Fällen gilt dabei, dass eine naturnähere biologische Vielfalt höhere ÖSL bedingt. Dies gilt insbesondere für die regulativen ÖSL, die eine positive Korrelation mit der naturnahen biologischen Vielfalt aufweisen (Braat & ten Brink 2008). Kultu-

**Tabelle 5.4:** Übersicht von Studien zum Zusammenhang zwischen der biologischen Vielfalt und Ökosystemleistungen von Binnengewässern und Auen in Deutschland. Der Zusammenhang kann positiv (+) oder negativ (-) sein; ^ = nicht linearer Zusammenhang.

Ökosystemleistungen	Biologische Vielfalt	Auswirkungen der biologischen Vielfalt	Referenzen
Nahrungsmittel	Wasserorganismen (z. B. Fische, wirbellose Tiere, Makrophyten, Mikroorganismen)	^	Wedekind et al. 2001; IGB 2015; Souty-Grosset et al. 2016; Vaughn 2018; Riepe et al. 2019; McIntyre et al. 2016; OECD 2020
Rohstoffe	Pflanzen und Tiere	+	Díaz et al. 2018; Hanna et al. 2018; Vári et al. 2022
		^	Karstens et al. 2019
Selbstreinigung und Nährstoffretention	Aquatische und terrestrische Vegetation, Biber, Mikroben	+	Bräuer & Marggraf 2004; Starke et al. 2017; Kupilas et al. 2017; Gerner et al. 2018; Hornung et al. 2019; Anlanger et al. 2022; Becker et al. 2022; Kretz et al. 2021; Tschikof et al. 2022; Symmank & Raupach 2022; Klotz et al. 2022
Resilienz gegenüber den Folgen des Klimawandels	Überschwemmungsgebiete und Ufervegetation, Biber	+	Gerisch 2014; Schindler et al. 2016; Walz et al. 2017; Walz et al. 2019; Karstens et al. 2019; Schüller 2022; LfULG 2022b; Freiburger 2022; Puttock et al. 2021
Kohlenstoffspeicherung und -umsatz	Schilf, Lebensraumvielfalt	+	Lal 2008; Cierjacks et al. 2010; Wüstemann et al. 2014; Schindler et al. 2016; Heger et al. 2021; Schibalski et al. 2022
		-	Okruszko et al. 2011; Johnson et al. 2021; Shupe et al. 2022; Busmann et al. 2022; Tanneberger et al. 2022
Erholungsleistungen	Wild lebende Vogelarten, empfindliche und einheimische Arten, Vielfalt der Lebensräume	+	Grossmann & Dietrich 2012; Bastian et al. 2015; Rayanov et al. 2018; Heino et al. 2021
		-	Ostendorp et al. 2004; Zingraff-Hamed et al. 2018; Matern et al. 2019
Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe	Vielfalt der Lebensräume	+	Hermes et al. 2018; Thiele et al. 2019; Hornung et al. 2019; Thiele et al. 2020; Gottwald et al. 2022

relle Leistungen (z. B. ästhetische und kulturelle Leistungen) können ebenfalls mit einer höheren Biodiversität verbunden sein (Braat & ten Brink 2008; EC 2015). In Binnengewässern und Auen zeigt sich ähnlich wie in anderen Ökosystemen, dass ein niedriges bis mittleres Biodiversitätsniveau oft mit einer hohen Nutzung versorgender Ökosystemleistungen (Nahrungsmittel, z. B. Fisch- und Pflanzenentnahmen) zusammenhängt (Braat & ten Brink 2008). Aus diesem Grund können vor allem Versorgungsleistungen oft auch dann erbracht werden, wenn die biologische Vielfalt abnimmt, insbesondere wenn dies auf industrielle Praktiken zurückzuführen ist, wie dies bei der intensiven Aquakultur der Fall ist.

### 5.3.3.1 Synergieeffekte

Synergieeffekte zwischen ÖSL und der Erhaltung der biologischen Vielfalt werden insbesondere dann erkennbar, wenn Maßnahmen mehrere Ziele verfolgen (z. B. »Multi-Benefit Floodplain Management«, das die Verbesserung von Habitatstrukturen und gleichzeitig die Reduktion von Flutrisiken bezweckt [Schindler et al. 2014; Schindler et al. 2016; Sendek et al. 2021; Serra-Llobet et al. 2022]). In diesem Kontext sind naturbasierte Lösungen zu nennen, die ein großes und bisher kaum ausgeschöpftes Potenzial für solche Synergieeffekte bieten. Beispiele könnten Maßnahmen zur Verbesserung der Hydromorphologie und Wasserqualität in Gewässern und Auen sein, die dadurch auch zur Wiederherstellung natürlicher Gemeinschaften beitragen (Schuller et al. 2000). In einer Studie an der Lahn wurden durch die Anwendung von Ansätzen zu naturbasierteren Lösungen wie die Revitalisierung von Auen durch Landnutzungsänderungen, Wiederanbindung historischer Auen, Schaffung von Pufferstreifen am Fluss und Rückbau von Wehren ebenfalls positive Effekte auf die ÖSL festgestellt (HMUKLV 2022; Schmidt et al. 2022). Positive Effekte auf mehrere ÖSL zeigen sich auch bei Renaturierungsprojekten, die z. B. durch die Beseitigung von Staudämmen und Wehren oder die Wiederherstellung von Nebengerinnen die Konnektivität von Auen verbessern. So haben z. B. die Beseitigung künstlicher Dämme und die Wiederherstellung von Nebenrinnen in den Überschwemmungsgebieten einschließlich der Wiederansiedlung von Makrophyten den Rückhalt von Sedimenten, Nähr- und Schadstoffen erhöht (Sendek et al. 2021). In einem mecklenburgischen Fluss, an dem seit 25 Jahren umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt werden, zeigten sich Synergieeffekte zwischen erhöhter Biodiversität (Zustandsverbesserung relevanter Indikatorgruppen) und verschiedenen regulatorischen ÖSL: (i) 20 % Reduktion der Treibhaus-

gasfreisetzung aus Mooren, (ii) 17 % Vergrößerung von Hochwasserrückhalteflächen und (iii) mehr als um 12 % erhöhte Kühlkapazität des Gewässers (Mehl et al. 2018). Häufig wurde ein positiver Zusammenhang der Biodiversität (z. B. Seeadler, Biber, Wasservogelarten und Pflanzen) und einer erhöhten Erholungsnutzung entlang wiederhergestellter Fließgewässer und Auen festgestellt (Deffner & Haase 2018; Dehnhardt et al. 2016; Serra-Llobet et al. 2022; Wüstemann et al. 2017). Studien in Norddeutschland haben gezeigt, dass wiederhergestellte Niedermoore ein höheres Maß an ÖSL wie Kohlenstofffestlegung, Wasserregulierung und Erhaltung der biologischen Artenvielfalt erbringen als geschädigte Niedermoore (Lamers et al. 2015).

### 5.3.3.2 Zielkonflikte

Zielkonflikte sind häufig und treten dann auf, wenn die Förderung der biologischen Vielfalt, insbesondere auch empfindlicher und einheimischer Arten, und die menschliche Nutzung (z. B. Wasserkraft, Schifffahrt, Erholung, Landwirtschaft oder die Entnahme anderer versorgender Leistungen) miteinander in Konkurrenz stehen oder wenn mehrere ÖSL negativ miteinander korrelieren (IGB 2022; Schindler et al. 2014). Im Bodensee entstehen Zielkonflikte zwischen verschiedenen ÖSL, zum Beispiel zwischen der fischereilichen Nutzung und dem Erhalt der Wasserqualität des Sees zum Schutz der Biodiversität (Baer & Brinker 2022; Jacobs et al. 2019; Rösch et al. 2022). Eine höhere Produktion der fischereilich gewünschten Fischarten könnte möglicherweise durch eine Erhöhung der Nährstoffzufuhr und die Abschreckung von fischfressenden Kormoranen erzielt werden. Diese Maßnahmen stehen jedoch im Konflikt mit dem Ziel einer hohen Wasserqualität, die eine Verringerung der Nährstoffkonzentration erfordert, sowie dem Schutz von Wasservögeln. Ein anderes Beispiel ist die Entwicklung von Schilfrohr (*Phragmites australis*) in Feuchtgebieten entlang der Ostsee als Folge von reduzierter Ernte und Umsetzung von Naturschutzplänen (Karstens et al. 2019). Die Ausbreitung dieser Art hat zu einem nahezu monokulturellen System mit nur einer Pflanzenart geführt, was zu einem deutlichen Rückgang anderer Arten wie Schmalblättriger Rohrkolben (*Typha* sp.), Simsen (*Scirpus* sp.) und Schnurgras (*Spartina* sp.) und damit insgesamt zur Minderung von ÖSL geführt hat. Die Entwicklung anderer Makrophytenarten in Seen und Flüssen ist im Allgemeinen von Vorteil, sie kann jedoch auch negative Auswirkungen haben, wenn ein übermäßiger Nährstoffeintrag (Eutrophierung) zusammen mit der Makrophytenentwicklung zu Sauerstoffmangel und zur Bildung von klimaschäd-

lichem Methan führt (IGB 2022; Zingraff-Hamed et al. 2018). Lebensräume für bestimmte Fischarten gehen in Flussabschnitten mit starker Erholungsnutzung verloren (BMUV 2023; IGB 2015). Auch die steigende Anzahl freizeitlicher Nutzungen mit einem höheren Nutzungsdruck z. B. durch Badende können zu verschlechterten Habitatbedingungen und zu Zielkonflikten mit empfindlichen Lebensstadien bestimmter Fischarten führen. Ein Zielkonflikt ist auch bei den Praktiken von Freizeitanglern in Kiesgrubenseen zu beobachten, die von in Vereinen organisierten Freizeitanglern bewirtschaftet werden. Hier kann es zur Vereinheitlichung der Fischbestände infolge eines Besatzes mit Raubfischen oder großwüchsigen Weißfischen (Cypriniden) kommen. Generell können Fischgemeinschaften auch durch kontrollierte Besatzmaßnahmen negativ beeinflusst werden (Matern et al. 2019).

Auenflächen stellen wichtige Flächen für die landwirtschaftliche Nutzung bereit. Eine zu intensive landwirtschaftliche Nutzung kann jedoch wichtige Habitatfunktionen in diesen Bereichen einschränken. Es ist aber auch zu bedenken, dass einige geschützte und naturschutzfachlich bedeutsame Lebensraumtypen ihre Existenz und ihren Fortbestand der menschlichen Nutzung verdanken.

Eine erhöhte Abundanz bestimmter Arten kann sich negativ auf die Menschen auswirken. Beispiele für solche »Disservices« im Zusammenhang mit Binnengewässern und Auen sind invasive Arten, Cyanobakterienblüten, Schädlinge und durch Krankheitserreger verursachte Erkrankungen des Menschen oder ein Gefühl der Bedrohung. Oftmals wird eine gewünschte ÖSL als Disservice wahrgenommen, wenn bestimmte Schwellenwerte überschritten werden (z. B. die Anzahl der Mücken, Anzahl der Boote auf einem Flussabschnitt oder das Vorkommen von Bibern; z. B. Theissinger et al. 2019). So führt beispielsweise die Eutrophierung von Seen im Sommer häufig zu einer Massenentwicklung von untergetaucht lebenden Makrophyten und Fadenalgen, wodurch die Erholungsnutzung (z. B. Baden, Schwimmen und Bootfahren) beeinträchtigt wird (z. B. Ostendorp et al. 2004). Die invasive Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) neigt zu solchen Massenentwicklungen (<http://tinyurl.com/8rm37b9p>) und kann dann erhebliche Auswirkungen auf die Freizeitnutzung haben (<http://tinyurl.com/4r7rvvry>). Der zunehmende Bootsverkehr auf Flüssen führt zu Veränderungen der Uferstrukturen und zu Störungen der Lebensräume im Fluss, zu einem verstärkten Transport invasiver Arten und damit zu einem Rückgang der biologischen Vielfalt und der Ökosystemleistungen (Huckstorf et al. 2011;

Leuven et al. 2009; Zingraff-Hamed et al. 2018). Die massive Entwässerung von Mooren, wie sie bei 50 % der Moore in Europa der Fall ist, führt durch den Rückgang verschiedener Moorpflanzen und Mikroorganismen zu Einbußen bei den Selbstreinigungs- und Nährstoffretentionsleistungen sowie zu einer erhöhten Freisetzung von Treibhausgasen (Schibalski et al. 2022; Wüstemann et al. 2014).

## 5.4 Direkte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt in Binnengewässern und Auen

### 5.4.1 Einleitung

Als direkte Treiber werden nachfolgend vor allem anthropogene Umwelteinflüsse beschrieben, die sich in der Regel negativ auf die Biodiversität der Binnengewässer und Auen auswirken und deren Verminderung positive Wirkungen erwarten lässt. Im Sinne der WRRL und des in der Richtlinie verfolgten DPSIR-Konzepts (Driver-Pressure-State-Impact-Response, EEA 1999) handelt es sich um direkte Umweltbelastungen (*pressures*) infolge anthropogener Einflüsse (*drivers*). Die Ursachen der anthropogenen Einflüsse werden im Kapitel 5.5 behandelt. Auch wenn »Treiber« im Sinne des *Faktencheck Artenvielfalt* sowohl positive als auch negative Auswirkungen auf die Biodiversität haben können, sind die Auswirkungen (Umweltbelastungen) der nachfolgend behandelten direkten Treiber auf die Biodiversität in der Regel als negativ einzuschätzen. Die indirekten Treiber hingegen können sowohl positiv als auch negativ auf die Biodiversität wirken.

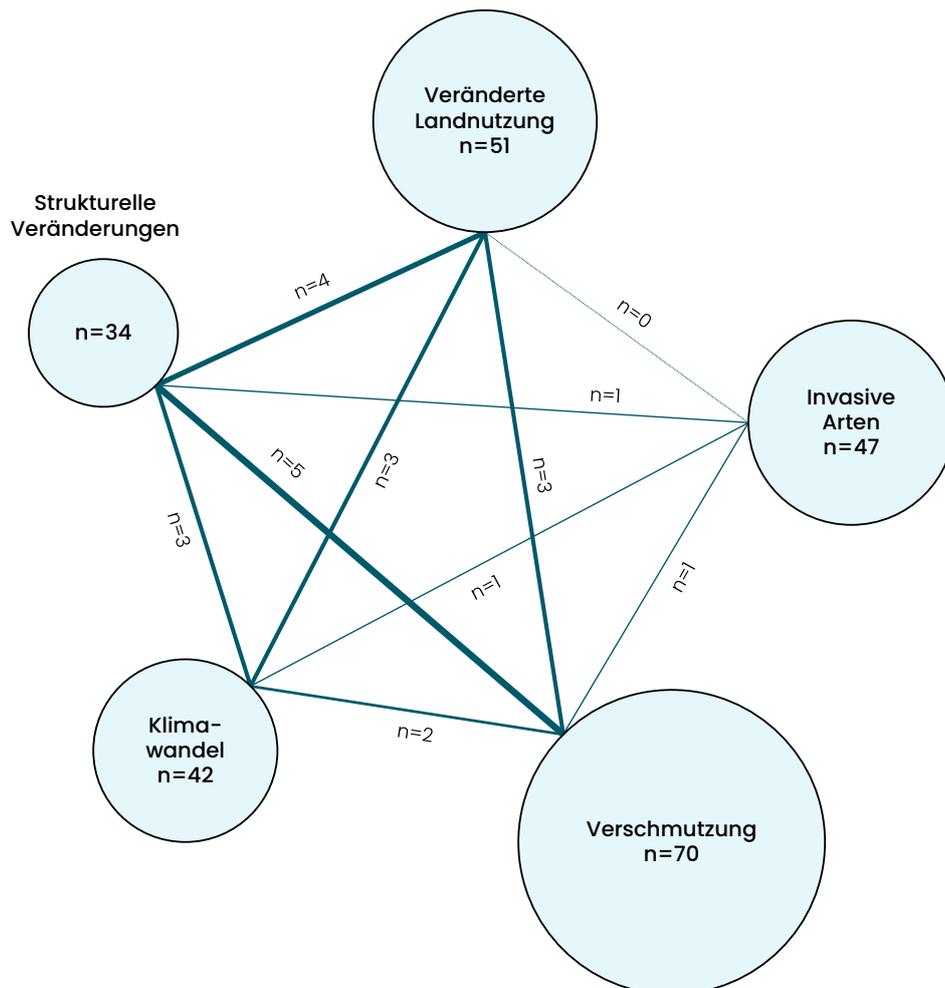
Die Abbildung 5.7 fasst die im *Faktencheck Artenvielfalt* identifizierten Studien zu direkten Treibern von Veränderungen der biologischen Vielfalt im Lebensraum Binnengewässer und Auen quantitativ zusammen. Demnach liegt das Hauptforschungsinteresse der Studien bei der Verschmutzung von Gewässerlebensräumen, gefolgt von Einflüssen durch eine veränderte Landnutzung und invasive Arten. Auffällig ist die vergleichsweise geringe Studienzahl zu strukturellen (hydromorphologischen) Veränderungen der Binnengewässer und Auen; vor allem in Fließgewässern gehört die hydromorphologische Degradation deutschlandweit zu den einflussstärksten direkten Treibern ökologischer Defizite (<http://tinyurl.com/ha9ujt49>) und damit mutmaßlich auch des Verlustes von biologischer Vielfalt. Diese Diskrepanz könnte unter anderem darauf zurückzuführen sein, dass die Abgrenzung struktureller Veränderungen von einer veränderten Landnutzung nicht immer eindeutig möglich war.

Aufgrund des intensiven Monitorings der nach WRRL berichtspflichtigen Gewässer seit etwa 2005 ist die Belastungssituation dieser Gewässer deutschlandweit sehr gut bekannt und dokumentiert (BMUV & UBA 2022). Die wichtigsten Belastungen sind nach wie vor stoffliche Belastungen (Verschmutzungen) und hydromorphologische Veränderungen (Überformung der Gewässerstruktur, der Strömungsverhältnisse und des Abflussscheitens) der Gewässer. Es ist davon auszugehen, dass diese Belastungen auch für solche Binnengewässer gelten, die nicht Gegenstand der Richtlinie sind (z. B. Quellen und Quellbäche, kleine Stillgewässer) und zudem die Biodiversität von Auen und Niedermooren beeinträchtigen, auch wenn ihre Bedeutung je nach Gewässerkategorie unterschiedlich groß sein kann. Um den wichtigsten Umweltbelastungen hier Rechnung zu tragen, werden nachfolgend zunächst die wesentlichen direkten Treiberkategorien für die berichtspflichtigen Binnengewässer dargestellt. Sie gelten für etwa 137.000 km

Fließgewässer, 732 Seen und vier Ästuare in Deutschland. Daran anschließend erfolgt die Einzeldarstellung der direkten Treiber für die jeweiligen Lebensräume der Binnengewässer und Auen. Zu beachten ist, dass ihre Reihenfolge dabei nicht ihrer hierarchischen Bedeutung im jeweiligen Lebensraumtyp entspricht, sondern lebensraumübergreifend für den gesamten *Faktencheck Artenvielfalt* einheitlich festgelegt wurde: strukturelle Veränderungen, Nutzungen und Ressourcenentnahmen, Verschmutzungen, Klimawandel, invasive gebietsfremde Arten, andere direkte Treiber. Um dennoch eine grobe hierarchische Einordnung der wesentlichen Umweltbelastungen darzustellen, erfolgt diese lebensraumübergreifend im nachfolgenden Abschnitt.

#### 5.4.1.1 Historie direkter Treiber

Fließgewässer und ihre Auen werden seit Jahrhunderten durch den Menschen genutzt, sei es zur Wassergewinnung, Ernährung, Nutzung von Wasserkraft oder zum



**Abbildung 5.7:** »Forschungsinteresse« zu direkten Treibern für Biodiversitätsänderungen in Binnengewässern und Auen. Die Kreise stellen die Anzahl an Veröffentlichungen dar, die sich mit der jeweiligen Direkte-Treiber-Kategorie befassen, und die Linien stellen die Anzahl an Veröffentlichungen dar, die sich mit den beiden Direkte-Treiber-Kategorien befassen, deren Kreise sie verbinden. Die Größe der Kreise und die Strichdicke sind proportional zur jeweiligen Anzahl an Publikationen. Die Informationen dazu entstammen der systematischen Literatursuche für das Kapitel Binnengewässer und Auen sowie spezifisch ausgewählter grauer Literatur.

Transport von Waren und Abfällen. Damit einher gingen weitreichende Überformungen der Gewässerstruktur und des Wasserhaushaltes. Hochwasserschutzmaßnahmen an der Elbe beispielsweise datieren zurück bis ins 12. Jahrhundert und haben seitdem zu einem Verlust von etwa 85 % der Überflutungsflächen an der Elbe geführt (Petermeier et al. 1996). Dieselbe Studie dokumentiert zudem die erste Begradigung der Elbe, die bereits 1634 erfolgte. Viele Durchstiche von Flussmäandern folgten im 18. und 19. Jahrhundert, ab Ende des 18. Jahrhunderts zudem der Buhnenausbau. Seit dem 19. Jahrhundert wurden viele Flüsse in Deutschland auf Tausenden Kilometern Lauflänge begradigt und eingetieft (BMUB & BfN 2015), was u. a. zu einer erhöhten Tiefenerosion mit negativen Folgen für die Biodiversität in Fließgewässern und Aue (Grundwasserabsenkung) führte. Ihre Ufer wurden befestigt, und ein Großteil der Auen wurde durch Deiche und Dämme vom Flusslauf abgeschnitten. Die meisten Flussauen werden heute landwirtschaftlich intensiv genutzt und sind besiedelt. Mit Fortschreiten des technischen Gewässerausbaus und der landwirtschaftlichen Intensivierung (verstärkte Düngung, häufigere Mahd, Drainage) ab den 1950er-Jahren sowie durch die Umwandlung von Grünland zu Äckern verloren die Auenlandschaften vielerorts ihr typisches Gesicht, vor allem aber wichtige ökologische und gesellschaftliche Funktionen (BMUB & BfN 2015).

Im Gegensatz zur strukturellen Überformung der Fließgewässer und ihrer Auen traten großflächige Beeinträchtigungen der Wasserqualität erst mit der Industrialisierung im 19. Jahrhundert und der Entstehung großer Städte (und der damit notwendigen Ableitung häuslicher Abwässer über eine Kanalisation) auf. Die Wasserqualität der Elbe wurde beispielsweise etwa ab den 1930er-Jahren massiv beeinträchtigt, zunächst (bis ca. 1950) durch organische Verschmutzungen (häusliche Abwässer, Fäkalien), später auch durch industrielle Abwässer (Petermeier et al. 1996). Die damit einhergehende Sauerstoffzehrung war mit extrem lebensfeindlichen Bedingungen für nahezu alle Fische und wirbellosen Tiere (Insekten, Kleinkrebse, Schnecken und Muscheln) verbunden, sodass spätestens für die Zeit ab etwa 1950 von einem starken Einbruch der Biodiversität in der Elbe ausgegangen werden kann. Die Wasserqualität wurde mit Gewässergütekarten (z. B. <https://tinyurl.com/smypbx7d>) dokumentiert und verdeutlicht, dass auch viele andere Flüsse (z. B. Rhein, Neckar, Mosel, Wupper, Saale) massiv verschmutzt waren. Einzelne Flüsse (z. B. Rhein, Emscher, Werra, Wipper) waren zudem für viele Jahrzehnte durch Salzeinleitungen aus dem Bergbau belastet und sind es zum Teil noch heute.

Von einer ähnlichen Belastungsgeschichte durch Abwässer ist auch für Seen auszugehen, wobei in kleineren Seen mit hoher Bevölkerungsdichte im Einzugsgebiet bereits zum Ende des 19. Jahrhunderts vermutlich erhebliche Belastungen vorlagen (Chorus et al. 2020). Spätestens ab den 1950er-Jahren war die hohe Belastung durch Nährstoffe auch für große Seen, wie dem Bodensee, nicht mehr zu übersehen (Güde & Straile 2016). Die hohe Nährstoffbelastung hatte und hat in vielen Seen (und zum Teil auch in staugeregelten Flüssen) weitreichende Folgen, wie z. B. das Massenvorkommen von giftigen Blaualgen (Cyanobakterien), das Auftreten von sauerstofffreien Tiefenwasserzonen und den Übergang des Sees von einem makrophytendominierten klaren, hin zu einem phytoplanktondominierten trüben Zustand. Eine Rekonstruktion der Belastungsgeschichte von Seen während des letzten Jahrhunderts wurden für einzelne Seen mithilfe von Sedimententnahmen vom Gewässergrund durchgeführt, z. B. für den Ammersee und Starnberger See (Alefs & Müller 1999), den Bodensee (Milan et al. 2022) sowie den Großen Plöner See und Schöhsee (Hofmann 1986). Über die Schichtung der Sedimente und der darin enthaltenen Überreste von Kieselalgen lassen sich so beispielsweise die Nährstoffverhältnisse im See über viele Jahrzehnte bis Jahrhunderte rekonstruieren.

Bis in die 1980er-Jahre hinein wurde die Biodiversität vieler Binnengewässer massiv durch stoffliche Belastungen beeinträchtigt. In Fließgewässern waren dabei fäulnisfähige Stoffe sowie Nährstoffe aus der Landwirtschaft besonders bedeutsam, lokal war auch die Versauerung ein wichtiger Einflussfaktor (z. B. in schwach gepufferten Bächen der silikatischen Mittelgebirge Deutschlands). In Seen dominierte die Eutrophierung, d. h. die übermäßige Primärproduktion von Algen und höheren Pflanzen aufgrund des anthropogen bedingten Nährstoffüberschusses. Quellen waren oft durch Fassung (zur Trinkwassernutzung) beeinträchtigt. Viele kleine Stillgewässer, darunter insbesondere die Sölle in Nordostdeutschland, gingen im Rahmen der Flurbereinigung und Intensivierung der Landwirtschaft verloren. Die verbliebenen Sölle wurden teilweise bis in heutige Zeit vor allem durch die Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft belastet.

Durch das Aufkommen der mechanischen, biologischen und später auch chemischen Abwasserreinigung in den westdeutschen Bundesländern bereits in den 1970er-Jahren, in den ostdeutschen Bundesländern mit der Wende ab etwa 1990 begann eine Verbesserung der Wasserqualität und, damit verbunden, auch der biologischen Gewässergüte (Petermeier et al. 1996). In Seen trat eine

Verbesserung des ökologischen Zustands jedoch oft mit einer erheblichen Verzögerung ein (Chorus et al. 2020; Jeppesen et al. 2005), da die entstandenen planktondominierten Zustände häufig trotz sinkender Nährstoffbelastung andauerten. Heute bestimmt eine Mischung aus verschiedenen Belastungen mittlerer Intensität (organische Belastung, Nährstoff- und Schadstoffbelastungen, Mikroverunreinigungen, hydromorphologische Veränderungen, steigende Wassertemperaturen, Wasserentnahmen und invasive Arten) die Gesamtbelastung vieler Binnengewässer. Hierbei wird der Grad der Belastung meist durch den Anteil landwirtschaftlich genutzter und urbaner Flächen im Einzugsgebiet bzw. im Uferstreifen entlang der Gewässer widerspiegelt (Dahm et al. 2013; Kail et al. 2021). Landwirtschaftliche Nutzung sowie Siedlungen in Wassernähe spielten schon immer eine große Rolle. Zur Erschließung der notwendigen Flächen wurden die Auen durch Deiche und Dämme von ihren Flüssen abgeschnitten. Auen haben somit viele ihrer ökologischen Funktionen und ihres Nutzens für die Gesellschaft verloren (BMU & BfN 2015). Maßgeblich für die Überformung der Auen ist das Zusammenwirken von Gewässerausbau, Stauregulierung und intensiver Landnutzung, während stoffliche Belastungen für die Biodiversität der Auen oft eine untergeordnete Rolle spielen. Es gibt aber Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen dem Zustand von Auen und dem Eintrag von Stickstoff (SRU 2015).

#### 5.4.1.2 Hierarchie der direkten Treiber

Für die größeren Fließgewässer, Seen und Ästuar (berichtspflichtige Gewässer) lassen sich drei wesentliche übergeordnete Treiberkategorien mit direktem Bezug zur Biodiversität identifizieren: stoffliche Belastungen, hydromorphologische (strukturelle) Veränderungen sowie Veränderungen der Wassermenge und der Abflussdynamik. Eine weitere hierarchische Gliederung der drei Kategorien ist schwierig, da die zugehörigen Belastungen meist gleichzeitig auftreten und hinsichtlich ihrer Wirkung auf die biologische Vielfalt nicht immer hierarchisch eingeordnet werden können.

Zur ersten Treiberkategorie sind **stoffliche Belastungen** zu zählen, bei denen zwischen Nähr- bzw. Schadstoffeinträgen aus punktuellen und flächenhaften (diffusen) Quellen unterschieden wird. **Punktquellen** beziehen sich auf einen räumlich eng begrenzten, d. h. **punktuellen Eintrag** von Stoffen in Gewässer, beispielsweise aus Kläranlagen oder Regenrückhalteanlagen. Trotz des fortschreitenden Ausbaus der Abwasserbehandlung seit den 1970er-Jahren gelangen weiterhin Schadstoffe aus kommunalen und industriellen Abwäs-

sern in die Gewässer, beispielsweise Industriechemikalien und Medikamente sowie deren Abbauprodukte. Sind die Kanalnetze während und unmittelbar nach Starkregenereignissen überlastet, kommt es zur Entlastung verdünnter ungeklärter Abwässer in Fließgewässer.

**Diffuse Quellen** beziehen sich auf den **flächenhaften Eintrag** von Nähr- und Schadstoffen überwiegend aus landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie aus Verkehrsflächen. Zu nennen sind hier vor allem der Eintrag von Phosphor und Stickstoff sowie von Pflanzenschutzmitteln (Pestizide) und deren Abbauprodukte aus der Landwirtschaft. In städtischen Regionen werden zudem auch Schwermetalle (z. B. Platin aus Katalysatoren, Zink) und verschiedene Salze (z. B. Chlorid aus Streusalz und industriellen sowie häuslichen Abwässern) eingeleitet.

Zu hohe Nährstoffeinträge aus landwirtschaftlichen Flächen sind maßgeblich für die Phosphat- und Nitratbelastungen des Grundwassers und die Eutrophierung von Flüssen und Seen verantwortlich (BMUB & UBA 2017; UBA 2017). Die Nährstoffübersorgung führt in der Regel zu einem verstärkten Wachstum von höheren Pflanzen und Algen und kann bei deren Abbau durch Mikroorganismen im Herbst zu einem Sauerstoffmangel führen. Intensive Landwirtschaft geht häufig einher mit einem Eintrag von Feinsedimenten, die sich ebenfalls negativ auf die Artenvielfalt von Binnengewässern auswirken (Binot-Hafke et al. 2000; Nagel 2002; Ruthsatz 2016). Bestrebungen zur Reduktion diffuser Einträge werden – zumindest regional – durch eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung, beispielsweise zur Produktion von Energiepflanzen, überlagert (z. B. <https://tinyurl.com/2p8t8fct>).

Die zweite Treiberkategorie beinhaltet **hydromorphologische Veränderungen** der Gewässer. Bäche und Flüsse sind häufig begradigt, ihre Betten und Ufer sind verbaut und mit Steinen vor Erosion geschützt, und die Ufer- und Gewässervegetation wird regelmäßig gemäht oder auf den Stock gesetzt (besonderer Gehölzrückschnitt). Damit einher geht ein Verlust der fließgewässertypischen Strukturdiversität (z. B. Totholz, Sand- und Kiesbänke, Habitat- und Strömungsvielfalt) und damit der fließgewässertypischen Biodiversität. Insbesondere Fließgewässer sind hydrologisch und morphologisch oft stark beeinträchtigt und ihrer natürlichen **Abfluss- und Geschiebedynamik beraubt**. Viele Querbauwerke (Dämme, Wehre, Sohlschwellen) führen zur Strömungsreduktion im Gewässerabschnitt oberhalb der Bauwerke und damit zur Unterbrechung des Geschiebetransportes. Ihre Anzahl wird deutschlandweit auf 200.000 geschätzt (Belletti et al. 2020; UBA 2021b; <https://tinyurl.com/2xszxnk5>). Damit einher geht nicht nur der Verlust

des Fließgewässercharakters, sondern auch der Verlust des Austauschs von Populationen, von denen vor allem Wanderfische betroffen sind. Mit Stand 2021 waren etwa vier Fünftel der kartierten Fließgewässer (76.000 km) strukturell deutlich verändert (BMUV & UBA 2022).

Von hydromorphologischen Veränderungen sind auch viele Quellen (z.B. durch Überbauung und Fassung), Seen und z.T. kleine Stillgewässer (z.B. durch Uferverbau, -unterhaltung und -bebauung) sowie Auen (z.B. durch Deiche und Bebauung) betroffen. Aufgrund der Abkopplung der Auen von ihren Gewässern ist bundesweit nur noch rund ein Drittel der natürlichen Überschwemmungsflächen vorhanden (BMU & BfN 2021), d. h., für die Biodiversität der Auen ist der Lebensraumverlust einer der wichtigsten direkten Treiber, mit schwerwiegenden Folgen für die Biodiversität (BfN 2017d). Der hohe Nutzungsdruck, insbesondere durch Landwirtschaft, Siedlung, Verkehr in Verbindung mit Gewässer ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen, führte zu einer stetigen Verkleinerung und Entwässerung der Auen (BfN 2020) mit negativen Effekten auf die zahlreichen Teillebensräume natürlicher Auen und deren Biodiversität.

Die dritte direkte Treiberkategorie umfasst **Veränderungen der Wassermenge und Abflussdynamik** infolge von Wassernutzungen (z. B. Wasserentnahmen zur Energiegewinnung, zur Kühlung von Kraftwerken oder zur Beregnung landwirtschaftlicher Flächen) und Eingriffen in den Landschaftswasserhaushalt (z. B. Talsperren, Hochwasserrückhaltebecken, großflächige Drainage forst- und landwirtschaftlicher Flächen). Vielerorts sind sinkende Grundwasserstände aufgrund der Übernutzung des Grundwassers erkennbar, wobei das Problem durch die verminderte Grundwasserneubildung in niederschlagsarmen Jahren noch verstärkt wird. Allein in der Dekade von 2011 bis 2020 fielen in Deutschland durchschnittlich etwa 561 (7 %) weniger Niederschlag als im Vergleichszeitraum 1961 bis 1990, wobei Niederschlagsdefizite vor allem in den Frühjahrs- und Sommermonaten zu beobachten waren (<https://tinyurl.com/2bew38ce>). Vor dem Hintergrund des Klimawandels und der damit verbundenen höheren Wahrscheinlichkeit des Auftretens von niederschlagsarmen Sommern ist regional zukünftig mit einem Anstieg von Wasserentnahmen aus Oberflächen- und Grundwasser zu rechnen, um die landwirtschaftliche Produktion sicherzustellen (<http://tinyurl.com/fnbzact5>). Eine Verschärfung der Wassermengenproblematik mit negativen Folgen für alle Binnengewässer- und Auenlebensräume ist zu erwarten.

Veränderungen des **Landschaftswasserhaushaltes** wirken aber auch in entgegengesetzter Richtung und können das Auftreten extremer Hochwasser beför-

dern. Die weiterhin zunehmende Flächenversiegelung, der hohe Anteil von Offenland, die vertikale Landwirtschaft in Hanglagen (z. B. Weinbau) sowie die strukturelle Überformung vieler Fließgewässer mit umfangreichen Laufverkürzungen (Begradigungen) haben vielerorts dazu geführt, dass Niederschläge nicht mehr ausreichend in der Fläche (und im Grundwasser) gespeichert werden. Sie werden stattdessen immer schneller in die Fließgewässer abgeleitet, wo sie extreme Hochwasserabflüsse befördern und zu verheerenden Überschwemmungen und Zerstörungen führen können, wie beispielsweise zuletzt im Juli 2021 entlang von Erft und Ahr in Nordrhein-Westfalen. Ähnliche Effekte resultieren aus der zunehmenden Flächenversiegelung durch Städte- und Infrastrukturbau. 86 % der Oberflächenwasserkörper sind durch Abflussregulierungen und morphologische Veränderungen betroffen. 98 % der Oberflächenwasserkörper sind Stoffeinträgen aus diffusen Quellen ausgesetzt; davon kommen 60 % aus der Landwirtschaft. 32 % der Oberflächenwasserkörper sind durch punktuelle Stoffeinträge belastet; diese stammen aus Kommunen und Haushalten, aus Industrie und Gewerbe, aus Misch- und Niederschlagswasser sowie aus dem Bergbau. Wasserentnahmen beeinflussen 9 % der Oberflächenwasserkörper und 4 % der Grundwasserkörper (BMUV & UBA 2022)

#### 5.4.1.3 Wechselwirkungen zwischen direkten Treibern

Viele der genannten direkten Treiber wirken auch heute noch negativ auf die Binnengewässer und Auen ein. Die Intensität der einzelnen Treiber ist zwar vielerorts infolge von Maßnahmenprogrammen zurückgegangen; dafür kommen gemeinsame Wirkungen multipler Treiber (bzw. Belastungen; engl.: *multiple pressures* bzw. *multiple stressors*) häufiger zum Vorschein. Zusammenfassende Studien konnten zeigen, dass bei der Betrachtung von zwei akut wirkenden direkten Treibern sowohl sich gegenseitig verstärkende (Synergismen) als auch sich gegenseitig abschwächende Wirkungen (Antagonismen) auftraten (Birk et al. 2020; Kakouei et al. 2021; Mack et al. 2022). Mit anderen Worten: Die gemeinsame Wirkung zweier direkter Treiber kann deutlich stärker oder deutlich schwächer ausfallen als die Summe ihrer individuellen Wirkungen.

Synergistische Wirkungen entstehen häufig, wenn zwei direkte Treiber zusammen auf einen Umweltparameter wirken. Beispielsweise bewirken sowohl der Rückstau vor einem Wehr als auch die organische Verschmutzung über Punktquellen eine Abnahme der Sauerstoffverfügbarkeit in einem Fließgewässer. Treten beide

Treiber aber gemeinsam auf, können sich ihre Wirkungen gegenseitig verstärken und zu einer gravierenden Abnahme der Sauerstoffverfügbarkeit führen. In einem künstlich kanalisiert und schnell strömenden Fließgewässer hingegen kann deutlich mehr Luftsauerstoff ins Wasser gelangen. Bei gleichzeitiger organischer Verschmutzung führt die Kanalisierung zu einer besseren Sauerstoffverfügbarkeit; beide Treiber wirken dann im Hinblick auf die Sauerstoffverfügbarkeit antagonistisch.

Zu beachten ist jedoch, dass der Kenntnisstand zur Wirkung multipler direkter Treiber in vielen Fällen auf Untersuchungen zu Fließgewässern und Seen basiert. Die Ergebnisse und Zusammenhänge sind daher nicht automatisch auf alle im Folgenden betrachteten Lebensräume übertragbar.

## 5.4.2 Fließgewässer

### 5.4.2.1 Strukturelle Veränderungen in Fließgewässern

Der Begriff »hydromorphologische Veränderungen« umfasst hydrologische und strukturelle Einflüsse auf Fließgewässer. Hydrologische Veränderungen sind Abweichungen der Abflussmenge und Abflussdynamik vom natürlichen Zustand. Vor allem Veränderungen der Abflussdynamik und, damit einhergehend, der Strömungsdynamik und -vielfalt führen häufig zum Rückgang der fließgewässertypischen Artenvielfalt (McManamay et al. 2022). Hierzu gehören auch Wasserkraftnutzungen, die meist zu einer Stauhaltung oberhalb des Wehres und einer Ausleitungsstrecke (Restwasserstrecke) unterhalb des Wehres führen. Hinzu kommen Wasserentnahmen für unterschiedliche Zwecke sowie die Entwässerung (Drainage) von land- und forstwirtschaftlichen Nutzflächen. Zudem sind Stauhaltungen i. d. R. mit einem Rückstau verbunden (Abb. 5.8), der je nach Gefälle einige bis viele Flusskilometer betreffen kann. Infolge des Rückstaus sinkt die Fließgeschwindigkeit, was sich vor allem negativ auf die Vielfalt flusstypischer, d. h. an Strömung angepasster Arten auswirkt.

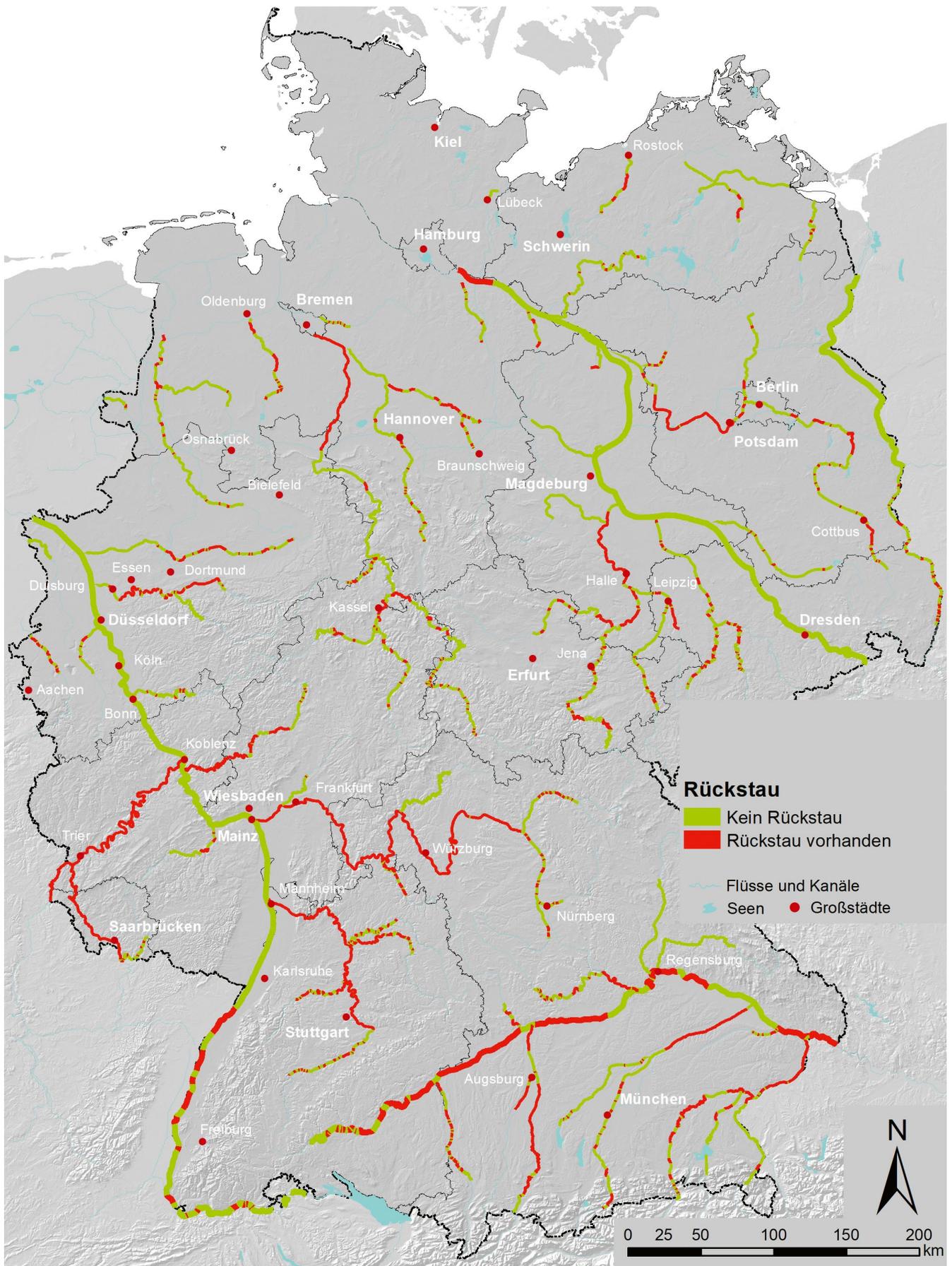
Morphologische Veränderungen beziehen sich auf strukturelle Veränderungen der Lebensräume im Gewässerbett, am Ufer und im näheren Gewässerumfeld (u. a. Uferstreifen). Sie sind das Resultat von Ausbaumaßnahmen (z. B. Flurbereinigung) und Unterhaltungsmaßnahmen (z. B. Gewässerräumung, Entkrautung) und führen häufig zu einer Verarmung der Biodiversität im und am Gewässer (UBA 2017). Hierzu gehören auch Maßnahmen zum Hochwasserschutz sowie zur Aufrechterhaltung der Schifffahrt (z. B. Sohlbaggerung, Uferbefestigung). Zudem sind fast alle Bäche und Flüsse im Längsverlauf durch Wehre, Dämme und Sohlschwelen

unterbrochen. Diese Querbauwerke stellen eine besondere hydromorphologische Belastung dar. Bislang wurden über 55.000 Querbauwerke in Deutschland erfasst (UBA 2017). Ihre Gesamtzahl wird auf 200.000 geschätzt, was rechnerisch etwa einem Querbauwerk pro 2–2,5 km Fließstrecke entspricht (Belletti et al. 2020; UBA 2021b; <https://tinyurl.com/2xsxznk5>). Zwischen 1950 und 1980 wurden viele Bäche und Flüsse begradigt und eingetieft, um ihre Auen zu entwässern und damit für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung zu erschließen. Für kleinere Fließgewässer sind Ufergehölze ein Schlüsselfaktor; fehlen sie, führt dies infolge der fehlenden Beschattung zu einer Erwärmung des Wassers. Ufergehölze wirken zudem als Puffer gegenüber übermäßigen Nährstoff- und Feinsedimenteinträgen aus angrenzenden Flächen und erhöhen über den Eintrag von Laub und Totholz Strukturereichtum und Nahrungsgrundlage für höhere Organismen (Kail et al. 2021; NABU 2021).

Die Strukturen der Fließgewässer, ihrer Ufer und das nähere Gewässerumfeld wurden entlang von über 76.000 Fließgewässerkilometern aufgenommen und deutschlandweit letztmalig vor etwa 20 Jahren dokumentiert (LAWA 2002, zitiert in BMUV & UBA 2022). Erste Erhebungen der Fließgewässerstruktur erfolgten zu Beginn der 1990er-Jahre.

Die Ergebnisse belegen eine flächendeckende hydromorphologische Veränderung der Fließgewässer, vom kleinsten Bach bis zum großen Strom (vgl. Kap. 5.4.1.1). Demnach waren nur etwa 1.200 km (1,6 %) der kartierten Gewässerstrecke strukturell unverändert, wohingegen über 60.000 km (79 %) als deutlich bis vollständig strukturell verändert galten. Aus einzelnen Bundesländern (u. a. Nordrhein-Westfalen und Hessen) liegen neuere Zahlen vor, die belegen, dass der überwiegende Teil der Fließgewässer weiterhin eine unbefriedigende Gewässerstruktur aufweist (<http://tinyurl.com/mv87ucc9>, <http://tinyurl.com/3d9hrk28>).

Die Wasserkraftnutzung führt nicht nur zu hydrologischen, sondern auch zu wesentlichen strukturellen Beeinträchtigungen (BMUB & UBA 2017), insbesondere zum Aufstau von Gewässerabschnitten durch Querbauwerke sowie zur damit einhergehenden Unterbrechung des Sedimenttransports, zum Verlust an Strömungsgeschwindigkeit und zur Unterbrechung der Durchgängigkeit (Geist 2021). Können Fische beispielsweise ihre im Oberlauf liegenden Laichgewässer nicht mehr erreichen, ist ihre Reproduktion unterbrochen. Die Folge ist der Verlust der entsprechenden Arten im betroffenen Gewässersystem. Zudem kommt es in Turbinen und am Kraftwerksrechen der über 7.000 Kleinwasserkraftwerke zur direkten Schädigung und Tötung von Orga-



**Abbildung 5.8:** Rückstaubereiche in den großen Flüssen Deutschlands. In hellblauer Farbe sind zudem Schifffahrtskanäle und Seen gekennzeichnet. Quelle: BfN (2017d).

nismen (insbesondere Fische, z. B. Geist 2021; Knott et al. 2023). Eine Bewertung der Querbauwerke in größeren Fließgewässern (Einzugsgebiet > 100 km<sup>2</sup>) hat ergeben, dass etwa die Hälfte der Bauwerke für Fische nicht durchwanderbar ist (UBA 2017).

#### 5.4.2.2 Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme in Fließgewässern

Die Landnutzung im Einzugsgebiet vieler Binnengewässer steht in einem engen Zusammenhang zum ökologischen Zustand der Gewässer. Viele Kenngrößen der Biodiversität, wie beispielsweise die Artenvielfalt und der Anteil sensibler Arten, sind negativ mit dem Anteil landwirtschaftlicher und urbaner Flächen im Einzugsgebiet korreliert (Dahm et al. 2013; Feld et al. 2013; Leps et al. 2015). Dabei ist allerdings zu beachten, dass die Landnutzung im Hinblick auf viele Binnengewässer (Quellen, Bäche, Flüsse, Ästuare, Seen und Grundwasser) eine übergeordnete, indirekt wirkende Treiberkategorie darstellt, die als Stellvertreter (Proxy) für zahlreiche direkt auf die jeweiligen Gewässer und ihre Artengemeinschaften einwirkende Treiberkategorien steht. Dies sind zum Beispiel Verschmutzungen durch Düngung und Pflanzenschutzmittel, strukturelle Veränderungen der (Gewässer-)Landschaft durch Gewässer Ausbau oder die Nutzung der Ressource Wasser für die Beregnung landwirtschaftlicher Flächen.

Wasser ist eine zentrale Ressource, die in Deutschland vor allem zur Aufrechterhaltung industrieller Prozesse (Kühlwasser), Trinkwassergewinnung, Energiegewinnung (Wasserkraft) sowie noch in geringem Umfang für die Beregnung in der Landwirtschaft aus Grundwasser und Uferfiltrat entnommen wird. Mit Stand 2019 wurden insgesamt etwa 20 Mrd. m<sup>2</sup> Wasser entnommen, was etwa 11,4 % des langjährigen potenziellen Wasserdargebots (d. h. der erneuerbaren Wasserressourcen) in Höhe von 176 Mrd. m<sup>3</sup> entsprach. Das aktuelle langjährige Wasserdargebot auf Basis der Zeitreihe 1991–2020 fällt im Vergleich zum vorherigen Bemessungszeitraum 1961–1990 um 12 Mrd. m<sup>3</sup> (6,4 %) geringer aus.

Von den Wasserentnahmen entfielen 8,8 Mrd. m<sup>3</sup> (44,2 % der Entnahmen) auf die Energieversorgung, 5,4 Mrd. m<sup>3</sup> (26,8 %) auf den Bergbau sowie das verarbeitende Gewerbe, 5,4 Mrd. m<sup>3</sup> (26,8 %) auf die Trinkwasserversorgung und 0,4 Mrd. m<sup>3</sup> (2,2 %) auf die Beregnung landwirtschaftlicher Flächen (<https://tinyurl.com/2c9ahrlu>). Ein Teil des genutzten Wassers (z. B. Kühlwasser) wird nach der Entnahme wieder in die Gewässer eingeleitet.

Eine Beregnung landwirtschaftlicher Flächen erfolgte 2015 auf 451.800 ha, was etwa 2,6 % der landwirt-

schaftlichen Nutzfläche in Deutschland entspricht. Von 2009 bis 2015 hat die Fläche um 21 % zugenommen, und von einer weiteren Zunahme kann ausgegangen werden. Mehr als die Hälfte der berechneten Flächen liegt im Nordosten Niedersachsens. Sofern sie wassersparend sind, werden überbetriebliche Einrichtungen zur Beregnung im Rahmen der Entwicklung des ländlichen Raumes (ELER) durch die gemeinsame europäische Agrarpolitik (GAP) gefördert, was den weiteren Ausbau von Beregnungsanlagen attraktiv macht (<https://tinyurl.com/2bmugy2c>). Auch wenn das Wasserdargebot (noch) um ein Vielfaches über den oben aufgeführten Wassernutzungen liegt, gibt es doch regionale Unterschiede, die in Zukunft negative Auswirkungen auf die Biodiversität haben könnten. Beispielsweise wenn in Dürresommern eine Entnahme aus Fließgewässern erfolgt, die dann aufgrund der Niederschlagsarmut ohnehin schon hydrologisch belastet sind.

#### 5.4.2.3 Verschmutzung in Fließgewässern

Die Beeinträchtigung der Wasserqualität durch stoffliche Belastungen (Nähr- und Schadstoffe) aus Landwirtschaft, Verkehr, Energieerzeugung, Industrie, Gewerbe und Haushalten ist nach wie vor einer der wichtigsten Treiber der Biodiversitätsdefizite in Binnengewässern (BMU & BfN 2020). Gelangen Schadstoffe wie beispielsweise Herbizide, Insektizide oder Medikamentenrückstände in Gewässer, führen sie auch dort zu einem Rückgang der Vielfalt vieler Pflanzen und Tiere (Beketov et al. 2013). Ein übermäßiger Nährstoffeintrag in Fließgewässer fördert die Eutrophierung, was sich negativ auf den Sauerstoffhaushalt auswirken kann.

Mit Stand 2000 waren immer noch 35 % der insgesamt kartierten 30.000 km Fließgewässer deutlich organisch belastet und stark bis sehr stark oder sogar übermäßig verschmutzt (<https://tinyurl.com/25z7wfa7>). Die Belastungen der Fließgewässer mit Stickstoff und Phosphor aus Punktquellen sind zwar seit etwa 1990 deutlich zurückgegangen; dennoch verfehlen nach wie vor die meisten Fließgewässer die Umweltqualitätsziele (Orientierungswerte nach Oberflächengewässerverordnung). Die Orientierungswerte für Phosphor wurden 2015 an 70 % der Gütemessstellen überschritten, der für Ammonium an 11 % der Messstellen. Für Nitrat ist in der Oberflächengewässerverordnung kein Orientierungswert definiert. Es existiert jedoch ein »Zielwert« im Sinne der Bewirtschaftungsziele für die in Nord- und Ostsee einmündenden Flüsse. Dieser Zielwert für Nitrat (2,5 mg pro l) wurde 2015 an 81 % der Gütemessstellen überschritten (UBA 2017). Hinsichtlich der insgesamt 67 flussgebietsspezifischen Schadstoffe (u. a. viele

Pflanzenschutzmittel), die in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) geregelt sind, verfehlten im Zeitraum 2013–2015 etwa ein Viertel der Wirkstoffe die Umweltqualitätsnormen. Hervorzuheben ist dabei, dass in Deutschland durchgängig auch die Biota-Umweltqualitätsnorm für Quecksilber überschritten wird, was dazu führt, dass 100 % der Fließgewässerkörper einen schlechten chemischen Zustand aufweisen (BMUV & UBA 2022).

Die Versauerung von Fließgewässern durch Luftschadstoffe, bis in die 1990er-Jahre ein wesentlicher Belastungsfaktor schwach gepufferter Fließgewässer, ist in den letzten Dekaden stark zurückgegangen. Im Norddeutschen Tiefland sind Oberflächengewässer nur noch vereinzelt von Versauerung betroffen (z. B. Gewässer im Braunkohletagebau), da die neutralisierenden Einflüsse aus Landwirtschaft, Abwassereinleitung und den im Untergrund noch pufferfähigen Substraten überwiegen (Bittersohl et al. 2014). Im Bergland sind überwiegend die quellenahen Bachabschnitte versauert (Bittersohl et al. 2014). Betroffen sind zum Beispiel viele Bäche im Hunsrück, Bayerischen Wald, Nordschwarzwald, Pfälzerwald, Harz, Fichtelgebirge und Erzgebirge. Generell ist ein rückläufiger Trend der durch atmosphärische Deposition bedingten Versauerung von Bächen dokumentiert, der vor allem auf die gesetzlichen Regelungen zur Rauchgasentschwefelung bei Großfeuerungsanlagen zurückzuführen ist (Baker et al. 2021). Trotz Luftreinhaltung stellt die Versauerung von Bächen aber regional weiterhin ein Problem dar, was auf die hohen Eintragsraten des aus der Landwirtschaft stammenden Ammoniaks und »Altlasten« in Form von im Boden gespeicherten Sulfaten zurückzuführen ist (LfU 2018).

Seit etwa zehn Jahren ist bekannt, dass neben den Meeren auch die Binnengewässer in Deutschland durch **Mikroplastik** (mikroskopisch kleine Kunststoffpartikel) belastet sind (BMUB & UBA 2017). Seit 2018 liegt mit dem länderübergreifenden Bericht eine umfassende Studie vor (<https://tinyurl.com/2f93ujsf>).

#### 5.4.2.4 Klimawandel in Fließgewässern

Bedingt durch den Klimawandel, wird es zu einem weiteren Anstieg der Lufttemperaturen sowie deutlich geringeren Niederschlägen in vielen Regionen Deutschlands kommen (z. B. Möllenbeck et al. 2011). In anderen Regionen legen aktuelle Prognosen nahe, dass die jährlichen Niederschlagsmengen zwar mehr oder weniger konstant bleiben, dass die Verteilung sich aber deutlich ändert; vor allem im Frühjahr und Sommer werden die Niederschläge voraussichtlich abnehmen (<https://tinyurl.com/y8vjazmc>). Die direkte Erwärmung (ins-

besondere in gestauten Gewässerabschnitten) und die Austrocknung von Gewässern (insbesondere von Bachoberläufen) werden in Zukunft voraussichtlich häufiger und verstärkt auftreten. Diese Klimaveränderungen haben bereits zu Veränderungen der Biodiversität geführt (z. B. Haase et al. 2019; Sauer et al. 2011). Die negativen Effekte einer **thermischen Belastung** durch Kühlwassernutzungen (BMUB & UBA 2017) können durch den Klimawandel weiter verstärkt werden. Erhöhte Temperaturen wirken mit vielen anderen Belastungsformen zusammen und verstärken vielfach ihre Wirkungen: Mit der Zunahme der Wassertemperatur nimmt die Löslichkeit von Sauerstoff ab, sodass kritische Sauerstoffkonzentrationen in organisch vorbelasteten oder gestauten Fließgewässern schnell zum Verlust von Fischen und Wirbellosen führen können. Zudem steigt die Produktivität von Gewässern mit zunehmender Wassertemperatur, was auch die nächtliche Sauerstoffzehrung durch Makrophyten (Feld et al. 2023) verstärken kann; Schadstoffe werden bei höheren Temperaturen schneller aufgenommen. Fehlen Ufergehölze, sind Bäche und Flüsse stärker exponiert und erwärmen sich schneller und stärker (Kail et al. 2021).

Anthropogen bedingte Veränderungen der Wassertemperatur verringern die Widerstandsfähigkeit vieler Artengruppen, insbesondere in Hitzeperioden. Im Hinblick auf Fische führen Erwärmungen zu einer Verschiebung von Laichzeiten, einem erhöhten Stoffwechsel und damit zu einem erhöhten Nahrungsbedarf, was sich negativ auf das Wachstum und die Reproduktion von Populationen auswirken kann. Zudem kann es zu Erkrankungen und Organschäden (z. B. Nierenerkrankung, Parasitose, »Aalrotseuche«) und im Extremfall auch zum Hitzetod kommen (BMUB & UBA 2017; LAWA 2021).

Auch die Abkühlung von Gewässern, beispielsweise infolge von Grundablässen aus Talsperren oder bei einer thermischen Nutzung mittels Wärmepumpen, stellt eine thermische Belastung dar.

#### 5.4.2.5 Invasive Arten in Fließgewässern

In den letzten zwei Jahrzehnten ist die Arten- und Individuenzahl der gebietsfremden Arten (Neobiota) vor allem in größeren Flüssen stark angestiegen, was auf einen andauernden Wandel der Gemeinschaft von einheimischen zu nicht einheimischen Arten hinweist (Seebens et al. 2021, Haubrock et al. 2023). So behindert beispielsweise die Besiedlung des Rheins durch Neozoen bis heute die Wiederbesiedlung mit bodenständigen (nativen) Arten aus anderen Gewässerregionen, sodass die natürliche Artenvielfalt im Rhein nach wie vor stark

eingeschränkt ist (Haubrock & Soto 2023; Le Hen et al. 2023). Allein die 1986 eingeschleppte invasive Grobgerippte Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) bildet heute den Hauptteil der Biomasse der Makrofauna im Rhein (<https://tinyurl.com/4946a4yr>). Die Chinesische Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) stellt eine erhebliche Gefahr für lokale Ökosysteme und die einheimische Tierwelt dar, da sie einheimische Arten stark verdrängt (<http://tinyurl.com/ymeacb2t>). Invasive Fischarten wie die Marmorgrundel (*Proterorhinus semilunaris*) und die Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*) haben im Neckar zum Rückgang einheimischer Fischarten wie Barbe (*Barbatula barbatula*) und Gründling (*Gobio gobio*) geführt und gefährden damit die Zielerreichung nach WRRL (Gaye-Siessegger et al. 2022).

#### 5.4.2.6 Andere direkte Treiber und Treiberinteraktionen in Fließgewässern

Die **Gewässerunterhaltung** umfasst nach § 39 des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) die Pflege und Entwicklung der Gewässer inklusive der Ufer. Grundsätzlich kann sie, wie beispielsweise im Falle der Wiederherstellung von Naturufern, auch positive Wirkungen auf die Habitat- und Artenvielfalt haben. Jedoch zielen viele Unterhaltungsmaßnahmen auf die Sicherstellung eines »schadlosen Hochwasserabfluss« ab. BfN (2005) attestieren in einer Studie zu den Gefährdungsursachen etwa 600 Rote-Liste-Arten der Belastungsgruppe Wasserbau/Gewässerunterhaltung daher ein hohes Gefährdungspotenzial. Ein Grund dafür war die ökologisch fragwürdige Kompletträumung von Fließgewässern, bei der zur Sicherung des Abflusses die Makrophyten- und oft auch die oberen Zentimeter der Bachsohle – vollständig dem Gewässer entnommen wurden. Damit einher ging die Entnahme sowohl der Pflanzenarten als auch der sie besiedelnden Kleinlebewesen und Fische. Solche Kompletträumungen werden heute in deutlich geringerem Umfang durchgeführt.

### 5.4.3 Auen

#### 5.4.3.1 Strukturelle Veränderungen in Auen

Die zunehmende Nutzung der Auen durch die Landwirtschaft sowie Siedlungs-, Industrie- und Verkehrswegebau haben zu erheblichen strukturellen Veränderungen geführt. Hierzu gehören beispielsweise die Entkopplung von Fluss und Aue durch Längsbauwerke oder die Eintiefung des Gewässers, die eine regelmäßige Überflutung verhindert, zu sinkenden Grundwasserständen und zu einer Vereinheitlichung der Umweltbedingungen führt. Dies hat sehr weitreichende Folgen für die Lebensgemeinschaften von Auen, die z. B. dokumen-

tiert sind für die Auenvegetation (Leyer 2015), den Hartholzauwald (Dister 1999) und die Weichtierlebensgemeinschaften (Foeckler et al. 1994 a, b). Die Zonierung der Auenvegetation wird zerstört, und vor allem Hartholzauenwälder und Auengewässer gehen verloren. Das teils fortgeschrittene Verlandungsstadium noch existierender Auengewässer (Reichhof & Zupke 2009) und der Verlust von Auengewässern trifft vor allem krautlaichende Fischarten, die auf Ruhe-, Schutz- und Aufwuchsräume angewiesen sind (Titttizer & Krebs 1996).

Häufig werden in Auen Polder angelegt: mit Deichen abgegrenzte Auenbereiche, die bei Hochwasser geflutet werden (BfN 2017d). Dies kann zu einer quasinatürlichen Auendynamik beitragen, wobei sich negative Auswirkungen auf die Biodiversität bei seltenen, unnatürlich schnell auflaufenden Überflutungen zeigen (BfN 2017d): Etablierte terrestrische Lebensgemeinschaften sind an die Überflutungen nicht angepasst, sodass die Überstauung zu hohen Wassertemperaturen führen und negative Folgen für die Sauerstoffversorgung des Bodens haben kann. Letztere können durch ökologische Flutungen abgepuffert werden und minimieren die Schäden für die Biodiversität (Pfarr 2014; Russell in BfN 2017d; Siepe 2006). Ein positives Beispiel für ökologische Flutungen betrifft die Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt (Gelhaus et al. in BfN 2017d; Stammel & Cyffka 2016), durch die eine Sekundäraue etabliert und der Artenreichtum mehrerer Organismengruppen gesteigert wurde.

Auch Staustufen verändern hydraulische und hydrologische Bedingungen in Auen grundlegend mit negativen Folgen für die Biodiversität, auch wenn in wenigen Fällen, wie z. B. im Staubereich der Innstauseen, dynamische Verlandungsprozesse mit hoher Bedeutung für die Vogelwelt entstehen. Die Staustufe Iffezheim am Oberrhein führte z. B. zu einer flächigen Versumpfung im Staubereich und dem Verlust auentypischer Vegetation (Werling & Schneider in BfN 2017d). Auch sind negative Effekte auf Mollusken dokumentiert (untere Saale; Foeckler et al. in BfN 2017d).

#### 5.4.3.2 Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme in Auen

In den rezenten, also an das Abflussgeschehen angebotenen Auen großer Ströme dominiert die Grünlandnutzung (z. B. Oder mit 78 %, Elbe 67 % [BfN 2017d]). Die traditionelle Weide- und Mahdnutzung im 18. bis Mitte des 20. Jahrhunderts führte zu einer hohen Vielfalt von Grünlandgesellschaften und -arten (Dierschke & Briemle 2002; Naturkapital Deutschland – TEEB DE 2015). Wie auch in Grünlandbereichen außerhalb von Auen führten

Nutzungsintensivierung mit erhöhter Mahdfrequenz, der zunehmende Einsatz organischer oder mineralischer Düngemittel, höhere Beweidungsdichten, Drainierung der Flächen und Umbruch zu teils drastischen Einbrüchen der Populationen von Offenlandarten (BfN 2017d). Die in Auen verbleibenden Grünlandbereiche mit extensiver Weide- oder Mahdnutzung sind daher besonders reich an gefährdeten Arten. Hervorzuheben sind hier die FFH-Lebensraumtypen »Magere Flachland-Mähwiesen« (LRT 6510), »Feuchte Hochstaudenfluren« (LRT 6430), »Brenndolden-Auenwiesen« (LRT 6440) und »Pfeifengraswiesen« (LRT 6410). 55 % aller Grünland-LRT weisen einen ungünstigen bis schlechten Erhaltungszustand auf (BMU & BfN 2020). Der Erhaltungszustand von zwei Drittel aller FFH-Arten (n = 196) der Grünlandlebensräume ist ungünstig. Dies geht auch auf die Nutzungsintensivierung in Form einer zunehmenden Verbauung von Auen und des verstärkten Anbaus von Energiepflanzen zurück (BMU & BfN 2021).

Historisch erfolgte in der Forstwirtschaft die Holzentnahme in Weichholzauwäldern vor allem für Korbflechterei, Faschinen und Brennholz, in Hartholzauwäldern für die Gewinnung von Bau- und Brennholz. Bis ins 19. Jahrhundert standen vor allem die Nieder- und Mittelwaldbewirtschaftung im Mittelpunkt mit einem darauffolgenden allmählichen Übergang zur Hochwaldnutzung (Bauer 1951; Gläser 2005; Huber 1977). Dies führte zu einem Baumartenwechsel in der Aue hin zu Kulturpappelplantagen und Edellaubholzbeständen (BfN 2017d). Der daraus resultierende Verlust der Struktur- und Artenvielfalt zeigt sich vor allem für den Hartholzauwald (Wirth et al. 2021). Negative Auswirkungen wurden für totholzbewohnende Insekten (Schaffrath 2011) sowie Brutvögel am Nördlichen Oberrhein (Handke 1982) und am Mittleren Oberrhein (Späth 1985) nachgewiesen.

Die Bauwirtschaft nutzt großflächige Sand- und Kieslagerstätten in Flussterrassen und eiszeitlich geprägten Urstromtälern der großen Ströme (BGR 2022). Im Jahr 2021 wurden allein für die Produktion von Transportbeton in Deutschland 78 Mio. t Sand und Kies gefördert (BGR 2022). Dies führt zunächst zum generellen Verlust von Auenlebensräumen durch den teils großflächigen Abbau von Boden und Sedimentgesteinen (vgl. BfN 2017d). Zudem kann der Bodenabbau eine Verschlechterung der Grundwasserqualität zur Folge haben, da Kies- und Sandablagerungen wichtige Filter- und Schutzfunktionen besitzen, die das Grundwasser vor Stoffeinträgen schützen (vgl. BfN 2017d). Die neu geschaffenen, teils großen Wasserflächen führen zu vergleichsweise hohen Verdunstungsraten sowie zu einer

Absenkung des Grundwasserflurabstandes und damit auch zur Austrocknung von in der Umgebung liegenden Feuchtlebensräumen wie z. B. Altwässern, Flutrinnen, Stromtalwiesen und Auwäldern). Viele bedrohte Tierarten wie die Rotbauchunke (*Bombina bombina*) oder der Weißstorch (*Ciconia ciconia*) verlieren dadurch ihre Lebensräume (BfG 2000; Scholz & Messner 2015).

Die nach Nutzungsaufgabe oftmals entstehenden künstlichen Gewässer (Abgrabungsseen, »Baggerseen«) können jedoch wichtige Sekundärlebensräume und Ersatzhabitate für rastende Vögel, Amphibien und viele Wirbellosengruppen bereitstellen. Oft finden sich hier seltene und stark gefährdete Arten, die teils auf Ufer- und Auenlebensräume oder Trockenstandorte spezialisiert sind (BfN 2017d; BGR 2022; Hannig et al. 2020). Bei den Vögeln profitieren z. B. der Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*) als Bodenbrüter auf vegetationsarmen Sand- und Kiesbänken, der Eisvogel (*Alcedo atthis*) sowie die Uferschwalbe (*Riparia riparia*), die ihre Brutröhren in Abbruchkanten anlegen. Mit zunehmender Sukzession kann es wieder zu einer Abnahme der Biodiversität kommen (Randler 1995).

In den dynamischen Uferbereichen als Übergangszone zwischen Gewässer und Aue wirken sich z. B. die Erholungsnutzung sowie die fehlende Überschwemmungsdynamik negativ auf verschiedene Artengruppen aus, z. B. auf den Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*) (BfN 2020), die extrem seltene, kiesbankbewohnende Uferwolfsspinne (*Arctosa cinerea*) (Januschke et al. 2016b) und die Uferspezialisten unter den Laufkäfern (BfN 2016). Auf Arten der Feucht- und Nassbiotope in Auen wirken oft verschiedene Belastungen zusammen (BfN 2016), wobei hier insbesondere die Entwässerung und Nutzungsintensivierung sowie extreme Klimaereignisse (v. a. längere Dürreperioden) zu nennen sind. Weich- und Hartholzauwälder unterliegen Belastungen durch den Verlust von Überschwemmungsflächen durch den Deichbau, Veränderungen der hydrologischen Verhältnisse und den Klimawandel in Form von Trockenstress (Wirth et al. 2021). Daraus resultiert eine Abnahme der Widerstandskraft typischer Baumarten, die sich z. B. durch das sogenannte Ulmen- und Eschensterben zeigt, das durch eingeschleppte Schadpilze ausgelöst wird.

#### 5.4.3.3 Verschmutzung in Auen

Ausgehend von der Schadstoffbelastung in Fließgewässern seit Beginn der Industrialisierung (Schulz-Zunkel & Krüger 2009) wurden zahlreiche Schadstoffe mit dem Hochwasser und dem hochwassergebundenen Sedimenteintrag von den Flüssen in die Auen eingetragen (Krüger & Baufeld 2015). Vor allem Schwermetalle

und organische Verbindungen, die in der Vergangenheit durch direkte Einleitungen großer Industrieanlagen und durch den Bergbau in die Gewässer gelangten, haben maßgeblich zur gegenwärtigen Belastung der Auen-sedimente geführt (Schwartz & Keller 2015). So finden sich z. B. in den Elbauen erhöhte Quecksilber- und Dioxingehalte (Krüger & Baufeld 2015) und in den Auen der Vereinigten Mulde überhöhte Gehalte von Arsen, Cadmium und Blei (LfULG 2022a). Generell gelten Auen, je nach Umweltbedingungen, als Senken für Schadstoffe und besitzen eine wichtige Reinigungsfunktion durch die Pufferung und Filterung von Schadstoffen (BfN 2017d). Werden die Schadstoffe jedoch remobilisiert, können diese in das Grundwasser und wieder in den Fluss gelangen und sich negativ auf die dortige Flora und Fauna auswirken. Zudem bergen Schadstoffe ökotoxikologische Risiken für Pflanzen (BfN 2017d) und wirken sich negativ auf Organismen in aquatischen Auenlebensräumen aus (Brack et al. 2015). Der Wissensstand zu Auswirkungen der Schadstoffe auf die Flora und Fauna von Auen ist gering.

#### 5.4.3.4 Klimawandel in Auen

Im Hinblick auf den Klimawandel wirken sich vor allem die Veränderungen des lokalen Überflutungsregimes und des Grundwasserhaushalts sowie des Landschaftswasserhaushalts auf Einzugsgebietsebene negativ aus. Die Zunahme von Niedrigwasserphasen im Sommer, niedrige Grundwasserstände, reduzierte Frühjahrschneesmelze in Gebirgen sowie fehlende regelmäßige Überflutungen von Auenlebensräumen reduzieren oder verhindern die hydrologische Verbindung von Aue und Gewässer. Daraus resultieren eine verstärkte Sukzession in den Uferbereichen und ein Rückgang dynamischer Uferbereiche. Zudem fallen für die Biodiversität von Auen bedeutsame Auengewässer und weitere Feuchtlebensräume der Aue trocken. Dies trifft vor allem Pflanzen- und Tierarten, die speziell an das dynamische Überflutungsgeschehen und Bodenfeuchtigkeit angepasst sind.

Im Besonderen finden sich negative Effekte im Weichholz- und Hartholzwald. Im Weichholzwald zeigen sich deutliche Bestandsrückgänge für die an jährliche Überflutungen und hydrologische Anbindung angepassten Weiden- und Pappelarten, was sich negativ auf holzbewohnende Insekten und Höhlenbrüter auswirkt (Delarze et al. 2015).

Im Hartholzwald führt die fehlende hydrologische Anbindung zu Trockenstress bei den Hauptbaumarten Eiche (*Quercus robur*), Ulme (*Ulmus* sp.) und Esche (*Fraxinus excelsior*), der sich z. B. durch eine Abnahme

des Kronenschlusses, einen vorzeitigen Blattfall, verringerte Wachstumsraten und letztlich eine erhöhte Sterblichkeit zeigt (Schnabel et al. 2022; Wirth et al. 2021). Zudem nimmt die Resilienz der Bäume gegenüber Pathogenen und Schädlingen ab (Matyssek 2012). Seit Anfang des 20. Jahrhunderts beobachtet man ein Ulmensterben (Burdekin 1983), ausgelöst durch Schlauchpilze der Gattung *Ophiostoma* und verbreitet durch den sogenannten Ulmensplintkäfer (*Scolytus* sp.). Gerade die »Dürrejahre« 2018 und 2019 hatten deutliche negative Effekte auf die Ulme, aber auch die Esche und den Bergahorn (Floren et al. 2022). So kam es bundesweit vielerorts zu einem umfangreichen Eschensterben (*Fraxinus excelsior*), das mehr als 80 % aller Bäume betraf. Ursache für das Eschensterben ist der Pilz *Hymenoscyphus fraxineus*, der sich seit dem Jahr 2000, ausgehend von Polen und dem Baltikum, unter den veränderten klimatischen Bedingungen in Europa zunehmend ausbreitet (Kowalski et al. 2010). Ähnliches gilt für die sogenannte Rußrinden-Krankheit, die durch den aus Nordamerika eingeschleppten Pilz *Cryptostroma corticale* ausgelöst wird und, in Kombination mit Trockenstress, zu drastischen Schäden an Bergahornbeständen (*Acer pseudoplatanus*) geführt hat (Grüner et al. 2020). Andererseits fördert die fehlende Überflutung überflutungssensitive Arten wie Berg- und Spitzahorn und Buche, die als typische Schattbaumarten heute in vielen Hartholzaunen die Verjüngung und das mittlere Kronendach dominieren. Diese Arten reduzieren die Naturverjüngung der charakteristischen Arten der Hartholzaue, insbesondere der Stieleichen, die für die Biodiversität von Insekten, Pilzen und Vögeln eine hohe Bedeutung besitzen (Härdtle et al. 2020; Wirth et al. 2021).

#### 5.4.3.5 Invasive Arten in Auen

Unter den Amphibien gefährdet der aus Nord- und Mittelamerika eingeführte Amerikanische Ochsenfrosch (*Lithobates catesbeianus*) durch Ressourcenkonkurrenz heimische Amphibienarten (BfN 2015). Zudem überträgt er den für andere Amphibien tödlichen Chytridpilz (*Batrachochytrium dendrobatidis*), ist aber selbst resistent gegen die Infektion (Garner et al. 2006). Vier invasive Säugetierarten haben negative Auswirkungen auf die Biodiversität von Auen. In größeren Populationen verursachen Nutrias (*Myocastor coypus*), ursprünglich in Nordamerika beheimatet, Schäden an der Unterwasser- und Ufervegetation und tragen zum Rückgang gefährdeter und geschützter Arten wie z. B. der Europäischen Seekanne (*Nymphoides peltata*) bei. Ähnliches kann für den ebenfalls aus Nordamerika stammenden Bisam (*Ondrata zibethicus*) angenommen werden, der

lokal auch Muschelbestände dezimieren oder gänzlich ausrotten kann (Akermann 1972). Der aus Südamerika stammende Mink (*Neovison vison*) kann sich als opportunistische Art, die sich von Fischen, Amphibien, Kleinsäugetern, Vögeln und Wirbellosen ernährt, ebenfalls negativ auf die Biodiversität auswirken. In Sachsen-Anhalt führte sein verstärktes Vorkommen zum Erlöschen von Lach- und Sturmmöwenkolonien (LAU 2011). Der aus Nordamerika stammende Waschbär (*Procyon lotor*) ernährt sich im Frühjahr bevorzugt von Amphibien, Reptilien, Fischen sowie von Jungvögeln und deren Eiern. Dies wirkt sich z. B. negativ auf die vom Aussterben bedrohte Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) sowie auf die stark gefährdete Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) (Schneeweiß & Wolf 2009) aus. In Sachsen-Anhalt hat die Prädation von Eiern und Jungvögeln durch den Waschbären zur Auslöschung mehrerer Kormoran- und Graureiherkolonien geführt (LAU 2011).

Unter den Gefäßpflanzen verdrängen der aus Ostasien stammende Japan-Staudenknöterich (*Fallopia japonica*) und die aus dem Kaukasus stammende Herkulesstaude (*Heracleum mantegazzianum*) durch die Bildung oft dichter Dominanzbestände heimische Pflanzen- und Insektenarten (Gerber et al. 2008; Thiele & Otte 2008, Thiele et al. 2011; Topp et al. 2008). Die aus Nordamerika stammende und Anfang des 20. Jahrhunderts aus forstwirtschaftlichen Gründen in den Hartholzauwäldern an der Mittleren Elbe angepflanzte Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) (Arndt 2009) hat sich in die Auen von Saale, Mulde, Elbe, Spree, Donau und Rhein ausgebreitet (Nehring et al. 2013). Besonders in Flutmulden bildet die Art Dominanzbestände, die möglicherweise die Wiederansiedlung von Feld-Ulmen (*Ulmus minor*) in Auen behindert (Schmiedel 2010; Zacharias & Breucker 2008) und Sukzessionsprozesse negativ beeinflusst (Schaffrath 2001; Schmiedel 2010; Zacharias & Breucker 2008). An der Mittel- und Oberelbe veränderten sich dadurch Vogellebensgemeinschaften von Arten, die auf Strukturvielfalt und Strauchschicht angewiesen sind (z. B. Gelbspötter *Hippolais icterina*), zu weitverbreiteten und häufigen Arten (z. B. Kleiber [*Sitta europaea*], Kohl- und Blaumeise [*Parus major*, *P. caeruleus*] [Arndt 2009]).

#### 5.4.4 Quellen

##### 5.4.4.1 Strukturelle Veränderungen in Quellen

Strukturelle Beeinträchtigungen wie z. B. Verfüllungen mit Schlagabraum nach forstlichen Maßnahmen oder Viehtritt können zum Verlust der Habitatvielfalt in Quellen führen. Viehtritt kann eine Quelle vollständig zerstören, was vor allem im Alpenraum problematisch ist, wo in den mittleren Höhenlagen viele Quellmoore

und Sumpfsquellen durch Beweidung gefährdet sind. Belege für den Rückgang der Artenvielfalt durch Viehtritt von Quellen und andere strukturelle Beeinträchtigungen sind allerdings selten (vgl. Feest et al. 1976; Zaenker & Reiss 2007). Zaenker & Reiss (2007) vermuten, dass eine extensive Beweidung (~ 0,5 Großvieheinheiten pro ha) auch positive Effekte haben kann: Ein geringer Viehtritt kann die Sukzession unterbrechen und eine Wiederbesiedlung durch Pflanzen inklusive beschattender Büsche »erzwingen«.

Massive strukturelle Veränderungen sind Verbauungen von Quellen als Brunnen, Einfassungen als touristische Attraktion (z. B. die Donauquelle in Donaueschingen) oder als Trinkwasserfassung. Solche Eingriffe zerstören Quellen als Lebensraum.

##### 5.4.4.2 Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme in Quellen

Ein wesentlicher Belastungsfaktor von Quellen ist die Intensivierung der Landnutzung, die vielerorts zur Degradation (z. B. Nährstoff- und Pestizidbelastungen, Wasserentnahmen) oder gar zum Verlust von Quellen und Quellebensräumen (z. B. durch Verfüllung, Drainage) geführt hat. Der Verlust von Quellen durch menschliche Aktivitäten wurde bereits von Thiene-mann (1949) dokumentiert und ist der wesentliche Treiber des Verlustes von quelltypischen Artengruppen und Arten. Im Schweizer Jura und Mittelland gingen zwischen 1880 und 1990 50 bzw. 75 % der Quellen verloren (Zollhöfer 1997). Lebensraumverluste in ähnlicher Größenordnung wurden von Hotzy (1996) für Offenlandquellen in Mittelfranken beschrieben. Es ist davon auszugehen, dass Quellen vor allem in tieferen Lagen und landwirtschaftlich geprägten Regionen durch Absenkungen des Grundwasserspiegels im 19. und 20. Jahrhundert zum Teil flächendeckend aus der Landschaft verschwunden sind.

Trinkwasser wird in Deutschland zu 70 % aus Grund- und Quellwasser gewonnen. Der Nutzungsdruck auf die noch verbliebenen Quellen wird bei weiter sinkendem Trinkwasserangebot in den kommenden Jahren mutmaßlich ansteigen. Dies betrifft insbesondere solche Regionen, in denen Quellwasser zusätzlich für die Versorgung von Weidevieh genutzt wird. Dies ist zum Beispiel in den Hochlagen des Schwarzwaldes der Fall, wo es derzeit noch eine Vielzahl wertvoller Quelllebensräume gibt.

##### 5.4.4.3 Verschmutzung in Quellen

Grundsätzlich sind Quellen nährstoffarm (Cantonati et al. 2006). Je nach Belastung des Grundwasserleiters

kann es aber auch bei Quellen zu einer Nährstoffbelastung kommen, vor allem wenn Nährstoffe flächig in den oberflächennahen Grundwasserleiter eingetragen werden (von Fumetti 2014). In Quellbereichen, die auf Weiden liegen, kann der unmittelbare Eintrag von Kuhdung zur übermäßigen Entwicklung von Fadenalgen oder Pilzbewuchs führen (Riedmüller 2005). Generell spielt Eutrophierung aber als Treiber von Veränderungen der Quellbiozönose eine eher untergeordnete Rolle. In den silikatischen Mittelgebirgen sind die Böden und das Grundwasser trotz des starken Rückgangs der Depositionen seit den frühen 1990er-Jahren örtlich noch versauert (Bittersohl et al. 2014). Dies verändert die Hydrochemie von Quellen und beeinflusst durch die Freisetzung phytotoxischer Metalle wie Aluminium, Cadmium und Mangan die Quellvegetation (Strohbach et al. 2009). Verunreinigungen durch Streusalz können diesen Effekt noch verstärken (Schweiger et al. 2015).

#### 5.4.4.4 Klimawandel in Quellen

Die Temperaturkonstanz von Quellen ist insbesondere für einige kaltstenotherme Arten ein wichtiges Charakteristikum. So findet sich der Alpenstrudelwurm (*Crenobia alpina*) außerhalb der Alpen nur in Quellen und Quellbächen in den Hochlagen der Mittelgebirge. Kaltstenotherme Arten werden voraussichtlich besonders stark von der Erwärmung der Binnengewässer betroffen sein (Hering et al. 2009). Möglicherweise können Quellen in den Mittelgebirgen als Refugien für solche Arten dienen, wobei es noch keine Studien gibt, die auf einen Rückgang des Verbreitungsgebiets kaltstenothermer Arten hinweisen. Möglicherweise weisen Arten wie der Alpenstrudelwurm aber auch eine sehr viel stärkere Anpassungsfähigkeit auf als bisher angenommen (Ebner et al. 2022). Funde in Quellen in tieferen Lagen des Harzes mit Wassertemperaturen  $> 10^{\circ}\text{C}$  unterstützen diese Vermutung (Schindler et al. 2017). Auch für eine quelltypische Steinfliegenart wurde bereits eine gewisse phänotypische Plastizität als Anpassung an erhöhte Wassertemperaturen aufgezeigt (Hogg & Williams 1996).

Bisher gibt es noch keine Untersuchungen, die auf eine Erwärmung des Quellwassers hinweisen. Dies setzte eine Erwärmung des Grundwasserkörpers voraus, was in den tieferen Lagen wahrscheinlicher ist als in den Mittelgebirgen und Alpen. Es muss davon ausgegangen werden, dass die immer häufiger werdenden Trockenperioden zu einer stärkeren Veränderung der Quellbiozönosen führen werden. Quellspezialisten wie Wassermilben sind obligat an eine dauerhafte Wasserführung angewiesen (Gerecke et al. 2022). Auch die Gestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster bidentata*), eine Li-

belle, deren Larven bis zu sieben Jahre zur Entwicklung brauchen (Zollhöfer 1997), übersteht Trockenperioden offensichtlich nicht. Selbst für einige Quellmoose wurde eine Intoleranz gegenüber Austrocknung experimentell nachgewiesen (Bogenrieder & Eschenbach 1996). Wie bereits dargestellt, wird der Nutzungsdruck auf Quellen in den kommenden Jahren steigen. Dies wird die durch den Klimawandel verursachten zurückgehenden Grundwasserstände, d. h. Quellschüttungen, zusätzlich senken und das Versiegen von Quellen beschleunigen.

#### 5.4.4.5 Invasive Arten in Quellen

Weder in Quellen der Norddeutschen Tiefebene noch in den Mittelgebirgen wurden bisher gebietsfremde Arten nachgewiesen (z. B. Schindler 2004, Olomski & Gerecke 2018). Einzig in stark schüttenden Quellen wie zum Beispiel Alluvialquellen der Flusstäler, die in den (ehemaligen) Auenbereichen großer Flüsse als Grundwasseraufstöße zu finden sind, kann mit dem Vorkommen der invasiven neozoischen Neuseeländischen Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) zu rechnen sein. In einer Quelle in Ostwürttemberg wurde die Art nachgewiesen und steht dort möglicherweise in Lebensraum- und Nahrungskonkurrenz mit einer stark gefährdeten Brunnenschnecke der Gattung *Bythiospeum* (Rosenbauer & Richling 2013).

#### 5.4.4.6 Andere direkte Treiber und Treiberinteraktionen in Quellen

Durch Tiefbaumaßnahmen wie Bohrungen kann der Grundwasserspiegel so massiv sinken, dass es zum Versiegen von Quellen kommt. Die Bohrung eines Sondierstollens im Rahmen der Planung eines Pumpspeicherkraftwerks im Südschwarzwald hat zur Auslöschung der Fauna eines gesamten Quellkomplexes geführt (von Fumetti & Kaestli 2015). Zwar fand eine Wiederbesiedlung nach dem Verschluss des Stollens ein Jahr später statt, quelltypische Arten kehrten aber nicht wieder zurück.

### 5.4.5 Ästuare

#### 5.4.5.1 Strukturelle Veränderungen in Ästuaren

Strukturelle Veränderungen sind vor allem für die Nordseeästuare umfangreich dokumentiert, die mit Uferbefestigungen, Tidewehren und Hafenanlagen ausgebaut sind. Zusammen mit Hochwasserschutzmaßnahmen (Ausdeichungen, Sperrwerken) führte der Ausbau zum Verlust großer Überschwemmungsflächen und der sie besiedelnden Arten. Der Verlust von Flachwasserzonen infolge von Ausbaumaßnahmen schränkt zudem die Primärproduktion ein. Am Beispiel der Eider und des 1973 fertiggestellten Eidersperrwerkes wurde

der Verlust sehr eindringlich dokumentiert (<https://tinyurl.com/2fhrf8tv>). Der durch das Bauwerk unterbrochene Tideeinfluss führte zum fast vollständigen Verlust der natürlichen Überflutungsdynamik. Von der ehemals 62.500 ha umfassenden Ästuarfläche lagen Ende der 1990er-Jahre nur noch 1.300 ha (2,1 %) im unmittelbaren Einflussbereich des Flusses (Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 1998).

An der unteren Weser und Elbe sind weitere Vertiefungen im Bereich der seeseitigen Zufahrten zu den Häfen Hamburg und Bremen/Bremerhaven/Brake geplant bzw. wurden bereits umgesetzt (Elbe). Derartige Maßnahmen haben sich in den letzten Dekaden infolge des Baus immer größerer Containerschiffe rasant beschleunigt (<https://tinyurl.com/2fhrf8tv>), was sich zusätzlich negativ auf die Primärproduktion (Trübung, Verlust von Flachwasserzonen) und damit auf die Biodiversität auswirken kann.

Durch die Nutzung der angrenzenden Überschwemmungsflächen für Siedlungsbau und Landwirtschaft wurden Hochwasserschutzmaßnahmen (Sperrwerke, Deiche) notwendig, die die natürliche Dynamik sowohl der Wasserkörper als auch der angrenzenden Landflächen und damit den ursprünglichen Charakter der Ästuar stark einschränkten. Während das Emsästuar bis Anfang der 1990er-Jahre noch als fischreichste Flussmündung in Deutschland galt, können dort heute über viele Monate im Jahr aufgrund der niedrigen Sauerstoffgehalte und der hohen Schlickbelastung keine Fische mehr leben (Schuchardt et al. 2007). Grund dafür sind die Ausbaumaßnahmen zwischen Papenburg und Emden in den letzten 25 Jahren zur Überführung großer Kreuzfahrtschiffe. Die starke Vertiefung der inneren Ems für Schiffsüberführungen und die intensive Baggertumlagerung wurden als wesentliche Ursachen für die starke Zunahme der Schwebstoffkonzentrationen erkannt (De Jonge 2007; Schöl et al. 2007).

#### 5.4.5.2 Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme in Ästuaren

Die Nordseeästuar von Eider, Elbe, Weser und Ems unterliegen seit Jahrhunderten einem starken **Nutzungsdruck** durch den Menschen. Mit dem Bau von Küsten- und Hochwasserschutzbauwerken (vor allem Deichen, Sieltoren) wurde die **Besiedlung** durch den Menschen ermöglicht. Es kam zu großräumigen und tiefgreifenden Umgestaltungen der natürlichen Lebensräume der Ästuar (Scholle et al. 2006; Scholle & Schuchardt 2012). Große Auenflächen wurden bereits um 1900 durch **Deichbau** von der Tidedynamik abgetrennt (Paluska 1992). Ehemals tidebeeinflusste Überschwemmungsflä-

chen wurden über umfangreiche Grabensysteme entwässert und somit **landwirtschaftlich** nutzbar gemacht. Der Verlust großer ästuartypischer Lebensräume und Überschwemmungsflächen stellt mutmaßlich einen der wesentlichen Treiber des Biodiversitätsverlustes in den Ästuaren dar (s.a. strukturelle Veränderungen). Für Flachwasserzonen (Tiefe < 2 m) an der Unterweser ist ein Verlust von etwa 75 % der Flächen zwischen 1887 und 1988 dokumentiert (Claus 1998), für die Unterelbe ein Verlust von etwa 25 % (ARGE Elbe 1984). Bei den Vorlandflächen (Deichvorland zwischen Gewässer und Deich) an der Unterelbe, Unterweser und Unterems lagen die Verluste im Zeitraum 1900–1990 bei 63, 13 bzw. 37 % (Scholle et al. 2006; Scholle & Schuchardt 2012).

Die **Fischerei** in Ästuaren ist nicht mehr von prioritärer Bedeutung. Im Gegensatz zur marinen Fischerei in Küstengewässern (vgl. Kap. 6) sind nur wenige der insgesamt 19 ästuartypischen Fischarten (Scholle et al. 2006) wirtschaftlich bedeutsam. Es gibt zudem nur noch wenige Fischer, die in den (inneren) Ästuaren von Weser und Elbe Hamenfischerei betreiben. Die Hamenfischerei ist eine passive und ortsfeste Fischerei unter Ausnutzung der Tidedrömung. Physische Beeinträchtigungen der Gewässersohle sind mit der Hamenfischerei nicht verbunden. Zielarten sind heute vor allem Stint (*Osmerus eperlanus*) und Aal (*Anguilla anguilla*), daneben auch Zander (*Sander lucioperca*) und Kabeljau (*Gadus morhua*). Im Übergangsbereich zu den Küstengewässern werden zudem auch Flunder (*Platichthys flesus*), Scholle (*Pleuronectes platessa*), Seeszunge (*Solea solea*) und Krabben mit Baumkurren befishet. Der Fang mit Baumkurren ist mit erheblichen Störungen und Schädigungen des Lebensraums am Gewässergrund verbunden.

Im Rahmen der Fahrrinnenunterhaltung kommt es zu **Sandentnahmen** im Ästuar der Ems (Deutscher Bundestag 2017). Zum Einfluss der Sandentnahmen auf die Artenvielfalt in Ästuaren liegen keine Kenntnisse vor.

#### 5.4.5.3 Verschmutzung in Ästuaren

Bedingt durch ihre Lage am Ende der zufließenden Flüsse, integrieren die Ästuar praktisch alle stofflichen Belastungen aus den Einzugsgebieten (<https://tinyurl.com/2tjpdrt4>, WWF 2008). Ihre historische Belastung durch Nähr- und Schadstoffe aus flächenhaften und punktuellen Quellen sowie der generelle Rückgang der Belastungen infolge der Abwasserbehandlung seit etwa den 1980er-Jahren sind daher vergleichbar mit denen der Fließgewässer (vgl. Kap. 5.4.2). Dennoch sind die Nährstoffkonzentrationen in den Ästuaren der Nord-

und Ostsee nach wie vor erhöht (BMUV & UBA 2022). Aufgrund der Ablagerung von Feinsedimenten (Sand, Schlamm) bilden Ästuare eine Senke für solche Schwermetalle und organische Verbindungen, die an Feinsedimentpartikel gebunden sind (Schuchardt et al. 2007). Bis in die 1980er-Jahre wurden die natürlichen Hintergrundwerte einzelner Schwermetalle in der Untereider und Unterems um den Faktor 2–3 überschritten, in der Untereibe um den Faktor 3–30 und in der Unterweser um den Faktor 8–40 (Schuchardt et al. 1993). Maßnahmen zum Gewässerschutz haben seit 1980 zu einer Verringerung der Belastung mit Schwermetallen geführt (Bakker et al. 2005; Steffen & Rischbieter 1998), in der Elbe vor allem nach der Wiedervereinigung (Bakker et al. 2005). Zur Auswirkung der Verschmutzung auf die Artenvielfalt der Ästuare liegen keine Erkenntnisse vor.

#### 5.4.5.4 Klimawandel in Ästuaren

Durch den Ausbau der Nordseeästuar zu Schifffahrtsstraßen wurden sowohl die Menge als auch die Geschwindigkeit der Wassermassen erhöht, die bei Sturmflut in die Flussmündung eindringen (WWF 2008). Infolge des Klimawandels wird der Meeresspiegel bis 2050 um etwa 55 cm ansteigen. Für die Nordsee wurde auf Basis von Zeitreihen ein mittlerer Meeresspiegelanstieg von 1,6–1,8 mm pro Jahr ermittelt (Brosseur et al. 2017). Bis zum Ende des 21. Jahrhunderts sind eine Zunahme der Sturmstärken um 3 bis 7 % und eine Erhöhung der Sturmflutwasserstände um 60 bis 80 cm zu erwarten (WWF 2008). Vor diesem Hintergrund werden die Schutz- und Erhaltungsziele der europäischen Natura-2000-Gebiete nicht ohne umfangreiche Gegenmaßnahmen zu erreichen sein; Salzwiesen in den äußeren Ästuaren, Auwälder sowie ökologisch wertvolle Flachwasserbereichen im inneren Ästuar werden verloren gehen (WWF 2008). Die Lebensräume von Brut- und Rastvögeln werden zerstört. Häufigere Überschwemmungen gefährden die Vogelbrut.

Neben extremen Hochwassersituationen in Küstennähe werden sich aber auch erhöhte Wassertemperaturen und Niedrigwasserphasen in den Ästuaren und ihren Zuflüssen negativ auswirken. Die ohnehin schon massiven Sauerstoffprobleme der Zuflüsse und Ästuare beider Meere während der Sommermonate werden sich dadurch weiter verschärfen (WWF 2008).

Aufgrund des fehlenden Tideinflusses und der insgesamt geringeren Dynamik der Wasserstände in den Ostseeästuar fallen die für 2050 und 2100 projizierten Klimawandeleinflüsse geringer aus (Seiffert et al. 2014). Modellergebnisse für die Schlei prognostizieren einen stärkeren Wasseraustausch zwischen Ästuar und Ostsee

und infolgedessen eine verbesserte Abfuhr von Nähr- und Schadstoffen.

#### 5.4.5.5 Invasive Arten in Ästuaren

Eine ausführlichere Darstellung der Rolle invasiver Arten als direkter Treiber (des Verlustes) der Artenvielfalt in marinen Lebensräumen erfolgt im Kapitel 6. Der Kenntnisstand zu invasiven Neobiota in den Ästuaren von Nord- und Ostsee ist lückenhaft, wobei Nehrig & Klingenstein bereits 2008 davon ausgingen, dass von den seinerzeit 126 nachgewiesenen gebietsfremden Arten etwa 20 % invasiv waren und eindeutig negative Effekte auf die heimische Biodiversität der Ästuare hatten (Nehring & Klingenstein 2008). Die negativen Effekte gehen vor allem von der direkten Konkurrenz um Nahrung und Lebensraum mit einheimischen Arten aus, da invasive Arten (z.B. Grobgerippte Körbchenmuschel *Corbicula fluminea*, Chinesische Wollhandkrabbe *Eriocheir sinensis* oder Englisches Schlickgras *Spartina anglica*) meist sehr schnell große Individuendichten erreichen können. Der starke Schiffsverkehr und damit der Import von invasiven Arten sowie ihre oft hohe Salztoleranz begünstigen die Ausbreitung in den schwach bis mäßig salzhaltigen (brackigen) Ästuaren. Hinsichtlich der Erfassung invasiver Arten ist festzustellen, dass meist nicht zwischen einem Vorkommen in Küstengewässern und Ästuaren unterschieden wird.

### 5.4.6 Seen

#### 5.4.6.1 Strukturelle Veränderungen in Seen

Die Uferzone ist der Teil eines Sees mit der größten Habitatdiversität. Kleinskalig können sich Habitate wie Steine, Kies, Makrophyten, Schilf oder untergetauchte Baumwurzeln abwechseln. In vielen Seen ist diese Zone von weitreichenden strukturellen Veränderungen, bedingt durch Ufersicherungsmaßnahmen wie Steinmauern und Uferbefestigungen und allgemein den menschlichen Siedlungsdruck, betroffen. So hat sich zum Beispiel die Siedlungsdichte am Bodensee seit den 1960er-Jahren verdoppelt (Schmieder 2004). Mittlerweile werden fast 20 % der Uferfläche für Schifffahrtsanlagen (Häfen, Schiffslandestellen, Steganlagen, Bojenfelder) benötigt und weitere 8 % für Strandbäder und Campingplätze (Güde & Straile 2016). Die strukturellen Veränderungen in der Uferzone beeinflussen die Makroinvertebraten-Lebensgemeinschaften der Seen (Brauns et al. 2007; 2011). Nimmt die Habitatdiversität der Uferzone ab, wirkt sich dies negativ auf die Biodiversität (Brauns et al. 2007) sowie auf die Zahl der Verknüpfungen im Nahrungsnetz von Artengemeinschaften aus (Brauns et al. 2011). Zudem wirkt sich eine struktureiche Uferzone

mit Flachwasserzonen vorteilhaft auf die Struktur von Fischlebensgemeinschaften aus (Radinger et al. 2023).

#### 5.4.6.2 Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcennutzung in Seen

Einflüsse der Landnutzung auf Seen sind vor allem mit dem Eintrag von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln verbunden und werden weiter im nachfolgenden Abschnitt diskutiert.

Auch das Wasser aus Seen wird als Ressource genutzt, was gleichermaßen für natürliche Seen und Stauseen gilt. Deutschlandweit werden gut 12 % des Trinkwassers aus Seen und Talsperren gewonnen (BMUB & UBA 2017). Aus dem Bodensee, dem größten Trinkwasserspeicher Europas, werden pro Jahr 170 Mio. m<sup>3</sup> Wasser entnommen. Da die Trinkwasserentnahme zum größten Teil zu einer Ableitung des Wassers aus dem Bodenseeeinzugsgebiet führt, hat dies einen – wenn auch im Verhältnis zum natürlichen Abfluss und zur Verdunstung geringen – Einfluss auf den Wasserstand des Bodensees.

Zukünftig kann es verstärkt zur thermischen Nutzung von Seen kommen, deren Wasserkörper je nach Größe und Jahreszeit mal kälter (Sommer) und mal wärmer (Winter) ist als die Lufttemperatur. Diese thermische Nutzung wird von der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) als unbedenklich für das Mischungsverhalten und die Ökologie des Bodensees eingestuft (<https://tinyurl.com/yc3x5tc8>). In kleineren Seen können die Entnahme und Wiedereinspeisung von erwärmtem Kühlwasser jedoch zu einem Temperaturanstieg sowie zu einem veränderten Mischungsverhältnis führen, wie beispielsweise im Stechlinsee in Brandenburg, der dem Atomkraftwerk Rheinsberg von 1966 bis 1990 als Kühlwasserquelle diente (Kirillin et al. 2013). Durch eine Optimierung der Wasserausleitung aus Talsperren kann eine Temperaturbelastung weiter flussabwärts der Talsperre verringert werden (Weber et al. 2017). Anstelle einer Ausleitung von kaltem (und meist sauerstoffarmem) Tiefenwasser sollte die Entnahmetiefe so gewählt werden, dass die Wassertemperatur des ausgeleiteten Wassers mit der Temperatur im unterhalb gelegenen Flusslauf übereinstimmt.

#### 5.4.6.3 Verschmutzung in Seen

Während des letzten Jahrhunderts und verstärkt nach dem Ende des 2. Weltkriegs stieg die Nährstoffbelastung insbesondere durch Phosphor in vielen Seen Deutschlands rapide an. Trotz der seit den 1970er-Jahren eingeleiteten Maßnahmen sind auch heute noch viele Seen in Deutschland stark durch Nährstoffeinträge belastet. Etwa ein Drittel der Seen ist aufgrund ihrer Phyto-

planktonzusammensetzung in einem unbefriedigenden oder schlechten Zustand gemäß Wasserrahmenrichtlinie (BMUV & UBA 2022). Die zu hohe Nährstoffbelastung kann Massenvorkommen von giftigen Blaualgen (Cyanobakterien) verursachen (Chorus & Welker 2021) und zu einer verringerten Sauerstoffkonzentration bis zu sauerstofffreien Bedingungen im Tiefenwasser führen (Jenny et al. 2016). Damit einher geht eine Abnahme der Artenvielfalt, insbesondere von Fischen und Wirbellosen (Weinke & Biddanda 2018) sowie an Nährstoffarmut angepassten Arten des Phytoplanktons.

In Seen, in denen die Nährstoffzufuhr vor allem über punktuelle Quellen erfolgte (z. B. Bodensee und Müggelsee), gelang es durch das Verbot von Phosphaten in Waschmitteln und den Bau von Kläranlagen im Einzugsgebiet der Seen (inklusive der Ringkanalisation zur Umleitung von Schadstofffrachten um belastete Seen), die Nährstoffbelastung deutlich zu reduzieren. Diese Seen reagierten mit einer Verbesserung des ökologischen Zustands und einer Rückkehr vieler Makrophytenarten, die im Laufe der Eutrophierung verschwunden waren (Hilt et al. 2013; Murphy et al. 2018). Im Gegensatz dazu sind viele Seen, in denen flächenhafte (diffuse) Nähr- und Schadstoffquellen dominieren (vor allem in landwirtschaftlich genutzten Gebieten), weiterhin ökologisch mangelhaft; sie erreichen die Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie nicht. Hinzu kommt, dass Klimaeffekte positiven Trends durch länger andauernde thermische Schichtung und damit einhergehende Nährstoffrücklösung aus dem Sediment entgegenwirken (Kap. 5.4.6).

Die Auswirkungen der Nährstoffbelastung auf planktonische Lebensgemeinschaften (Phytoplankton und Zooplankton) sowie auf Fische sind für einzelne Seen in Deutschland gut mit Langzeitdaten dokumentiert (Chorus et al. 2020; Güde & Straile 2016; Köhler et al. 2005). Besonders lange Zeitreihen existieren für den Bodensee, der schon seit einem Jahrhundert intensiv untersucht wird. Die Daten zeigen, dass eine Nährstoffanreicherung zu einer Zunahme der Phytoplankton- und Zooplanktonbiomasse sowie der gesamten Fischereierträge (meist fischereilich wenig geschätzter Fischarten) führte (Güde & Straile 2016). Damit einhergehend, kam es aber zu Verschiebungen des Artenspektrums; beim Phytoplankton nahmen giftige Blaualgen (Cyanobakterien) und Grünalgen (Chlorophyta und Charophyta) zuungunsten von Goldalgen (Chrysophyta) und Panzergeißlern bzw. Panzeralgen (Dinophyta) zu, beim Zooplankton nahmen Wasserflöhe (Cladocera) zuungunsten von Ruderfußkrebse (Copepoda) zu. Die starke Sauerstoffzehrung über dem Sediment sowie die Ausfischung der im eutrophen Bodensee schnell wach-

senden Bodenseefelchen (*Coregonus* sp.) vor ihrer Reproduktion führten zu einem Einbruch des Fangertrags der Felchen, der wichtigsten Fischart für die Bodenseefischerei. Eine Felchenart, der Bodensee-Kilch (*Coregonus gutturosus*), der vor allem im tiefen Bereich des Sees vorkam, starb während dieser Zeit sogar aus. Für den Bodensee und andere Seen ist vor allem die Phase der rückläufigen Nährstoffbelastung gut dokumentiert. Die Langzeitdaten dieser Seen zeigen, dass bei erfolgreicher Verringerung der Nährstoffeinträge manche eutrophierungsbedingten Veränderungen wieder rückgängig gemacht werden konnten – oftmals aber mit erheblicher Zeitverzögerung nach dem Rückgang der Nährstoffe (Chorus et al. 2020; Jeppesen et al. 2005). Zum Beispiel nahm die Bedeutung von Cyanobakterien im Bodensee (Jochimsen et al. 2013) sowie in verschiedenen Berliner Seen (Chorus et al. 2020; Köhler et al. 2005) wieder ab.

Für manche Seen existieren paläolimnologische Untersuchungen, die Veränderungen der Lebensgemeinschaften über Jahrzehnte bis Jahrtausende dokumentieren (z. B. Alefs & Müller 1999, Milan et al. 2022). Paläolimnologische Untersuchungen dokumentieren, dass sich die Lebensgemeinschaften (z. B. Kieselalgen, Zuckmücken und Wasserflöhe) sehr stark mit der Eutrophierung der Seen verändert haben. In Seen, in denen die Nährstoffbelastung erfolgreich verringert wurde, dokumentieren sie aber auch eine zumindest partielle Rückkehr hin zu den Lebensgemeinschaften, die vor der Eutrophierung vorhanden waren. Längere Zeitreihen existieren vereinzelt für Gemeinschaften höherer Wasserpflanzen (Hilt et al. 2013; Murphy et al. 2018), sind aber sehr selten für Wirbellose des Gewässergrundes verfügbar.

Mikroplastikpartikel finden sich in allen Seen der Welt und können ähnliche Konzentrationen erreichen wie stark belastete marine Gebiete (Nava et al. 2023). Die Mikroplastikbelastung wurde u. a. für den Stechlinsee (Nava et al. 2023), den Tollensesee (Tamminga & Fischer 2020) und das Schweizer Ufer des Bodensees (Faure et al. 2015) untersucht. Mikroplastik wird nicht nur in Umweltproben, sondern auch in Seeorganismen nachgewiesen; mit einem Anteil von 16,5 % der untersuchten Individuen war die Mikroplastikbelastung von Fischen in sechs Seen Süddeutschlands zwar gering (Roch et al. 2019), die Zahl bezieht sich allerdings auf Plastikpartikel mit einer Größe über 40 µm. Wahrscheinlich sind aber mehr als 95 % der tatsächlich vorkommenden Mikroplastikpartikel kleiner als 40 µm, sodass unter Einbezug auch dieser kleinen Partikel von einem wesentlich höheren Anteil belasteter Fische ausgegangen werden muss (Roch et al. 2019).

#### 5.4.6.4 Klimawandel in Seen

Die Klimaerwärmung hat vielfältige Auswirkungen auf Seen; für viele Regionen wurden bereits eine Erhöhung der Oberflächentemperatur (O'Reilly et al. 2015), eine Verringerung der Dauer der Eisbedeckung (Sharma et al. 2019), veränderte Mischungseigenschaften (Woolway & Merchant 2019, Peeters et al. 2007), eine erhöhte Verdunstung (Zhao et al. 2022) sowie eine verringerte Sauerstoffkonzentration (Jane et al. 2021) dokumentiert. Auch für deutsche Seen und Talsperren konnten vielfältige Einflüsse des Klimawandels dokumentiert werden. Die Klimafolgenforschung an Seen hat damit sehr eindrücklich die Bedeutung von Langzeituntersuchungen hervorgehoben, anhand deren generelle und seespezifische Veränderungen dokumentiert werden konnten. Zudem wurden weitere Veränderungen in Abhängigkeit verschiedener Erwärmungsszenarien mit Simulationsmodellen prognostiziert (z. B. Shatwell et al. 2019, Gronchi et al. 2023).

Deutliche Zunahmen der Wassertemperatur von teilweise über 1°C wurden für den Bodensee (von 1962 bis 2015 in 0,5 m Tiefe, IGKB 2015), den Müggelsee (1985–2009, O'Reilly et al. 2015) und die Rappbode Talsperre (1971–2016, Oberfläche, Wentzky et al. 2018) beobachtet. Die Konsequenzen der bereits beobachteten und zukünftigen Erwärmung sind vielfältig und abhängig von der Lage des Sees und vom Seentypus (z. B. Gronchi et al. 2023; Shatwell et al. 2019). In flachen, innerhalb eines Jahres häufig durchmischten (polymiktischen) Seen wie dem Müggelsee führen höhere Sommertemperaturen zu längeren Phasen mit thermischer Schichtung, die wiederum verstärkte Sauerstoffzehrung und Freisetzung von Nährstoffen aus dem Sediment bedingt (Wilhelm & Adrian 2008). Nährstofffreisetzung aus dem Sediment wird auch als wahrscheinlichste Ursache für die Eutrophierung – trotz unveränderter externer Nährstoffzufuhr – des tiefen Stechlinsees im letzten Jahrzehnt diskutiert (Kröger et al. 2023), wahrscheinlich bedingt durch erwärmungsbedingt stärkere und länger andauernde Stratifizierungsphasen und verstärkt durch ein Extremereignis (Selmezy et al. 2019). Diese Beispiele zeigen, dass in vielen Seen höhere Temperaturen unerwünschte Eutrophierungssymptome verstärken (Kakouei et al. 2021), sodass zur Erhaltung des Status quo unter zukünftigen Klimaszenarien die externe Nährstoffzufuhr stärker vermindert werden müsste (Mooij et al. 2005). Dies trifft insbesondere auch auf Massenvorkommen von giftigen Cyanobakterien zu, die neben erhöhten Nährstoffkonzentrationen auch durch klimawandelverursachte höhere Temperaturen und eine stabilere Schichtung des Wasserkörpers begünstigt wer-

den (Jöhnk et al. 2008; Wiedner et al. 2007). Die Interaktion zwischen den beiden Stressoren Eutrophierung und Klimawandel ist allerdings abhängig vom Seentypus. Während in flachen Seen höhere Temperaturen Eutrophierungseffekte eher verstärken (Meerhof et al. 2022), führen eine verringerte Wintermischung in tiefen Seen (Peeters et al. 2007) und eine erhöhte Stabilität der Wassersäule im Sommer zu einer verringerten Primärproduktion. Dieser seentypusspezifische Einfluss der Klimaerwärmung trägt vermutlich zu dem von Kraemer et al. (2017) beobachteten Unterschied in der Reaktion von nährstoffreichen (hohe Chlorophyll-*a*-Konzentration) und nährstoffarmen (niedrige Chlorophyll-*a*-Konzentration) Seen auf die Klimaerwärmung bei.

Die einschlägigsten bislang nachgewiesenen Reaktionen von Organismen auf diese Veränderungen sind Verschiebungen in ihrer Phänologie (z. B. Gerten & Adrian 2002; Straile 2002). Solche Verschiebungen beinhalten die Gefahr eines phänologischen »mismatch«, das heißt der Störung von Nahrungsnetzinteraktionen zwischen Produzenten und Konsumenten bzw. zwischen Beute und Räuber aufgrund unterschiedlicher Temperaturreaktionsnormen. Allerdings wurden angesichts der Vielzahl beobachteter Phänologieverschiebungen bislang nur wenige eindeutige Belege für solche Störungen veröffentlicht (Thackeray 2012).

#### 5.4.6.5 Invasive Arten in Seen

Insbesondere die größeren und weniger isolierten Seen sind einem starken Druck durch gebietsfremde Arten ausgesetzt. Zum Beispiel sind im Bodensee inzwischen mehr als 35 gebietsfremde Arten nachgewiesen (Güde & Straile 2016), die in Bezug auf Häufigkeit und Biomasse insbesondere die Wirbellosen des Gewässergrundes dominieren und somit zu einer Verdrängung einheimischer Arten beigetragen haben.

Die Auswirkungen invasiver Arten auf Lebensgemeinschaften sind sehr vielfältig, jedoch zumeist artspezifisch. Der Einfluss einzelner Arten kann das ganze Ökosystem betreffen, wenn z. B. Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) die vorhandenen Makrophyten eliminieren (Bonar et al. 2002) und so verhindern, dass trotz einer etwaigen Verringerung der Nährstoffbelastung der See von einem phytoplankton- zu einem makrophytendominierten Zustand wechselt. Im Gegensatz dazu kann durch die Einschleppung von filtrierenden Muscheln wie z. B. der Zebra-*Dreissena polymorpha* der Wechsel hin zu einem makrophytendominierten System sogar gefördert werden (Reeders & de Vaate 1990; Wegner et al. 2019). Im Bodensee hat die Einschleppung der Zebra-*Dreissena* in den 1960er-Jah-

ren zudem zu einer erhöhten Attraktivität des Sees für überwinternde Wasservögel geführt (Werner & Bauer 2012). Die Kontextabhängigkeit des Einflusses von Invasionsereignissen zeigt sich im Bodensee durch die Einschleppung der Quagga-*Dreissena bugensis*, einer mit der Zebra-*Dreissena* verwandten Art. Angesichts der mittlerweile zurückgegangenen Nährstoffbelastung wird befürchtet, dass die Quagga-*Dreissena* zu einer weiteren Reduktion der Phyto- und Zooplanktonbiomasse und des Wachstums der Bodenseefelchen (*Coregonus wartmanni*) führen wird (Haltiner et al. 2022). Zu diesen ökosystemweiten Einflüssen können spezifische Auswirkungen kommen, die nur einzelne Arten betreffen. So werden z. B. Teichmuscheln (*Anodonta* spp.) durch *Dreissena*-Arten zurückgedrängt (LfW 2002), während einheimische Krebsarten durch invasive Krebse wie den Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) und die Krebspest (*Aphanomyces astaci*) zurückgehen (Chucholl 2011). Die Einwanderung oder Einschleppung von gebietsfremden Arten in Seen wird von Klimawandel und Eutrophierung begünstigt. So wird vermutet, dass höhere Wassertemperaturen zur Ausbreitung des filamentösen Cyanobakteriums *Cylindrospermopsis raciborskii* in europäischen Seen geführt haben (Wiedner et al. 2007).

### 5.4.7 Kleine Stillgewässer

#### 5.4.7.1 Strukturelle Veränderungen in kleinen Stillgewässern

Zu den strukturellen Veränderungen von kleinen Stillgewässern gehören Veränderungen der Form, der Größe, der Sedimentation, der Vernetzung und des hydrologischen Regimes, die von verschiedenen natürlichen und anthropogenen Faktoren beeinflusst werden (Poikane et al. 2020). Spezielle Studien zu strukturellen (hydromorphologischen) Veränderungen kleiner Stillgewässer in Deutschland liegen nicht vor. Nachfolgend werden hydromorphologische Veränderungen jedoch im Zusammenhang mit Landnutzung und Klimawandel diskutiert. Das meist nutzungsbedingte Fehlen einer gewässertypischen Ufervegetation fördert den Eintrag von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln und reduziert die Habitatvielfalt im Gewässer (JKI 2021).

#### 5.4.7.2 Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme in kleinen Stillgewässern

Kleine Stillgewässer wurden oftmals als störende Elemente der intensiv genutzten Agrarlandschaft wahrgenommen und beseitigt. Damit verloren viele Arten wie z. B. die stark gefährdete Rotbauchunke (*Bombina bom-*

*bina*) sowie andere Amphibien- und Libellenarten ihren Lebensraum (BMU & BfN 2021; IGB 2023). Die Intensivierung der Landnutzung in Verbindung mit einer landschaftsweiten Nährstoffanreicherung führte zu einer Abnahme der biologischen Vielfalt von Eukaryoten, Bakterien und Archaeen in den Söllen der Uckermark in Nordostdeutschland (Bizic et al. 2022; Ionescu et al. 2022). Seit der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts sind die Sölle in Nordostdeutschland durch die intensive Landnutzung stark bedroht und wurden vielfach beseitigt. Dies führte zu Konflikten zwischen der Landwirtschaft und dem Naturschutz.

#### 5.4.7.3 Verschmutzung in kleinen Stillgewässern

Mit der Intensivierung der Landwirtschaft einhergehen meist erhöhte Einträge von Nährstoffen (Eutrophierung) und Pestiziden. Die Eutrophierung von Söllen hat meist negative Effekte auf die Biodiversität (Kalettka et al. 2001; Kalettka & Rudat 2006; Musseau et al. 2022). Hintergrund ist die zunächst hohe pflanzliche Biomasseproduktion (Algen, Makrophyten), die später zu einem Sauerstoffdefizit im Wasser und schließlich zur internen Freisetzung von Phosphor im Sediment führt (Lischeid & Kalettka 2012). Eine Studie im Nordosten Brandenburgs zeigt die Auswirkungen der Eutrophierung auf Rädertiergemeinschaften (Rotifera) von Söllen. Dabei wirkten sich die durch Düngemittel erhöhte Primärproduktion sowie die Versalzung (viele Düngemittel enthalten z. B. Chlorid) negativ auf die Biodiversität der Rädertiere aus (Onandia et al. 2021). Die Primärproduktion von Algen in Söllen wird durch erhöhte Nährstoffeinträge aus angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen gefördert (Lischeid & Kalettka 2012).

In versauerten Stillgewässern verändern sich die Räuber-Beute-Beziehungen aufgrund des Fehlens von Beutefischen (Bendell & McNicol 1987; Schilling et al. 2009). Extrem saure pH-Werte (< 3) wirken sich nachteilig auf Libellen aus, während eine moderate Versauerung den Artenreichtum von Libellen erhöht.

Pflanzenschutzmittel stellen eine häufige Belastung für Arten in kleinen Stillgewässern dar, wenn die Stillgewässer von landwirtschaftlichen Flächen umgeben sind (Wijewardene et al. 2021).

#### 5.4.7.4 Klimawandel in kleinen Stillgewässern

Kleine Stillgewässer können bei lang anhaltender Trockenheit vorübergehend austrocknen. Für die ohnehin sehr niederschlagsarmen Regionen im Osten Brandenburgs wird beispielsweise ein Verlust von 70 bis 80 % der Sölle und anderer kleiner Stillgewässer infolge von Austrocknung angenommen (<https://tinyurl.com/2jbp4cmh4>).

In Baden-Württemberg verschwanden seit den Hitzesommern 2018 und 2019 so viele kleine Stillgewässer, dass mit einem lokalen Verschwinden von Arten zu rechnen ist (ABS 2020). Selbst häufige Arten wie Grasfrosch und Erdkröte haben zum Teil erhebliche Bestandseinbußen erlitten. Für Berlin führt der Kleingewässerreport 2020/21 des BUND bei etwa der Hälfte der 353 untersuchten kleinen Stillgewässer (inklusive Pfuhe, Weiher, Teiche, Tümpel und künstliche Regenrückhaltebecken) Belastungen wie Trockenfallen oder Verkräutung auf; etwa 10 % der Kleingewässer waren nicht mehr als solche erkennbar (<https://tinyurl.com/2g7xvbol>). Dies kann zu einem massiven regionalen Rückgang von Amphibien führen (BfN 2020; Haubrock & Altrichter 2016).

#### 5.4.7.5 Invasive Arten in kleinen Stillgewässern

Invasive Arten sind eine Gefahr für Amphibien- und Wirbellosengemeinschaften kleiner Stillgewässer (Butchart et al. 2010; Dobler et al. 2022; Herrmann et al. 2022). Invasive Süßwasserkrebse wie der Kalikokrebs (*Faxonius immunis*), der erstmals 1993 im Oberrheintal entdeckt wurde (Gelmar et al. 2006) und sich seitdem entlang des Hauptstroms und seiner Altarme sowie in Teichen, die zu Naturschutzzwecken angelegt wurden, ausbreitet, können eine Bedrohung für einheimische Arten darstellen, z. B. für das Lilienkraut (*Leucorrhina caudalis*) oder den Europäischen Laubfrosch (*Hyla arborea*) (Herrmann et al. 2018; Herrmann et al. 2022). In der Studie von Herrmann et al. (2022) wurde der invasive Flusskrebs *F. immunis* als treibender Faktor für Rückgänge in Abundanz und Diversität von Makroinvertebraten in Teichen südlich von Karlsruhe identifiziert. Invasive Fischarten wirken sich negativ auf Amphibien aus (Haubrock et al. 2021; Remon et al. 2016), kommen jedoch oftmals nur isoliert in einzelnen kleinen Stillgewässern vor (Bernardo et al. 2011; Bubb et al. 2004). Die Chinesische Teichmuschel (*Sinanodonta woodiana*) hat sich in ganz Bayern ausgebreitet und möglicherweise Auswirkungen auf heimische Muschelarten in Fischteichen (Dobler et al. 2022). Kleine Stillgewässer sind darüber hinaus besonders anfällig für Massenvorkommen invasiver Wasserpflanzenarten, was zu einer Verringerung der Artenvielfalt und Beeinträchtigung des ökologischen Gleichgewichts führen kann. Die invasive Pflanzenart Drüsiges Springkraut (*Impatiens glandulifera*) beispielsweise entwickelt meist sehr dichte Bestände, in denen wegen Lichtmangels keine anderen Pflanzen wachsen können. Entlang von Fließgewässern verdrängt *Impatiens glandulifera* die einheimische Ufervegetation (<http://tinyurl.com/2ppubjuw>).

## 5.4.8 Niedermoore

### 5.4.8.1 Strukturelle Veränderungen in Niedermooren

Zur Rolle von strukturellen Veränderungen in Niedermooren liegen keine Erkenntnisse vor.

### 5.4.8.2 Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme in Niedermooren

Infolge der Kultivierung vieler Moorflächen für die Landwirtschaft kam es vor allem in Norddeutschland zur Entwässerung und Degradierung von Mooren (Gerken 1983). Die Entwässerung und Zerstörung von Moorflächen in Deutschland begann im 18. Jahrhundert (Mooratlas 2023). Bereits im Jahr 1765 erließ Friedrich II. das Urbarmachungsedikt, wonach Siedler in den Mooren Gebieten in Ostfriesland Flächen zur Entwässerung gestellt bekamen. Großflächige Entwässerungsmaßnahmen fanden etwa ab dem Ersten Weltkrieg statt, um die Moorflächen landwirtschaftlich nutzbar oder für den Menschen bewohnbar zu machen. Ab etwa 1935 übernahm der Reichsarbeitsdienst in verschiedenen Teilen Deutschlands die Entwässerung von Moorflächen. Im Rahmen des Emslandplans erfolgte ab 1950 die Entwässerung von 17.000 ha Moorflächen im Emsland, die die Bundesregierung mit 2 Mrd. DM unterstützte. Aus Moorflächen wurden Ackerflächen, die bis heute intensiv landwirtschaftlich genutzt werden.

Während vor der Kultivierung noch etwa 5 % der Fläche Deutschlands (ca. 10 % der Fläche Norddeutschlands) von Mooren (inklusive Nieder-, Übergangs- und Hochmooren) bedeckt waren, sind heute über 98 % der Moore entwässert, abgetorft, bebaut oder landwirtschaftlich und forstwirtschaftlich genutzt (Joosten et al. 2017; <https://tinyurl.com/2kb6w6r8>). Damit stellt die Landnutzung einen wesentlichen Treiber des Biodiversitätsverlustes von Mooren in Norddeutschland dar. Detaillierte Angaben zum Verlust einzelner Artengruppen liegen nicht vor.

Torf war früher der wichtigste Rohstoff, den Menschen aus den Mooren nutzten. Torf besteht aus abgestorbenen Pflanzenteilen, die aufgrund des hohen Wasserstandes im Moor nicht durch Mikroorganismen abgebaut und mineralisiert werden können. Dadurch konnten sich im Laufe der Moorentwicklung über Jahrhunderte mächtige, zum Teil viele Meter dicke Torfschichten bilden. Die Nutzung von Torf als Brennstoff fand bereits in der Bronzezeit vor über 4.000 Jahren statt. Ab etwa 1850 wurde Torf aufgrund der Holzknappheit zeitweise zum wichtigsten Energieträger in Norddeutschland (Mooratlas 2023). Ab Mitte des 20. Jahrhunderts und bis heute wird Torf als Rohstoff für Pflanzensubst-

rate im Gartenbau genutzt. 95 % der deutschen Torfabaugebiete liegen in Niedersachsen. Hier wurden 2019 noch rund 4,7 Mio. m<sup>3</sup> Torf abgebaut (<http://tinyurl.com/3h7sfa2n>), wobei der Naturschutzbund Deutschland noch von 6,5 Mio. m<sup>3</sup> jährlich ausgeht (<https://tinyurl.com/3m73jvy8>). Die Nachfrage des Gartenbaus allein in Deutschland beträgt demnach ca. 9 Mio. m<sup>3</sup> jährlich, weshalb zusätzlich Torf aus dem Baltikum importiert werden muss (<https://tinyurl.com/3m73jvy8>).

Aufgrund seiner hormonähnlichen Substanzen und Huminsäuren wirkt Torf gegen Bakterien, Viren und Entzündungen. Er gilt daher als Naturheilmittel und wird bis heute auch in kleinsten Mengen in Moorbädern und für Moorpackungen genutzt. Auch die Biomassenutzung aus nassen Niedermooren (Paludikultur) hat Tradition: Dachreet wird seit Jahrhunderten an der Küste geerntet und als Baumaterial verwendet. Die Ressourcenentnahme im Rahmen der Paludikultur wird zukünftig stark ansteigen (Joosten et al. 2016; UBA 2022). Die Auswirkungen von Wiedervernässung und Paludikultur werden in Bezug auf die moortypische und moorspezifische Biodiversität überwiegend als positiv eingeschätzt (BfN 2021c; Martens et al. 2023; Tanneberger et al. 2022). Insbesondere für die Etablierung von Anbaupaludikulturen sollten ausreichend Flächen auf vormals für Acker oder Intensivgrünland genutzten Moorflächen vorgehalten werden (BfN 2021c; Tanneberger et al. 2021). Ab 2022/23 werden bundesweit in neun großflächigen Modell- und Demonstrationsvorhaben zur Paludikultur Erkenntnisse zur Auswirkung auf die Artenvielfalt gesammelt. Zur neuen Landnutzungsoption Moorphotovoltaik liegen bisher kaum Erkenntnisse vor; sie sollte daher zunächst nur auf stark degradierten Moorflächen und mit begrenzter Flächengröße umgesetzt werden, bis Erkenntnisse zur Auswirkung auf die Biodiversität vorliegen (GMC 2022).

### 5.4.8.3 Verschmutzung in Niedermooren

Zur Rolle von Verschmutzungen in Niedermooren liegen keine Erkenntnisse vor. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass Niedermoore im Umfeld landwirtschaftlicher Nutzung durch Düngung sowie durch atmosphärische Nährstoffeinträge belastet sind (<https://tinyurl.com/7rtn4upy>).

### 5.4.8.4 Klimawandel in Niedermooren

Es ist davon auszugehen, dass die mit dem Klimawandel verbundene Veränderung des Landschaftswasserhaushaltes insbesondere während länger anhaltender Dürreperioden zu einer noch stärkeren Degradierung der wenigen noch weitgehend naturnahen Nieder-

moorstandorte und der sie beherbergenden Biodiversität beitragen wird (Lorenz 2008; <http://tinyurl.com/sunaer27>). Für diese sowie alle in Zukunft wiedervernässten Moorfläche ist der Wasserrückhalt im Winterhalbjahr entscheidend, um die zukünftig anders verteilte Niederschlagsmenge optimal auszunutzen. Detaillierte Angaben zur Wirkung des Klimawandels auf die Artenvielfalt von Niedermooren liegen nicht vor.

#### 5.4.8.5 Invasive Arten in Niedermooren

Zur Rolle invasiver Arten in Niedermooren liegen keine Erkenntnisse vor.

### 5.4.9 Grundwasser

Grundwasser ist der bei Weitem größte limnische Lebensraum Deutschlands und in ganz Deutschland zu finden (BMUV & UBA 2022). Dadurch bedingt, sind nahezu alle Umweltveränderungen – auch in den anderen aquatischen und terrestrischen Lebensräumen – maßtäglich mit Einflüssen auf die Ressource Grundwasser und den Lebensraum Grundwasser verbunden.

#### 5.4.9.1 Strukturelle Veränderungen im Grundwasser

In Bezug auf das Grundwasser spielen vor allem hydrologische Veränderungen eine herausragende Rolle. Der Eintrag von Oberflächenwasser gehört zu den stärksten Treibern der Biodiversität von Grundwasserökosystemen (Datry et al. 2005; Hahn 2006; UBA 2014). Einträge treten sowohl lokal und regional infolge übermäätiger Grundwasserentnahmen als auch großflächig infolge des Klimawandels auf und befördern die Infiltration von Nähr- und Schadstoffen über das Oberflächenwasser (Uhl et al. 2022). Sinkende Grundwasserspiegel können gerade bei kleinen Aquiferen bis zur Austrocknung, also bis zum vollständigen Lebensraumverlust, fortschreiten.

Regional hat der Bergbau massive Auswirkungen auf die Grundwasservorkommen; die meisten Grundwasservorkommen mit einer Beeinträchtigung der verfügbaren Menge (schlechter mengenmäätiger Zustand gemäß Wasserrahmenrichtlinie) befinden sich in solchen Gebieten (UBA 2021c). Zudem können tiefbauliche Maßnahmen und Eingriffe wie die Anlage von Wohn- und Gewerbegebieten, Straßen, Tiefgaragen, U-Bahnen und sonstiger Infrastruktur örtlich zu einer physischen Zerstörung des Grundwasserleiters führen. Die fortschreitende Versiegelung bebauter Flächen beeinflusst die Grundwasserneubildung und wirkt sich negativ auf die Grundwasserökosysteme (Hahn 2021). Sichtbar wird dies z. B. durch sinkende Grundwasserstände, das Trockenfallen von Quellen und Bächen sowie das Versiegen von Brunnen.

#### 5.4.9.2 Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme im Grundwasser

Bei kaum einem Lebensraum ist eine einzugsgebietsbezogene Betrachtung so wichtig wie beim fast flächendeckend vorkommenden Grundwasser. Die Art der Landnutzung beeinflusst in hohem Maße sowohl den Landschaftswasserhaushalt – und damit die Oberflächenwasser-Grundwasser-Wechselwirkungen sowie die Grundwasserneubildung (Wohlrab et al. 1992) – als auch die stoffliche und thermische Belastung des Grundwassers.

In Deutschland werden rund 6 Mrd. m<sup>3</sup> Grundwasser pro Jahr genutzt, davon 3,6 Mrd. m<sup>3</sup> zur Trinkwassergewinnung. Auch wenn dies nur etwa 12 % des durchschnittlich neu gebildeten Grundwassers entspricht (<https://tinyurl.com/puez733f>), schließt dies keine örtliche oder regionale Übernutzung von Grundwasservorkommen aus. Grundwasserentnahmen zur Trinkwassergewinnung und zur landwirtschaftlichen Beregnung können so zum Absinken der Grundwasserstände führen (Hahn 2021; Uhl et al. 2022). Als Folge der Entnahme können durch hydraulische Kurzschlüsse in Kluffesteinsleitern höher gelegene kleine Grundwasservorkommen trockenfallen, was u. a. am Versiegen der dadurch gespeisten Quellen erkennbar ist.

#### 5.4.9.3 Verschmutzung im Grundwasser

Die landwirtschaftliche Nutzung von nahezu 50 % der Landesfläche Deutschlands geht vielerorts einher mit dem Eintrag von Nähr- und Schadstoffen in das Grundwasser. Nährstoffe gelangen in Form von Nitrat beispielsweise über die Düngung mit Gülle in das Grundwasser. Regional führte dies zu deutlich erhöhten Nitratkonzentrationen, der wichtigsten Ursache für das Verfehlen des guten chemischen Zustands (BMUV & UBA 2022). Hinzu kommen weitere Belastungen durch Pflanzenschutz- und Tierarzneimittel, organische Substanzen, Bakterien und Viren. (Hahn 2021). UBA (2014) und Matzke et al. (2017) fanden deutliche Zusammenhänge zwischen der Nitratkonzentration und der Grundwasserfauna. Tatsächlich aber ist Nitrat wohl vor allem als Indikator für die Intensität der Landnutzung zu werten (Matzke et al. 2017; UBA 2014). Die Europäische Arzneimittel-Agentur (2018) schätzt Grundwasserlebensgemeinschaften bezüglich stofflicher Belastungen um den Faktor 10 empfindlicher ein als Oberflächenwassergemeinschaften. Wie sich Verschmutzungen tatsächlich auf die Grundwasserökosysteme auswirken, ist bisher allerdings kaum erforscht.

In städtischen Gebieten treten oft mehrere Einflussfaktoren zusammen auf: Starke Schwankungen oder

Absenkungen der Grundwasserspiegel gehen einher mit stofflichen Einflüssen durch Altlasten (z. B. Schwermetalle, organochemische Verbindungen) und thermischen Veränderungen. In Berlin korreliert z. B. die Besiedlungsdichte der Grundwasserfauna mit der Einwohnerdichte, vermutlich als Folge der davon ausgehenden Belastungen. Insgesamt ist das Grundwasser der Innenstadt stark verarmt an mehrzelligen Organismen (Metazoen) (Hahn et al. 2013). Auch ist in Städten von einer erhöhten Grundwassertemperatur auszugehen (Menberg et al. 2013).

Typisch für Städte ist auch die Leckage (oder Exfiltration) aus defekten Abwasserkanälen, einer wichtigen Quelle für Nährstoffe, Schwebstoffe und mikrobielle Belastungen (Ellis & Bertrand-Krajewski 2010; Rutsch et al. 2008). Nach Angaben der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) sind bundesweit etwa 20 % der Abwasserkanäle so schadhaft, dass sie exfiltrieren und kurz- bis mittelfristig sanierungsbedürftig sind (Berger et al. 2016). Die bundesweite Studie ergab, dass die durchschnittliche Exfiltrationsrate aus Abwasserrohren in Deutschland bei etwa 1 mm pro m und Jahr liegt, was zu 9,8 % bzw. 17,2 % der Nitrat- bzw. Phosphatbelastung aus städtischen Systemen in die umliegende Umwelt beiträgt (Nguyen & Venohr 2021). Die höchste Exfiltrationsrate wurde in Regionen mit einem hohen Anteil an öffentlichen Abwasserkanälen, die älter als 40 Jahre sind, festgestellt.

#### 5.4.9.4 Klimawandel im Grundwasser

Bundesweit sinken im Durchschnitt die Grundwasserstände (<https://tinyurl.com/7aekkemu>), und die erneuerbaren Wasserressourcen gehen zurück (<https://tinyurl.com/53yes64f>). Dies führt örtlich zu teilweise dramatischen Änderungen im Landschaftswasserhaushalt und erhöhten Schadstoffeinträgen ins Grundwasser (Hahn 2021; Uhl et al. 2022).

Zwischen Grundwasserabsenkungen und Schadstoffeinträgen besteht ein enger Zusammenhang. Quantitätsprobleme verursachen deshalb zunehmend auch Qualitätsprobleme. Sinkende Grundwasserstände können zur Umkehr des hydraulischen Gradienten im Bereich von Fließgewässern führen. Bei einer solchen Druckumkehr verliert das Gewässer sein Wasser ins Grundwasser. Da sehr viele Fließgewässer teilweise hohe Anteile sogenannten Klarwassers, also gereinigtes Kläranlagenabwasser, führen (UBA 2018), wird dieses belastete Wasser ins Grundwasser infiltriert. Das Problem ist bisher kaum untersucht und sein Umfang noch nicht abzuschätzen. Allerdings ist davon auszugehen, dass es sich mit den

zunehmenden Auswirkungen des Klimawandels weiter verstärken wird (Uhl et al. 2022). Rückläufige Grundwasserneubildungsraten und sinkende Grundwasserstände können zum Trockenfallen von Grundwasserleitern und damit zum Lebensraumverlust führen.

Die mit dem Klimawandel verbundene Erwärmung des Grundwassers (Hemmerle & Bayer 2020) bedroht direkt auch dessen meist an kühles Wasser angepasste (kaltstenotherme) Lebensgemeinschaften (Griebler et al. 2016; Spengler 2017). Wie Spengler (2017) am Beispiel der Oberrheinebene zeigen konnte, existieren thermische Schwellenwerte, oberhalb derer die Grundwassergemeinschaften unter Verlust von kälteliebenden Arten »kippen«, d. h. sich sehr schnell in ihrer Zusammensetzung verändern.

#### 5.4.9.5 Invasive Arten im Grundwasser

Invasive, grundwasserspezifische (stygobionte) Arten sind für Deutschland bisher nicht bekannt. Lediglich der ökologisch anspruchslose (euryöke) und in Oberflächengewässern offensichtlich invasive Kleinkrebs *Acanthocyclops americanus* konnte aktuell vereinzelt im Grundwasser nachgewiesen werden (Höschel & Fuchs 2023, mündl. Mitt.).

#### 5.4.9.6 Andere direkte Treiber und Treiberinteraktionen im Grundwasser

Thermische Belastungen resultieren lokal auch aus der Nutzung des Grundwassers zur Gebäudewärmung (Wärmepumpen), was zur Abkühlung des Grundwassers führt. Zum Effekt der Abkühlung auf die Biodiversität im Grundwasser liegen keine Ergebnisse vor.

## 5.5 Indirekte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt in Binnengewässern und Auen

### 5.5.1 Einleitung

Zu den indirekten Treibern für Veränderungen der Biodiversität von Binnengewässern und Auen zählen politisch-rechtliche, wirtschaftlich-technologische und gesellschaftliche Institutionen und Rahmenbedingungen, die einen Einfluss auf die Biodiversität haben. Indirekte Treiber sind nicht statisch und können gezielt verändert werden, um Biodiversität zu fördern und zu schützen. Beispielsweise wurde 1976 das Abwasserabgabengesetz (AbwAG) verabschiedet und damit ab 1981 eine zunächst sehr moderate Abwasserabgabe als ökonomisch wirkendes Lenkungsinstrument eingeführt. Allein die Ankündigung, dass die Verschmutzung von Wasser verteuert werden soll, führte dazu, dass Industrie und Wasserent-

sorger erhebliche Anstrengungen unternahmen, um die Klärtechnik zu verbessern. Ab Mitte der 1970er- bis in die 1990er-Jahre konnte die Gewässergüte so deutlich verbessert werden. Mit Verabschiedung der Abwasserverordnung 1997 wurden dann Mindestanforderungen für die Einleitung von Abwasser in Oberflächengewässer festgelegt, wodurch aquatische Ökosysteme wesentlich besser vor Schadstoffen geschützt wurden (Faber et al. 1989; Klauer et al. 2016).

Gesetze und Verordnungen, wirtschaftliche Anreize, die Förderung von Technologien und Veränderungen von Gewohnheiten und Verhaltensweisen sind alles indirekte Treiber, die Einfluss auf die Biodiversität haben können, indem sie menschliches Verhalten verändern. Um indirekte Treiber gezielt zum Biodiversitätsschutz einzusetzen oder auch um negative Auswirkungen mancher indirekter Treiber auf die Biodiversität zu analysieren, ist eine möglichst gute Kenntnis der Treiber und ihrer komplexen Wirkungsweisen erforderlich. Die Implementierung der in Kap. 5.6 besprochenen Instrumente zum Schutz und Erhalt der Artenvielfalt erfordert normalerweise gezielte Veränderungen der rechtlichen, wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen. Oft sind aber die indirekten Treiber nicht oder zumindest nicht vollständig bekannt, und ihr komplexes Zusammenwirken ist nicht immer klar.

In diesem Abschnitt wird ein grober Überblick über die wesentlichen indirekten Treiber von Veränderungen der Biodiversität in Binnengewässern und Auen gegeben.

### 5.5.2 Politische und rechtliche Treiber in Binnengewässern und Auen

Es gibt einige europäische Richtlinien, die unmittelbar auf den Schutz von Arten und Lebensräumen ausgerichtet sind. Sie und ihre Umsetzungen in nationale Gesetze gehören zu den wichtigsten fördernden Treibern der Biodiversität in den Binnengewässern und Auen Deutschlands. An erster Stelle sind hier die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000/60/EG) und die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie, 92/43/EWG) zu nennen, die explizit den Erhalt und Schutz von biologischer Vielfalt und ihren Lebensräumen fordern. Die Verschmutzung von Wasser und damit auch der Schutz des Lebensraums Binnengewässer und Auen wird ferner durch die Kommunalabwasserrichtlinie (RL 91/271/EWG) und die Nitratrichtlinie (91/676/EWG) geregelt. Diese vier für den Biodiversitätsschutz von Binnengewässern und Auen besonders bedeutenden Richtlinien werden in den folgenden Absätzen kurz in der Reihenfolge ihres Inkrafttretens vorgestellt, bevor anschließend

ein knapper Überblick über weitere relevante politisch-rechtliche indirekte Treiber gegeben wird.

#### 5.5.2.1 Kommunalabwasserrichtlinie

Die Kommunalabwasserrichtlinie dient dem Schutz von Gewässern vor den schädlichen Einflüssen des kommunalen Abwassers (z. B. organische Belastung, Eutrophierung durch erhöhten Nährstoffeintrag, Mikroschadstoffeinträge). Dazu gehört, dass Abwasser in Siedlungen mit mindestens 2.000 Einwohnern gesammelt und sowohl mechanisch als auch biologisch gereinigt werden muss. Abwasser in städtischen Siedlungen mit mindestens 10.000 Einwohnern in empfindlichen Gebieten muss darüber hinaus einer weitergehenden Behandlung unterzogen werden. Ferner müssen Maßnahmen ergriffen werden, um die Gewässer vor überlaufendem Wasser aus Regenüberläufen zu schützen. Die mehr als 30 Jahre alte Kommunalabwasserrichtlinie befindet sich derzeit in der Überarbeitung und wird zukünftig u. a. neue Normen für Mikroschadstoffe (z. B. für PFAS, einige Pflanzenschutzmittel, Bisphenol A und bestimmte Arzneimittel und Antibiotika) und neue Überwachungsanforderungen für Mikroplastik enthalten.

#### 5.5.2.2 Nitratrichtlinie

Die Nitratrichtlinie zielt auf den Schutz der Oberflächengewässer und des Grundwassers vor zu hohen Nitratreinträgen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen ab. Als Grenzwert wurde eine maximale Konzentration von 50 mg pro l Nitrat festgelegt. Die Richtlinie verpflichtet die Mitgliedstaaten, eine Ausweisung von gefährdeten Gebieten mit einer zu hohen Nitratbelastung vorzunehmen und entsprechend verbindliche Aktionsprogramme zur Minderung der Belastung aufzulegen. In Deutschland erfolgte die Umsetzung in nationales Recht 1996 mit der **Düngeverordnung**. Da der Grenzwert in Deutschland an vielen Stellen über viele Jahre hinweg deutlich überschritten wurde, hat der Europäische Gerichtshof festgestellt, dass die Düngeverordnung unzureichend war. Sie wurde 2020 sowie 2022 nachgebessert. Am 1. Juni 2023 wurde das Vertragsverletzungsverfahren gegen Deutschland wegen Nichteinhaltung der EU-Nitratrichtlinie eingestellt.

#### 5.5.2.3 Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie

Die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) zielt auf den Schutz von Arten und ihren Lebensräumen ab. Dazu gehören viele aquatische Lebensräume wie Fließgewässer, Seen, Quellen, Altarme, Niedermoore sowie besondere Ausprägungen kleiner Stillgewässer (z. B. huminsäurereiche Teiche, temporär wasserfüh-

rende Tümpel). Grundwasserökosysteme werden von der FFH-Richtlinie nicht berücksichtigt.

Ein wichtiges Instrument der FFH-Richtlinie ist die Schaffung eines europaweiten Netzwerkes von zusammenhängenden Schutzgebieten. Dieses sogenannte **Natura-2000**-Netzwerk umfasst in der Kategorie Binnengewässer insgesamt zwölf Lebensraumtypen (z. B. alpine Flüsse mit krautiger Ufervegetation, kalkarme Seen, Verlandungszonen und Groß-/Kleinröhrichte) sowie neun weitere in der Kategorie Moore, Sümpfe und Quellen (z. B. Hochmoore, Moorheiden). Der Flächenanteil aller Natura-2000-Lebensraumtypen mit Bezug zu Binnengewässern und Auen beträgt etwa 16.000 km<sup>2</sup>, was etwa 4,5 % der Fläche Deutschlands entspricht.

Die Artenschutzregelungen gemäß Art. 12 FFH-Richtlinie (Störungs-, Entnahme- und Tötungsverbote) umfassen u. a. den Europäischen Stör (*Acipenser sturio*) sowie einige Libellenarten. Zu den Arten, deren Rückgang und Gefährdung vor allem durch die Entnahme aus der Natur verursacht wurde und die daher vor weiterer unkontrollierter Entnahme geschützt werden mussten, gehört z. B. der Edelkrebs (*Astacus astacus*).

#### 5.5.2.4 Wasserrahmenrichtlinie

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist das zentrale europäische Regelwerk zum Schutz und zur Wiederherstellung eines guten ökologischen und chemischen Gewässerzustands. Die Richtlinie wird flankiert von konkretisierenden Richtlinien wie insbesondere der Richtlinie 2008/105 über Gewässerqualitätsnormen und der Richtlinie 2006/118/EG zum Schutz des Grundwassers. Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in nationales Recht erfolgte über das **Wasserhaushaltsgesetz** (WHG), konkretisierende Rechtsverordnungen des Bundes sowie ergänzendes Landeswasserrecht. Wichtige Verordnungen des Bundes für den Bereich der Gewässerökologie sind die **Oberflächengewässerverordnung** und die **Grundwasserverordnung**.

Mit der Wasserrahmenrichtlinie wurde erstmals die Erreichung eines »guten ökologischen Zustands« bzw. eines »guten ökologischen Potenzials« für Oberflächengewässer und eines »guten chemischen Zustands« für Oberflächengewässer und das Grundwasser als Ziel einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Binnengewässer festgeschrieben. Für das Grundwasser ist zudem ein »guter mengenmäßiger Zustand« zu erreichen. Ein guter ökologischer Zustand bedeutet, dass die Artenzusammensetzung und Abundanz der Fische, Gefäßpflanzen, Algen und Wirbellosen nur geringfügig von der gewässertypspezifischen Zusammensetzung ohne anthropogene Einflüsse abweichen dürfen. In Bezug auf Oberflä-

chengewässer, die gemäß Art. 4 Abs. 3 WRRL bzw. § 28 WHG als künstlich oder erheblich verändert eingestuft worden sind, muss ein »gutes ökologisches Potenzial« erreicht werden. In diesen Gewässern – in Deutschland rund 52 % der Oberflächenwasserkörper (BMUB & UBA 2016) – muss die Gewässerökologie sinngemäß so weit verbessert werden, wie dies in Anbetracht der zur Nutzung notwendigen Veränderungen der Gewässerstruktur möglich ist. Die individuelle Nutzung der Gewässer und die damit erforderlichen strukturellen Überformungen bilden also die Messlatte zur Bewertung des »guten ökologischen Potenzials«. Die Verbesserung sowohl des ökologischen Zustands als auch des Potenzials ist eng verknüpft mit einer Verbesserung der Biodiversität. Im Unterschied zur FFH-Richtlinie geht es in der WRRL aber nicht nur um bestimmte, besonders schutzwürdige Lebensraumtypen und Arten, sondern um alle Oberflächengewässer (inkl. der Küstengewässer).

Die Bewirtschaftung der Binnengewässer und Auen erfolgt über eine zyklische Bewirtschaftungsplanung in den Einzugsgebieten der großen Ströme (z. B. Rhein, Elbe, Donau). Das Monitoring des Gewässerzustands und die Erfassung der Daten obliegen den Bundesländern, die ihre Ergebnisse länderübergreifend in Flussgebietseinheiten (z. B. Rhein, Donau, Elbe, Oder, Ems, Eider) koordinieren müssen. Für jedes der zehn deutschen Flussgebiete müssen alle sechs Jahre ein Bewirtschaftungsplan sowie ein darauf basierendes Maßnahmenprogramm aufgestellt werden. Der Bewirtschaftungsplan umfasst eine Bestandsaufnahme des aktuellen Zustands der Gewässer und bestimmt die konkreten Zustandsziele einschließlich eventueller Ausnahmen. Im Maßnahmenprogramm werden die Maßnahmen bestimmt, mit denen die Zustandsziele erreicht werden sollen. Hinsichtlich der Bundeswasserstraßen müssen die Maßnahmenpläne mit der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) einvernehmlich abgestimmt werden. Bei grenzüberschreitenden Flusseinzugsgebieten müssen die Bewirtschaftungspläne international koordiniert werden.

Die Ziele mussten regulär bis 2015 erreicht werden, bei Anwendung von Fristverlängerungsmöglichkeiten nach Art. 4.4 WRRL/§ 29 WHG jedoch bis spätestens 2027. Verlängerungen dürfen nicht über 2027 hinaus angewendet werden, es sei denn, die Ziele lassen sich aufgrund der natürlichen Gegebenheiten nicht innerhalb dieses Zeitraums erreichen. Eine Absenkung der Ziele kommt gemäß Art. 4 Abs. 5 WRRL/§ 30 WHG etwa aus Gründen der Kostenunverhältnismäßigkeit in Betracht, die einen außergewöhnlich hohen Umsetzungsaufwand voraussetzt und im Einzelfall nachzuweisen ist.

Die Anwendung der Ausnahmeregelungen ist generell an strenge Bedingungen geknüpft. So muss der Bewirtschaftungsplan eine Zusammenfassung aller notwendigen Maßnahmen für die Zielerreichung enthalten sowie einen Zeitplan für die Implementierung und konkrete Gründe für die jeweilige Ausnahme. Die Umsetzung der Richtlinie wie auch die Anwendung von Ausnahmetatbeständen wird von der Europäischen Kommission (EU-KOM) geprüft. Bei Verstoß werden die Mitgliedstaaten zunächst aufgefordert, den Sachverhalt innerhalb einer gesetzten Frist nachzubessern. Bei Nichteinhaltung kann die Kommission ein Vertragsverletzungsverfahren vor dem Europäischen Gerichtshof (EuGH) einleiten. Umweltverbände können Hinweise auf verfehlte Umweltziele oder unzureichende Umsetzung der WRRL bei der EU-KOM melden oder bei den nationalen Gerichten selbst Klage einreichen (z. B. EuGH, 1. Juli 2015, AZ. C-461/13).

Tatsächlich ist die Umsetzung der WRRL defizitär: 21 Jahre nach Verabschiedung der WRRL und sechs Jahre nachdem die Bewirtschaftungsziele regulär hätten erreicht werden müssen, verfehlt in Deutschland der überwiegende Teil der 9.747 Oberflächenwasserkörper – das sind Bäche, Flüsse, Seen, Ästuar- und Küstengewässer – das Ziel eines »guten ökologischen Zustands« bzw. eines »guten ökologischen Potenzials«. Bei den Fließgewässern sind es sogar 92 % der insgesamt 8.925 Wasserkörper. Deutschland hat bereits zweimal von der Möglichkeit Gebrauch gemacht, die Zielerreichung (zunächst bis 2021 und nun bis 2027) zu verschieben. Das Bundesumweltministerium erwartet auch für 2027, dass nur 18 % der Oberflächenwasserkörper das gesetzliche Ziel des guten ökologischen Zustands/guten ökologischen Potenzials erreichen werden (BMUV & UBA 2022). Es steht zu erwarten, dass die Zielverfehlungen zu einem hohen Anteil nicht durch die Ausnahmebestimmungen gedeckt werden können. Die Zielverfehlung stellt einen Verstoß gegen die Zielvorgaben der WRRL (Art. 4 Abs. 1) und die bundesrechtlichen Umsetzungspflichten aus §§ 27 ff., 82 f. WHG dar, vor allem dann, wenn die Zielverfehlung auf mangelnder rechtlicher, organisatorischer oder finanzieller Umsetzung beruht. Ein rechtlicher Umsetzungsmangel liegt etwa darin, dass bei der Zusammenstellung der Maßnahmenprogramme im Bereich der ökologischen Gewässerentwicklung auf »freiwillige Maßnahmen« gesetzt und das Potenzial rechtlicher Instrumente nicht genutzt wurde. Regelmäßig wurden unzureichende finanzielle und personelle Mittel bereitgestellt, um die erforderlichen Renaturierungsmaßnahmen durchzuführen (Reese et al. 2018).

Zusätzlich zum guten ökologischen Zustand fordert die Wasserrahmenrichtlinie auch die Einhaltung des guten chemischen Zustands für Oberflächengewässer. Für einen guten chemischen Zustand müssen für 45 sogenannte prioritäre Stoffe Umweltqualitätsnormen (zumeist Grenzwerte für Jahresmittelwerte von Konzentrationen) eingehalten werden. Darüber hinaus setzen die Mitgliedstaaten gemäß Anhang V, Nr. 1.2.6 zur WRRL nationale oder flussgebietsbezogene Grenzwerte für weitere Schadstoffe fest. Diese flussgebietspezifischen Schadstoffe bzw. Grenzwerte zählen allerdings nicht zum chemischen Zustand, sondern sind weitere Voraussetzung für den guten ökologischen Zustand. Deutschland hat Grenzwerte für weitere 67 Schadstoffe bestimmt.

Hinsichtlich der für den guten chemischen Zustand maßgeblichen Schadstoffe werden insbesondere die Grenzwerte für Quecksilber und polybromierte Diphenylether (BDE) bereits aufgrund der überall verbreiteten (ubiquitären) Hintergrundbelastung sehr häufig überschritten. Auch die Grenzwerte für Pflanzenschutzmittel und einige Chemikalien, die sich nur sehr langsam abbauen, werden vielerorts nicht eingehalten.

Brack et al. (2017) haben den Zusammenhang von ökologischem Gewässerzustand und chemischer Belastung untersucht. Sie sehen in den Belastungen mit Pestiziden und anderen Schadstoffen einen wesentlichen Grund dafür, dass sich der gute ökologische Zustand auch dort nicht einstellt, wo eine natürliche Gewässerstruktur und andere Habitatvoraussetzungen bereits vorhanden sind oder wiederhergestellt wurden.

Für das Grundwasser ist kein ökologischer Zielzustand festgelegt, jedoch dient die Zielerreichung des guten chemischen Zustands und des guten mengenmäßigen Zustands beim Grundwasser auch der Förderung der Biodiversität, indem sie u. a. darauf abzielt, die notwendigen habitatspezifischen Bedingungen der Oberflächenvegetation herzustellen und Lebensbedingungen für die Grundwasserfauna zu verbessern.

Die WRRL wird durch die **Grundwasserrichtlinie** (GWRL 2006/118/EG) ergänzt. Sie legt Qualitätskriterien für Grundwasser fest, definiert Kriterien zur Beurteilung des guten chemischen Zustands des Grundwassers und der Trends und verlangt Maßnahmen zur Verhinderung oder Begrenzung des Eintrags von Schadstoffen in das Grundwasser.

Die WRRL-Ziele gelten grundsätzlich für alle Oberflächengewässer und das Grundwasser, eine Berichtspflicht besteht jedoch nur für Fließgewässer ab einem Einzugsgebiet von 10 km<sup>2</sup> und für Seen ab einer Wasserfläche von 0,5 km<sup>2</sup> sowie für alle ausgewiesenen Grundwasserkörper.

Neben den originär auf Gewässerschutz und Biodiversitätsschutz ausgerichteten rechtlichen Regelungen gibt es eine sehr große Zahl weiterer europäischer und nationaler Gesetzgebungen, Strategien und Politikbereiche, die teilweise einen negativen Einfluss auf die Biodiversität ausüben. Im Folgenden werden – geclustert nach Themenbereichen – einige wesentliche politisch-rechtlichen Treiber genannt. Weder ist eine vollständige Auflistung der politisch-rechtlichen Treiber möglich, noch lassen sie sich in eindeutiger Weise systematisch ordnen.

#### 5.5.2.5 Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union (GAP)

Die Landwirtschaft ist verantwortlich für erhebliche Schadstoffbelastungen sowie für Veränderungen der Struktur von Gewässern und Auen (Kap. 5.4). Die Landwirtschaft in Europa wird von der Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union (GAP) bestimmt und von den Mitgliedstaaten alle sieben Jahre neu verhandelt. Die Ausgestaltung der GAP beeinflusst indirekt, welche Belastungen von der Landwirtschaft auf Gewässer und Auen ausgehen.

Ein wesentliches Instrument der GAP sind Subventionszahlungen, die sich für Deutschland in der letzten GAP-Periode (2014–2020) auf etwa 6,2 Mrd. € jährlich beliefen und von denen ca. 78 % als Direktzahlungen (erste Säule) an die Landwirte gingen (<https://tinyurl.com/2mm49an4>). Direktzahlungen werden nach bewirtschafteter Fläche bemessen und erfolgen unabhängig von den Umweltbelastungen, die von ihrer Bewirtschaftung ausgehen. Finanzielle Anreize zur Reduktion von Belastungen werden in Form von Agrarumweltmaßnahmen über die zweite Säule der GAP gegeben, deren Umfang wesentlich geringer ausfällt; in der vergangenen GAP-Periode waren dies nur etwa 12 % der gesamten Zahlungen. Die Direktzahlungen erhalten sowohl konventionelle als auch ökologisch wirtschaftende Betriebe. Somit werden über die Direktzahlungen keine Anreize zur Verminderung von Umweltbelastungen gesetzt.

Nach zwei Übergangshaushalten für die Jahre 2020 und 2021 wurde die letzte GAP-Reform im Dezember 2021 für die Jahre 2023–2027 formal verabschiedet. Darin wurden in Hinblick auf Umweltmaßnahmen kaum inhaltliche Verbesserungen vorgenommen, lediglich die Wortwahl wurde verändert. Im Hinblick auf die **Förderperiode 2023–2027** der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU ist davon auszugehen, dass die Belastungen von Binnengewässern und Auen durch Nähr- und Schadstoffe sowie Feinsedimente aus landwirtschaftlichen Flächen weiterhin bestehen bleiben. Hintergrund dieser Ein-

schätzung sind zum einen die fehlenden oder ungenügenden Anreize zur Reduktion der Emissionen von Nährstoffen und Pestiziden in der Fläche. Es erscheint daher unwahrscheinlich, dass beim Fortbestand der hohen Direktzahlungen ohne eine Kopplung an ihre Umweltverträglichkeit eine Verbesserung der Belastungssituation zu erreichen ist.

#### 5.5.2.6 Erneuerbare-Energien-Gesetz

Das **Erneuerbare-Energien-Gesetz** (EEG) ist seit seiner Verabschiedung im Jahr 2000 eine zentrale Säule der Energiewende in Deutschland und das wichtigste Steuerungsinstrument für den Ausbau der erneuerbaren Energien im Interesse des Klima- und Umweltschutzes zur Entwicklung einer nachhaltigen Energieversorgung (<https://tinyurl.com/2o4ltkgc>). Gefördert wird durch das EEG auch die Nutzung der Wasserkraft und damit der Ausbau und die Modernisierung von Wasserkraftanlagen. Die Wasserkraftnutzung ist fast immer mit erheblichen Belastungen der Gewässer verbunden, weil sie in den meisten Fällen aufgestaut werden müssen. Es müssen dazu die natürlichen Gewässer-, Ufer- und Auenstrukturen verändert werden, die Durchgängigkeit der Gewässer für Wanderorganismen wird eingeschränkt oder unterbunden, die natürliche Hydraulik und Grundwasserdynamik wird massiv gestört (Kap. 5.4.2). Dies alles wirkt sich negativ auf die Artenvielfalt von Flüssen, Bächen und Auen aus.

Erneuerbare Energie aus Wasserkraft wird in Deutschland über Laufwasser-, Speicher- und Pumpspeicherkraftwerke gewonnen, wobei über 80 % der Stromerzeugung in den niederschlagsreichen Mittelgebirgsregionen Bayerns und Baden-Württembergs erfolgt (BMUB & UBA 2017). Der Anteil der Wasserkraft an der gesamten Stromproduktion in Deutschland lag 2021 bei 3,3 % bzw. 8,2 % der erneuerbaren Stromproduktion (<https://tinyurl.com/2a5y7taw>). Damit ist sowohl das technisch mögliche als auch das infrastrukturell und ökologisch realisierbare Gesamtpotenzial der Wasserkraft bereits zu über 80 % erschlossen (BMUB & UBA 2017). Eine kontroverse Diskussion gibt es seit langer Zeit um die Frage, ob die positiven Klimawirkungen von – insbesondere kleinen – Wasserkraftanlagen deren negative Wirkungen auf die aquatischen Ökosysteme aufwiegen oder nicht (z. B. <https://tinyurl.com/yc2f8h44>). Durch die jüngste Reform des EEG wurde eine Bevorzugung auch kleiner Wasserkraftanlagen gegenüber dem Schutz der Gewässerökologie rechtlich festgeschrieben, denn in dem neuen § 2 EEG wird bestimmt, dass der Ausbau der erneuerbaren Energiequellen stets im »überragenden öffentlichen Interesse« liegt und der »öffentlichen Sicher-

heit« dient. Damit qualifizieren sich Wasserkraftprojekte allgemein für Ausnahmen von den ökologischen Zielen der WRRL gemäß Art. 4 Abs. 7 WRRL und § 31 WHG. Diese pauschale Öffnung der Ausnahmen ist auch EU-rechtlich abgesichert durch die sogenannte EU-Notfallverordnung (EU) 2022/2577 zum beschleunigten Ausbau erneuerbarer Energien.

2009 wurde die **Europäische Richtlinie für erneuerbare Energien** (RL 2009/28/EG) verabschiedet. Sie ist Teil des europäischen Klima- und Energiepakets. Zentrales Element ist die Erstellung eines nationalen Aktionsplans, aus dem im Detail die bestehenden und geplanten Maßnahmen, Instrumente und Politiken zur Unterstützung des Ausbaus der erneuerbaren Energien hervorgehen.

#### 5.5.2.7 EG-Hochwasserrisikomanagementrichtlinie

2007 wurde die Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (HWRM-Richtlinie 2007/60/EG) über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken verabschiedet. Die Richtlinie wird in Deutschland durch die §§ 72 ff. WHG umgesetzt und um nationale Bestimmungen zum Hochwasserschutz ergänzt, wie insbesondere die Baubeschränkungen in Überschwemmungsgebieten gemäß §§ 76 Abs. 1, 78 WHG. Der Zweck der Richtlinie wie auch des nationalen Hochwasserrechts ist die Verringerung der nachteiligen Folgen von Hochwasser auf die menschliche Gesundheit und Wirtschaft sowie auf die Umwelt und die Vorbeugung schädlicher Hochwasser und Überschwemmungen. In einem sechsjährigen Zyklus sind dazu das Hochwasserrisiko zu bewerten und Risikogebiete auszuweisen, Hochwassergefahren- und Risikokarten sowie Hochwasserrisikomanagementpläne zu erstellen. Zudem fordert die HWRM-Richtlinie die Koordination mit den Umweltzielen nach Art. 4 WRRL. In den Plänen werden für die Risikogebiete angemessene Hochwasserschutzziele festgelegt und die zu ihrer Erreichung notwendigen Maßnahmen in den Bereichen Vermeidung, Schutz und Vorsorge bestimmt.

Von vielen Bundesländern wurden Maßnahmenpläne und Programme für den Hochwasserschutz erarbeitet (BfN 2011a). Oft steht jedoch der technische Hochwasserschutz (z. B. Deichbau und -ertüchtigung) im Vordergrund, womit natürliche Überschwemmungsflächen und damit wichtige Lebensräume für viele Arten verloren gehen (Haubrock et al. 2022). Jedoch finden sich zunehmend auch Hochwasserschutzprogramme, die auf die Wiederherstellung natürlicher Überschwemmungsflächen und/oder die Verbesserung des Auenzustands abzielen. Hierzu zählen z. B. das »Gewässerauenprogramm Nordrhein-Westfalen« (BfN 2000),

das Programm »Aktion Blau – Gewässerentwicklung Rheinland-Pfalz« (MUF 2005) und »Aktion Blau Plus« (MULEWF 2015), das »Auenprogramm Bayern« als Initiative des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV), das verknüpft ist mit dem »Aktionsprogramm 2020 für nachhaltigen Hochwasserschutz in Bayern«, das »Sächsische Auenprogramm« (SMUL 2018), das »Auenprogramm für Schleswig-Holstein« (MELUND 2017), das »Niedersächsische Auenprogramm« (MUEK 2012). Insgesamt tritt dabei zunehmend eine ganzheitliche Sichtweise in den Vordergrund, bei der die Synergiepotenziale zwischen Gewässer-, Natur-, Auen- und Klimaschutz berücksichtigt werden (Buschhüter et al. 2018). BfN (2023b) stellen im Besonderen das hohe Potenzial von Deichrückverlegungen und der Schaffung natürlicher Retentionsräume (SRU 2020) und damit die nachhaltige Entwicklung von Auen zu multifunktionalen Gewässerlandschaften mit einer hohen Diversität von Lebensräumen und typischer Flora und Fauna heraus (Ehlert et al. 2018).

In Bezug auf die Synergieeffekte und die Priorisierung von Maßnahmen für einen präventiven Hochwasserschutz hat die Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) Kriterien und Bewertungsmaßstäbe vorgeschlagen (LAWA 2014). Unter zusätzlicher Berücksichtigung der Arbeiten von Mehl et al. (2019) und Hausmann et al. (2021) steht seit 2023 ein Bewertungsverfahren zur Verfügung, das geeignete und praxisnahe Kriterien und Methoden zur Ermittlung und Bewertung ausgewählter Synergien von Hochwasserschutzmaßnahmen zur Verfügung stellt (BfN 2023b). Berücksichtigt werden auch die Förderung einer naturverbundenen Freizeit- und Erholungsnutzung einschließlich Tourismus sowie einer natur- und landschaftsverträglichen Land- und Forstwirtschaft. Zur Abstimmung von Hochwasserschutz und Gewässerrenaturierung wird das Instrument einer örtlichen Gewässerentwicklungsplanung empfohlen, da die flussgebietsbezogenen Maßnahmenprogramme hierzu regelmäßig zu grobskalig ausfallen (Reese et al. 2018).

Auf Bundesebene werden im Rahmen des Bundesprogramms Blaues Band Deutschland (<https://tinyurl.com/53t395v6>) ebenfalls Hochwasser- und Naturschutz berücksichtigt.

#### 5.5.2.8 Schifffahrt- und Wasserstraßenpolitik

Die **Transeuropäischen Netze** (TEN) sind ein Beitrag der Europäischen Union zur Förderung des Binnenmarktes (Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union, Art. 170–172). Darin sollen die Verkehrswege durch Harmonisierung technischer Normen

vereinheitlicht werden. Zu den TEN gehören auch die Binnenwasserstraßen. In Deutschland sind dies im Wesentlichen Rhein, Elbe, Donau, Weser, Mosel und Main. Die Binnenwasserstraßen werden nach Schiffbarkeit ihres Fahrwassers in Klassen je nach maximaler Größe der Schiffe untergliedert. Um die Schiffbarkeit zu gewährleisten, ist eine regelmäßige Unterhaltung erforderlich. Das Ausbaggern der Fahrrinnen sowie die Sicherung der Ufer durch Buhnen stört die sohl- bzw. uferbewohnende Fauna und Flora und kann auch Laichhabitate zerstören. Darüber hinaus kommt es durch die Schifffahrt zur Einwanderung gebietsfremder Arten und damit zu einer Bedrohung der natürlichen Biodiversität (BMVEL 2003).

Das **Bundeswasserstraßengesetz** (WaStrG) regelt den Verkehr auf den Bundeswasserstraßen, also auf allen Binnenwasserstraßen, die sich im Eigentum des Bundes befinden. Der Bund musste beim Gewässerneubau und -ausbau einige gewässerökologisch relevante Regelungen berücksichtigen. Erst 2022 wurde das WaStrG dahingehend geändert, dass der Bund als Eigentümer für die in den Bewirtschaftungsplänen festgelegten Gewässerstrukturmaßnahmen zum Erreichen der WRRL-Ziele verantwortlich ist und nicht mehr die Länder. Daher muss sich auch die Gewässerunterhaltung durch die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes deutlich stärker an ökologischen Kriterien ausrichten.

In eine ähnliche Richtung zielt auch das Bundesprogramm »Blaues Band Deutschland«, einer gemeinsamen Initiative von Bundesverkehrsministerium und Bundesumweltministerium: Mit aktuell 16 Projekten wird versucht, Deutschlands Wasserstraßen wieder naturnäher werden zu lassen (<https://tinyurl.com/53t395v6>). Gleichzeitig wird in den Projekten versucht, Verkehrsinteressen mit den Anliegen des Hochwasser- und Naturschutzes abzugleichen.

### 5.5.3 Wirtschaftliche und technologische Treiber in Binnengewässern und Auen

Wasser und Gewässer sind wichtige Ressourcen und Wirtschaftsfaktoren. Umgekehrt beeinflussen wirtschaftliche Aktivitäten die Gewässer und ihre Artenvielfalt. Besonders wichtige wirtschaftliche Treiber, von denen die Biodiversität von Binnengewässern und Auen beeinflusst wird, sind die Landwirtschaft, der Energiesektor und der Verkehr – bei Letzterem vor allem die Binnenschifffahrt. Die wirtschaftlichen Aktivitäten sind durch die Bedürfnisse, Interessen, Zielen und Ideen der Gesellschaft angetrieben, aber zugleich eingebettet in das System der politisch-rechtlichen Rahmenbedingungen. Technologien dienen der Umsetzung wirtschaftli-

cher Ziele und Ideen. Die wirtschaftlichen und technologischen Treiber sind deshalb bei der Darstellung oft nur schwer von den bereits oben behandelten politisch-rechtlichen Treibern zu trennen.

#### 5.5.3.1 Landwirtschaftssektor

Landwirtschaft benötigt große Flächen. Im Jahr 2020 wurden 50,6 % der Fläche Deutschlands landwirtschaftlich genutzt (Statistisches Bundesamt, Fachserie 3, Reihe 5.1). Durch Landwirtschaft wird die Natur kultiviert, d.h. gezielt verändert, um Erträge zu erwirtschaften. Bis zum 18. Jahrhundert wirkte sich die Kultivierung der Landschaft positiv auf die Biodiversität aus. Die spätere Industrialisierung mit ihrem Hang zu Monokulturen und einem hohen Düngemittel- und Pestizideinsatz führte hingegen zu massiven Biodiversitätsverlusten, nicht nur auf den Äckern und Wiesen, sondern auch in den angrenzenden Gewässern und Auen (Blackbourn 2007; Küster 2010). Der wirtschaftliche Druck führte zur agrarwirtschaftlichen Überformung von Auen und zur Reduktion von Uferstreifen auf das gesetzliche Mindestmaß. Die Agrarpolitik in den 1950er- bis 1970er-Jahren war auf Ernährungssicherheit der Bevölkerung und Einkommenssicherung für die Landwirtschaft ausgerichtet (Patel 2009; Peèr et al. 2017; Thiemeyer 1999). Die Preise wurden auf einem hohen Niveau gehalten, was Anreize zur Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion setzte und erhebliche Umweltprobleme nicht zuletzt in Gewässern und Auen nach sich zog (SRU 1985). Eine weitere Folge der europäischen Subventionspolitik im Landwirtschaftssektor war eine erhebliche Überproduktion in den 1980er-Jahren (Lakner, mündl. Mitt.). Gleichzeitig wuchs in der Bundesrepublik das Umweltbewusstsein, und es kam verstärkt zur Entwicklung umweltfreundlicherer Technologien. Mitte der 1990er-Jahre entstand eine Bewegung für den ökologischen Landbau, der die Gabe künstlicher Düngemittel und Pflanzenschutzmittel vermeidet. Die Anzahl der Ökolandbaubetriebe nimmt seither stetig zu. Allerdings betrug 2022 der Anteil ökologisch bewirtschafteter Flächen nur 10,9 % (<https://tinyurl.com/y66y63cx>).

#### 5.5.3.2 Energiesektor

Wesentliche Teile des Energiesektors sind essenziell auf Gewässer angewiesen: Thermische Kraftwerke (Atom, Kohle-, Gas- und Ölkraftwerke) benötigen Kühlung. Am effektivsten ist die Durchflusskühlung, bei der das Kühlwasser die abzuführende Wärme aufnimmt. Wird das erwärmte Kühlwasser in Gewässer eingeleitet, erwärmen sich diese. Die Wasserkraftnutzung ist zudem mit teilweise massiven Eingriffen in die Gewässermorpho-

logie verbunden. Im Rahmen der Energiewende und der Abkehr von klimaschädlichen Energieträgern werden die Bedeutung thermischer Kraftwerke zurückgehen (bei den Atomkraftwerken ist der Ausstieg bereits vollzogen) und alternative Formen der Energiegewinnung zukünftig immer wichtiger werden. Die Energiewende erhöht den Druck, die Wasserkraft als eine erneuerbare Energiequelle verstärkt zu nutzen. Das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) regelt die wirtschaftlich motivierte Nutzung der Wasserkraft, indem es finanzielle Anreize in Form von Einspeisevergütungen für den Bau bzw. Ausbau von Wasserkraftanlagen fest schreibt.

Neben der Nutzung von Wasserkraft stellt der Anbau von Energiepflanzen (z. B. zur Biogasproduktion) einen wesentlichen indirekten Treiber von Lebensraum- und Biodiversitätsveränderungen dar. Energiepflanzen werden intensiv unter Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden angebaut.

Die zunehmende Nutzung der flachen Geothermie (z. B. über Wärmepumpen) könnte sich negativ auf die Biodiversität von Grundwasserlebensräumen auswirken. Die bisherigen Genehmigungsgrundlagen der Länder sind nicht naturschutzfachlich begründet. Insbesondere die Nutzung des Grundwassers zur Kühlung stellt vor diesem Hintergrund ein wachsendes Problem dar (Spengler & Hahn 2018).

### 5.5.3.3 Verkehrssektor

Schwere Güter in großen Mengen lassen sich sehr günstig mit Schiffen transportieren, wenn Anfangs- und Endpunkt mit einer Wasserstraße verbunden sind. Im europäischen Vergleich verfügt Deutschland mit 7.300 Kilometer Länge über das umfangreichste und am intensivsten ausgebaute Binnenwasserstraßennetz mit dem höchsten Verkehrsaufkommen (BMUB & UBA 2017). Insbesondere der Rhein zwischen Basel und seiner Mündung in die Nordsee gehört zu den am stärksten befahrenen Wasserstraßen der Welt. Zwischen Bingen und Sankt Goar (Mittelrhein) verkehren jährlich etwa 50.000 Güterschiffe (<https://tinyurl.com/2pcbfdbn>). Allerdings bleibt der Binnenschiffsverkehr seit Jahren in etwa konstant, wohingegen der straßen- und schienengebundene Verkehr massiv wächst.

Mit der Nutzung von Flüssen als Wasserstraßen gehen massive Beeinträchtigungen der Gewässerstruktur und der Strömungsbedingungen einher. Viele Flussabschnitte sind begradigt, aufgestaut, eingetieft und werden von Buhnen begleitet, die eine kontinuierliche Sohlerosion und damit Eintiefung bewirken. Eintiefung und Deichbau führten zur hydrologischen Entkopplung der Auen und damit zum Verlust wertvoller Lebensräume

für viele Artengruppen. Die Binnenschifffahrt trägt zudem zur Verschmutzung der Flüsse mit Industriechemikalien bei und gilt als wesentlicher Eintragspfad für polyzyklische Kohlenwasserstoffe (PAK) (UBA 2017).

Unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten sind in Deutschland eine Konzentration des Schiffsverkehrs auf die bereits intensiv genutzten Wasserstraßen und eine Entwidmung weniger benutzter Wasserstraßen wünschenswert (Klauer et al. 2016). Das Bundesprogramm Blaues Band Deutschland hat entsprechende Langfristziele gesetzt: Bis zum Jahr 2050 soll »die nicht mehr benötigte Infrastruktur im Gesamtnetz der Bundeswasserstraßen in Verbindung mit Renaturierungsmaßnahmen rück- oder umgebaut [und] die Nebenwasserstraßen [sollen] auf der Grundlage von Entwicklungskonzepten anderen gesellschaftlichen Aufgaben zugeführt« werden (<https://www.blaues-band.bund.de/>).

## 5.5.4 Gesellschaftliche Treiber in Binnengewässern und Auen

Neben den genannten politisch-rechtlichen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen gibt es sehr viele gesellschaftliche Rahmenbedingungen, von denen die Biodiversität von Binnengewässern und Auen indirekt beeinflusst wird. Hierzu zählen typische Verhaltensmuster und Gewohnheiten, Traditionen, kulturelle Gepflogenheiten, moralische Verpflichtungen und informelle Regeln, die das Verhalten von Menschen und damit auch deren Einwirkungen auf Umwelt und Natur bestimmen. Im Folgenden wird an einigen Beispielen illustriert, wie gesellschaftliche Treiber die Biodiversität von Binnengewässern und Auen beeinflussen.

### 5.5.4.1 Naturerlebnis und Problembewusstsein

Das Naturerleben in Freizeit, Beruf und Alltag kann die Wahrnehmung der Eigentümlichkeit der Natur und der Vielfalt der Lebewesen steigern. Insbesondere beim Spazierengehen oder Wandern, Kanusport oder Angeln werden Gewässer und Auen intensiv beobachtet, gehört und gerochen. Die Reflexion der Wahrnehmung kann nun das Problembewusstsein schärfen und zu individueller Verhaltensänderung oder sogar zum gesellschaftlichen Engagement führen. An vielen Orten engagieren sich beispielsweise Angler, Kanuten oder Ruderer für den Gewässerschutz (<https://www.gewaesser-verbesserer.de/>). Allerdings kann das Naturerleben in einigen Fällen durch intensive Nutzungen auch zu Beeinträchtigungen der Ökosysteme führen.

Der Kanusport ist oft mit Trittschäden an Eintritts- und Austrittsstellen verbunden, die zum lokalen Verlust von Makrophyten (Sagerman et al. 2020) oder zur

(geringfügigen) Störung von auf dem Gewässerboden lebenden Wirbellosengemeinschaften (Makrozoobenthos) führen (Hering et al. 2022). Schilfgürtel von Seen können durch den Wellenschlag durch Boote beeinträchtigt werden. Störungen zur Brut- und Rastzeit von Wasservögeln können sich ungünstig auf den Reproduktionserfolg von störungsempfindlichen Arten auswirken.

Fischbesatz durch Angelvereine oder auch durch staatliche Stellen wird in vielen Gewässern durchgeführt, um die fischereiliche Nutzung zu erhalten und verschollene Arten wieder anzusiedeln. Infolge eines Besatzes können sich Parasiten und Krankheiten verbreiten und invasive Fischarten in die Gewässer gelangen. Irreparable Auswirkungen sind möglich, wenn zum Beispiel lokale Populationen von Bachforellen (*Salmo trutta f. fario*) oder Renken (*Coregonus* sp.) durch Einkreuzungsprozesse mit gebietsfremden Populationen stark verändert werden (IGB 2015). So sind möglicherweise alle der ca. 20 endemischen *Coregonus*-Arten sowie die endemischen Populationen des deutschen Donauroumes ausgestorben. Die Renken der Seen dieser Region wurden über Jahrhunderte unkontrolliert von einem See in den nächsten transferiert, obwohl ihre lokale Eigenständigkeit bekannt war (Freyhof et al. 2023).

In der Regel wirkt sich das Naturerleben durch entsprechende Freizeit- oder auch berufliche Aktivitäten positiv auf das Naturwissen, auf das Problembewusstsein und auf das Verhalten der Menschen aus. Umgekehrt kann ein mangelndes Problembewusstsein zu einem nachlässigen Verhalten mit zuweilen erheblichen negativen, nicht beabsichtigten Effekten führen. In jüngster Zeit mehren sich zum Beispiel die Nachweise des Aussetzens von »nicht mehr benötigten« Aquarienfischen und Wasserschildkröten in heimische Gewässern. Ein markantes Beispiel ist der Gelbe Drachenwels (*Tachysurus sinensis*), der offenbar aus der Aquaristik in die bayerische Donau »entsorgt« wurde und sich langsam von dort ausbreitet (Freyhof et al. 2023). Diese aus Ostasien stammende ökologisch anspruchslose (euryöke) Fischart wird sich mittelfristig massiv in Europa ausbreiten. Maßnahmen zur Verhinderung der Ausbreitung des Drachenwelses werden nicht ergriffen, obwohl Deutschland gemäß der EU-Verordnung Nr. 1143/2014 zu invasiven Arten für weitverbreitete invasive Arten explizit verpflichtet ist, geeignete Managementmaßnahmen zu ergreifen. Einige invasive Arten richten massive Schäden an, z. B. Waschbär (*Procyon lotor*), Nutria (*Myocastor coypus*), Chinesische Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*), Nilgans (*Alopothen aegyptiaca*) oder Asiatische Körbchenmuschel (*Corbicula* sp.).

#### 5.5.4.2 Öffentlichkeitsbeteiligung

Die Beteiligung der Öffentlichkeit bei Verwaltungsentscheidungen hat zum Ziel, die Interessen und auch die Ideen der Betroffenen einzubeziehen, um zu besseren Entscheidungen zu kommen und das Verständnis und die Akzeptanz von Maßnahmen zu erhöhen. Erste Ansätze einer systematischen Öffentlichkeitsbeteiligung gab es im Rahmen der Stadt- und Raumplanung (öffentliche Planauslegung nach Baugesetzbuch) in den 1970er-Jahren (<https://tinyurl.com/56ssb84s>). In der Aarhus-Konvention aus dem Jahre 1998, der 47 Staaten – darunter alle EU-Mitglieder – beigetreten sind, wurden jeder Person der Zugang zu Informationen, die Öffentlichkeitsbeteiligung an Entscheidungsverfahren und der Zugang zu Gerichten in Umweltangelegenheiten zugesprochen. Die »Information und Anhörung der Öffentlichkeit« ist auch ein integraler Bestandteil der WRRL (Art. 14) und führte mit Umsetzung der Richtlinie in den 2000er-Jahren erstmals zu einer breiteren Diskussion über partizipative Ansätze in der deutschen Wasserwirtschaft. Verschiedene Formen der Öffentlichkeitsbeteiligungen wurden verfolgt. Beispielsweise wurde in Schleswig-Holstein die Forderung der WRRL nach breiter Beteiligung der Öffentlichkeit durch drei Flussgebietsbeiräte und 34 regionale Arbeitsgruppen in den Bearbeitungsgebieten umgesetzt. In den Beiräten treffen sich halbjährlich verschiedene Interessen- und Verbandsvertreter aus Wirtschaft, Landwirtschaft und Naturschutz. Sie können dort ihre Vorstellungen zur Umsetzung der Richtlinie den ausführenden Behörden vorbringen. Zusätzlich erfolgen noch eine formale Anhörung der Öffentlichkeit gemäß Art. 14 WRRL mit der Möglichkeit zur Stellungnahme sowie eine begleitende breite Öffentlichkeitsarbeit z. B. in Schulen und über verschiedene Medien.

Sicherlich ist es nicht zuletzt der Öffentlichkeitsbeteiligung zu verdanken, dass der Gewässerschutz öffentlich breit diskutiert wird. Allerdings ist in einer aktuellen Studie eher vom Erlahmen des »Elan[s] der Behörden zur Förderung der Partizipation« die Rede (Geiler 2022), was die Autoren u. a. mit einer eher »technokratischen und bürokratischen Herangehensweise« der Wasserwirtschaftsverwaltungen begründen.

#### 5.5.4.3 Citizen Science

Eine weitere Form der intensiven Beschäftigung mit der Natur kann darin bestehen, als Nichtwissenschaftler in einem Forschungsprojekt mitzuwirken. Die »Citizen Science« findet bei Teilnehmern, in der Öffentlichkeit, aber eben auch in der Wissenschaft zunehmend Beachtung und Anerkennung. Citizen Science ermöglicht es,

sich aktiv in die Wissensgewinnung einzubringen und dabei sowohl lokal als auch global relevante Probleme zu definieren und zu erforschen. Ein bekanntes Beispiel ist die jährliche Aktion »Stunde der Gartenvögel«, bei der alle Gartenbesitzer:innen gebeten werden, die in ihren Gärten vorkommenden, leicht zu identifizierenden Vogelarten innerhalb eines vorgegebenen Zeitfensters zu zählen (<http://tinyurl.com/yte346ws>). Die Ergebnisse können über das Internet gemeldet werden und tragen somit zum Kenntnisstand der Verbreitung dieser Vogelarten in ganz Deutschland bei.

Neue digitale Techniken erlauben es dabei, dass die »Bürgerwissenschaftler:innen« Informationen einfach erfassen und versenden können; automatisierte Validierungen und Plausibilitätsprüfungen ermöglichen einen hohen Qualitätsstandard der Daten (Bonney et al. 2009; LANUV 2014). Beispiele sind mobile Smartphone-Apps (z. B. BirdNET, ornitho, Flora Incognita, iNaturalist, iObs), die es auch Laien ermöglichen, Tier- und Pflanzenarten nicht nur per Foto und künstlicher Intelligenz zu bestimmen, sondern auch die geografischen Koordinaten des Vorkommens sehr präzise mittels Satellitennavigation zu erfassen und an wissenschaftliche Einrichtungen zu übermitteln. Bürger:innen werden damit zur Naturbeobachtung angeregt und tragen zudem mit ihren Beobachtungen zur Erfassung von Daten für die Wissenschaft bei.

Ein aktuelles Projekt widmet sich der Erfassung von Querbauwerken in Fließgewässern (AMBER barrier tracker; <https://tinyurl.com/2cpklb7u>) und erfasst neben den geografischen Koordinaten auch Angaben zur Art und zur Absturzhöhe von Querbauwerken. Das Citizen-Science-Projekt »FLOW« unterstützt die Umsetzung der WRRL. Die Teilnehmer:innen werden geschult, den ökologischen Zustand von Bächen und kleinen Flüssen standardisiert zu bewerten und zu dokumentieren. Ziel ist der Aufbau einer Datenbank zum Zustand der Bäche in Deutschland, um so die Wissensbasis für die Planung von Schutz- und Renaturierungsmaßnahmen zu erweitern. Speziell dem Wasserstand von Fließgewässern und somit der Erkennung von temporär trockenfallenden Gewässern widmet sich die App »CrowdWater« (<http://tinyurl.com/466uc76j>). Die App ermöglicht es den Nutzer:innen, den Wasserstand von Bächen und Flüssen einfach mittels Foto zu erfassen und dann zusammen mit einigen ergänzenden Informationen zentral abzuspeichern. Die damit bereitgestellten Informationen sind insbesondere vor dem Hintergrund des Klimawandels wichtig, um austrocknungsgefährdete Gewässer bzw. Gewässerabschnitte frühzeitig zu erkennen und entsprechende Maßnahmen zu ihrem Schutz

zu ergreifen (z. B. Beschattung mit Ufergehölzen, Einschränkung von Wasserentnahmen).

### 5.5.5 Synergien/Konflikte zwischen indirekten Treibern und biologischer Vielfalt

Die indirekten Treiber haben einen großen Einfluss auf die Biodiversität von Binnengewässern und Auen. Besonders greifbar und messbar ist der Einfluss der europäischen Richtlinien, die explizit den Schutz und Erhalt der Biodiversität im Fokus haben, vor allem die WRRL und die FFH-Richtlinie. Die anderen zuvor genannten indirekten Treiber sind zwar ebenfalls von großer Bedeutung, nur wirken sie in der Regel über Umwege, sodass die Wirkungspfade nicht immer gut nachvollziehbar und noch weniger quantifizierbar sind. Beispielsweise können Naturerlebnisse an einem Bach in der Kindheit ein Auslöser für ein lebenslanges Engagement als Angler und Naturschützer sein, sie sind aber empirisch schwer nachzuweisen.

Um den Biodiversitätsschutz für Binnengewässer und Auen in der Fläche zu erhöhen und nicht nur punktuell Maßnahmen zu ergreifen, sind Veränderungen der indirekten Treiber erforderlich. Hier ist die Politik gefordert, entsprechende Gesetze zu erlassen und wirtschaftliche Anreize zu schaffen, um die Verhaltensweise und die Einstellung der wesentlichen Akteure zu verändern.

## 5.6 Instrumente und Maßnahmen

### 5.6.1 Einleitung

Der Schutz der Biodiversität ist eine Herausforderung für die ganze Gesellschaft. Auch wenn in Einzelfällen Individuen oder private Organisationen Verantwortung übernehmen, bleibt der Schutz der Biodiversität in erster Linie eine staatliche Aufgabe. Allgemein wird bei staatlichen (und nicht staatlichen) Maßnahmen zur Verbesserung der Biodiversität unterschieden zwischen aktorsbezogenen Maßnahmen (Instrumenten) und umweltbezogenen Maßnahmen (Umweltmaßnahmen). Instrumente sind Maßnahmen, die das Verhalten von Akteuren beispielsweise durch Ge- oder Verbote, ökonomische Anreize, Planvorgaben oder Informationsbereitstellung steuern. Umweltbezogene Maßnahmen sind solche, die unmittelbar zu einer (positiven) Veränderung der Umwelt führen und insofern eng mit den indirekten Treibern verbunden sind.

Schon in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurden in Binnengewässern, insbesondere in und an Flüssen, umfangreiche Maßnahmen durchgeführt, um die Wasserqualität zu verbessern. Diese Maßnahmen

hatten zwar in erster Linie die Verbesserung der Gewässergüte und damit auch der hygienischen Situation zum Ziel, führten aber gleichzeitig zu einer Wiederbesiedlung der ehemals stark verschmutzten Flüsse, z. B. mit Fischen und Kleintieren. Heute sind die wesentlichen Instrumente für Binnengewässer und Auen die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), die darauf aufbauenden Gesetze und Verordnungen des Bundes und der Länder sowie die Bewirtschaftungs- und Maßnahmenpläne. Die Grundlagen der WRRL, sofern für Maßnahmen in Binnengewässern und Auen relevant, werden in Kap. 5.5 dargestellt.

Auch umweltbezogene Maßnahmen in Binnengewässern (sowie teilweise auch in Auen) basieren vorwiegend auf der Umsetzung der WRRL. Die Unterscheidung von Maßnahmen in (i) Ausweisung von Schutzgebieten, (ii) Impulsmaßnahmen und (iii) Managementmaßnahmen, die ansonsten für den *Faktencheck Artenvielfalt* Anwendung findet, ist für Binnengewässer und Auen nur bedingt geeignet. Gewässer sind mit der sie umgebenden Landschaft untrennbar verwoben. Die Landschaft wird von einem Gewässernetz durchzogen, und unter (fast) jeder Landschaft befindet sich Grundwasser. Daher stellen die Einzugsgebiete von Gewässern hier die geeigneten räumlichen Einheiten dar, um das Management von Gewässern (einschließlich des Grundwassers) zu planen und durchzuführen. Aber Einzugsgebiete umfassen nicht nur die Seen und Flüsse selbst, sondern die gesamte Landschaft, in der Niederschläge in Gewässer abfließen. Viele Maßnahmen zur Verbesserung der Biodiversität von aquatischen Ökosystemen – insbesondere Maßnahmen, die den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen verhindern sollen – sind nicht am oder in unmittelbarer Nähe eines Gewässers lokalisiert, sondern betreffen das gesamte Einzugsgebiet; es sind somit Maßnahmen in der Fläche, oftmals außerhalb des betrachteten Ökosystems. Impuls- und Managementmaßnahmen sind in Gewässern und Auen oft eng verbunden und schwer abgrenzbar und werden daher in diesem Kapitel zusammengefasst.

Fast alle Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL dienen direkt oder indirekt der Biodiversität aquatischer Ökosysteme. Dies gilt vor allem für Maßnahmen in und direkt an Flüssen, größeren Seen und Ästuaren, aber nur eingeschränkt für Quellen und Fließgewässer mit einer Einzugsgebietsgröße unter  $< 10 \text{ km}^2$ , kleinere Stillgewässer und Seen mit einer Wasseroberfläche  $< 0,5 \text{ km}^2$  sowie Niedermoore und Flussauen. Zwar ist die WRRL auch für das Management kleiner Gewässer maßgeblich, jedoch konzentrieren sich die Maßnahmen auf die größeren, berichtspflichtigen Gewässer, und nur

diese werden in den Bewirtschaftungsplänen dargestellt. Das Grundwasser nimmt eine Sonderstellung ein, da die WRRL nur den chemischen und den mengenmäßigen, nicht aber den ökologischen Zustand betrachtet. Letzterer berücksichtigt die Gewässerbiologie und damit auch die Biodiversität.

Gerade durch die Bewirtschaftungspläne (Kap. 5.6.2) der WRRL gibt es im Vergleich zu anderen Ökosystemtypen sehr umfangreiche Richtlinien und Vorgaben für die Renaturierung von Binnengewässern. Dies gilt zusätzlich zu den Anforderungen, die von FFH- und Vogelschutzrichtlinie gestellt werden und die auch zahlreiche Lebensräume der Binnengewässer und Auen betreffen.

Dieses Kapitel gibt einen Überblick über häufig angewandte Maßnahmentypen und ihre Wirkungen. Da je nach Gewässerkategorie (z. B. Flüsse oder Seen) und vorliegender Belastung sehr unterschiedliche Maßnahmentypen angezeigt sind, werden die Maßnahmen für die einzelnen Gewässerkategorien getrennt besprochen. Die daraus entstehenden Defizite werden im Abschnitt »Evaluation« in den Blick genommen.

### 5.6.2 Ausgewählte Instrumente in Binnengewässern und Auen

Ziele der WRRL sind die Erreichung eines guten ökologischen Zustands/Potenzials für alle Oberflächengewässer, eines guten chemischen Zustands für alle Oberflächengewässer und das Grundwasser sowie eines guten mengenmäßigen Zustands für das Grundwasser (Kap. 5.5.2.4). Die Artenzusammensetzung eines Gewässers im guten ökologischen Zustand darf dabei nur geringfügig von der eines natürlichen Gewässers abweichen. Insofern sind Verbesserungen des ökologischen Zustands im Sinne der WRRL zugleich auch Verbesserungen der Biodiversität in Richtung eines vom Menschen nur gering beeinflussten (natürlichen) Referenzzustands. Die europäischen Mitgliedstaaten müssen für jede Flussgebietseinheit alle sechs Jahre einen Bewirtschaftungsplan sowie ein Maßnahmenprogramm vorlegen; diese beiden sind die wesentlichen Instrumente zur Steigerung der Biodiversität der Binnengewässer.

Trotz der bereits seit 2012 gültigen und seitdem zweimal aktualisierten Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme zur Umsetzung der WRRL erreichten 2021 nur etwa 8 % der deutschen Fließgewässerswasserkörper das ökologische Ziel (<https://tinyurl.com/4zhf7e33>). Dies deutet darauf hin, dass die bisher ergriffenen Maßnahmen bei Weitem noch nicht ausgereicht haben, die Ziele der WRRL zu erreichen. Allerdings wurden in Deutschland bereits erhebliche An-

strebungen zur Zielerreichung unternommen. Eine Auswertung der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser hat gezeigt, dass die mit der Umsetzung der WRRL verbundenen Ausgaben bei 61,58 Mrd. € liegen, wobei davon 11,89 Mrd. € auf den Zeitraum 2010 bis 2015 und 15,04 Mrd. € auf den Zeitraum 2016 bis 2021 entfallen (LAWA 2021). Die Maßnahmen umfassen auch solche zur Verbesserung der Durchgängigkeit, der Gewässerstruktur, des Wasserhaushaltes und des Zustands stehender Gewässer in Höhe von 23,3 Mrd. €; Letztere kommen der Gewässerökologie unmittelbar zugute (LAWA 2021).

Für die Umsetzung der WRRL sind in Deutschland im Wesentlichen die Bundesländer zuständig. Unterschieden wird zwischen Gewässern I., II. und (in einigen Ländern auch) III. Ordnung. Gewässer I. Ordnung haben eine erhebliche Bedeutung für die Wasserwirtschaft; hierunter sind die Bundeswasserstraßen einzuordnen. Gewässer II. Ordnung haben eine überörtliche Bedeutung, beispielsweise für das Gebiet eines Unterhaltungsverbandes. Alle anderen Gewässer fallen je nach Bundesland in eine III. Ordnung oder werden nicht explizit zugewiesen. Maßnahmen zur Gewässerunterhaltung und -entwicklung werden in der Regel von den Gewässerunterhaltungspflichtigen durchgeführt; dies sind in den meisten Fällen die Eigentümer des Gewässers. Für Gewässer II. und III. Ordnung sind dies meist die Kommunen, die sich zu Zweck- und Unterhaltungsverbänden zusammenschließen können. In einigen Bundesländern wird diese Aufgabe an Wasserverbände oder Landschaftspflegeverbände delegiert. Für die Bundeswasserstraßen (I. Ordnung) sind die Länder im Einvernehmen mit den Wasser- und Schifffahrtsämtern zuständig.

Eine wirkungsvolle Renaturierung kann oftmals nicht mit bloßen Unterhaltungsmaßnahmen erreicht werden; erforderlich sind vielmehr strukturverändernde Maßnahmen der Gewässerentwicklung, die rechtlich als Gewässerausbau zu qualifizieren sind und für deren Umsetzung auf Flächen im Gewässerumfeld zugegriffen werden muss. Während die Gewässerparzellen selbst meist im Besitz der öffentlichen Hand sind, stellen die angrenzenden Ufer- und Auenflächen in der Regel Privateigentum dar, auf das nur über freiwillige Veräußerung oder aufwendige und politisch inopportune Enteignungsverfahren zugegriffen werden kann. Der fehlende Zugriff auf diese benötigten Flächen im Gewässerumfeld ist die wesentliche Ursache für die bislang überschaubaren Erfolge bei der Verbesserung des ökologischen Zustands, denn ein Großteil der verbleibenden Belastungen der Gewässer resultiert aus der Landnutzung im Einzugsgebiet.

Die Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) koordiniert die staatlichen Anstrengungen zur Umsetzung der WRRL. Im Rahmen dieser Koordinationsaufgaben wurde von der LAWA unter anderem ein Katalog von Maßnahmen entwickelt, der den verantwortlichen Behörden und Gewässerunterhaltungspflichtigen als Grundlage für die Festlegung von Maßnahmen dient (LAWA 2020; <http://tinyurl.com/2ecbr46f>). Dieser sogenannte LAWA-BLANO-Maßnahmenkatalog wurde 2015 erstmalig erstellt und 2020 für den Bewirtschaftungszyklus 2016–2021 noch mal aktualisiert und erweitert. Die aktuelle Fassung (<http://tinyurl.com/2ecbr46f>) beinhaltet auch Maßnahmen zur Umsetzung der Hochwasserrisikomanagement-RL (HWRM-RL 2007/60/EG), die insbesondere für Maßnahmen in Auen von großer Bedeutung ist. Viele Maßnahmen werden auch im Rahmen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung (§§ 13 ff. BNatSchG) umgesetzt.

Für den Schutz und die Entwicklung von Auen und Niedermooren spielt zudem die FFH-Richtlinie eine wesentliche Rolle, indem sie Ziele für den Erhaltungszustand sowohl der schutzwürdigen Lebensräume als auch ihrer Arten formuliert. Mit dem 2023 aufgelegten Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (ANK) werden finanzielle Anreize für die Umsetzung von Maßnahmen zum Klimaschutz und letztlich auch zum Erhalt der Biodiversität geschaffen (<https://tinyurl.com/yemkz3se>). Im Fokus stehen dabei u. a. Maßnahmen in Mooren und Auen. Auen sind die Überflutungsräume von Fließgewässern, die nicht nur hinsichtlich des Klimaschutzes (z. B. Speicherung von Kohlendioxid) eine wichtige Funktion erfüllen, sondern auch im Hochwasserschutz eine wichtige Rolle einnehmen. Auen-schutz ist die naturbasierte Alternative zum technischen Hochwasserschutz.

### 5.6.3 Ausgewählte Maßnahmen in Binnengewässern und Auen und ihre Evaluation

#### 5.6.3.1 Flächenschutzmaßnahmen

Die Qualität von Fließgewässern wird fast immer durch die weiter oberhalb liegenden Gewässerabschnitte und ihre Nebengewässer geprägt, sodass ein Schutzgebiet meist nicht umfassend zur Verbesserung der Wasserqualität (als Voraussetzung für eine hohe Biodiversität) im gesamten Gewässerverlauf beitragen kann. Im Fall von Seen, Quellen und Niedermooren hingegen sind Schutzgebiete wichtiger. Quellen und Niedermoore gehören zu den Biotoptypen, die nach § 30 BNatSchG und den Naturschutzgesetzen der Länder pauschal geschützt sind, ebenso wie Bruch-, Sumpf- und Auen-

wälder, Sümpfe, Röhrichte und Großseggenriede sowie natürliche oder naturnahe Bereiche fließender und stehender Binnengewässer. Auch für Auen spielen Schutzgebiete eine wichtige Rolle. Je nach Schutzgebietsverordnung sind z. B. Einschränkungen für die Landwirtschaft möglich, insbesondere hinsichtlich der Anwendung von Düngemitteln und Pestiziden, was positive Effekte auf die Biodiversität der Auen (Kap. 5.4.3.2) und indirekt auch positive Effekte auf die aquatische Biodiversität angrenzender Gewässer haben kann (Kap. 5.4.2.2). Unabhängig von Schutzgebieten spielen Uferflächen vor allem für die Entwicklung von Fließgewässern eine entscheidende Rolle; der typspezifische Flächenbedarf wurde für die verbreiteten deutschen Fließgewässertypen ermittelt (LAWA 2016).

Große Teile der Nordseeästuare (und der sich anschließenden Küstengewässer) liegen im Nationalpark Wattenmeer (Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Hamburg) und sind damit nach Bundesnaturschutzgesetz streng geschützt. Große Flächen innerhalb des Nationalparks sind zudem durch die EG-Vogelschutzrichtlinie und die FFH-Richtlinie geschützt und damit Bestandteil des europäischen Schutzgebietsnetzwerks Natura 2000.

Wasserschutzgebiete dienen in erster Linie dem Schutz des Trinkwassers in der Nähe von Quelfassungen und Brunnen.

### 5.6.3.2 Management- und Impulsmaßnahmen Fließgewässer

Struktur, Funktion und Biodiversität von Fließgewässern werden durch eine Vielzahl anthropogener Einflussfaktoren belastet (Kap. 5.4). Die dort dargestellten Belastungen aquatischer Ökosysteme bieten zugleich Ansatzpunkte für Maßnahmen: Das Zurückdrängen oder Unterbinden einer Belastung ist eine Maßnahme mit dem Ziel, den ökologischen Zustand (und damit die Biodiversität) zu verbessern. Solche Maßnahmen setzen an den Ursachen der Belastungen an. Der LAWA-BLANO-Maßnahmenkatalog (LAWA 2020) listet insgesamt 170 Maßnahmentypen auf; die Mehrzahl dieser Maßnahmentypen betreffen direkt oder indirekt auch Fließgewässer. Aus der Vielzahl von Maßnahmentypen werden hier einige herausgegriffen, die das Spektrum der Maßnahmen aufzeigen und einen besonders engen Zusammenhang mit der Biodiversität aufweisen. Ein Schwerpunkt der Auswahl liegt auf Maßnahmen, die dazu beitragen, mehrere Treiber zu reduzieren (Tab. 5.5). Eine Reihe von Best-Practice-Beispielen in Deutschland wurde vom Umweltbundesamt unter <http://tinyurl.com/2ur86bu5> dokumentiert.

Wie Tab. 5.5 verdeutlicht, wurden die verschiedenen akteurs- und umweltbezogenen Maßnahmen zum Gewässerschutz und zur Gewässerentwicklung in unterschiedlichem Umfang umgesetzt. Die Wasserqualität der Fließgewässer in Deutschland hat sich in den vergangenen Jahrzehnten stark verbessert, wobei die Grundlagen schon vor der Wasserrahmenrichtlinie gelegt wurden. Die Behandlung punktueller Einleitungen ist nach wie vor ein Schwerpunkt des Gewässerschutzes. Heute werden in Deutschland jährlich über 9 Mio. m<sup>3</sup> Abwasser in Kläranlagen behandelt, davon rund 5 Mio. m<sup>3</sup> Schmutzwasser und knapp 4 Mio. m<sup>3</sup> Niederschlagswasser (<http://tinyurl.com/2djm553j>). Fast das gesamte Abwasservolumen wird in den Kläranlagen zunächst mechanisch und dann chemisch sowie biologisch gereinigt. Bereits 2013 wurden 92% des Abwassers in Deutschland einer Phosphateliminierung unterzogen. Der Anschlussgrad der Einwohner an Kläranlagen liegt bei über 96% (<https://tinyurl.com/5yb56nx7>). Infolge dieser Maßnahmen verbesserte sich die biologische Gewässergüte der Fließgewässer, gemessen am biologischen Saprobienindex, seit den 1970er-Jahren bis über die Jahrtausendwende hinaus kontinuierlich. Der Saprobienindex beruht auf Beprobungen der am Gewässerboden lebenden Wirbellosen (Makrozoobenthos), wobei nicht nur die Indexwerte selbst, sondern auch die Biodiversität der erfassten Organismen mit der Verbesserung der Abwasserbehandlung eine Verbesserung zeigten. Entsprechende positive Auswirkungen auf die aquatische Biodiversität wurden zuletzt auch von Haase et al. (2023) dokumentiert.

Die positive Entwicklung der Gewässergüte in Deutschland wird eindrucksvoll durch die seit Mitte der 1970er-Jahre periodisch erschienenen Gewässergütekarten dokumentiert. Die westdeutsche Gewässergütekarte von 1975 (<http://tinyurl.com/3keb5u7f>) beispielsweise zeigt unbelastete bis mäßig belastete (Güteklasse I und II) nur sehr lokal in einzelnen Oberläufen z. B. von Donau und Ems, während einzelne Abschnitte des Rheins, des unteren Mains, der Wupper und der Saar galten als übermäßig verschmutzt identifiziert wurden (Güteklasse V). Bis 1990 (<http://tinyurl.com/3vwkzzvk>) verbesserte sich die Gewässergüte der meisten großen Fließgewässer in Westdeutschland auf die Güteklassen II und II–III (kritisch belastet), wobei die nun erstmals mit diesem System erfassten ostdeutschen Fließgewässer deutlich schlechter abschnitten: Abschnitte der oberen Elbe und viele Gewässer im Saaleinzugsgebiet waren übermäßig verschmutzt (Güteklasse V). Beim Vergleich der unterschiedlichen Jahre ist allerdings zu beachten, dass anfangs nur größere Fließgewässer in den Gewässergütekarten dargestellt wurden; mit der Zeit wurden

dann zunehmend auch kleinere Flüsse und Bäche untersucht und in den Karten dargestellt.

Aufgrund des raschen und kontinuierlichen Ausbaus von Kläranlagen und des Verschwindens eines Teils der abwasserintensiven Industriezweige (u. a. chemische Industrie) verbesserte sich in den 1990er-Jahren auch die Qualität der ostdeutschen Fließgewässer schnell, sodass die Fließgewässer Deutschlands mit dem Saprobien-system im Jahr 2000 überwiegend in die Güteklasse II eingestuft werden konnten (<http://tinyurl.com/43yp36am>). Diese grundlegende Verbesserung der Wasserqualität innerhalb weniger Jahrzehnte ist eine der großen Erfolgsgeschichten des Umweltschutzes in Deutschland und an vielen Fallbeispielen gut dokumentiert. So war die Wupper unterhalb der Stadt Wuppertal seit Mitte des 19. Jahrhunderts und bis in die 1970er-Jahre hinein ein »schwarzer Fluss« (Güteklasse V) und weitgehend frei von höheren (mehrzelligen) Lebewesen. Nach dem Bau erster Kläranlagen wurden ab 1979 wieder einige Schnecken- und Egelarten in der Wupper nachgewiesen, und seit den 1990er-Jahren wurde die Besiedlung aufgrund der weiter verbesserten Abwasserreinigung immer vielfältiger. Die Wasserqualität der Elbe verbesserte sich in den 1990er-Jahren sehr schnell. Der biologische Sauerstoffbedarf, ein Maß für die Verunreinigung mit organischen Stoffen, sank bis 1996 auf 32 % des Ausgangswertes von 1988, die Ammoniumfracht auf 18 % des Wertes von 1987 (ARGE Elbe 1997). Entsprechend erholte sich auch die Lebensgemeinschaft seit den 1990er-Jahren (Petermeier et al. 1996).

Heute ist der saprobielle Zustand der deutschen Fließgewässer meistens gut. Die verbleibenden stofflichen Belastungen sind im Wesentlichen ein Resultat von Mischwassereinleitungen und insbesondere von flächenhaften (diffusen) Einträgen. Diffuse Einträge konnten bislang nicht flächendeckend reduziert werden. Dies liegt einerseits an der nach wie vor intensiven Landwirtschaft in den meisten Einzugsgebieten, aber auch an der Problematik, ausreichend breite und gehölzbestandene Pufferstreifen entlang der Gewässer zu etablieren. Darüber hinaus kommt die vierte Reinigungsstufe, bei der Mikroschadstoffe (z. B. Arzneimittelrückstände, Pflanzenschutzmittel) über Ozonierung und/oder Rückhalt in Aktivkohlefiltern aus dem Abwasser entfernt werden, bislang vorwiegend in Großkläranlagen zum Einsatz. Biologische Wirkungen von Mikroschadstoffen können die Effekte von strukturellen (hydromorphologischen) Renaturierungen im Gewässer aber überdecken (Brettschneider et al. 2019) und den ökologischen Renaturierungserfolg vermindern oder sogar verhindern. Zukünftige Entwicklungen sind hier abhängig von EU-

Vorgaben und den entsprechenden Novellierungen der Abwasserverordnung und ihrer Anhänge.

Im Bereich der hydromorphologischen Maßnahmen gibt es zahlreiche Einzelprojekte (z. B. Entfernung von Ufer- oder Sohlbefestigungen, Entfernung von Wehren, Remäandrierung), wobei der insgesamt stark beeinträchtigte hydromorphologische Zustand der Fließgewässer die strukturelle Renaturierung zu einer Generationenaufgabe macht. Für die Auswahl und Umsetzung von zielführenden Maßnahmen gibt es zudem keinen bundesweiten Standard; einzelne Bundesländer haben Handlungsanleitungen für die Maßnahmenentwicklung verfasst, u. a. Baden-Württemberg (LUBW 2018; 2019a,b) und Nordrhein-Westfalen (LANUV 2017).

Viele hydromorphologische Projekte scheinen zunächst nur geringen Erfolg in Bezug auf die Verbesserung der Biodiversität zu haben (Lorenz et al. 2018; Pilotto et al. 2018). In erster Linie ist dies aber in weiteren und fortdauernden Belastungen der renaturierten Fließgewässer begründet sowie z. B. auch im Fehlen von Quellpopulationen in der Nähe der Maßnahmenabschnitte oder sogar im gesamten Einzugsgebiet als Resultat vergangener und fortwährender Belastungen (Schulz-Zunkel et al. 2022; Sundermann et al. 2011a). Multiple Belastungen, d. h. Belastungen infolge mehrerer (vieler) direkter Treiber, sind somit die größte Herausforderung für die Steigerung der Biodiversität von Fließgewässern. So zeigten lokale Maßnahmen wie die Entfernung von Uferbefestigungen und Remäandrierungen zumindest in kurzen Betrachtungszeiträumen nur geringe und manchmal gar keine Auswirkungen auf den ökologischen Zustand (Haase et al. 2013; Lorenz et al. 2018; Sundermann 2011b). Vertiefende Analysen verdeutlichten jedoch, dass es dennoch positive Effekte hydromorphologischer Maßnahmen auf aquatische Artengruppen gibt. Für Fische zeigten sich positive Effekte auf Artenreichtum und Abundanzen, vor allem für Jungfische (Lorenz et al. 2013; Stoffers et al. 2021), sodass renaturierte Abschnitte eine wichtige Funktion als Reproduktionsort für Fische besitzen. Bei den höheren Wasserpflanzen (Makrophyten) konnten Verbesserungen im Hinblick auf Deckungsgrad, Abundanz und Diversität, vor allem aber auf die Wuchsformen festgestellt werden (Lorenz et al. 2012). In manchen Fällen, z. B. bei sehr umfangreichen Renaturierungen an Main und Rodach (Bayern), zeigten sich vielfältige positive Effekte auf den ökologischen Zustand, den Artenreichtum und die Rote-Liste-Arten der am Gewässergrund lebenden Wirbellosen, Fische und Makrophyten (Lüderitz et al. 2011). Renaturierungen initiieren häufig eine Abfolge von Entwicklungsschritten (Sukzession), die in

**Tabelle 5.5:** Übersicht ausgewählter Maßnahmentypen des LAWA-BLANO-Maßnahmenkatalogs (LAWA 2020) mit ihrer Wirkung auf direkte Treiber sowie auf die Biodiversität in Fließgewässern.

Maßnahmen- typ und Nummer gemäß LAWA- BLANO-Maßnah- menkatalog	Beschreibung	Wirkung auf Treiber	Wirkung auf Biodiversität	Erfolgsfaktoren	Überblick zu Umfang und Erfolg umge- setzter Maßnahmen
Bau und Verbesse- rung von Kläranla- gen (1–9)	Neubauten und tech- nische Aufrüstung von Kläranlagen; Anschluss von Haus- halten an Kläranlagen	Reduzierung punk- tueller Belastungen (fäulnisfähige Stoffe, Nährstoffe, Mikro- schadstoffe); Verbesserung der Sauerstoffversorgung; Reduzierung des Nährstoffgehaltes	Durch verbesserte Wasserqualität Steige- rung des ökologischen Zustands (z. B. Modul Saprobie bei Wirbel- losen des Gewäs- sergrundes [Makro- zoobenthos]; Modul Kieselalgen bei aquati- scher Flora); Schaffung von Bedin- gungen für sauerstoff- bedürftige Arten	Vollständigkeit der Erfassung von Punkt- quellen; Eingesetzte Technik (z. B. 4. Reinigungs- stufe)	Anschlussgrad in Deutschland bei 96 %; Eliminierung von Mikroschad- stoffen bei 2,1 % der Abwassermenge (2016 [ <a href="https://tinyurl.com/5yb56nx7">https://tinyurl.com/5yb56nx7</a> ]; 62,5 % der Fließge- wässer in NRW in gutem saprobiellen Zustand ( <a href="https://tinyurl.com/2n3u2sst">https://tinyurl.com/2n3u2sst</a> ; Tab. 4–7)
Maßnahmen zur Reduzierung dif- fuser Einträge aus der Landwirtschaft (27–32)	Maßnahmen in der Fläche, z. B. Zwischen- fruchtanbau, pfluglose Bodenbearbeitung, Reduzierung des Ein- satzes von Pflanzen- schutzmitteln (PSM), Änderungen an Drai- nagen	Reduzierung diffuser Einträge von N, P, PSM und Feinsediment; Reduzierung der Sekundärbelastung durch im Gewässer entstehende Bio- masse; Verhinderung der Kol- mation des Interstitials	Durch verbesserte Wasserqualität Steige- rung des ökologischen Zustands (z. B. Ansied- lung PSM-sensitiver Arten); Zurückdrängung von Trophieindikatoren; Schaffung von Nischen für nährstoff- sensible Arten	Anteil von Flächen im Einzugsgebiet, auf denen die Maßnah- men umgesetzt wer- den	Anteil landwirtschaft- licher Nutzfläche, die nach EU-Rechtsvor- schriften für den öko- logischen Landbau bewirtschaftet wer- den: 10,9 % ( <a href="https://tinyurl.com/y66y63cx">https:// tinyurl.com/y66y63cx</a> )
Gehölzbestände- ner Gewässerrand- streifen (73)	Etablierung stand- ortgerechter Gehölze entlang von Gewäs- sern durch Sukzession oder Pflanzung	Reduzierung des diffu- sen Eintrags von Fein- sediment, P, N, Pesti- ziden; Reduzierung der Was- sertemperatur; Verbesserung der Gewässermorpho- logie	Durch Reduzierung von Belastungen und Schaffung von Habi- taten leitbildnähere Lebensgemeinschaft; Verbesserung des öko- logischen Zustands (bis zu zwei Klassen in landwirtschaftlich genutzten Gebieten [Palt et al. 2023])	Breite (weitgehend vollständiger Rückhalt von diffusen Einträgen ab 30 m; teilweise voll- ständiger Rückhalt ab 10 m); Länge (neues thermi- sches Gleichgewicht ab 400 m Länge [Kail et al. 2021]; Umfeldnutzung: Vor allem in landwirt- schaftlich genutzten Einzugsgebieten	Anteil von Ufergehöl- zen in 10 m breiten Uferstreifen in Hes- sen, NRW und Sach- sen-Anhalt zwischen 42,4 % (Tieflandflüsse) und 59,4 % (Mittelge- birgsbäche); in 30 m breiten Uferstreifen zwischen 34,5 % und 49,5 % (nach Daten aus Palt et al. 2023, eigene Auswertung)
Maßnahmen zur Verbesserung der linearen Durchgän- gigkeit (68, 69)	Fischwanderhilfen, z. B. Umgehungsge- rinne, Raue Rampen; Rückbau von Wehren oder Durchlässen	Reduzierung der Fragmentierung von Gewässerabschnitten; Verbesserung der Durchgängigkeit für Geschiebe	Reduzierung der Frag- mentierung von Popu- lationen (vor allem von Fischen); Ermög- lichung der Erreich- barkeit von isolierten Gewässerabschnitten (z. B. für Wanderfische)	Funktionalität der Wanderhilfen, vor allem für den Fisch- abstieg; Länge der verbunde- nen Gewässerstrecken	
Maßnahmen zur Habitatverbesse- rung (70–74)	Zulassen eigendyna- mischer Entwicklun- gen; Aktive Veränderung des Gewässerverlau- fes (z. B. Remändrier- ung); Einbringen von Habi- taten (z. B. Totholz)	Verbesserung der Gewässerstruktur	Schaffung von Habi- taten für eine vielfäl- tigere Gewässerzönose; Häufig auch positive Wirkungen auf die Lebensgemeinschaf- ten angrenzender Auen	Andere Belastungen (z. B. der Wasserqua- lität), die weiterhin anspruchsvolle Arten ausschließen; Nähe zu Besiedlungsquellen, um Besiedlung neuer Habitate zu ermög- lichen	3. Bewirtschaftungs- plan: hydromorpho- logische Maßnahmen an 83 % der Oberflächen- wasserkörper vorge- sehen; Biozönotische Wirkun- gen oftmals gering, wenn die Bedingun- gen ungünstig sind (vgl. vorige Spalte) (Pilotto et al. 2018, Lorenz et al. 2018)

manchen Fällen, über einen längeren Zeitraum betrachtet, zu einem deutlichen Biodiversitätsgewinn führen kann (Gillmann et al. 2023; Höckendorf et al. 2017). Es gibt aber auch Fälle, bei denen nach einem Jahrzehnt der Entwicklung keine nennenswerten Veränderungen der Biodiversität infolge von Renaturierungen zu beobachten waren (Lorenz et al. 2018).

Abschließend lohnt ein Blick auf die Maßnahmen, die nach dem dritten Bewirtschaftungsplan für die WRRL vorgesehen sind. Hier dominieren Maßnahmen zur Reduzierung der Belastungen aus Abflussregulierungen und strukturellen (morphologischen) Veränderungen (83 % aller Oberflächengewässer, zum überwiegenden Teil Fließgewässer) und Maßnahmen zur Verringerung der Belastungen aus flächenhaften (diffusen) Quellen (61 %), während in nur 28 % der Gewässer weitere Maßnahmen zur Verringerung der Belastungen aus Punktquellen geplant sind (UBA 2021a). Insofern spiegeln die geplanten Maßnahmen die derzeit noch vorherrschenden Belastungen gut wider.

Erfolgskontrollen in Fließgewässern nach der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen sind gesetzlich nicht vorgeschrieben und werden aufgrund von personellen und finanziellen Engpässen oft nicht durchgeführt (UBA 2021a). Für nur 66 von insgesamt 227 ausgewerteten Renaturierungsprojekten aus dem Zeitraum 1987 bis 2016 erfolgte eine Erfolgskontrolle auf Basis von 60 Hauptkriterien (UBA 2021a). Zudem werteten BfN (2017c) Erfolgskontrollen von 138 Renaturierungsprojekten in Auen aus. Es zeigten sich viele Defizite im Hinblick auf die Erfolgskontrolle, unter anderem eine hohe Heterogenität der Methoden und eine mangelnde Berücksichtigung von Maßnahmenzielen: Letztere sind entscheidend für die Definition von Erfolg. Nur in wenigen Bundesländern existieren bereits spezifische Handlungsempfehlungen für die Erfolgskontrolle von Maßnahmen, z. B. für Baden-Württemberg (LUBW 2015), Nordrhein-Westfalen (MUNLV 2016) und Rheinland-Pfalz (LUGW 2013). Für eine differenzierte Betrachtung der Auswirkungen kleinerer Maßnahmen auf Gewässerstruktur, Wirbellose des Gewässergrundes, Fische und höhere Wasserpflanzen wurde ein LAWA-Verfahren zur Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen (Pottgiesser et al. 2020) entwickelt.

### Auen

Auch die Auen sind durch eine Vielzahl anthropogener Einflussfaktoren belastet (Kap. 5.4). Zusätzlich sind Auen obligat an den hydromorphologischen Zustand der Flüsse gebunden, da ihr Zustand maßgeblich durch das Ausuferungsvermögen der Flüsse, regelmäßige

Überschwemmungen und Grundwasseranbindung bestimmt wird.

Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität von Auen sind nicht explizit an die WRRL oder die HWRM-RL gebunden. Jedoch wirken sich einige der Maßnahmentypen nach dem LAWA-BLANO-Maßnahmenkatalog (LAWA 2020), die für Fließgewässer im Zuge der Umsetzung der WRRL durchgeführt werden, auch auf die Auen aus. Für Auen relevante WRRL-Maßnahmen betreffen vor allem auf die Regulierung von Wasserhaushalt und Abfluss sowie auf die Verbesserung von Habitaten. Daneben gibt es Maßnahmentypen, die den negativen Auswirkungen anthropogener Einflussfaktoren (u. a. Neobiota, Erholungsnutzung, Landwirtschaft) entgegenwirken. Maßnahmentypen der HWRM-RL zielen vor allem auf die Schaffung von Retentionsräumen (z. B. durch die Rückverlegung von Deichen) und das Management von Abfluss und Überschwemmungen ab und haben in manchen Fällen ebenfalls positive Wirkungen auf die Biodiversität. Die wichtigsten für Auen relevanten Maßnahmentypen der WRRL umfassen:

- Maßnahmen zur Gewährleistung des erforderlichen Mindestabflusses (Restwasser, Dotationsabfluss in Umgehungsgerinnen) sowie Maßnahmen zur Förderung des natürlichen Wasserhaushaltes, z. B. durch Bereitstellung von Überflutungsräumen (Rückverlegung von Deichen) und Wiedervernässung von Feuchtgebieten. Die Maßnahmen dienen der Erhöhung der hydrologischen seitlichen Konnektivität (zwischen Fließgewässer und Aue) und damit der Bildung und Anbindung von Auenhabitaten mit ihren charakteristischen Biozönosen.
- Maßnahmen zur Habitatverbesserung durch eigendynamische Gewässerentwicklung (z. B. Flächenerwerb, Entfernung von Uferverbau), Maßnahmen zur Habitatverbesserung im vorhandenen Profil (Störsteine, Totholz), durch Laufveränderung und -verlängerung (Remäandrierung, Aufweitung) und Habitatverbesserung im Uferbereich (z. B. Förderung von Ufergehölzen). Die Maßnahmen dienen der Bildung ufernaher Auenhabitats, z. B. Sand- und Kiesbänke sowie flussbegleitende Auengehölze und haben sehr positive Rückwirkungen auf das Fließgewässer und seine Biozönose.
- Maßnahmen zur Auenentwicklung (z. B. Reaktivierung der natürlicherweise bei Hochwasser überfluteten Aue [Primäraue]) sowie zur eigendynamischen Entwicklung einer durch Geländeabsenkung initiierten Ersatzau (Sekundäraue). Die Maßnahmen können eine quasinatürliche hydrologische und morphologische Auedynamik wiederherstellen mit

potenziell umfassend positiven Auswirkungen auf die Herstellung (auch uferferner) Auenhabitats.

- Anschluss von Seitengewässern (Reaktivierung von Altarmen oder Anschluss sekundärer Auengewässers). Die Maßnahmen ermöglichen eine Aufwertung von Auengewässern und die Wanderung zahlreicher Arten zwischen ihren Teillebensräumen, z. B. zwischen Laichhabitat und Wohnraum für erwachsene Stadien (Adulthabitat).
- Maßnahmen zur Verbesserung der Morphologie an stehenden Gewässern (z. B. Schaffung von Flachwasserzonen). Die Maßnahmen dienen vor allem der Verbesserung litoraler Habitats.
- Maßnahmen zur Reduzierung von Belastungen infolge von Freizeit- und Erholungsaktivitäten (z. B. Besucherlenkung, Betretungs- und Befahrungsverbote). Die Maßnahmen sind vor allem in Natura-2000-Gebieten und in Gebieten mit störungssensiblen Arten wie beispielsweise Brutvögeln relevant.
- Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen durch besondere Anforderungen in Überschwemmungsgebieten (u. a. Nutzungsbeschränkungen und vertragliche Vereinbarungen). Die Maßnahmen dienen u. a. der Entwicklung mesotropher Standortbedingungen.

Die HWRM-RL ermöglicht zudem folgende für Auen relevante Maßnahmentypen:

- Festlegung von Vorrang- und Vorbehaltsgebieten in den Raumordnungs- und Regionalplänen sowie die Festsetzung von Überschwemmungsgebieten mit Nutzungsbeschränkungen. Die Maßnahmen dienen u. a. der lateralen hydrologischen Verbindung von Fluss und Aue sowie der Entwicklung mesotropher Standortbedingungen.
- Gewässerentwicklung und Auenrenaturierung, Aktivierung ehemaliger Feuchtgebiete (breites Maßnahmenspektrum zur Förderung des Wasserspeicherpotenzials der Böden und Ökosysteme). Die Maßnahmen dienen u. a. der Entwicklung von Feuchtbiotopen in Auen.

Zwischen 1981 und 2020 wurden bundesweit insgesamt rund 220 große Renaturierungsprojekte in Flussauen umgesetzt (BMUB & BfN 2015; BMU & BfN 2021). Auch wenn viele dieser Projekte, insbesondere der früheren, nicht der Umsetzung von WRRL und HWRM-RL dienten, nutzten sie meist ähnliche Maßnahmentypen. Die Maßnahmen umfassen einzelne Wiederanbindungen von Altarmen und Flutrinnen auf einer Strecke von einigen hundert Metern bis hin zur Wiederherstellung

autentypischer Überflutungsverhältnisse auf über 100 ha Fläche, z. B. durch umfangreiche Deichrückverlegungen und eine entsprechende Anpassung der Nutzung.

Es gibt zwar keine systematischen, aber doch viele einzelne Studien zu den Effekten von Renaturierungsmaßnahmen in Auen. Insgesamt 138 Renaturierungsprojekte an 68 Gewässern mit 495 biologischen Datensätzen wurden von BfN (2017c) analysiert. Die Untersuchungen sind im Hinblick auf Erfassungsmethoden, Artengruppen und Bewertungsmethoden sehr heterogen, jedoch zeigten sich eine deutliche Steigerung der Biodiversität und eine Förderung autentypischer Lebensgemeinschaften nach Umsetzung hydromorphologischer Renaturierungsmaßnahmen. Vor allem Laufkäfer, Vögel und Gefäßpflanzen profitierten deutlich und schnell von der Schaffung neuer Habitats. Im Gegensatz dazu zeigten Fische und am Gewässergrund lebende Wirbellose (Makrozoobenthos) oft keine Effekte oder reagierten verspätet nach vier bis neun Jahren auf die Maßnahmenumsetzung. Weitere Studien bestätigen diese zeitlich unterschiedliche Reaktion der Biodiversität einzelner Artengruppen auf Maßnahmen (Januschke 2018; Lorenz et al. 2018; Pilotto et al. 2018). Vor allem Laufkäfer gehören zu den schnellen Besiedlern und reagieren oft schon direkt nach Maßnahmenumsetzung mit positiven Veränderungen der Artengemeinschaften und Abundanz (Januschke 2018).

Ein oft auftretendes Problem bei Auenrenaturierungen ist die schnell fortschreitende Entwicklung der Vegetation bei fehlender Überschwemmung, die mittelfristig zum Verlust von neu geschaffenen Auenhabitats (v. a. Pionierhabitats in den Uferbereichen, Verlandung von kleinen Stillgewässern) und daran gebundenen Tier- und Pflanzenarten führen (BfN 2021d). Dies liegt auch an Längsbauwerken entlang meist großer Flüsse; die Flüsse sind zudem oft eingetieft. Dann bleibt es auch bei umfangreichen Renaturierungen in der Aue schwierig, eine naturnahe Überflutungsdynamik wiederherzustellen. Hier sind umfangreiche Maßnahmen auch am und im Fließgewässer gefordert, deren Konzeption und Umsetzung z. B. im Rahmen des Bundesprogramms Blaues Band möglich sein könnte.

Im Regelfall erfolgt keine systematische biozönotische Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen in Auen; eine Ausnahme sind verpflichtende Evaluierungen von Projekten in relevanten Bundesförderprogrammen (BBD/Auenförderprogramm, chance.Natur, Bundesprogramm Biologische Vielfalt, Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben). Jedoch wurde für fünf Artengruppen der Aue (Amphibien, Gefäßpflanzen, Land-/Wassermollusken, Laufkäfer und Vögel) in Anlehnung an das LAWA-Verfahren zur Erfolgskontrolle

hydromorphologischer Maßnahmen (Pottgiesser et al. 2020) ein Verfahren für die biozönotische Erfolgskontrolle von Ufer und Auen entwickelt (BfN 2023a; Januschke et al. 2021). Mithilfe des Verfahrens kann zukünftig der Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen für alle bundesweit beschriebenen Auenabschnittstypen (BfN 2005b) anhand von typspezifischen Leitbildern bewertet werden. Zudem berücksichtigt das Verfahren naturschutzfachliche Aspekte, z. B. Rote-Liste-Arten.

### Quellen

Eine Reihe von Maßnahmen kann die Integrität von Quelllebensräumen wiederherstellen. Eine Zusammenfassung bietet der »Maßnahmenkatalog für den Quellschutz« (2008) vom Bayerischen Landesamt für Umwelt. In ganz Bayern, in der hessischen Rhön und auch in Rheinland-Pfalz werden immer wieder Quellen renaturiert. Erste Aufwertungen werden nun auch im Thüringer Wald durchgeführt (<https://tinyurl.com/yyps96dbj>). Im Land Brandenburg sind Renaturierungsmaßnahmen an Quellen im »Leitfaden zur Renaturierung von Feuchtgebieten« (2004) aufgeführt. Wie das Monitoring von Quellen bleiben solche Maßnahmen zur Aufwertung von Quellen in Deutschland bisher auf bestimmte Regionen beschränkt.

Eine relativ einfach umzusetzende Maßnahme ist das Auszäunen des Quellbereichs, um ihn vor unmittelbarem Viehtritt zu bewahren. Der Rückbau nicht mehr genutzter Fassungen ist deutlich aufwendiger. Zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit des Quellbachs können Verrohrungen unter Wegen durch das Anlegen von Furchen ersetzt werden. Auch das Offenlegen eines drainierten Quellbachs ist eine wichtige Maßnahme. Bisher gibt es keine Untersuchungen, inwiefern sich solche Maßnahmen positiv auf die Flora und Fauna in Quellen auswirken. Die Renaturierung von Kalktuffquellen in der Frankenalb wurde zwar fachlich begleitet, eine Istuntersuchung vor der Renaturierung fand allerdings nicht statt (ÖKON 2007). Untersuchungen in der Schweiz haben gezeigt, dass die Wiederbesiedlung renaturierter bzw. ausgezäunter Quellen mehrere Jahre dauert und vor allem Ubiquisten wie Bachflohkrebse die Erstbesiedler solcher aufgewerteter Quellen sind (Zollhöfer 1997).

Als wichtige Maßnahme in der Fläche sollte die Intensität der Beweidung reduziert werden. Eine Verringerung der Trittschäden kann die Biodiversität nachweislich fördern. Das Ausholzen von Fichtenbeständen vermindert die Versauerung von Quellen, das Anpflanzen standortgerechter Bäume fördert das Mikroklima. Des Weiteren schützen Grundwasserschutzzonen auch natürliche Quellen durch den Schutz des Einzugsgebiets.

### Ästuare

Die Ausprägung der Ästuare hängt ganz wesentlich von der Qualität der hydromorphologischen, hydrodynamischen und physikalisch-chemischen Rahmenbedingungen ab (NLWKN 2011, <https://tinyurl.com/yfx6pp7d>). Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität und des Zustands der Gewässer (z. B. Retention flächenhafter Einträge von Nährstoffen aus der Landwirtschaft, Ausbau von Kläranlagen) wirken positiv auf die Biodiversität der Ästuare.

Natürlicherweise stellen Ästuare einen hochdynamischen Lebensraumtyp dar, in dem regelmäßige Pflegemaßnahmen nicht notwendig sind (NLWKN 2011). Aufgrund einer sehr langen Nutzungsgeschichte der Ästuare sind aber auch wertvolle, durch eine langjährige Nutzung stark geprägte Lebensräume entstanden (z. B. Ästuarsalzwiesen). Eine extensive und an die Ansprüche der wertgebenden Lebensraumtypen sowie Tier- und Pflanzenarten ausgerichtete Bewirtschaftung der Flächen (ohne Düngung und Pestizideinsatz) trägt dazu bei, den Erhaltungszustand von ästuartypischen Arten zu verbessern. Zur Wirksamkeit von Managementmaßnahmen in Ästuaren liegen keine Ergebnisse vor.

Entwicklungsmaßnahmen zur Wiederherstellung ästuartypischer Lebensräume zielen darauf ab, neben der Wasserqualität auch die hydrologischen und strukturellen Rahmenbedingungen zu verbessern. Hierunter fallen beispielsweise die Vergrößerung von Überschwemmungsflächen (z. B. durch Öffnung von Sommerdeichen), der Rückbau naturferner Uferbefestigungen zur Förderung von Tideröhrichten, die Schaffung von Flachwasserzonen und tidebeeinflussten Biotopen, die Anbindung abgeschnittener Seitengewässer an das Tidegeschehen und die Reduzierung bzw. Anpassung des Sperrwerksbetriebs an die natürlichen hydrologischen Bedingungen (NLWKN 2011).

Zur Wirkung solcher Maßnahmentypen in Ästuaren liegen bislang nur vereinzelt Erkenntnisse vor. Studien zur Wirksamkeit von Tidepoldern an der Unterweser belegen eine Erhöhung der Artenvielfalt von benthischen Wirbellosen (u. a. Insekten, Kleinkrebse) nach Schaffung der Seitengewässer (Haesloop 2010; Meyerdirks & Schirmer 2003; Scholle et al. 2003; Schuchardt 2003). Die Tidepolder wurden so konzipiert, dass der ausbaubedingt starke Tidenhub der Weser in ihnen nur gedämpft auftrat, wodurch vor allem die Artengemeinschaften der Uferzonen gefördert wurden. Darüber hinaus übernehmen Tidepolder auch wichtige ökologische Funktionen, beispielsweise indem sie als Rückzugsareal für Jungfische verschiedener Arten dienen.

## Seen

Der Schutz und die Verbesserung des Zustands von Seen durch Renaturierungsmaßnahmen hat in Bezug auf die Umsetzung der WRRL eine hohe Bedeutung. Für die Planung, Genehmigung und Durchführung von Maßnahmen gibt es ein Merkblatt (DWA 2006); ein aktualisierter Entwurf stand bis zum 30.6.2023 öffentlich zur Diskussion. Das Merkblatt empfiehlt konkrete, aufeinanderfolgende Arbeitsschritte für die Seentherapie und umfasst unter anderem die trophische Ersteinschätzung, die Ursachenermittlung, die Festlegung von Entwicklungszielen, die Festlegung der Therapiemaßnahmen, die Durchführung und die Erfolgskontrolle.

In Abhängigkeit von der Art der Belastung wird bei Maßnahmen zur Seentherapie unterschieden zwischen der Seesanie rung zur Reduktion externer Belastungen und der Seerestaurierung zur Reduzierung interner Belastungen (DWA 2006; Grüneberg et al. 2009; Zerbe 2023). Sanierung hat dabei Vorrang vor Restaurierung; die Restaurierung dient vorrangig der Bekämpfung von Symptomen und der Unterstützung einer Sanierung. Oft steht als Ziel die Erhaltung der Nutzungsmöglichkeiten für den Menschen (z. B. Verbesserung der Wasserqualität bei Badeseen) im Vordergrund und nicht die Förderung der Biodiversität, wobei Maßnahmen zur Erreichung beider Ziele oft deckungsgleich sind.

Sanierungsmaßnahmen umfassen vor allem Maßnahmen, die einen externen Nährstoffeintrag reduzieren, z. B. Ringkanalisationen, Phosphatrückhaltung in Kläranlagen (3. Reinigungsstufe) und im Zufluss von Seen und Maßnahmen zur Reduktion des flächenhaften Nährstoffeintrags im Einzugsgebiet. Restaurierungsmaßnahmen umfassen Maßnahmen wie z. B. die Belüftung zur Anreicherung des Tiefenwassers mit Sauerstoff, die Zwangszirkulation zur Durchmischung des Tiefenwassers mit dem Oberflächenwasser, die Phosphateliminierung direkt im Seewasser, die Verdünnung mit unbelastetem Wasser, die Ausleitung von belastetem Tiefenwasser oder die Beeinflussung des Nahrungsnetzes (Biomanipulation) mit einer Zugabe oder Entnahme bestimmter Fischarten (Grüneberg et al. 2009; Zerbe 2023). Die Anwendungsmöglichkeiten bzw. Erfolgsaussichten einzelner Maßnahmen hängen im Wesentlichen von der Tiefe, Wasserfläche und Sedimentbeschaffenheit im See sowie vom Vorhandensein von punktuellen und flächenhaften stofflichen Eintragsquellen im Einzugsgebiet ab.

So konnte zum Beispiel die Nährstoffbelastung tiefer Voralpenseen wie des Bodensees (Güde & Straile 2016) durch den Bau von Kläranlagen und die dadurch ermöglichte Phosphatrückhaltung erfolgreich redu-

ziert werden. Dadurch konnte beispielsweise für Kieselalgen (Bacillariophyta) im Bodensee wieder ein historischer Zustand ähnlich dem um 1950, d. h. vor der Phase mit einer starken Nährstoffbelastung des Bodensees, erreicht werden (Milan et al. 2022). In Seen, in denen die interne Düngung (d. h. die Rücklösung von Phosphor aus den Sedimenten) hoch ist, ist eine Phosphatrückhaltung eine zwar notwendige, aber nicht ausreichende Maßnahme. Einer Rücklösung kann dann gezielt durch die Fällung von Nährstoffen mit Fällmitteln (z. B. Aluminiumsulfat) entgegengewirkt werden. Dabei werden die Nährstoffe partikulär gebunden (Flockung) und zusammen mit den Partikeln über die Sedimentation am Gewässerboden festgelegt. So konnten einzelne stark durch pflanzliche Primärproduktion belastete (polytrophe) Seen in Mecklenburg-Vorpommern durch eine Fällung mit Aluminiumsulfat wieder in einen natürlich-eutrophen Zustand gebracht werden (Dolgnier & Schindel 2006). Der Erfolg von Entschlammungsmaßnahmen, d. h. von Entnahmen der mit Phosphor belasteten oberen Sedimentschicht, in anderen Seen Mecklenburg-Vorpommerns war abhängig vom Verbleib der entnommenen Sedimente. Direkt in Seenähe deponiert, konnte das nährstoffreiche Sickerwasser aus dem Schlamm in die Seen zurückfließen, sodass die Maßnahme nur in zwei der 15 untersuchten Seen Erfolg zeigte (Grüneberg et al. 2009). Im baden-württembergischen Federsee gelang es durch den Bau einer Abwasserringleitung mit Sammelkläranlage im Jahre 1982, die Nährstoffbelastung deutlich zu senken. Aufgrund der internen Düngung dauerte es allerdings zwei Jahrzehnte, bis sich der Rückgang der externen Nährstoffzufuhr auch im ökologischen Zustand des Sees widerspiegelte. Mittlerweile hat sich aus dem trüben Federsee der 1970er-Jahre wieder ein makrophytenreicher See im guten Zustand entwickelt (Günzl 2013). Die genannten Beispiele zeigen einerseits, dass die jeweils zielführenden Maßnahmen genau auf die jeweiligen Seen angepasst werden müssen und andererseits sich Erfolge der Maßnahmen mitunter erst nach längerer Zeit einstellen.

Der zur Diskussion und Aktualisierung stehende Entwurf des Merkblatts DWA-M 606 (DWA 2023) zur Seentherapie spezifiziert viele dieser Maßnahmen und setzt einen Schwerpunkt bei Maßnahmen zur Reduktion der Folgen des Klimawandels: Wassermengenprobleme, veränderte Saisonalität von Schichtung und Eisbedeckung mit Folgen für Sauerstoff- und Nährstoffverhältnisse, Veränderungen im gesamten Nahrungsnetz, insbesondere Auswirkungen auf das Artenspektrum des Phytoplanktons und das Auftreten von Cyanobakterien,

sowie verstärkte Effekte der von Phosphor verursachten Eutrophierung.

### Kleine Stillgewässer

In der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS) heißt es mit Bezug auf Seen und kleine Stillgewässer: »Seen, Weiher, Teiche und Tümpel einschließlich der Ufer- und Verlandungszonen weisen dauerhaft eine naturraumtypische Vielfalt auf und erfüllen ihre Funktion als Lebensraum. Ab sofort findet keine Verschlechterung der ökologischen Qualität [...] mehr statt« (BMUB 2007). Dieses Ziel der NBS konnte bislang nicht erreicht werden, da entsprechende Maßnahmenprogramme und Maßnahmenumsetzungen mit Ausnahme der nach WRRL berichtspflichtigen Seen weitgehend fehlen.

Die Bedeutung von natürlichen und auch künstlichen kleinen Stillgewässern für den Naturschutz und den Erhalt der Artenvielfalt wird zunehmend erkannt. Insbesondere Impulsmaßnahmen wie die Schaffung und Wiederherstellung künstlicher Kleingewässer können den Verlust der Biodiversität wirksam bekämpfen und zudem zahlreiche Ökosystemleistungen bereitstellen, u. a. indem sie eine Senke für klimaschädliches CO<sub>2</sub> bilden (Bloechl et al. 2010; Janssen et al. 2018).

Die folgenden Beispiele zeigen beispielhaft, in welcher Art und in welchem Umfang Maßnahmen an kleinen Stillgewässern umgesetzt werden.

- Managementmaßnahmen und Untersuchung des Zustands kleiner Stillgewässer (Berlin, 2021/22): Erfassung kleiner Stillgewässer wie Pfuhlen, Weiher, Teiche, Tümpel und künstliche Regenrückhaltebecken als Grundlage für ihren Schutz (BUND 2022)
- Managementmaßnahmen und Untersuchung des Zustands natürlicher und naturnaher kleiner Stillgewässer in NRW: Erfassung des Zustands der Biodiversität verschiedener Artengruppen sowie weitreichende Vorschläge für Maßnahmen zum Schutz kleiner Stillgewässer wie Pflege, Renaturierung und Neuanlage (Pardey et al. 2005)
- Anlage künstlicher Teiche als Sekundärbiotope zur Förderung der Biodiversität sowie Kompensation ihres Verlustes in der Eifel (Dalbeck & Weinberg 2009)
- Anlage temporärer und permanenter Stillgewässer im Naturschutzgebiet Meerbruchswiesen am Steinhuder Meer (Bloechl et al. 2010)
- Anlage von Stillgewässern in der Stadt Dortmund vor allem als Libellenlebensräume (Goertzen & Suhling 2013)
- Restaurierung von im 18. und 19. Jahrhundert angelegten Teichen in Südwestdeutschland mit positiven Wirkungen auf die Libellenvielfalt (Janssen et al. 2018)

Insgesamt ist der Kenntnisstand zur Wirkung von Maßnahmen an und in kleinen Stillgewässern aber noch als gering einzuschätzen.

### Niedermoore

Der Schutz von Mooren wurde in Deutschland über Jahrzehnte vernachlässigt (Mooratlas 2023) und war vor allem auf den Schutz und die Renaturierung einzelner Moorflächen ausgerichtet. Die Verantwortlichkeit lag bei den Bundesländern. Mit dem 2022 beschlossenen Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (ANK) der Bundesregierung hat sich die Situation grundlegend geändert. Mit dem ANK wurde ein Förderinstrument geschaffen, das Klimaschutz und Erhalt der Biodiversität deutschlandweit fördert. Die Bundesregierung hat dafür bis 2026 über 4 Mrd. € bereitgestellt. Ein wichtiges Handlungsfeld darin betrifft den umfassenden Schutz noch nicht entwässerter Moore und die Wiedervernässung trockengelegter Moorflächen.

Zur Renaturierung von Niedermooren ist die Wiedervernässung erforderlich. Nur so kann der lebensraumtypische Wasserhaushalt mit hohen Grundwasserständen (0–10 cm unter Flur) wiederhergestellt werden. Die genaue Einstellung des Wasserstandes ist dabei essenziell, da eine Überstauung zum Absterben der Vegetation führt. Zudem besteht die Gefahr, noch vorhandene Populationen seltener und gefährdeter Tier- und Pflanzenarten zu vernichten und die klimaschädigende Wirkung der degradierten Moore (z. B. Emission von klimaschädlichem Methan sowie von Phosphor) weiter zu erhöhen (<https://tinyurl.com/7rtn4upy>). Auch nach einer Wiedervernässung ist in vielen Fällen eine extensive landwirtschaftliche Nutzung der Flächen möglich.

Die Wiedervernässung ist zudem eine wesentliche Voraussetzung für die Wiederherstellung der charakteristischen Lebensgemeinschaften mit moortypischen Elementen der Flora und Fauna (<https://tinyurl.com/7rtn4upy>). Die Wiedervernässung von Mooren trägt zum Klimaschutz bei, indem dadurch die Torfzersetzung unter Sauerstoffabschluss zum Erliegen kommt und damit die CO<sub>2</sub>-Emission deutlich reduziert wird (<https://tinyurl.com/7rtn4upy>). Durch die Wiedervernässung von drainierten Mooren können theoretisch bis zu 35 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro Jahr in Deutschland eingespart werden (Freibauer et al. 2009).

Neben einer deutlichen Senkung der Treibhausgasemissionen führt die Wiedervernässung zu einer Ansiedlung niedermoortypischer Tier- und Pflanzenarten, darunter viele seltene und gefährdete Arten (BfN 2021c; Tanneberger et al. 2022). Positive Effekte der Wieder-

vernässung auf die Biodiversität sind für die Vegetation (BfN 2013; Kreyling et al. 2021), für die funktionelle Diversität (Klimkowska et al. 2019), für Mikroorganismen (Emsens et al. 2020) sowie für viele Tierartengruppen (BfN 2021c; Tanneberger et al. 2021) dokumentiert. In Mecklenburg-Vorpommern brüteten 2004 ohne begleitende Hilfsmaßnahmen (z. B. Brutflöße) 43 % der heimischen Population der Trauerseeschwalbe auf vorher wiedervernässten Niedermoorstandorten (<https://tiny-url.com/5as6wwya>).

Überstau kann infolge einer Wiedervernässung aber auch zur Beeinträchtigung von niedermoor typischen Insektenarten (z. B. Käfer, Heuschreckenarten) führen. Zielkonflikte zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz können zudem dort auftreten, wo sich auf entwässerten Moorstandorten seltene Trockenlebensräume mit einer Vielfalt geschützter oder seltener Arten entwickelt haben. Auch die weitere Vernässung artenreicher feuchter Moore kann zu einem moderaten Rückgang der Anzahl moortypischer Arten führen. Hier müssen geeignete Ersatzlebensräume entwickelt werden.

Generell ist die Wiedervernässung von Niedermoo ren nicht zwingend mit der vollständigen Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung verbunden. Jedoch ist eine Umstellung auf Bewirtschaftungsformen notwendig, die auf nassen Niedermoorstandorten möglich sind (Paludikultur). Davon profitieren vor allem wärmeliebende (thermophile) und lichtliebende (heliophile) Arten sowie viele Offenlandarten; positive Effekte konnten z. B. für die FFH-Arten Kriechender Sellerie (*Apium repens*), Sumpf-Glanzkraut (*Liparis loeselii*), Großer Feuerfalter (*Lycaena dispar*), Menetries-Laufkäfer (*Carabus menetriesi*) und die Vierzählige Windelschnecke (*Vertigo geyeri*) gezeigt werden. Negative Effekte von Nasswiesen oder Nassweidennutzung wurden deutlich seltener beobachtet, u. a. für das Moor-Wiesenvögelchen (*Coenonympha oedippus*) (BfN 2021c).

### Grundwasser

Rechtlich wird das Grundwasser weder vom Naturschutz- noch vom Wasserrecht als Lebensraum behandelt (Hahn et al. 2018), und auch die Regelungen zur thermischen Nutzung des Grundwassers entbehren einer ökologischen Grundlage (Hahn et al. 2018; Würdemann & Blum 2011). Maßnahmen zum Schutz und zur Wiederherstellung von Grundwasserlebensräumen müssen deshalb zum einen bei der Verbesserung der rechtlichen Situation ansetzen, zum anderen konkret in der Fläche und lokal bei Eingriffen umgesetzt werden (Hahn 2021). Rechtlich von zentraler Bedeutung ist die Berücksichtigung des Grundwassers bei der Eingriffsre-

gelung nach Bundesnaturschutzgesetz. Weiterhin sollten Grundwasserlebensräume und -arten in die FFH-Richtlinie und das Bundesnaturschutzgesetz bzw. die Bundesartenschutzverordnung aufgenommen werden und der ökologische Zustand des Grundwassers auch bei der WRRL und der Grundwasserverordnung Berücksichtigung finden.

Der Begriff der »Wärme« sollte als Umweltbelastung im nationalen und europäischen Wasserrecht und als Parameter in der WRRL, Anhang IIb, berücksichtigt werden, basierend auf einfachen, grundwasserökologischen Parametern. Bei einer geothermischen Nutzung des Grundwassers sollten dessen Lebensgemeinschaften entsprechend berücksichtigt werden.

Von der Anwendungsseite her ist der flächenhafte Grundwasserschutz hinsichtlich Güte und Menge im Sinne der WRRL konsequent umzusetzen. Lokale Eingriffe in das Grundwasser sollten auch als solche behandelt und deren Folgen für die Lebensgemeinschaften minimiert werden. Die thermische Nutzung des Grundwassers erfordert ökologisch begründete, regionale Schwellenwerte sowie die Definition von Vorrang- und Ausschlussgebieten, z. B. im Rahmen der Regionalplanung. Um den Schadstoffeintrag durch infiltrierende Oberflächengewässer zu vermindern, ist die Einführung der 4. Reinigungsstufe für Kläranlagen von besonderer Bedeutung.

Die Erfassung der Grundwasserfauna sowie die Einrichtung grundwasserökologischer Monitoringprogramme sollten verbindlich werden (Hahn 2021), um so eine für den ökologisch begründeten Grundwasserschutz und die nachhaltige Grundwassernutzung belastbare Datengrundlage zu schaffen.

## 5.7 Handlungsoptionen

Binnengewässer und Auen sind, gemessen an ihrer Fläche, sehr diverse Lebensräume mit einer großen Vielfalt an Organismen. Sie sind ein zentraler Bestandteil des Landschaftswasserhaushalts, wichtige Rastgebiete für regelmäßig wandernde Arten und erfüllen essenzielle Ökosystemfunktionen und -leistungen für den Menschen.

Um vielfältige und leistungsfähige Binnengewässer- und Auenlebensräume dauerhaft zu erhalten und ihre Funktionsfähigkeit, wo erforderlich, wiederherzustellen, sind Monitoringprogramme notwendig. Nur anhand regelmäßiger und flächendeckender Untersuchungen von Lebensräumen, Lebensgemeinschaften, Arten und Belastungen können Veränderungen frühzeitig erkannt und dokumentiert werden, um darauf basierend Maß-

### **Box 5.2:** Transformationspotenzial: Verbesserung der Gewässergüte von Fließgewässern seit den 1970er-Jahren

#### **Kurzbeschreibung**

Seit den 1970er-Jahren konnte aufgrund technischer Innovationen bei der Abwasserreinigung eine kontinuierliche Verbesserung der Wasserqualität vieler Bäche und Flüsse erreicht werden. Neben der Ertüchtigung bestehender und dem Bau neuer Kläranlagen wurden Maßnahmen zur Reduktion von Gewässerverschmutzungen getroffen. Beispielhaft dafür steht die zunehmende Produktion und Nutzung phosphatarmer Waschmittel, die phosphatreiche Waschmittel bis Anfang der 1990er-Jahre ablösten. Die Maßnahmen wurden von einem breiten gesellschaftlichen Konsens getragen, der darauf abzielte, mit der Wasserqualität auch die hygienischen Bedingungen an und in den Gewässern zu verbessern. Die Maßnahmen wirkten sich positiv auf den Erholungswert vieler Gewässer und auf die Lebensbedingungen für aquatische Organismen aus. In der Folge konnte ein Anstieg der aquatischen Biodiversität erreicht werden. Hinweis: Die hier getroffenen Aussagen beruhen im Wesentlichen auf Expert:innenwissen.

#### **Bezug zu indirekten Treibern des Biodiversitätsverlustes**

Historisch gesehen, gab es insbesondere durch die Zunahme der Urbanisierung, der Industrialisierung, des wirtschaftlichen Wachstums und nicht zuletzt durch das Bevölkerungswachstum in Deutschland einen sehr starken Rückgang der Biodiversität in den Fließgewässern bis in die 1970er-Jahre. Die kommunalen und industriellen Abwassereinleitungen sowie der zunehmende Verbau der Fließgewässer führten zu einer Überbeanspruchung dieser aquatischen Lebensräume mit den typischen Symptomen, u.a. Trübung, Geruchsbelästigungen und Schaumbildung auf den Gewässern sowie Monotonisierung der Gewässerläufe und ihrer Ufer. Fließgewässer waren vielerorts auf ihre wesentliche Funktion »Ableitung von Abwasser und Hochwasser« reduziert. Sie funktionierten als »Vorfluter«. Die Einleitung insbesondere von Haushalts- und Industrieabwässern führte zu einer starken Sauerstoffzehrung und zum Verlust von typischen Gewässerarten bis zum »biologischen Tod« vieler Gewässer, vor allem in mittelgroßen bis großen Flüssen.

#### **Positive Biodiversitätsänderungen**

Die Wasserqualität und somit auch die biologische Gewässergüte haben sich durch die Verbesserung der Abwasserreinigung seit Mitte der 1970er-Jahre bis in die 1990er-Jahre kontinuierlich verbessert. Dadurch wurden Bedingungen geschaffen, die eine Wiederansiedlung von aquatischen Organismen wie Fischen und Insekten erst wieder ermöglichten und zudem die Selbstreinigungsfähigkeit der Gewässer verbessert haben. Die Ergebnisse wurden regelmäßig in Form von Gewässergütekarten auf Grundlage des Saprobienindex veröffentlicht. Sie dokumentieren die Erfolge der Gewässereinhaltung über insgesamt drei Jahrzehnte. Seit Beginn der 2000er-Jahre scheint es allerdings so, dass die Verbesserung der Biodiversität ein Plateau erreicht hat. Zumindest hat sich

die Verbesserung deutlich verlangsamt, was mutmaßlich mit dem zunehmenden Einfluss multipler Belastungen infolge der immer noch weitreichenden Nutzung von Fließgewässern und ihren Einzugsgebieten zusammenhängt.

#### **Hindernisse und Widerstände**

Die hohen Kosten der Abwasserbehandlung und Gewässereinhaltung wurden über die Abwassergebühren getragen. Im Hinblick auf umfangreiche Renaturierungs- und Managementmaßnahmen an Fließgewässern sowie in ihren Auen bestand einerseits die Herausforderung, trotzdem einen ausreichenden Hochwasserschutz zu gewährleisten, vor allem in den Ballungsräumen. Andererseits mussten Lösungen zusammen mit der Landwirtschaft gefunden werden, um eine Umgestaltung der Ufer und Nutzung von Ackerflächen als Überschwemmungsflächen zu sichern. Neben zu geringen finanziellen Ressourcen wird dies auch durch administrative Rahmenbedingungen (komplexe Regelungen und Auflagen) behindert. Diese Flächenkonkurrenz mit der Landwirtschaft ist in Deutschland bis heute ein wesentliches Hindernis für die weitreichende Renaturierung von Gewässerrandstreifen und Auen. Der Schutz von Gewässerrandstreifen ist im deutschen Wasserrecht nicht ausreichend verankert. Aktuelle Entwicklungen weisen sogar auf weitere Abschwächungen bei der Novellierung von Landeswassergesetzen hin, wie beispielsweise in Nordrhein-Westfalen, wo Vorgaben zur gesetzlich geschützten Breite von Uferstrandstreifen aufgeweicht wurden.

#### **Wichtigste Erfolgsfaktoren**

Der stetige Ausbau der Abwasserreinigung, insbesondere die durchgehende Ausstattung der Kläranlagen mit der mechanischen und biologischen Reinigung sowie die Einführung der dritten Reinigungsstufe (Entfernung von Nährstoffen, insbesondere Phosphat und teilweise Nitrat), waren der wesentliche Motor für die Verbesserung der Gewässergüte. Technische Innovationen und der Bedeutungsgewinn der Wasserwirtschaft führten letztlich zur Verbesserung. Zudem hat ein hohes Maß an Engagement der Verantwortlichen in den Wasser- und Umweltbehörden dazu beigetragen, dass Umweltqualitätsziele definiert und deren Einhaltung regelmäßig überprüft wurden.

#### **Transformationspotenziale**

Die wichtigsten Transformationspotenziale für die Verbesserung der Biodiversität in Binnengewässern und Auen auf der Landschaftsebene im Überblick: (1) Politik: Umsetzung bestehender Ordnungsrahmen (z.B. WRRL, FFH-Richtlinie, Nitratrichtlinie) und Einhaltung nationaler sowie internationaler Verpflichtungen; Abbau umweltschädlicher (Agrar-)Subventionen zugunsten grüner und blauer Infrastruktur und naturbasierter Lösungen; Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Gewässerschutz in der Fläche (z.B. ausreichender Uferstrandstreifenschutz, Abschaffung unrentabler Wasserkraft); Schutz und Priorisierung der Ressource Wasser als Lebensgrundlage für den

Menschen und für die Biodiversität; (2) Wirtschaft/Unternehmen: nachhaltige Nutzung von Wasser und Gewässern; Innovationen zur Entwicklung naturbasierter Lösungen für die Gewässerbewirtschaftung und den Biodiversitätsschutz; Förderung standortangepasster Landwirtschaft; (3) Gesellschaft: sparsame und umweltverträgliche Nutzung von Wasser und Gewässern (z.B. zur Erholungsnutzung); Förderung von Bewusstsein und Akzeptanz; naturverträgliche Erholungsnutzung; (4) Wissenschaft: Forschung zur Wirksamkeit von WRRRL-Maßnahmenprogrammen für den Erhalt der Artenvielfalt; Erarbeitung

gezielter Maßnahmenprogramme zum Erhalt der Artenvielfalt; (5) Bildung: Integration ökologischer Zusammenhänge in Binnengewässern und Auen in den Unterricht; Vermittlung von Artenkenntnis bereits in der Primarstufe; (6) Recht: Harmonisierung der Landeswassergesetze im Hinblick auf Regelungen zum Gewässerschutz im Einklang mit wissenschaftlichen Standards (z.B. Uferandstreifenregelung); Identifikation und Änderung umweltschädlicher Gesetze, nicht nur im Rahmen der Umweltgesetzgebung; integrative Planungen und sektorenübergreifende Zusammenarbeit fördern und verbessern

### Box 5.3: Transformationspotenzial: Verbesserung der ökologischen Qualität von Fließgewässern seit 2000

#### Kurzbeschreibung

Trotz Verbesserungen der Abwasserreinigungstechnik in den 1970er-Jahren waren die aquatischen Lebensgemeinschaften zunehmend durch eine Vielzahl anderer Umweltbelastungen beeinträchtigt, die sich negativ auf die Wasserqualität, auf die Abflusssdynamik und auf die Gewässerstruktur vieler Bäche und Flüsse auswirkten. Mit Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000 wurde EU-weit ein Handlungsrahmen geschaffen, um die Lebensbedingungen für aquatische Organismen in allen Gewässern zu verbessern. Hinweis: Die hier getroffenen Aussagen beruhen im Wesentlichen auf Expert:innenwissen.

#### Bezug zu indirekten Treibern des Biodiversitätsverlustes

Insbesondere die Veränderung der hydrologischen und morphologischen (strukturellen) Bedingungen infolge des Ausbaus vieler Fließgewässer zum Hochwasserschutz, zur Wasserkraftnutzung, für die Schifffahrt sowie für die landwirtschaftliche Nutzung wirkten sich nachteilig auf die Lebensraumvielfalt und damit auf die Artenvielfalt aus. Lokal führten auch thermische Belastungen, beispielsweise durch Kühlwasserreinleitungen der Strom produzierenden Industrie, sowie die Einwanderung von gebietsfremden Arten (Neobiota) zur Verdrängung der gewässertypischen Biodiversität. Zukünftig wird wahrscheinlich auch der Klimawandel mit extremen Hitze- und Dürreperioden und Hochwasserereignissen negative Auswirkungen auf die Biodiversität entfalten sowie die Auswirkungen anderer Treiber verstärken.

Seit Mitte der 1980er-Jahre wurden die hydromorphologischen Veränderungen in vielen Bundesländern im Rahmen der Gewässerstrukturgütebewertung erfasst, um damit eine Planungsgrundlage für Renaturierungsmaßnahmen zu legen. Die Verabschiedung der Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000 und die nachfolgende Umsetzung in nationales Recht auf Bundes- und Landesebene markieren einen Meilenstein der nachhaltigen Gewässerbewirtschaftung, indem damit ein Ordnungsrahmen für die Erreichung eines »guten ökologischen Zustands« bzw. eines »guten ökologischen Potenzials« unter Berücksichtigung der natürlichen Artenzusammensetzung und Artendichte für alle Oberflächengewässer festgeschrieben wurde.

#### Positive Biodiversitätsänderungen

Die Vielfalt der Gewässerfauna und -flora hat sich seit Ende der 1970er-Jahren infolge umfangreicher Maßnahmen zur Wasserreinigung kontinuierlich verbessert. Seit Umsetzung der ersten Maßnahmenprogramme zur Wasserrahmenrichtlinie 2000 kam es darüber hinaus nur zu geringfügigen zusätzlichen Verbesserungen der Biodiversität in Fließgewässern. Grund dafür ist eine Vielzahl an weiteren direkten Treibern, die auf die Gewässer einwirken, deren negative Wirkungen auf die Biodiversität sich zudem gegenseitig verstärken können und von denen einige in den letzten Jahren verstärkt auftreten (z.B. höhere Wassertemperaturen, Mikroverunreinigungen). Einzelbetrachtungen der zur Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials herangezogenen Artengruppen zeigen aber, dass strukturell renaturierte Gewässer oft bereits eine vielfältigere Besiedlung mit Fischen und Wirbellosen aufweisen und eine höhere Selbstreinigungskraft haben.

#### Hindernisse und Widerstände

Der Aufwand für die Planung und Durchführung von Maßnahmen in Kooperation mit den Maßnahmenträgern (oft Gemeinden) sowie die Pflicht zur Beteiligung der Öffentlichkeit waren und sind nicht zu unterschätzen. Dies gilt umso mehr, wenn Maßnahmen an einer Vielzahl von Gewässern notwendig werden. Eine weitere Erschwernis liegt in der Wirkung multipler Treiber, die mit verschiedenen Maßnahmenpaketen angegangen werden müssen, welche zudem nicht selten zeitlich entkoppelt sind. Auch wenn geeignete Maßnahmen ergriffen wurden, kann die Erholung eines Gewässers und seiner Biodiversität daher längere Zeit in Anspruch nehmen, zum Beispiel, wenn geeignete Wiederbesiedlungsquellen weiträumig fehlen. Viele Arten sind nicht in der Lage, für die Wiederbesiedlung nach erfolgter Maßnahme zunächst eine längere Strecke zurückzulegen. Auch hier spielt der Faktor Zeit eine wesentliche Rolle (<https://tinyurl.com/yk4a8mbj>).

Mit Blick auf Maßnahmen zur Minderung der Einflüsse aus der Landwirtschaft hat die Beratung der Landwirte meist nicht zum gewünschten Erfolg geführt. Dies liegt auch an der europäischen Agrarpolitik, die mit umweltschädlichen Subventionen eine Förderung nachhaltiger Praktiken konterkariert. Die Fortschreibung der europäischen Agrarsubventionen bis 2027

kann sogar als ein wesentliches Hindernis für die ökologische Verbesserung von Fließgewässern angesehen werden. Viele Umweltbelastungen von Bächen und Flüssen resultieren aus der landwirtschaftlichen Nutzung in ihren Einzugsgebieten. Zugriffsmöglichkeiten der Wasserwirtschaft auf Ufergrundstücke für notwendige strukturelle Verbesserungen fehlen. Die Eigenanteile von Renaturierungsmaßnahmen, die zwar häufig durch Förderprogramme flankiert werden, müssen durch die Maßnahmenträger, meist Kommunen, getragen werden.

#### Wichtigste Erfolgsfaktoren

Die Schaffung einer rechtlichen Grundlage, hier der Wasserrahmenrichtlinie, und die zeitnah erfolgte Umsetzung im Rahmen der Bundes- und Landesgesetzgebung in Deutschland haben zur Durchführung von umfangreichen Renaturierungen geführt. Die Wasserrahmenrichtlinie setzt klare Ziele: Der »gute ökologische Zustand« und der »gute chemische Zustand« bzw. das »gute ökologische Potenzial« müssen bis spätestens 2027 erreicht werden. Ausnahmen sind nur unter Einhaltung strikter Vorgaben möglich, und eine Verschlechterung des Zustands ist nicht zulässig (Verschlechterungsverbot). Zudem schreibt die Wasserrahmenrichtlinie eine regelmäßige Überprüfung der Erreichung der Umweltziele im Abstand von sechs Jahren vor, sodass Fortschritte dokumentiert werden – ebenso wie Versäumnisse. Ein weiterer Erfolgsfaktor ist die Öffentlichkeitsarbeit. So sind viele Veranstaltungen zu entsprechenden Themen bei vielen Betroffenen (vor allem auch bei der Landwirtschaft) gut angekommen, und die Themen konnten auf breiter Basis diskutiert werden.

#### Transformationspotenziale

Die wichtigsten Transformationspotenziale für die Verbesserung der Biodiversität in Binnengewässern und Auen auf der Landschaftsebene im Überblick: (1) Politik: Umsetzung bestehender Ordnungsrahmen (z. B. WRRL, FFH-Richtlinie) und Einhaltung nationaler sowie internationaler Verpflichtungen; Abbau umweltschädlicher (Agrar-)Subventionen zugunsten grüner und blauer Infrastruktur und naturbasierter Lösungen; Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Gewässerschutz in der Fläche (z. B. ausreichender Uferstrandstreifenschutz, Abschaffung unrentabler Wasserkraft); Schutz und Priorisierung der Ressource Wasser als Lebensgrundlage für den Menschen und für die Biodiversität; (2) Wirtschaft/Unternehmen: Nachhaltige Nutzung von Wasser und Gewässern; Innovationen zur Entwicklung naturbasierter Lösungen für die Gewässerbewirtschaftung und den Biodiversitätsschutz; (3) Gesellschaft: sparsame und umweltverträgliche Nutzung von Wasser und Gewässern (z. B. zur Erholungsnutzung), (4) Wissenschaft: Forschung zur Wirksamkeit von WRRL-Maßnahmenprogrammen für den Erhalt der Artenvielfalt; Erarbeitung gezielter Maßnahmenprogramme zum Erhalt der Artenvielfalt; (5) Bildung: Integration ökologischer Zusammenhänge in Binnengewässern und Auen in den Unterricht; Vermittlung von Artenkenntnis bereits in der Primarstufe; (6) Recht: Harmonisierung der Landeswassergesetze im Hinblick auf Regelungen zum Gewässerschutz im Einklang mit wissenschaftlichen Standards (z. B. Uferstrandstreifenregelung); Identifikation und Änderung umweltschädlicher Gesetze, nicht nur im Rahmen der Umweltgesetzgebung

nahmen zur Zustandsverbesserung einzuleiten, deren Erfolg wiederum überprüft werden muss.

Das Monitoring der insgesamt acht hier betrachteten Lebensräume der Binnengewässer und Auen ist in Deutschland – wenn überhaupt – sehr heterogen organisiert. Eine Ausnahme bilden größere Oberflächengewässer, die für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie alle drei bis sechs Jahre flächendeckend in Deutschland untersucht werden; flächendeckende Monitoringprogramme für die Biodiversität von Quellen, kleinen Fließgewässern, kleinen Stillgewässern, Auen, Niedermooren und des Grundwassers fehlen hingegen.

Ein weiteres Defizit besteht in der Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung der Binnengewässer- und Auenlebensräume und ihrer biologischen Vielfalt. Trotz guter Kenntnis geeigneter Maßnahmen und umfassender Maßnahmenprogramme bleibt ihre Umsetzung in der Fläche weit hinter den Anforderungen relevanter Richtlinien – und generell den zur Verfügung stehenden Möglichkeiten – zurück. Ein biologisches Monitoring des Maßnahmen Erfolgs wird aus Kostengründen oft nicht durchgeführt.

Aufgrund dieser Defizite bei Überwachung und Bewirtschaftung von Binnengewässern und Auen werden nachfolgend Handlungsoptionen formuliert. Die Optionen sind als Empfehlung im Sinne des Erhalts und der Förderung biologischer Vielfalt zu verstehen, wobei ihre Umsetzung sich auch günstig auf weitere Ziele auswirken wird, insbesondere auf die Erreichung des guten ökologischen Zustands/Potenzials von Oberflächengewässern (nach WRRL) sowie den Erhalt von Binnengewässer- und Auenlebensräumen als Grundlage für die Bereitstellung von sauberem Wasser und weiterer für den Menschen lebenswichtiger Ökosystemleistungen.

#### 5.7.1 Überwachung von Binnengewässern und Auen zielgerichtet ausweiten

- Zur umfassenderen Erfassung der biologischen Vielfalt von Binnengewässern und Auen sollten Verfahren, die sich an das WRRL-Monitoring anlehnen, auf kleine Fließgewässer, Seen und Ästuar ausgedehnt werden. Aufgrund ihrer geringen Größe sind sie besonders anfällig für anthropogene Belastungen sowie für Veränderungen des Klimas und des Landschafts-

wasserhaushalts. In vielen Fällen kann auf bereits etablierte Methoden und Verfahren des WRRM-Monitorings zurückgegriffen werden, die jedoch effektiver gestaltet und eingesetzt werden können. Hier bietet sich insbesondere die Nutzung molekulargenetischer Verfahren bei der Erfassung (e-DNA) und Identifikation von Arten (DNA-Metabarcoding) an. Hierdurch können insbesondere auch Gruppen erfasst werden, die bislang kaum untersucht wurden, aber oft sehr artenreich sind (z. B. Diptera), und Organismen, die für Ökosystemleistungen eine besondere Rolle spielen, z. B. Bakterien.

- Ziel sollte es sein, die regelmäßige Überwachung der biologischen Vielfalt in allen Binnengewässern und Auen zu etablieren. Um den Aufwand überschaubar zu halten, bietet sich der Aufbau eines schlanken, aber repräsentativen Messnetzes unter Einsatz kostengünstiger Methoden (e-DNA, DNA-Metabarcoding) an. Um einen kausalen Zusammenhang zwischen einzelnen Umweltbelastungen (direkten Treibern) und ihren Auswirkungen auf die biologische Vielfalt besser verstehen zu können, sollte das Monitoring auch die regelmäßige Erfassung von Umweltbelastungen beinhalten.
- Für eine Auswahl von Messstellen aus dem WRRM-Monitoring und einem möglichen zukünftigen Monitoringprogramm für andere Lebensräume sollte ein Langzeitmonitoring etabliert werden, um gezielt die Veränderungen durch langfristig wirksame Umwelteinflüsse (direkte Treiber), zum Beispiel den Klimawandel, zu erfassen. Für dieses Messnetz sollte die Untersuchungsfrequenz auf ein bis zwei Jahre angehoben und langfristig sichergestellt werden. Gerade für die Untersuchung von Klimawandelfolgen, zum Beispiel von extremen Niedrigwasserabflüssen in Dürrejahre, ist eine jährliche Monitoringfrequenz notwendig. Ein solches Messnetz sollte unterschiedliche Ausprägungen von Binnengewässer- und Auenlebensräumen in den Regionen Deutschlands einbeziehen.
- Das Gewässer- und Umweltmonitoring in Deutschland wird von den 16 Bundesländern durchgeführt. Für die Speicherung und Auswertung von Monitoringdaten hat jedes Bundesland eine eigene Dateninfrastruktur etabliert. Für deutschlandweite Vergleiche sind umfangreiche Anfragen bei den Ländern sowie eine nachgeschaltete Harmonisierung der Daten meist die Regel, ein aufwendiger und fehleranfälliger Prozess. Mit einer zentralen und regelmäßig aktualisierten Vorhaltung von Monitoringdaten, mit einheitlicher Datenorganisation und zentraler Datenbank ließen sich Ressourcen sparen.
- Neben der zentralen Datenhaltung sollte auch die strukturierte Analyse des Zustands und der Trends biologischer Vielfalt zentral organisiert werden. Vor allem die umfangreichen Daten des WRRM-Monitorings, die seit etwa 2005 im Abstand von drei bis sechs Jahren erhoben werden, bieten eine gute Dokumentation der biologischen Vielfalt in vielen Oberflächengewässern. Dieser sehr große Datensatz mit jeweils mehreren Beprobungsterminen an über 10.000 Messstellen in Deutschland wurde bislang nicht umfassend in Bezug auf Biodiversität ausgewertet. Zusätzliche Auswertungsschritte zur Status- und Trendermittlung ließen sich mit wenig Aufwand in die vorhandenen Softwarelösungen zur WRRM-Bewertung integrieren.

### 5.7.2 Defizite bei der Umsetzung bestehender Richtlinien überwinden

- Mit der WRRM wurde der Flussgebietsansatz für die Gewässerbewirtschaftung etabliert. Damit rückte auch die Betrachtung von großräumigen Umweltbelastungen im Einzugsgebiet von Gewässern in den Fokus der Bewirtschaftung, beispielsweise die intensive Landwirtschaft in vielen Flussgebieten, die Veränderung des Abflusses durch Wasserkraftnutzung oder die Beeinträchtigung des Landschaftswasserhaushalts durch Entwässerung von Mooren und den Verlust von Hochwasserretentionsräumen. Auf der Maßnahmenseite zeigen sich allerdings weiterhin erhebliche Defizite in der Umsetzung; es dominieren kleinräumige Maßnahmen direkt im oder am Gewässer. Notwendige großräumige Maßnahmen, wie beispielsweise die Etablierung von Gewässerrandstreifen sowie die Minderung und Regulierung von diffusen Nährstoff- und Pestizidbelastungen, scheitern oft an einer fehlenden Kooperation von Emissionsseite (Landwirtschaft/Landwirtschaftsministerien) und Immissionsseite (Wasserwirtschaft/Umweltministerien). Zur Überwindung dieser strukturellen Defizite sollten die rechtlichen Rahmenbedingungen für eine direkte Kommunikation und Kooperation zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft/Energiewirtschaft geschaffen werden. Umweltministerien und Landwirtschaftsministerien der Länder sollten gemeinsam Maßnahmenprogramme zur Minderung von Nähr- und Schadstoffbelastungen in der Fläche initiieren.
- Die zuvor genannten strukturellen Defizite bei der Maßnahmenumsetzung betreffen auch die Schaffung bzw. Wiederherstellung von Hochwasserretentionsflächen in Auen und die Wiedervernässung von Niedermooren. Fließgewässer und Auen (das engli-

sche Wort *floodplain* deutet bereits an, dass es sich hier um natürliche Überschwemmungsgebiete handelt) bilden eine ökologische Einheit, deren biologische Vielfalt miteinander zusammenhängt. Seit Februar 2023 bietet das Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (ANK) einen Rahmen für ebendieses »gemeinsame Denken von Fließgewässern und ihren Auen«. Mit dem ANK wurden finanzielle Anreize für die Umsetzung von Maßnahmen zum Erhalt der Biodiversität sowie zum Klimaschutz in Binnengewässern und Auen geschaffen. Darüber hinaus spielen die Auen mit ihren Wäldern und Niedermooren eine zentrale Rolle für den Landschaftswasserhaushalt; bei Hochwasser wird das ausufernde Wasser in der Aue gespeichert, bei Niedrigwasser langsam wieder abgegeben. Auch Niedermoore sind großflächige Wasser- und Kohlenstoffspeicher, deren Wiedervernässung ebenfalls nur in enger Kooperation zwischen Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Naturschutz möglich ist. Umwelt- und Landwirtschaftsministerien der Länder sollten gemeinsam Maßnahmenprogramme zur Förderung eines natürlichen Landschaftswasserhaushalts initiieren, womit auch eine zentrale Forderung der nationalen Wasserstrategie umgesetzt würde. Dabei muss eine landwirtschaftliche Nutzung der Flächen über alternative Bewirtschaftungsformen nach wie vor möglich sein. Gezielte Programme zur Etablierung von Ufergehölzen an Fließgewässern, gerade in Agrarlandschaften, könnten die Wirkung zahlreicher Belastungen und auch Klimawandelfolgen entscheidend abmildern.

- Ein zentraler Aspekt der Maßnahmenplanung ist die Erfolgskontrolle auf Basis von zuvor definierten Maßnahmenzielen. Zahlreiche Studien legen nahe, dass hydromorphologische Renaturierungsmaßnahmen allein nicht ausreichen, um den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial und damit verbundene Biodiversitätsziele zu erreichen. Dies gilt insbesondere, wenn großräumige Belastungen im Einzugsgebiet weiterhin wirken und das Ergebnis der biologischen Bewertung dominieren. Für die Erfolgskontrolle von Maßnahmen in Binnengewässern und Auen sollten Verfahren entwickelt werden, die eine standardisierte Evaluation von Maßnahmen innerhalb eines Lebensraums ermöglichen. Die Verfahren sollten auf strukturellen und biologischen Indikatoren beruhen und Aussagen zu Status und Trends der biologischen Vielfalt – auch lebensraumübergreifend – ermöglichen. Zudem sollten die Verfahren auch für die Erfolgskontrolle kleinräumiger Maßnahmen anwendbar sein sowie Hinweise zu

kurzfristigen Verbesserungen über einen Zeitraum von drei bis fünf Jahren geben können.

### 5.7.3 Regelungslücken schließen

- Viele Binnengewässer- und Auenlebensräume genießen zwar nach § 30 Bundesnaturschutzgesetz einen pauschalen Schutz als »gesetzlich geschützte Biotope«, ihr Erhaltungszustand spiegelt diesen Schutzstatus aber häufig nicht wider. Mit Einführung der Wasser-Rahmenrichtlinie wurde der Rahmen für eine flächendeckende Zustandsverbesserung vieler Binnengewässerlebensräume und der mit ihnen in Verbindung stehenden Feuchtgebiete geschaffen. Mit dem Ziel einer Zustandsverbesserung wurde gleichzeitig ein Schutz vor Verschlechterung etabliert. Dies gilt aber nicht für die vielen kleineren Binnengewässerlebensräume (u. a. kleine Stillgewässer, Quellen, Bachoberläufe) und viele Feuchtgebiete, die in der Praxis nur unzureichenden Schutz genießen. Das Grundwasser wird vor Verschmutzung und Mengenverlusten geschützt, es fehlt jedoch ein expliziter Schutz als Lebensraum einer besonders angepassten Fauna mit vielen spezialisierten Arten. Für den Schutz und Erhalt der biologischen Vielfalt sollte der Schutz von Grundwasserökosystemen in das europäische und nationale Wasserrecht (WRRL bzw. WHG) sowie in das Naturschutzrecht (FFH-Richtlinie, BNatSchG) Eingang finden, insbesondere auch im Hinblick auf die Eingriffsregelung. Vor dem Hintergrund der energetischen Nutzung von Grundwasser zur Wärmeerzeugung und Kühlung sollten die Hinweise der Bundesländer zur thermischen Nutzung von Grundwasser an dessen ökologische Besonderheiten angepasst werden.

### 5.7.4 Hindernisse durch indirekte Treiber abbauen

- Schutz und Erhalt der biologischen Vielfalt von Binnengewässern und Auen in Deutschland werden insbesondere durch politische bzw. rechtliche Rahmenbedingungen geregelt. Eine positive Wirkung in der Fläche geht dabei von der WRRL und der FFH-Richtlinie aus, eine oftmals negative von der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU (siehe nächsten Punkt). Dadurch wird eine Flächenkonkurrenz zwischen Landwirtschaft und Gewässer- bzw. Naturschutz weiter zementiert. Für die Umsetzung der WRRL werden Flächen für Maßnahmen an Binnengewässern und in Auen benötigt. Um die Flächenverfügbarkeit zu erhöhen, sollten die Ziele der verschiedenen Politikbereiche sowie ihre Umsetzung in Deutschland besser harmonisiert werden. So ließen sich dringend benö-

tigte Maßnahmen wie der Rückhalt von Wasser in der Landschaft oder z. B. die Wiedervernässung von Moorstandorten leichter umsetzen.

- Die GAP bildet den politischen Rahmen für umfangreiche und teilweise umweltschädliche Agrarsubventionen in Europa. Etwa vier Fünftel der Subventionszahlungen werden nach bewirtschafteter Fläche bemessen, ungeachtet der jeweiligen Umweltbelastungen, die von den intensiv genutzten Agrarflächen ausgehen. Die zweite Säule umfasst Förderprogramme für die nachhaltige und umweltschonende Entwicklung. Diese reichen aber vielfach nicht aus, um die Umweltschäden aus der 1. Säule auszugleichen. In ähnlicher Weise fördert das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) die wirtschaftliche Nutzung und damit den Ausbau von Wasserkraftanlagen, der zwar umweltverträglich erfolgen muss, der aber den-

noch mit ökologischen Schäden in vielen Fließgewässern einhergeht. Der wirtschaftliche und energetische Nutzen von über 7.000 Kleinanlagen (bis 500 kW) in Deutschland steht in keinem Verhältnis zu den ökologischen Kosten, die sie in den Fließgewässern verursachen. Umweltschädliche Subventionen sollten umgehend überprüft und mittelfristig abgebaut werden. Stattdessen sollten Anreizsysteme für eine ökologisch verträgliche Landbewirtschaftung und Ressourcennutzung in Binnengewässern und Auen aufgebaut werden. Mit dem Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (ANK) wurde im Februar 2023 ein erster Rahmen dafür geschaffen. Auch das »Gesetz zur Wiederherstellung der Natur« kann zukünftig Anreize für eine umweltverträgliche Land- und Ressourcennutzung schaffen, gerade auch in Kooperation mit der GAP.

## Literaturverzeichnis

- ABS (2020): Positionspapier zum Erhalt von permanenten und temporären Kleingewässern in Baden-Württemberg. Amphibien/Reptilien-Biotop-Schutz Baden-Württemberg e. V. 5 S.
- Achtziger R., Stickroth H. & Zieschank R. (2004): Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt – ein Indikator für den Zustand von Natur und Landschaft in Deutschland. *Angewandte Landschaftsökologie* 63: 1–137
- Akkermann R. (1972): Süßwassermuscheln als tierische Zuskost des Bisam *Ondatra zibethicus*. *Bonn. Zoologische Beiträge* 1(23): 61–65
- Alefs J. & Müller J. (1999): Differences in the eutrophication dynamics of Ammersee and Starnberger See (Southern Germany), reflected by the diatom succession in varvedated sediments. *Journal of Paleolimnology* 21: 395–407. <https://doi.org/10.1023/A:1008098118867>
- ARGE Elbe (1984): Gewässerökologische Studie. Arbeitsgemeinschaft der Länder zur Reinhaltung der Elbe. Hamburg. 64 S.
- ARGE Elbe (1997): 20 Jahre Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe. Rückblick und Ausblick. Hamburg. 40 S.
- Anlanger C., Attermeyer K., Hille S., Kamjunke N., Koll K., König M., Schnauder I., Nogueira Tavares C., Weitere M. & Brauns M. (2022): Large wood in river restoration: A case study on the effects on hydromorphology, biodiversity, and ecosystem functioning. *International Review of Hydrobiology* 107: 34–45. DOI: <https://doi.org/10.1002/iroh.202102089>
- Arndt E. (2009): Neobiota in Sachsen-Anhalt. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 46(2): 3–63
- Asdonk M., Lenzewski N., Jensen K. & Ludewig K. (2019): Diversity decrease due to loss of tidal influence at the Dove Elbe River between 1951 and 2016. *Flora* 258 (9): 151438. DOI: <https://doi.org/ARTN 15143810.1016/j.flora.2019.151438>
- Baer J. & Brinker A. (2022): Wieviel weniger darf's denn sein? Düstere Zukunftsaussichten für die Bodenseefischerei, eine der größten Binnenfischereien Europas. *Zeitschrift für Fischerei* 2: 1–13. DOI: [10.35006/fischzeit.2022.17](https://doi.org/10.35006/fischzeit.2022.17)
- Baer J., Schliewen U. K., Schedel F. D. B., Straube N., Roch S. & Brinker A. (2023): Cryptic Persistence and Loss of Local Endemism in Lake Constance Charr Subject to Anthropogenic Disturbance. *Ecological Applications* 33(2): e2773. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.2773>
- BAFU – Bundesamt für Umwelt (2016): Ökologische Bewertung von Quell-Lebensräumen in der Schweiz. Entwurf für ein strukturelles und faunistisches Verfahren. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt. Bern. 46 S.
- Baker N. J., Pilotto F., Jourdan J., Beudert B. & Haase P. (2021): Recovery from air pollution and subsequent acidification masks the effects of climate change on a freshwater macroinvertebrate community. *Science of the Total Environment* 758: 143685. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143685>
- Bakker J. F., v. d. Heuvel-Greve M. & Vethaak D. (2005): Natural Contaminants. In: *Wadden Sea Quality Status Report 2004*. *Wadden Sea Ecosystems* 19: 86–100
- Bálint M., Domisch S., Engelhardt C. H. M., Haase R., Lehrian S., Sauer J., Theissing K., Pauls S. U. & Nowak C. (2011): Climate change will lead to massive loss of cryptic biodiversity. *Nature Climate Change* 1: 313–318. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate1191>
- Baranov V., Jourdan J., Pilotto F., Wagner R. & Haase P. (2020): Complex and nonlinear climate-driven changes in freshwater insect communities over 42 years. *Conservation Biology* 34(5): 1241–1251
- Barthelmes A., Abel S., Barthelmes K.-D., Couwenberg J., Kaiser M., Reichelt F., Tanneberger F. & Joosten H. (2021): Evaluierung von Moor-Wiedervernässungen in Deutschland. *Ergebnisse, Erfahrungen und Empfehlungen*. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 171: 121–148
- Bastian O., Stein C., Lupp G., Behrens J., Renner C. & Grunewald K. (2015): The appreciation of nature and landscape by tourism service providers and visitors in the Ore Mountains (Germany). *Landscape online* 41: 1–23. DOI: <https://doi.org/10.3097/LO.201541>
- Bauer F. W. (1951): Die Überführung der badischen Auewäldungen in Hochwald. *Verlag der Landesforstverwaltung*. Freiburg. 119 S.
- Baumann K. (2021): Können intakte Gebirgsmoore in Zeiten des Klimawandels Refugien für seltene Libellenarten (Odonata) sein? Untersuchungen im Nationalpark Harz von 2017 bis 2020. *Libellula Supplement* 16: 35–66
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2008a): Aktionsprogramm Quellen in Bayern Teil 1: Bayerischer Quelltypenkatalog. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Beck Druck. Hof. 98 S.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2008b): Aktionsprogramm Quellen in Bayern Teil 2: Quellerfassung und -bewertung. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Beck Druck. Hof. 72 S.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2008c): Bayerisches Löfelkraut *Cochlearia bavarica*. *Merkblatt Artenschutz* 16. Bayerisches Landesamt für Umwelt. 4 S.
- Becker I., Egger G., Gerstner L., Householder J. E., Damm C. (2022): Using the River Ecosystem Service Index to evaluate »Free Moving Rivers« restoration measures: A case study on the Ammer river (Bavaria). *International Review of Hydrobiology* 107: 117–127. DOI: <https://doi.org/10.1002/iroh.202102088>
- Bellard C., Cassey P., Blackburn T. M. (2016): Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters* 12: 20150623. DOI: <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>
- Beketov M. A., Kefford B. J., Schafer R. B. & Liess M. (2013): Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *PNAS* 110 (27): 11039–11043. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1305618110>
- Belletti B., de Leaniz C. G., Jones J., Bizzi S., Börger L., Segura G., Castelletti A., van de Bund W., Aarestrup K., Barry

- J., Belka K., Berkhuisen A., Birnie-Gauvin K., Bussetini M., Carolli M. et al. (2020): More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature* 588: 436–441. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-020-3005-2>
- Bendell B. E. & McNicol D. K. (1987): Fish predation, lake acidity and the composition of aquatic insect assemblages. *Hydrobiologia* 150: 193–202
- Berger C., Falk C., Hetzel F., Pinnekamp J., Roder S. & Ruppelt J. (2016): Zustand der Kanalisation in Deutschland. Ergebnisse der DWA-Umfrage 2015. Korrespondenz Abwasser. *Abfall* 63(6):1–12
- Bernardo J. M., Costa A. M., Bruxelas S. & Teixeira A. (2011): Dispersal and coexistence of two non-native crayfish species (*Pacifastacus leniusculus* and *Procambarus clarkii*) in NE Portugal over a 10-year period. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 401(28): 13. DOI: 10.1051/kmae/2011047
- BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2000): Kiesabbau in Auen am Beispiel der Elbe (KABE). Grundlagen zur Einschätzung großräumiger ökologischer Auswirkungen. In: BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde, Projektgruppe Elbe-Ökologie. Mitteilungen Nr. 7. Koblenz/Berlin. 2 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2000): Das Gewässerauenprogramm NRW am Beispiel der oberen Lippe. In: Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. *Angewandte Landschaftsökologie* 37: 153–162
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2005a): Analyse der Gefährdungsursachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 21. 445 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2005b): Fluss- und Stromauen in Deutschland. Typologie und Leitbilder. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg. *Angewandte Landschaftsökologie* 65. 327 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2005c): Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie. Bedeutung der Flussauen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg. 253 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2006): Rote Liste der gefährdeten Biototypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 34: 318 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2009): Rote Liste gefährdeter Pflanzen, Tiere und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70(1): 386 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2011a): Interpretations- und Anwendungshilfen zu den Daten der Lebensraumnetzwerke. Stand: 01.11.2011. Bundesamt für Naturschutz, Fachgebiet II 4.2 – Eingriffsregelung, Verkehrswegeplanung. 14 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2011b): Rote Liste gefährdeter Pflanzen, Tiere und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere 1. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70(3): 704 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. Ergebnisse des F+E-Vorhabens (FKZ 3508850100). *Naturschutz und biologische Vielfalt* 124. Bundesamt für Naturschutz. Bonn: 17–33
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2013): MoorFutures®. Integration von weiteren Ökosystemdienstleistungen einschließlich Biodiversität in Kohlenstoffzertifikate. Standard, Methodologie und Übertragbarkeit in andere Regionen. Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 350. Bonn-Bad Godesberg. 130 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2015): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wildlebende gebietsfremde Wirbeltiere. BfN – Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 409. 224 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2016): Rote Liste gefährdeter Pflanzen, Tiere und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere 2. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70(4): 602 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) Deutschlands. In: Gruttke H., M. Binot-Hafke, S. Balzer, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (4): 139–204
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2017a): Rote Liste der gefährdeten Biototypen Deutschlands – dritte fortgeschriebene Fassung 2017. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 156: 637 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2017b): Leitfaden zur Evaluation von Projekten im Bundesprogramm Biologische Vielfalt. Leitfaden im Bundesprogramm Biologische Vielfalt. 16 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2017c): Metadaten – aktueller Bestand zum Monitoring in Auen. In: Biodiversität der Flussauen Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* Heft 163: 119–147
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2017d): Scholz M., Dister E., Ehlert T., Mehl D., Schneider E., Foeckler F., Damm C., Rumm A., Krüger F., Schulz-Zunkel C., Egger G., Werling M. (2017): Nutzung, Auenzustand und Renaturierung. In: Schneider E., Werling M., Stammel B., Januschke K., Ledesma-Krist G., Scholz M., Hering D., Gelhaus M., Dister E., Egger G. (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. Ergebnisse des F+E-Vorhabens »Entwicklung der Biodiversität von Flussauen« (FKZ 3513 85 0400). *Naturschutz und biologische Vielfalt* 163. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn, S. 79–118
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2018): Rote Liste gefährdeter Pflanzen, Tiere und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70(5): 784 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2020). Rote Liste der Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 170 (3): Rep-

- tilien / Band 170 (4): Amphibien. Bundesamt für Naturschutz. 15 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2021a): Einheitlicher Methodenleitfaden »Insektenmonitoring« mit weiterentwickelter Methodik für die Erfassung von Insekten und Umweltvariablen (Kapitel 7.3, Bearbeitungsstand: April 2021). 65 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2021b): Rote Liste gefährdeter Pflanzen, Tiere und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere 3. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70(5): 704 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2021c): Klimaschonende, biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung von Niedermoorböden. Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 616. Bonn-Bad Godesberg. 342 S. DOI: 10.19217/skr616
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2021d): Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben zur Auenrenaturierung. Erfolgskontrollen 20 Jahre später. BfN-Skripten 588. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg. 445 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2023a): Biozönotische Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen an Gewässerufern und in Auen. Bundesamt für Naturschutz. BfN Schriften 655. 201 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2023b): Ein Verfahren zur Bewertung umweltfachlicher Synergien von Maßnahmen des Nationalen Hochwasserschutzprogramms. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg. BfN-Schriften 638. 75 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2023c): Die invasiven gebietsfremden Arten der Unionsliste der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 – dritte Fortschreibung 2022. Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 654. 233 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2023d): Integratives Monitoring der deutschen Großschutzgebiete. Nationalparks und Biosphärenreservate. Ergebnisse der Ersterhebung. Bundesamt für Naturschutz. BfN Schriften 644. Bonn-Bad Godesberg. 343 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz & BLAK – Bundesamt für Naturschutz & Bund-Länder-Arbeitskreis (2017a): FFH-Monitoring und Berichtspflichten. Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring Teil I. Arten nach Anhang II und IV der FFH-Richtlinie (mit Ausnahme der marinen Säugetiere). BfN-Skripten 480: 375 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz & BLAK – Bundesamt für Naturschutz & Bund-Länder-Arbeitskreis (2017b): FFH-Monitoring und Berichtspflichten. Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Teil II: Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (mit Ausnahme der marinen und Küstenlebensräume). BfN-Skripten 481: 242 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz & BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2021): Bodenreport. Vielfältiges Bodenleben. Grundlage für Naturschutz und nachhaltige Landwirtschaft. Bundesamt für Naturschutz. Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. Bonn-Bad Godesberg. 54 S.
- BGR – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2022): Sand und Kies in Deutschland. Band I: Grundlagen. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 100 S.
- Binot-Hafke M., Buchwald R., Clausnitzer H.-J., Donath H., Hunger H., Kuhn J., Ott J., Piper W., Schiel F.-J., Winterholler M. (2000): Ermittlung der Gefährdungsursachen von Tierarten der Roten Liste am Beispiel der gefährdeten Libellen Deutschlands. Projektkonzeption und Ergebnisse. *Natur und Landschaft* 75(9/10): 393–395
- Birk S., Chapman D., Carvalho L., Spears B. M., Andersen H. E., Argillier C., Auer S., Baattrup-Pedersen A., Banin L., Beklioghus M., Bondar-Kunze E., Borja A., Branco P., Bucak T., Buijse A. D. et al. (2020): Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology & Evolution* 4(8): 1060–1068
- Bittersohl J., Walther W. & Meesenburg H. (2014): Gewässerversauerung durch Säuredeposition in Deutschland. *Entwicklung und aktueller Stand. Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung*, 58(5), 260–272. DOI: 10.5675/HyWa\_2014,5\_1
- Bizic M., Ionescu D., Karnatak R., Musseau C. L., Onandia G., Berger S. A., Nejstgaard J. C., Lischeid G., Gessner M. O., Wollrab S. & Grossart H.-P. (2022): Land-use type temporarily affects active pond community structure but not gene expression patterns. *Molecular Ecology* 31: 1716–1734. DOI: <https://doi.org/10.1111/mec.16348>
- Blackbourn D. (2007): Die Eroberung der Natur. Eine Geschichte der deutschen Landschaft. Deutsche Verlags-Anstalt (DVA). München. 592 S.
- Blattner L., Gerecke R. & von Fumetti S. (2019): Hidden biodiversity revealed by integrated morphology and genetic species delimitation of spring dwelling water mite species (Acari, Parasitengona: Hydrachnidia). *Parasites and Vectors* 12:492. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13071-019-3750-y>
- Blattner L., Lucek K., Beck N., Berner D. & von Fumetti S. (2022): Intra-Alpine Islands: Population genomic inference reveals high degree of isolation between freshwater spring ecosystems. *Diversity and Distributions* 28: 291–305. DOI: 10.1111/ddi.13461
- Bloechl A., Koenemann S., Philippi B., Melber A. (2010): Abundance, diversity and succession of aquatic Coleoptera and Heteroptera in a cluster of artificial ponds in the North German Lowlands. *Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters* 40(3): 215-225. DOI: 10.1016/j.limno.2009.08.001
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2008): Grundwasser in Deutschland. Reihe Umweltpolitik. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Berlin. 72 S.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2018): Zustand der deutschen Ostseegewässer 2018. Bericht gemäß § 45j i. V. m. §§ 45c, 45d und 45e des Wasserhaushaltsgesetzes. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn. 140 S. + Anhänge

- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit & BfN – Bundesamt für Naturschutz (2009): Auenzustandsbericht 2009. Flussauen in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit; Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 36 S.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit & BfN – Bundesamt für Naturschutz (2020): Die Lage der Natur in Deutschland. Ergebnisse von EU-Vogelschutz- und FFH-Bericht. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit; Bundesamt für Naturschutz. Berlin/Bonn. 62 S.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit & BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Koenzen U., Kurth A. & Günther-Diringer D. (2021): Auenzustandsbericht 2021. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit; Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 72 S.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. 180 S.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2016): Bewertungssystem für Nachhaltiges Bauen für Außenanlagen (BNB-AA) 2016 1.1.4: Ökologische Qualität/Wirkungen auf die globale und lokale Umwelt/Biodiversität. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. 14 S.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit & BfN – Bundesamt für Naturschutz (2015): Den Flüssen mehr Raum geben. Renaturierung von Auen in Deutschland. 60 S. <https://www.bmu.de/publikation/den-fluessen-mehr-raum-geben-renaturierung-von-auen-in-deutschland> (aufgerufen am 10.07.2024)
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit & UBA – Umweltbundesamt (2016): Die Wasserrahmenrichtlinie. Deutschlands Gewässer 2015. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit; Umweltbundesamt. Bonn, Dessau. 148 S.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit & UBA – Umweltbundesamt (2017): Wasserwirtschaft in Deutschland. Grundlagen, Belastungen, Maßnahmen. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 234 S.
- BMUV – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz & UBA – Umweltbundesamt (2022): Die Wasserrahmenrichtlinie. Gewässer in Deutschland 2021. Fortschritte und Herausforderungen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz; Umweltbundesamt. Bonn, Dessau. 124 S.
- BMUV – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (2023): Nationale Wasserstrategie. Kabinettsbeschluss vom 15. März 2023. 111 S.
- BMVEL – Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (2003): Gebietsfremde Arten in den deutschen Gewässern – ein Risiko für die Biodiversität. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft. Schriftenreihe Angewandte Wissenschaft 498: 40–52
- Bölscher B. (1994): Fauna der Niedermoore. NNA-Berichte 7(2): 91–99
- Bogenrieder A. & Eschenbach C. (1996): Ökologische Untersuchungen an Moosen aus Quellfluren kalt-stenothermer Quellen des Hochschwarzwaldes. *Crunoecia* 5: 109–118
- Bonar S. A., Bolding B. & Divens M. (2002): Effects of Triploid Grass Carp on Aquatic Plants, Water Quality, and Public Satisfaction in Washington State. *North American Journal of Fisheries Management* 22: 96–105
- Bonney R., Cooper C. B., Dickinson J., Kelling S., Phillips T., Rosenberg K. V. & Shirk J. (2009): Citizen Science: A Developing Tool for Expanding Science Knowledge and Scientific Literacy. *BioScience* 59(11): 977–984. DOI: 10.1525/bio.2009.59.11.9
- Bowler D. E., Eichenberg D., Conze K., Suhling F., Baumann K., Benken T., Bönsel A., Bittner T., Drews A., Günther A., Isaac N. J. B., Petzold F., Seyring M., Spengler T., Trockur B. et al. (2021): Winners and losers over 35 years of dragonfly and damselfly distributional change in Germany. *Diversity and Distributions*, 27(8): 1353–1366. DOI: 10.1111/ddi.13274
- Braat L. & ten Brink P. (2008): The Cost of Policy Inaction, the case of not meeting the 2010 biodiversity target. *Alterra*. Wageningen. 314 S.
- Brack W., Altenburger R., Schüürmann G., Krauss M., López Herráez D., van Gils J., Slobodnik J., Munthe J., Gawlik B. M., van Wezel A., Schriks M., Hollender J., Tollefsen K. E., Mekenyan O., Dimitrov S. et al. (2015): The SOLUTIONS project: challenges and responses for present and future emerging pollutants in land and water resources management. *Science of the Total Environment* 503–504: 22–31. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.143>
- Brack W., Dulio V., Ågerstrand M., Allan I., Altenburger R., Brinkmann M., Bunke D., Burgess R. M., Cousins I., Escher B. I., Hernández F. J., Hewitt L. M., Hilscherová K., Hollender J., Hollert H. et al. (2017): Towards the review of the Water Framework Directive: Recommendations for more efficient assessment and management of chemical contamination in European water resources. *Science of the Total Environment* 576: 720–737. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.10.104
- Brämick U. & Schiewe S. (2021): Jahresbericht zur Deutschen Binnenfischerei und Binnenaquakultur 2021. Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow. 63 S.
- Brändle M., Westermann I. & Brandl R. (2005): Gene flow between populations of two invertebrates in springs. *Freshwater Biology*, 50: 1–9
- Brändle M., Heuser R., Marten A. & Brandl R. (2007): Population structure of the freshwater flatworm *Crenobia alpina* (Dana): old lineages and low gene flow. *Journal of Biogeography* 37: 1183–1192
- Brasseur G., Jacob D. & Schuck-Zöller S. (Hrsg.) (2017): Klimawandel in Deutschland. Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven. Springer Spektrum. 352 S. DOI: 10.1007/978-3-662-50397-3

- Bräuer I. & Marggraf R. (2004): Valuation of Ecosystem Services Provided by Biodiversity Conservation: An Integrated Hydrological and Economic Model to Value the Enhanced Nitrogen Retention in Renaturated Streams. Nota di Lavoro 54. Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM). Milano. 24 S.
- Brauns M., Garcia X. F., Walz N. & Pusch M. T. (2007): Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology* 44(6): 1138–1144
- Brauns M., Gücker B., Wagner C., Garcia X. F., Walz N. & Pusch M. T. (2011): Human lakeshore development alters the structure and trophic basis of littoral food webs. *Journal of Applied Ecology* 48(4): 916–925
- Brendelberger H., Martin P., Brunke M. & Hahn H. J. (2015): Grundwassergeprägte Lebensräume. Eine Übersicht über Grundwasser, Quellen, das hyporheische Interstitial und weitere grundwassergeprägte Habitate. *Limnologie Aktuell* 14. Schweizerbart. Stuttgart. 266 S. ISBN 978-3-510-53012-0
- Brettar I. & Höfle M. G. (2002): Close correlation between the nitrate elimination rate by denitrification and the organic matter content in hardwood forest soils of the upper Rhine floodplain (France). *Wetlands* 22: 214–224
- Brettschneider D. J., Misovic A., Schulte-Oehlmann U., Oetken M. & Oehlmann J. (2019): Poison in paradise: increase of toxic effects in restored sections of two rivers jeopardizes the success of hydromorphological restoration measures. *Environmental Sciences Europe* 31: 1–20
- Breyer P. & Staas S. (2019): Die Entwicklung der Fischfauna im Rhein in Nordrhein-Westfalen. *Natur in NRW* 2: 29–33
- Briski E., Bailey S. A., Casas-Monroy O., DiBacco C., Kaczmarek I., Levings C., MacGillivray M. L., McKindsey C. W., Nasmith L. E., Parenteau M., Piercey G. E., Rochon A., Roy S., Simard N., Villac M. C. et al. (2012): Relationship between propagule pressure and colonization pressure in invasion ecology: a test with ships' ballast. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279(1740): 2990–2997
- Bubb D. H., Thom T. J. & Lucas M. C. (2004): Movement and dispersal of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers. *Freshwater Biology* 49(3): 357–368
- Burdekin D. A. (1983): Research on Dutch Elm Disease in Europe. Her Majesty's Stationary Office. London. 126 S.
- Buschhüter E., van Dillen A., Menn K. & Paas R. (2018): Das nationale Hochwasserschutzprogramm. *Natur und Landschaft* 93(2): 50–53
- Buschmann A. & Ssymank A. (2015): Auenwälder als Elemente im Biotopverbund Naturschutz und Landschaftsplanung 47: 8–9
- Bussmann I., Koedel U., Schütze C., Kamjunke N. & Koschorreck M. (2022): Spatial Variability and Hotspots of Methane Concentrations in a Large Temperate River. *Frontiers in Environmental Science*. 10: 833936. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.833936>
- Butchard S. H. M., Walpole M., Collen B., van Strien A., Scharlemann J. P. W., Almond R. E. A., Baillie J. E. M., Bomhard B., Brown C., Bruno J., Carpenter K. E., Carr G. M., Chanson J., Chenery A. M., Csirke J. et al. (2010): Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328: 1164–1168. DOI: [10.1126/science.118751](https://doi.org/10.1126/science.118751)
- BUWAL – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (2002): Moore und Moorschutz in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern. 67 S.
- Cantonati M., Gerecke R. & Bertuzzi E. (2006): Springs of the Alps – sensitive ecosystems to environmental change: from biodiversity assessments to long-term studies. *Hydrobiologia* 562: 59–96. DOI: [10.1007/s10750-005-1806-9](https://doi.org/10.1007/s10750-005-1806-9)
- Carpio A. J., De Miguel R. J., Oteros J., Hillström L. & Tortosa F. S. (2019): Angling as a source of non-native freshwater fish: a European review. *Biological Invasions* 21: 3233–3248. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02042-5>
- Chorus I., Köhler A., Beulker C., Fastner J., Van de Weyer K., Hegewald T. & Hupfer M. (2020): Decades needed for ecosystem components to respond to a sharp and drastic phosphorus load reduction. *Hydrobiologia* 847: 4621–4651
- Chorus I. & Welker M. (2021): Toxic Cyanobacteria in Water. 2nd edition. CRC Press. Boca Raton. 839 S.
- Chucholl C. (2011): Population ecology of an alien »warm water« crayfish (*Procambarus clarkii*) in a new cold habitat. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 401: 29
- Cierjacks A., Kleinschmit B., Babinsky M., Kleinschroth F., Markert A., Menzel M., Ziechmann U., Schiller T., Graf M. & Lang F. (2010): Carbon stocks of soil and vegetation on Danubian floodplains. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 173: 644–653. DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.200900209>
- Claus B. (1998): Länderübergreifendes Schutzkonzept für die Ästuar von Elbe, Weser und Ems. Studie des WWF und des BUND. 237 S.
- Dahm V., Hering D., Nemitz D., Graf W., Schmidt-Kloiber A., Leitner P., Melcher A. & Feld C. K. (2013): Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria. *Hydrobiologia* 704: 389–415. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1431-3>
- Dalbeck L. & Weinberg K. (2009): Artificial ponds: a substitute for natural Beaver ponds in a Central European Highland (Eifel, Germany)? *Hydrobiologia* 630: 49–62. DOI: [10.1007/s10750-009-9779-8](https://doi.org/10.1007/s10750-009-9779-8)
- Damm C. (2013): Ecological restoration and dike relocation on the river Elbe, Germany. *Scientific Annals of the Danube Delta Institute* 19: 79–86
- Datry T., Malard F. & Gibert J. (2005): Response of invertebrate assemblages to increased groundwater recharge rates in a phreatic aquifer. *Journal of the North American Benthological Society* 24 (3): 461–477
- Deffner J. & Haase P. (2018): The societal relevance of river restoration. *Ecology and Society* 23(4): 35. DOI: <https://doi.org/10.5751/ES-10530-230435>
- Dehnhardt A., Horbat A. & Meyerhoff J. (2016): Der Nutzen des Schutzes von Flussauen aus volkswirtschaftlicher Perspektive. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 5: 306–311
- De Jonge V. (2007): Long term changes in the turbidity gradient of the Ems estuary and its ecological consequences.

- Vortrag Ems-Workshop 23.2.2007 in Emden ([www.phys.uu.nl/~talke/Ems/](http://www.phys.uu.nl/~talke/Ems/))
- Delarze R., Gonseth Y., Eggenberg S. & Vust M. (2015): Lebensräume der Schweiz. Ökologie – Gefährdung – Kennarten. 3. Auflage 2015. 456 S.
- Deutscher Bundestag (2017): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Herbert Behrens, Caren Lay, Susanna Karawanskij, Birgit Menz und der Fraktion DIE LINKE. Drucksache 18/12697
- DGL – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (2012): Die Diversität der Quellfauna Schleswig-Holsteins – ein erster Überblick. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2011. Weihenstephan, Hardegsen: 211–215
- Díaz S., Pascual U., Stenseke M., Martín-López B., Watson R. T., Molnár Z., Hill R., Chan K. M. A., Baste I. A., Braumann K. A., Polasky S., Church A., Lonsdale M., Larigauderie A., Leadley P. W. et al. (2018): Assessing nature's contributions to people. *Science* 359 (6373): 270–272
- Dierschke H. & Briemle D. (2002): Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. Ulmer-Verlag. Stuttgart. 204 S.
- Dister E. (1999): Folgen der Sohleneintiefung für die Ökosysteme der Aue. IHP/OHP Berichte 13 (Hydrologische Dynamik im Rheingebiet): 157–165
- Dobler A. H., Hoos P. & Geist J. (2022): Distribution and potential impacts of non-native Chinese pond mussels *Sinanodonta woodiana* (Lea 1834) in Bavaria, Germany. *Biological Invasions* 24: 1689–1706. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02737-2>
- Dreger F. (1994): Ökologische Charakterisierung von wasserführenden Acker- und Grünlandhohlformen (Sölle) im Biosphärenreservat »Schorfheide-Chorin«. Diplomarbeit an der Fakultät für Biologie, Fachbereich Ökologie. Universität Bielefeld. Eberswalde. 144 S.
- Dunger W. (2008): Tiere im Boden. Militzke VerlagsKG Wolf. 290 S.
- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2006): Merkblatt DWA-M 606, Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie. 114 S.
- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2023): Entwurf Merkblatt DWA-M 606 »Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie«. 151 S.
- Ebner J. N., Wyss M. K., Ritz D. & von Fumetti S. (2022): Effects of thermal acclimation on the proteome of the planarian *Crenobia alpina* from an alpine freshwater spring. *Journal of Experimental Biology* 225 (15): 14. DOI: <https://doi.org/10.1242/jeb.244218>
- EC – Science for Environment Policy (2015): In-depth report – Ecosystem series and Biodiversity. Science for Environment Policy. Bristol. 32 S. <https://www.doi.org/10.2779/57695>
- Eckmann R. (1995): Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 4(2): 62–69
- Eckmann R. & Rösch R. (1998): Lake Constance fisheries and fish ecology. *Advances in Limnology* 53: 285–301
- EEA – Europäische Umweltagentur (1999): Environmental indicators: Typology and overview. Europäische Umweltagentur. Technical report No 25. Kopenhagen. 19 S.
- EEA – Europäische Umweltagentur (2011): Paper prepared for discussion at the expert meeting on ecosystem accounts organised by the UNSD, the EEA and the World Bank, London. European Environment Agency. 14 S.
- Ehlert T., Neukirchen B. & Hausmann B. (2018): Perspektiven einer nachhaltigen Auenentwicklung. *Natur und Landschaft* 93 (2): 59–63
- Einstein J. (2022): Die Auswirkungen von Eutrophierung und Sanierung des Federsees auf die rastenden Schwimmvögel. Ergebnisse aus 72 Jahren Wasservogelzählung. *Ornithologische Jahreshefte Baden-Württemberg* 38: 1–73
- Elek Z., Dauffy-Richard E. & Gosselin F. (2010): Carabid species responses to hybrid poplar plantations in floodplains in France. *Forest Ecology and Management* 206 (9): 1446–1455. DOI: [10.1016/j.foreco.2010.07.034](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.034)
- Ellis J. B. & Bertrand-Krajewski J. L. (2010): Assessing infiltration and exfiltration on the performance of urban sewer systems (APUSS). IWA Publishing, London. 200 S.
- Emsens W.-J., van Diggelen R., Aggenbach C. J. S., Cajthaml T., Frouz J., Klimkowska A., Kotowski W., Kozub L., Liczner Y., Seeber E., Silvennoinen H., Tanneberger F., Vicena J., Wilk M. & Verbruggen E. (2020): Recovery of fen peatland microbiomes and predicted functional profiles after rewetting. *The ISME Journal* 14 (7): 1701–1712. DOI: [10.1038/s41396-020-0639-x](https://doi.org/10.1038/s41396-020-0639-x)
- Essl F., Latombe G., Lenzner B., Pagad S., Seebens H., Smith K., John R. U. & Genovesi, P. (2020): The Convention on Biological Diversity (CBD)'s Post-2020 target on invasive alien species – what should it include and how should it be monitored? *NeoBiota* 62: 99–101. DOI: [10.3897/neobiota.62.53972](https://doi.org/10.3897/neobiota.62.53972)
- EU – European Union (2014): Regulation No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. *Official Journal of the European Union* L315: 35–55
- Europäische Arzneimittel-Agentur (2018): Guideline on assessing the toxicological risk to human health and groundwater communities from veterinary pharmaceuticals in groundwater. EMA/CVMP/ERA/103555/2015. Committee for Medicinal Products for Veterinary Use (CVMP). London
- Faber M., Stephan G. & Michaelis P. (1989): Umdenken in der Abfallwirtschaft. Vermeiden, verwerten, beseitigen. 2. Aufl. Springer. Berlin et al. 228 S.
- Faure F., Demars C., Wieser O., Kunz M. & De Alencastro L. F. (2015): Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environmental chemistry* 12 (5): 582–597. DOI: <https://doi.org/10.1071/EN14218>
- Feest J., Briesemann C., Greune B. & Penassa J. (1976): Zum Artenbestand von vier Quellregionen der Baumberge verglichen mit faunistischen Untersuchungen aus den Jahren 1926–30. *Natur und Heimat* 36: 32–39
- Feld C. K., De Bello F. & Dolédec S. (2013): Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 59: 233–248. DOI: <https://www.doi.org/10.1111/fwb.12260>

- Feld C. K., Lorenz A. W., Peise M., Fink M. & Schulz C.-J. (2023): Direct and indirect effects of salinisation on riverine biota: a case study from river Wipper, Germany. *Hydrobiologia* 850: 3043–3059. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05229-z>
- FFH-RL (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie, FFH-Richtlinie) (Abl. L 206 vom 22.7.1992, S. 7) in der Fassung vom 20. November 2006
- Fischer J. (1996): Bewertungsverfahren zur Quellfauna. *Crunoecia* 5: 227–240
- Fischer J. & Schnabel S. (1995): Die Besiedlungsstruktur naturnaher Waldquellen am Beispiel der Diptera. *Crunoecia* 4: 55–60
- Fischer K., Becker M., Becker B. A., Bensch J., Böckers A., Burmeister M., Dombrowski J., Donke E., Ermisch R., Fritze M., Fritzsche A., Hübler N., Ide M., Klockmann M., Mielke M. et al. (2015): Determinants of tree frog calling ponds in a human-transformed landscape. *Ecological Research* 30: 439–450. DOI: [10.1007/s11284-014-1238-y](https://doi.org/10.1007/s11284-014-1238-y)
- Flade M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag. Eching. 879 S.
- Fliß R., Baumeister C., Gudera T., Hergesell M., Kopp B., Neumann J. & Posselt M. (2021): Auswirkungen des Klimawandels auf das Grundwasser und die Wasserversorgung in Süddeutschland. *Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie* 26: 33–45. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00767-021-00477-z>
- Floren A., Horchler P. J. & Müller T. (2022): The Impact of the Neophyte Tree *Fraxinus pennsylvanica* [Marshall] on Beetle Diversity under Climate Change. *Sustainability* 14 (3): 1914. DOI: [10.3390/su14031914](https://doi.org/10.3390/su14031914)
- Foessler F., Orendt C., Kretschmer W. & Schmidt H. (1994b): Gewässertypisierung und -bewertung im Bereich der Donau-Aue bei Straubing anhand von Weichtiergesellschaften. Sonderheft »Flussuferökologie« (Tagungsberichte, Symposium Krems 1992) der Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum 8: 119–125
- Foessler F., Kretschmer W., Deichner O. & Schmidt H. (1994b): Bioindication of former floodplain waters of the lower Salzach river (Bavaria) by macroinvertebrate communities. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 1618–1623
- Freibauer A., Drösler M., Gensior A. & Schulze E.-D. (2009): Das Potenzial von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. *Natur und Landschaft* 1: 20–25
- Freiberger L. (2022): Beschattende Wirkung von Ufergehölzen auf das Temperaturregime in Fließgewässern – am Beispiel der Diete in der Gemeinde Breidenback, Kreis Marburg – Biedenkopf. Präsentation zur Bachelorarbeit
- Freyhof J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). *Naturschutz und biologische Vielfalt* 70(1): 291–316
- Freyhof J., Broghammer T., Heinze S., Friedrichs-Manthey M., Bowler D. & Wolter C. (2023): Rote Liste und Gesamtartenliste der sich im Süßwasser reproduzierenden Fische und Neunaugen (Pisces et Cyclostomata) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 170 (6): 63 S.
- Früh D., Stoll S. & Haase P. (2012a): Physicochemical and morphological degradation of stream and river habitats increases invasion risk. *Biological Invasions* 14 (11): 2243–2253. DOI: [10.1007/s10530-012-0226-9](https://doi.org/10.1007/s10530-012-0226-9)
- Früh D., Stoll S. & Haase P. (2012b): Physico-chemical variables determining the invasion risk of freshwater habitats by alien mollusks and crustaceans. *Ecology and Evolution* 2(11): 2843–2853
- Funk A., Tschikof M., Grüner B., Böck K., Hein T. & Bondar-Kunze E. (2021): Analysing the potential to restore the multi-functionality of floodplain systems by considering ecosystem service quality, quantity and trade-offs. *River Research and Applications* 37 (2): 221–232
- Garner T. W., Perkins, M. W., Govindarajulu P., Seglie D., Walker S., Cunningham A. A. & Fisher M. C. (2006): The emerging amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* globally infects introduced populations of the North American bullfrog, *Rana catesbeiana*. *Biol. Lett.* 2: 455–459
- Gaye-Siessegger J., Bader S., Haberbosch R. & Brinker A. (2022). Spread of invasive Ponto-Caspian gobies and their effect on native fish species in the Neckar River (South Germany). *Aquatic Invasions* 17(2): 207–223. DOI: <https://doi.org/10.3391/ai.2022.17.2.05>
- Geiler N. (2022): Woran das Gebot zur Bürgerbeteiligung bei der WRRL-Umsetzung scheitert. *Wasserwirtschaft* 6: 4 S.
- Geist J. (2021): Editorial: Green or red: Challenges for fish and freshwater biodiversity conservation related to hydropower. *Aquat. Conserv.* 31(7): 1551–1558. DOI: [10.1002/aqc.3597](https://doi.org/10.1002/aqc.3597)
- Gelmar C., Pätzold F., Grabow K. & Martens A. (2006): Der Kalikokrebs *Orconectes immunis* am nördlichen Oberrhein. Ein neuer amerikanischer Flusskrebs breitet sich schnell in Mitteleuropa aus. *Lauterbornia* 56: 15–25
- Gerber E., Krebs C., Murrell C., Moretti M., Rocklin R. & Schaffner U. (2008): Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biol. Cons.* 141: 646–654
- Gerecke R. & Franz H. (2006): Quellen im Nationalpark Berchtesgaden. Nationalpark Berchtesgaden. Forschungsbericht 51. 272 S.
- Gerecke R., Martin P. & Gledhill T. (2018): Water mites (Acari, Parasitengona, Hydrachnidia) as inhabitants of groundwater-influenced habitats – considerations following an update of Limnofauna Europaea. *Limnologica* 69: 91–93
- Gerecke R., Martin P., Walzberg C. & Walisch T. (2022): Verbreitungsatlas der Wassermilben des Großherzogtums Luxemburg. *Ferrantia* 85: 175
- Gerisch M. (2014): Non-random patterns of functional redundancy revealed in ground beetle communities facing an extreme flood event. *Functional Ecology* 28 (6): 1504–1512. DOI: [10.1111/1365-2435.12272](https://doi.org/10.1111/1365-2435.12272)
- Gerken B. & Schwarz U. (1983): Moore und Sümpfe. Bedrohte Reste der Urlandschaft. Rombach. Freiburg. 107 S.
- Gerlach B., Dröschmeister R., Langgemach T., Borkenhagen K., Busch M., Hauswirth M., Heinicke T., Kamp J., Kart-

- häuser J., König C., Markones N., Prior N., Trautmann S., Wahl J. & Sudfeldt C. (2019): Vögel in Deutschland. Übersichten zur Bestandssituation. Dachverband Deutscher Avifaunisten e. V. Münster. 63 S.
- Gerner N. V., Nafu I., Winking C., Wencki K., Strehl C., Wortberg T., Niemann A., Anzaldua G., Lago M. & Birk S. (2018): Large-scale river restoration pays off: A case study of ecosystem service valuation for the Emscher restoration generation project. *Ecosystem Services* 30: 327–338. DOI: 10.1016/j.ecoser.2018.03.020
- Gerten D. & Adrian R. (2002): Species-specific changes in the phenology and peak abundance of freshwater copepods in response to warm summers. *Freshwater Biology* 47 (11): 2163–2173. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00970.x
- Geschke J., Vohland K., Bonn A., Dauber J., Gessner M. O., Henle K., Nieschulze J., Schmeller D., Settele J., Sommerwerk N. & Wetzel F. (2019): Biodiversitätsmonitoring in Deutschland. Wie Wissenschaft, Politik und Zivilgesellschaft ein nationales Monitoring unterstützen können. *GAIA—Ecological Perspectives for Science and Society* 28 (3): 265–270
- Gibert J. & Deharveng L. (2002): Subterranean Ecosystems: A Truncated Functional Biodiversity: This article emphasizes the truncated nature of subterranean biodiversity at both the bottom (no primary producers) and the top (very few strict predators) of food webs and discusses the implications of this truncation both from functional and evolutionary perspectives. *BioScience* 52 (6): 473–481
- Gillmann S. M., Hering D. & Lorenz A. W. (2023): Habitat development and species arrival drive succession of the benthic invertebrate community in restored urban streams. *Environmental Sciences Europe* 35 (1): 16. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00756-x>
- Glandt D. (2006): Praktische Kleingewässerkunde. Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 9. Laurenti-Verlag. Bielefeld. 200 S.
- Gläser J. (2005): Untersuchungen zur historischen Entwicklung und Vegetation mitteldeutscher Auenwälder. Dissertationsschrift der TU Dresden, Fakultät für Umweltwissenschaften. 163 S.
- GMC – Greifswald Moor Centrum (2022): Informationspapier des Greifswald Moor Centrum zu Photovoltaik-Anlagen auf Moorböden. 6 S.
- Görn S. & Fischer K. (2011): Niedermoore Nordostdeutschlands bewerten. Vorschlag für ein faunistisches Bewertungsverfahren. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43(7): 211–217
- Goertzen D. & Suhling F. (2013): Promoting dragonfly diversity in cities: major determinants and implications for urban pond design. *Journal of Insect Conservation* 17: 399–409. DOI: 10.1007/s10841-012-9522-z
- Gottwald S., Albert C. & Fagerholm N. (2022): Combining sense of place theory with the ecosystem services concept: empirical insights and reflections from a participatory mapping study. *Landscape Ecology* 37: 633–655. DOI: 10.1007/s10980-021-01362-z
- Griebler C. & Avramov M. (2015): Groundwater ecosystem services: a review. *Freshwater Science* 34 (1): 355–367. DOI: 10.1086/679903
- Griebler C., Brielmann H., Haberer C. M., Kaschuba S., Kellermann C., Stumpp C., Hegler F., Kuntz D., Walker-Hertkorn S. & Lueders T. (2016): Potential impacts of geothermal energy use and storage of heat on groundwater quality, biodiversity, and ecosystem processes. *Environmental Earth Sciences* 75 (NA): 1391. DOI: 10.1007/s12665-016-6207-z
- Griegel A. (2008): Effects of the summer flood 1997 on the collembolan and gamasid fauna in a Lower Oder Valley floodplain. *Peckiana* 5: 105–114
- Gronchi E., Straile D., Diehl S., Jöhnk K. D. & Peeters F. (2023): Impact of Climate Warming on Phenological Asynchrony of Plankton Dynamics across Europe. *Ecology Letters* 26: 717–723. DOI: 10.1111/ele.14190
- Grossmann M. & Dietrich O. (2012): Interated Economic-Hydrologic Assessment of Water Management Options for Regulated Wetlands Under Conditions of Climate Change: A Case Study from the Spreewald (Germany). *Water Resource Management* 26: 2081–2108. DOI: 10.1007/s11269-012-0005-5
- Grüneberg B., Ostendorp W., Leßmann D., Wauer G. & Nixdorf B. (2009): Restaurierung von Seen und Renaturierung von Seeufern. In: Zerbe S. & G. Wiegler (Hrsg.), *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. Heidelberg. Spektrum Akademischer Verlag: 125–151
- Grüner J., Berens A. & Delb H. (2020): Die Ahorn-Rußbrindenkrankheit in Südwestdeutschland. Gefahren, Prognose und Empfehlungen. *Waldschutz-Info* 2. 8 S.
- Güde H. & Straile D. (2016): Bodensee. Ökologie und anthropogene Belastungen eines tiefen Voralpensees. Schweizerbart. Stuttgart. 42 S.
- Günther J. & Assmann T. (2005): Restoration ecology meets carabidology: effects of floodplain restitution on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Biodiversity and Conservation* 14: 1583–1606. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0531-4>
- Günzl H. (2013): Die Rückkehr des Federsees (Baden-Württemberg) vom algentrüben zum pflanzenreichen Flachsee. *Jahreshefte der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg* 169: 173–194
- Haase P., Hering D., Jähnig S. C., Lorenz A. W. & Sundermann A. (2013): The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: A comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia* 704: 475–488. DOI: 10.1007/s10750-012-1255-1
- Haase P., Pilotto F., Li F., Sundermann A., Lorenz A. W., Tonkin J. D. & Stoll S. (2019): Moderate warming over the past 25 years has already reorganized stream invertebrate communities. *Science of the Total Environment* 658: 1531–1538. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.234
- Haase P., Bowler D. E., Baker N. J., Bonada N., Domisch S., Garcia Marquez J. R., Heino J., Hering D., Jähnig S. C., Schmidt-Kloiber A., Stubbington R., Altermatt F., Alvarez-Cabria M., Amatulli G., Angeler D. G. et al. (2023): The recovery of European freshwater biodiversity has come to a halt. *Nature* 620(7974): 582–588. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06400-1>
- Härdtle W., Bergmeier E., Fichtner A., Heinken T., Hölzel N., Remy D., Schneider S., Schwabe A., Tischew S. &

- Dierschke H. (2020): Pflanzengesellschaft des Jahres 2021: Hartholz-Auenwald (Ficario-Ulmetum). Göttingen. *Tuexenia* 40: 373–399. DOI: 10.14471/2020.40.007
- Haesloop U. (2010): Funktionskontrolle Flachwasserzone Rönnebecker Sand, Weser. Gewässerfauna. Endbericht. Untersuchungs-jahr 2009. Bremen. 33 S.
- Hahn H. J. (2006): A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats: The GW-Fauna-Index. *Limnologica* 36 (2): 119–137. DOI: 10.1016/j.limno.2006.02.001
- Hahn H. J. & Fuchs A. (2009): Distribution patterns of groundwater communities across aquifer types in southwestern Germany. *Freshwater Biology* 54: 848–860. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2008.02132.x
- Hahn H. J., Matzke D., Kolberg A. & Limberg A. (2013): Untersuchungen zur Fauna des Berliner Grundwassers. Erste Ergebnisse. *Brandenburg. geowiss. Beitr.* 20 (1/2): 85–92
- Hahn H. J. (2015): Grundwasser – die Tiefsee des Festlandes. In: Diehl P., A. Imhoff & L. Möller (Hrsg.): Wissensgesellschaft Pfalz – 90 Jahre Pfälzische Gesellschaft zur Förderung der Wissenschaften. Schriftenreihe 1927–2015. Bd. 116. Verlag Regionalkultur: 119–134
- Hahn H. J., Schweer C. & Griebler C. (2018): Grundwasserökosysteme im Recht? Eine kritische Betrachtung zur rechtlichen Stellung von Grundwasserökosystemen. *Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie* 23 (3): 209–218. DOI: 10.1007/s00767-018-0394-3
- Hahn H. J. (2021): Lebensraum Grundwasser. In: Konold W., R. Böcker & U. Hampicke (Hrsg.): *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. 36. Erg. Wiley. Weinheim. 12 S.
- Haines-Young R. H. & Potschin M. B. (2018): *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) v.5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*. Fabis Consulting Ltd. Nottingham. 19 S.
- Hallmann C. A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H. & De Kroon H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS one* 12(10): e0185809. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Haltiner L., Zhang H., Anneville O., De Ventura L., DeWeber J. T., Hesselschwerdt J., Koss M., Rasconi S., Rothhaupt K.-O., Schick R., Schmidt B., Spaak P., Teiber-Siessegger P., Wessels M., Zeh M. et al. (2022): The distribution and spread of quagga mussels in perialpine lakes north of the Alps. *Aquatic Invasions* 17 (2): 153–173. DOI: 10.3391/ai.2022.17.2.02
- Hamel G. (1988): Nutzungsgeschichte, Sukzession und Habitatfunktion von Kleingewässern in der Agrarlandschaft. *Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg* 24(3): 67–79
- Handke K. (1982): Ergebnisse einjähriger Brutvogel-Untersuchungen in Hessens größtem Naturschutzgebiet. NSG »Kühkopf-Knoblochsau« – (Kreis Groß-Gerau). *Luscinia* 44(5/6): 269–302
- Hanna D. E. L., Tomscha S. A., Ouellet Dallaire C. & Bennett E. M. (2018): A review of riverine ecosystem service quantification: Research gaps and recommendations. *Journal of Applied Ecology* 55(3): 1299–1311. DOI:
- Hannig K. (Hrsg.) (2020): Zur Fauna und Flora einer Sandabgrabung bei Haltern-Flaesheim (Kreis Recklinghausen, Nordrhein-Westfalen). LWL-Museum für Naturkunde. *Abhandlungen* 94. Band. 720 S.
- Haubrock P. J. & Altrichter J. (2016): Newts in the nature reserve Dönche: Evaluation of diversity, breeding behaviour and threats due to a decline in habitat suitability. *Biologia* 71: 824–834. DOI: 10.1515/biolog-2016-0099
- Haubrock P. J., Balzani P., Hundertmark I. & Cuthbert R. N. (2021): Spatial and size variation in dietary niche of a non-native freshwater fish. *Ichthyology & Herpetology* 109 (2): 501–506. DOI: 10.1643/i2020099
- Haubrock P. J., Fohrer N., Hering D., Hollert H., Jähnig S., Merz B., Pahl-Wostl C., Schüttrumpf H., Tetzlaff D., Wesche K., Tockner K. & Haase P. (2022): Naturbasierte Lösungen verbessern Hochwasserschutz und Biodiversität. Policy-Brief der Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung 06/2022. 6 S.
- Haubrock P. J., Cuthbert R. N. & Haase P. (2023): Long-term trends and drivers of biological invasion in Central European streams. *Science of the Total Environment* 876: 162817. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162817>
- Haubrock P. J., Cuthbert R. N., Balzani P., Briski E., Cano-Barbacid C., De Santis, V., Hudgins E. J., Kouba A., Macêdo R. L., Kouramtidou M., Renault D., Rico-Sánchez A. E., Soto I., Toutain M., Tricarico E. & Tarkan A. S. (2024): Discrepancies between non-native and invasive species classifications. *Biological Invasions* 26: 371–384. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-023-03184-3>
- Haubrock P. J. & Soto I. (2023): Valuing the information hidden in true long-term data for invasion science. *Biological Invasions* 25: 2385–2394. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-023-03091-7>
- Hausmann B., Mehl D. & Iwanowski J. (2021): Forschungs- und Entwicklungsvorhaben des Bundesamtes für Naturschutz. Synergien des Nationalen Hochwasserschutzprogramms mit naturschutzfachlichen, gewässerökologischen und klimapolitischen Zielsetzungen. *Auenmagazin* 19: 5–8
- Havel J. E., Kovalenko K. E., Magela Thomaz S., Amalfitano S. & Kats L. B. (2015): Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia* 750: 147–170. DOI: 10.1007/s10750-014-2166-0
- Heger A., Becker J. N., Navas L. K. V. & Eschenbach A. (2021): Factors controlling soil organic carbon stocks in hardwood floodplain forests of the lower middle Elbe River. *Geoderma* 404: 115389. DOI:
- Heino J., Alahuhta J., Bini L. M., Cai Y., Heiskanen A.-S., Hellsten S., Kortelainen P., Kotamäki N., Tolonen K. T., Vihervaara P., Vilmi A. & Angeler D. G. (2021): Lakes in the era of global change: moving beyond single-lake thinking in maintaining biodiversity and ecosystem services. *Biological Reviews* 96 (1): 89–106. DOI: 10.1111/brv.12647
- Hemmerle H. & Bayer P. (2020): Climate Change Yields Groundwater Warming in Bavaria, Germany. *Frontiers in Earth Science* 13: 8. DOI: <https://doi.org/10.3389/feart.2020.575894>
- Henry M., Leung B., Cuthbert R. N., Bodey T. W., Ahmed D. A., Angulo E., Balzani P., Briski E., Courchamp F., Hulme P. E., Kouba A., Kourantidou M., Liu Ch., Macêdo

- R. L., Oficialdegui F. J. et al. (2023): Unveiling the hidden economic toll of biological invasions in the European Union. *Environmental Sciences Europe* 35(1), 1–16. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00750-3>
- Hering D., Schmidt-Kloiber A., Murphy J., Lücke S., Zamora-Munoz C., López-Rodríguez M. J., Huber T. & Graf W. (2009): Potential impact of climate change on aquatic insects: a sensitivity analysis for European caddisflies (Trichoptera) based on distribution patterns and ecological preferences. *Aquatic Sciences* 71(1): 3–14. DOI: 10.1007/s00027-009-9159-5
- Hering D., Borja A., Jones J. I., Pont D., Boets P., Bouchez A., Bruce K., Drakare S., Hänfling B., Kahlert M., Leese F., Meissner K., Mergen P., Reyjol Y., Segurado P. et al. (2018): Implementation options for DNA-based identification into ecological status assessment under the European Water Framework Directive. *Water Research* 138: 192–205. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.003>
- Hering D., Kaijser W., Enss J., Jadjewski C., Rust R. & Venohr M. (2022): Canoeing disturbs riverine benthic invertebrates, but effects are small compared to the impact of water power generation. *Limnologica* 94: 125965. DOI: 10.1016/j.limno.2022.125965
- Hermes J., Albert C. & von Haaren C. (2018): Assessing the aesthetic quality of landscapes in Germany. *Ecosystem Services* 31: 296–307. DOI: 10.1016/j.ecoser.2018.02.015
- Herrmann A., Stephan A. & Martens A. (2018): Erste Funde des Kalikokrebses *Faxonius immunis* in Hessen (Crustacea: Cambaridae). *Lauterbornia* 85: 91–94
- Herrmann A., Grabow K. & Martens A. (2022): The invasive crayfish *Faxonius immunis* causes the collapse of macroinvertebrate communities in Central European ponds. *Aquat Ecol* 56: 741–750. DOI: 10.1007/s10452-021-09935-5
- Hilt S., Van de Weyer K., Köhler A. & Chorus I. (2010): Submerged Macrophyte Responses to Reduced Phosphorus Concentrations in Two Peri-Urban Lakes. *Restoration Ecology* 18: 452–461. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2009.00577.x
- Hilt S., Köhler J., Adrian R., Monaghan M. T. & Sayer C. D. (2013): Clear, crashing, turbid and back – long-term changes in macrophyte assemblages in a shallow lake. *Freshwater Biology* 58 (10): 2027–2036. DOI: 10.1111/fwb.12188
- Hinterlang D. (1996): Quellbewertung Flora und Vegetation, erste Fortschreibung. *Crunoecia* 5: 241–253
- HMUKLV – Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2022): Lebendige Lahn. Ökosystemleistungen als ein Instrument zur Bewertung von Maßnahmen zur Gewässerentwicklung. Betrachtungen an ausgewählten Staustufen im Rahmen des Projektes LiLa Living Lahn. Koordinierungsstelle LiLa im Hessischen Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. 16 S.
- Hofmann W. (1986): Developmental history of the Großer Plöner See and the Schöhsee (north Germany): cladoceran analysis, with special reference to eutrophication. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 74: 259–287
- Hölting B. & Coldewey W. G. (2019): Hydrogeologie. Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie. Springer-Verlag, Heidelberg. 470 S. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-3-8274-2354-2\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-8274-2354-2_3)
- Hogg I. D. & Williams D. D. (1996): Modelling the potential responses of spring invertebrates to Global Climate Change. *Crunoecia* 5: 195–203
- Hornung L. K., Podschun S. A. & Pusch M. (2019): Linking ecosystem services and measures in river and floodplain management. *Ecosystems and People* 15 (1): 214–231. DOI: 10.1080/26395916.2019.1656287
- Hotzy R. (1996): Offene Fragen zur Auswertung und Bewertung der Ergebnisse der Quellerfassung in Bayern. *Crunoecia* 5: 281–286
- Huber E. (1977): Die Auenwälder des oberrheinischen Tieflandes – insbesondere ihre Überführung in Hochwald und deren betriebswirtschaftliche Folgen. *Forst und Holzwirt* 32: 1–7
- Huckstorf V., Lewin W.-C., Mehner T. & Wolter C. (2011): Impoverishment of YOY-fish assemblages by intense commercial navigation in a large Lowland river. *River Research and Applications* 27: 1253–1263. DOI: <https://doi.org/10.1002/rra.1420>
- Hughes F. M. R. (1997): Floodplain biogeomorphology. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 21 (4): 501–529. DOI: <https://doi.org/10.1177/030913339702100402>
- Hughes A. C. & Grumbine R. E. (2023): The Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework: what it does and does not do, and how to improve it. *Frontiers in Environmental Science*, 11:1281536. DOI: 10.3389/fenvs.2023.1281536
- IGB – Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (2015): Hand in Hand für eine nachhaltige Angel-fischerei. Ergebnisse und Empfehlungen aus fünf Jahren praxisorientierter Forschung zu Fischbesatz und seinen Alternativen. *Berichte des IGB* 28. 200 S.
- IGB – Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (2018): RESI – Anwendungshandbuch. Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten. *IGB-Berichte* 31. 187 S.
- IGB – Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (2022): Massenentwicklungen von Wasserpflanzen. Natürliches Phänomen oder ernstes Problem? *IGB Fact Sheet*. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei. Berlin. 7 S. DOI: <https://doi.org/10.4126/FRL01-006433958>
- IGB – Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (2023): Kleine Stillgewässer. Hotspots der Biodiversität – besonders wertvoll, aber stark bedroht. Handlungsoptionen für Schutz und Wiederherstellung. *IGB Dossier*. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei. Berlin. 16 S. DOI: <https://doi.org/10.4126/FRL01-006453532>
- IGKB – Internationale Gewässerkommission für den Bodensee (2015): KlimBo. Klimawandel am Bodensee. *IGKB. Blaue Reihe* 60: 1–133
- IKSR – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2020a): Wasservogel im internationalen Rheintal. Zahlen, Verbreitung und Trends. *Internationale Kommission zum Schutz des Rheins*. IKSR-Bericht 277. Koblenz. 122 S.
- IKSR – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2020b): Das Makrozoobenthos des Rheins 2018. *Internationale*

- tionale Kommission zum Schutz des Rheins. IKSR-Bericht 276. Koblenz. 47 S.
- IKSR – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2021): Die Biologie des Rheins. Synthesebericht zum Rhein-Messprogramm Biologie 2018/2019 und nationale Bewertungen gemäß WRRL. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. IKSR-Bericht 280. Koblenz. 57 S.
- Illies J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 46: 205–213
- Ionescu D., Bizic M., Karnatak R., Musseau C. L., Onandia G., Kasada M., Berger S. A., Nejstgaard J. C., Ryo M., Lischeid G., Gessner M. O., Wollrab S. & Grossart H. P. (2022): From Microbes to Mammals: Pond Biodiversity Homogenization Across Different Land-Use Types in an Agricultural Landscape. *Ecological Monographs* 92(3): e1523. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecm.1523>
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2018): The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. 894 S.
- Jacobs A., Carruthers M., Eckmann R., Yohannes E., Adams C. E., Behrmann-Godel J. & Elmer K. R. (2019): Rapid niche expansion by selection on functional genomic variation after ecosystem recovery. *Nature Ecology and Evolution* 3: 77–86. DOI: [10.1038/s41559-018-0742-9](https://doi.org/10.1038/s41559-018-0742-9)
- Jane S. F., Hansen G. J. A., Kraemer B. M., Leavitt P. R., Mincer J. L., North R. L., Pilla R. M., Stetler J. T., Williamson C. E., Woolway R. I., Arvola L., Chandra S., DeGasperi C. L., Diemer L., Dunalska J. et al. (2021): Widespread deoxygenation of temperate lakes. *Nature* 594 (7861): 66–70. DOI: [10.1038/s41586-021-03550-y](https://doi.org/10.1038/s41586-021-03550-y)
- Jähnig S. C., Carolli M., Dehnhardt A., Jardine T., Podschun S., Pusch M., Scholz M., Tharme R. E., Wantzen K. M. & Langhans S. D. (2022): Ecosystem services of river systems – Irreplaceable, undervalued, and at risk. In: Reference module in earth systems and environmental sciences (2nd ed.). Elsevier. 424–435. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00129-8>
- Janssen A., Hunger H., Konold W., Pufal G. & Staab M. (2018): Simple pond restoration measures increase dragonfly (Insecta: Odonata) diversity. *Biodivers Conserv* 27: 2311–2328. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1539-5>
- Januschke K., Hörren T., Jacobs G. & Schmitt M. (2016a): Rückkehr einer streng geschützten Art. Die Flussuferwolfspinne *Arctosa cinerea* (Fabricius 1777) (Araneae: Lycosidae) in der Weseler Lippeaue, Nordrhein-Westfalen. *Elektronische Aufsätze der Biologischen Station im Kreis Wesel e. V.* 1: 1–10.
- Januschke K., Ledesma-Krist G., Scholz M., Gelhaus M., Stammel B. & Hering D. (2016b): Biologisches Auenmonitoring in Deutschland. *Auenmagazin* 10: 21–26.
- Januschke K. (2018): Effekte von Gewässerrenaturierungen auf aquatische und terrestrische Organismengruppen. *Angewandte Carabidologie* 12: 37–47.
- Januschke K., Hering D., Stammel B., Brunzel S., Scholz M., Rumm A., Sattler J., Foeckler F., Fischer-Bedtker C., Mackiej A. & Ehlert T. (2021): Renaturierungsmaßnahmen an Flussufern und in Auen. *Biozönotische Auenzustandsbewertung zur Erfolgskontrolle. Auenmagazin* 20: 20–28
- Jenny J.-P., Francus P., Normandeau A., Lapointe F., Perga M.-E., Ojala A., Schimmelmann A. & Zolitschka B. (2016): Global spread of hypoxia in freshwater ecosystems during the last three centuries is caused by rising local human pressure. *Global Change Biology* 22: 1481–1489. DOI: [10.1111/gcb.13193](https://doi.org/10.1111/gcb.13193)
- Jermaczek A., Pawlaczyk P. & Ruta R. (2019): The Fauna of Alkaline Fens. In: Wolejko L., P. Pawlaczyk & R. Stańko (Hrsg.) (2019): *Alkaline fens in Poland – diversity, resources, conservation*: 67–87. Naturalists' Club. Świebodzin
- Jeppesen E., Søndergaard M., Peder Jensen J., Havens K. E., Anneville O., Carvalho L., Coveney M. F., Deneke R., Dokulil M. T., Foy B., Gerdeaux D., Hampton S. E., Hilt S., Kangur K., Köhler J. et al. (2005): Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50: 1747–1771. DOI: [10.1111/j.1365-2427.2005.01415.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01415.x)
- JKI – Julius-Kühn-Institut (2021): Konzept für ein Biodiversitätsmonitoring in Kleingewässern der Agrarlandschaft in Deutschland. *Berichte aus dem Julius-Kühn-Institut, Themenheft Gewässer* 216. 63 S. DOI: [10.5073/20211216-081403](https://doi.org/10.5073/20211216-081403)
- Jochimsen M. C., Kümmerlin R. & Strailer D. (2013): Compensatory dynamics and the stability of phytoplankton biomass during four decades of eutrophication and oligotrophication. *Ecology letters* 16 (1): 81–89. DOI: [10.1111/ele.12018](https://doi.org/10.1111/ele.12018)
- Jöhnk K. D., Huisman J., Sharples J., Sommeijer B., Visser P. M. & Strooms J. M. (2008): Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology* 14: 495–512. DOI: [10.1111/j.1365-2486.2007.01510.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01510.x)
- Johnson M. S., Matthews E., Bastviken D., Deemer B., Du J. & Genovese V. (2021): Spatiotemporal methane emission from global reservoirs. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 126: 19. DOI: <https://doi.org/10.1029/2021JG006305>
- Joosten H., Gaudig G., Tanneberger F., Wichmann S. & Wichtmann W. (2016): Paludicultures: Sustainable productive use of wet and rewetted peatlands. In: Bonn A., T. Allott, M. Evans, H. Joosten & R. Stoneman (eds.), *Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice*. Cambridge University Press: 339–357
- Joosten H., Tanneberger F. & Moen A. (eds.) (2017): *Mires and peatlands of Europe: Status, distribution and conservation*. Schweizerbart Science Publishers. Stuttgart. 730 S.
- Jungbluth J. H. (1973): Zur Verbreitung und Ökologie von *Bythinella dunkeri compressa* (Frauenfeld 1856) (Mollusca: Prosobranchia). *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie. Verhandlungen* 18: 1576–1585
- Kail J., Brabec K., Poppe M. & Januschke K. (2015): The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: a meta-analysis. *Ecological Indicators* 58 (NA): 311–321. DOI: [10.1016/j.ecolind.2015.06.011](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.011)
- Kail J., Palt M., Lorenz A. & Hering D. (2021): Woody buffer effects on water temperature: The role of spatial configura-

- tion and daily temperature fluctuations. *Hydrological Processes* 35 (1): e14008. DOI: 10.1002/hyp.14008
- Kakouei K., Kraemer B. M., Anneville O., Carvalho L., Feuchtmayr H., Graham J. L., Higgins S., Pomati F., Rudstam L. G., Stockwell J. D., Thackeray S. J., Vanni M. J. & Adrian R. (2021): Phytoplankton and cyanobacteria abundances in mid-21st century lakes depend strongly on future land use and climate projections. *Global Change Biology* 27 (24): 6409–6422. DOI: 10.1111/gcb.15866
- Kaletka T. (1996): Die Problematik der Sölle (Kleinhohlformen) im Jungmoränengebiet Nordostdeutschlands. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg Sonderheft »Sölle«*: 4–12
- Kaletka T., Rudat C. & Quast J. (2001): »Potholes« in North-east German agro-landscapes: functions, land use impacts, and protection strategies. In: Tenhunen, J. D., R. Lenz & R. Hantschel (eds.), *Ecosystem Approaches to Landscape Management in Central Europe*. *Ecological Studies* 147: 291–298. DOI: 10.1007/978-3-662-04504-6\_18
- Kaletka T. & Rudat C. (2006): Hydrogeomorphic types of glacially created kettle holes in North-East Germany. *Limnologia* 36 (1): 54–64. DOI: 10.1016/j.limno.2005.11.001
- Karstens S., Inácio M. & Schernewski G. (2019): Expert-Based Evaluation of Ecosystem Service Provision in Coastal Reed Wetlands Under Different Management Regimes. *Frontiers in Environmental Science* 7 (63): 1–16. DOI: 10.3389/fenvs.2019.00063
- Kirillin G., Shatwell T. & Kasprzak P. (2013): Consequences of thermal pollution from a nuclear plant on lake temperature and mixing regime. *Journal of Hydrology* 496 (NA): 47–56. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2013.05.023
- Klafs G. & Schmidt H. (1967): Fragen der Reliefmelioration durch Beseitigung von Ackerhohlformen in Mecklenburg. *Heimatkundliches Jahrbuch des Bezirkes Neubrandenburg* 2: 145–154
- Klauer B., Manstetten R., Petersen T., Schiller J. (2016): *Sustainability and the Art of Long-Term Thinking*. Routledge. London. 230 S.
- Klimkowska A., Goldstein K., Wyzomirski T., Kozub L., Wilk M., Aggenbach C., Bakker J. P., Belting H., Beltman B., Blüml V., De Vries Y., Geiger-Udod B., Grootjans A. P., Hedberg P., Jager H. J. et al. (2019): Are we restoring functional fens? The outcomes of restoration projects in fens re-analysed with plant functional traits. *PLoS ONE* 14 (4): 22. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215645>
- Klotz F., Kitzinger K., Ngugi D. K., Büsing P., Littman S., Kuypers M. M., Schink B. & Pester M. (2022): Quantification of archaea-driven freshwater nitrification from single cell to ecosystem levels. *ISME J* 16(6): 1647–1656. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41396-022-01216-9>
- Knott J., Mueller M., Pander J. & Geist J. (2023): Bigger than expected: Species- and size-specific passage of fish through hydropower screens. *Ecological Engineering* 188: 106883. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106883>
- Köhler J., Hilt S., Adrian R., Nicklisch A., Kozerski H. P. & Walz N. (2005): Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading. *Freshwater Biology* 50 (10): 1639–1650. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2005.01430.x
- Korte E., Gregor T., Heigl E. & König A. (2010): Aquatische Makrophyten der Altarme von Rhein und Main in Hessen. *Botanik und Naturschutz in Hessen* 23: 9–34
- Kowalski T., Schumacher J. & Kehr R. (2010): Das Eschensterben in Europa. Symptome, Erreger und Empfehlungen für die Praxis. In: *Jahrbuch der Baumpflege*. Haymarket Media. Braunschweig: 184–195
- Kraemer B. M., Mehner T. & Adrian R. (2017): Reconciling the opposing effects of warming on phytoplankton biomass in 188 large lakes. *Scientific Reports* 7: 10762. DOI: 10.1038/s41598-017-11167-3
- Kretz L., Bondar-Kunze E., Hein T., Richter R., Schulz-Zunkel C., Seele-Dilbat C., Van Der Plas F., Vieweg M. & Wirth C. (2021): Vegetation characteristics control local sediment and nutrient retention on but not underneath vegetation in floodplain meadows. *PLOS ONE* 16 (12): e0252694. DOI: 10.1371/journal.pone.0252694
- Kreyling J., Tanneberger F., Jansen F., van der Linden S., Aggenbach C., Blüml V., Couwenberg J., Emsens W.-J., Joosten H., Klimkowska A., Kotowski W., Kozub L., Lennartz B., Liczner Y., Liu H. et al. (2021): Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. *Nature Communications* 12 (1): 5693. DOI: 10.1038/s41467-021-25619-y
- Kröger B., Selmečzy G. B., Casper P., Soininen J. & Padišák J. (2023): Long-term Phytoplankton Community Dynamics in Lake Stechlin (North-east Germany) under Sudden and Heavily Accelerating Eutrophication. *Freshwater Biology* 68 (5): 737–751. DOI: 10.1111/fwb.14060
- Krüger K. (1996): Zur Typisierung und Registratur von Quellbereichen im Lande Brandenburg. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 3: 4–9
- Krüger F. & Baufeld R. (2015): Schadstoffinduzierte Probleme für die Fischerei und Landwirtschaft. In: Bauer R., M. Evers & S. Kofalk (Hrsg.): *Konzepte für eine nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft*. Band 3: Management und Renaturierung von Auen im Elbeinzugsgebiet. Weißensee Verlag. Berlin: 478–500
- Külköylüoğlu O. (2013): Diversity, distribution and ecology of nonmarine Ostracoda (Crustacea) in Turkey: application of pseudorichness and cosmoecious species concepts. *Recent Research Development in Ecology* 4: 1–18
- Küster H. (2010): *Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. Von der Eiszeit bis zur Gegenwart*. 2. Aufl. C. H. Beck. München. 448 S.
- Kupilas B., Hering D., Lorenz A. W., Knuth C. & Gücker B. (2017): Hydromorphological restoration stimulates river ecosystem metabolism. *Biogeosciences* 14 (7): 1989–2002. DOI: 10.5194/bg-14-1989-2017
- Lacombe J. (2020): Insektensterben – auch in unseren Flüssen und Bächen? *Natur in NRW* 48 (3): 33–39
- Lal R. (2008). Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B. Biological Sciences* 363(1492): 815–830. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2185>
- Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (1998): *Umweltatlas Wattenmeer: 1. Nordfriesisches und Dithmarscher Wattenmeer*. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart. 270 S.

- Lamers L. P. M., Vile M. A., Grootjans A. P., Acreman M. C., Van Diggelen R., Evans M. G., Richardson C. J., Rochefort L., Kooijman A. M., Roelofs J. G. M. & Smolders A. J. P. (2015): Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews* 90: 182–203. DOI: 10.1111/brv.12102
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2014): Citizen Science in der Naturschutzarbeit. Natur-Apps machen Bürgerbeteiligung möglich. In: Jahresbericht. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. S. 78–79
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (2017): Entscheidungshilfe zur Auswahl von zielführenden hydromorphologischen Maßnahmen an Fließgewässern. Handlungsanleitung. LANUV-Arbeitsblatt 32: 55 S. + Anlagen
- LAU – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2001): Zustand und Eigenschaften der Auenböden sowie deren ökologische Eigenschaften nach Deichrückbau. Endbericht. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. 123 S.
- LAU – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2011): NATURA verbunden. Einfluss von Neobiota auf geschützte Arten und Lebensräume. Broschüre. 68 S.
- Laufer H. (1999): Die Roten Listen der Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs (3. Fassung, Stand 31.10.1998). Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 73: 103–134
- LAVES – Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2023): Rote Liste der Süßwasserfische, Rundmäuler und Krebse Niedersachsens. Information des Naturschutzes Niedersachsen 42(2): 81–132
- LAWA – Bund / Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1999): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Kulturbuch-Verlage. Schwerin/Berlin. 74 S.
- LAWA – Bund / Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2014): Nationales Hochwasserschutzprogramm. Kriterien und Bewertungsmaßstäbe für die Identifikation und Priorisierung von wirksamen Maßnahmen sowie ein Vorschlag für die Liste der prioritären Maßnahmen zur Verbesserung des präventiven Hochwasserschutzes beschlossen auf der Umweltministerkonferenz am 24. Oktober 2014 in Heidelberg. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Kiel. 9 S.
- LAWA – Bund / Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2016): Typspezifischer Flächenbedarf für die Entwicklung von Fließgewässern. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. LAWA-Verfahrensempfehlung, Anwenderhandbuch. 9 S.
- LAWA – Bund / Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2020): LAWA-BLANO Maßnahmenkatalog (WRRL, HWRMRL, MSRL). Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung. 60 S.
- LAWA – Bund / Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2021): Kosten der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Ergebnis einer Kostenabschätzung bearbeitet im Auftrag der LAWA-VV von den Mitgliedern des LAWA-Expertenkreises »Wirtschaftliche Analyse«. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Abschlussbericht des LAWA-Expertenkreises »Wirtschaftliche Analyse«. 10 S.
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser & UBA – Umweltbundesamt (2020): Bundestaxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (BTL) – Stand Mai 2020. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser; Umweltbundesamt. Elektronische Veröffentlichung auf [gewaesser-bewertung.de](http://gewaesser-bewertung.de). Download am 27.06.2023
- LBV – Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. V. (2007): Optimierung von Kalktuffquellen und des Umfelds in der Frankenalb. LIFE-Natur-Projekt. Druck-Service Haider. Roth. 20 S.
- Leese F., Sander M., Buchner D., Elbrecht V., Haase P. & Zizka V. M. A. (2021): Improved freshwater macroinvertebrate detection from eDNA through minimized non-target amplification. *Environmental DNA* 3:261–276. DOI: 10.1002/edn3.177
- Le Hen G., Balzani P., Haase P., Kouba A., Liu C., Nagelkerke L. A. J., Theissen N., Renault D., Soto I. & Haubrock, P. J. (2023): Alien species and climate change drive shifts in a riverine fish community and trait compositions over 35 years. *Science of The Total Environment* 867: 161486. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161486>
- Lehmitz R. (2014): The oribatid mite community of a German peatland in 1987 and 2012 – effects of anthropogenic desiccation and afforestation. *Soil Organisms* 86: 131–145
- Leopoldina (2024): Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina: Klima – Wasserhaushalt – Biodiversität: für eine integrierende Nutzung von Mooren und Auen. Halle (Saale), 128 S. [https://doi.org/10.26164/leopoldina\\_03\\_01185](https://doi.org/10.26164/leopoldina_03_01185)
- Leps M., Tonkin J. D., Dahm V., Haase P. & Sundermann A. (2015): Disentangling environmental drivers of benthic invertebrate assemblages: the role of spatial scale and riverscape heterogeneity in a multiple stressor environment. *Science of the Total Environment* 536: 546–556. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.083>
- Lessel T., Marx M. T. & Eisenbeis G. (2011): Effects of ecological flooding on the temporal and spatial dynamics of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) and springtails (Collembola) in a polder habitat. *ZooKeys* (100): 421–446. DOI: 10.3897/zookeys.100.1538
- Leuven R. S. E. W., Van der Velde G., Baijens I., Snijders J., Van der Zwart C., Lenders H. J. R. & Bij de Vaate A. (2009): The river Rhine: a global highway for dispersal of aquatic invasive species. *Biological Invasions* 11 (9): 1989–2008. DOI: 10.1007/s10530-009-9491-7
- Lewerentz A. & Cabral J. S. (2021): Wasserpflanzen in Bayern. Der Blick auf den See verrät nicht, was unter der Oberfläche passiert. Mitteilungen der Fränkischen Geographischen Gesellschaft 67: 19–28
- Leyer I., (2015): Auswirkungen von Deichen auf die Grünlandvegetation in der Aue. In: Kofalk, S., M. Scholten, P. Faulhber, R. Baufeld, M. Kleinwächter & J. Kühlborn (Hrsg.): Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Band 2: Struktur und Dynamik der Elbe. Weißensee Verlag. Berlin: 228–237
- LfU – Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz (2000): Historischer Artenbestandsvergleich und Populationsentwick-

- lung der Grundwasserfauna der Umgebung von Aschafenburg unter Berücksichtigung schadstoffbelasteter Brunnen. Unveröff. Bericht für das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft
- LfU – Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz (2018): Gewässerschutz und Luftschadstoffe. 30 Jahre Monitoring versauerter Waldbäche in Rheinland-Pfalz. Mainz. 114 S.
- LfULG – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2022a): Schwermetalle in Auenböden der Vereinigten Mulde. Methodische Untersuchungen zur Ablagerung und räumlichen Verteilung von Schwermetallen in Auenböden der Vereinigten Mulde. Broschüre. 120 S.
- LfULG – Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2022b): Ökologische Funktionen von Gewässerrandstreifen für die Wasserrahmenrichtlinie. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Schriftenreihe Heft 12. 148 S.
- LfW – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2002): Untersuchungen zum Großmuschelsterben in oberbayerischen Seen. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Materialien 106: 1–51
- Lischeid G. & Kalettka T. (2012): Grasping the heterogeneity of kettle hole water quality in Northeast Germany. *Hydrobiologia* 689: 63–77. DOI: 10.1007/s10750-011-0764-7
- Lockwood J. L., Cassey P. & Blackburn T. (2005): The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in ecology & evolution* 20(5): 223–228. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.02.004>
- Lockwood J. E., Hoopes M. F. & Marchetti M. P. (2007): Invasion ecology. Blackwell Publishing. Malden, Massachusetts. 313 S.
- Lorenz M. (2008): Auswirkungen von Klimaveränderungen auf Bodenwasserhaushalt, Biomasseproduktion und Degradierung von Niedermooren im Spreewald. Dissertationsschrift der Technischen Universität Berlin. 125 S. + Anhang
- Lorenz A. W., Korte T., Sundermann A., Januschke K. & Haase P. (2012): Macrophytes respond to reach-scale river restorations. *Journal of Applied Ecology* 49 (1): 202–212. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02082.x>
- Lorenz A. W., Stoll S., Sundermann A. & Haase P. (2013): Do adult and YOY fish benefit from river restoration measures? *Ecological Engineering* 61: 174–181. DOI:
- Lorenz A. W., Haase P., Januschke K., Sundermann A. & Hering D. (2018): Revisiting restored river reaches – Assessing change of aquatic and riparian communities after five years. *Science of the Total Environment* 613–614: 1185–1195. DOI: 10.1007/s004360100462
- LUBW – Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (2015): Leitfaden Maßnahmenbegleitende Erfolgskontrolle an Fließgewässern. Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg. LUBW Referat 41 – Gewässerschutz. Verlagspublikation Umweltverwaltung Baden-Württemberg. Karlsruhe. 42 S.
- LUBW – Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (2017): Ökologisches Dauermonitoring an ausgewählten Grundwassermessstellen in Baden-Württemberg. Unveröff. Bericht für die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
- LUBW – Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (2018): Gewässerentwicklung und Gewässerbewirtschaftung in Baden-Württemberg. Teil 1 – Grundlagen und Vorgehensweise. Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg. Verlagspublikation Umweltverwaltung Baden-Württemberg. 30 S.
- LUBW – Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (2019a): Gewässerentwicklung und Gewässerbewirtschaftung in Baden-Württemberg. Teil 2 – Referenzstrecken. Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg. Verlagspublikation Umweltverwaltung Baden-Württemberg. 34 S.
- LUBW – Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (2019b): Gewässerentwicklung und Gewässerbewirtschaftung in Baden-Württemberg. Teil 3 – Maßnahmenplanung, -umsetzung, -unterhaltung. Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg. Verlagspublikation Umweltverwaltung Baden-Württemberg. 98 S.
- Lüderitz V., Speierl T., Langheinrich U., Völkl W. & Gersberg R. M. (2011): Restoration of the Upper Main and Rodach rivers – The success and its measurement. *Ecological Engineering* 37 (12): 2044–2055. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.07.010>
- LUGW – Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (2013): Die gewässer-morphologische Effektivität und Effizienz von Rückbaumaßnahmen an Fließgewässern. Verfahrensanleitung. Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz. LUGW-Bericht. Mainz. 52 S.
- Luthardt V. & Zeitz J. (Hrsg.) (2014): Moore in Brandenburg und Berlin. Natur+Text. Rangsdorf. 384 S.
- Lynch A. J., Arthur R. I., Baigun C., Claussen J. E., Kangur K., Koning A. A., Murchie K. J., Myers B. J. E., Stokes G. L., Tingley R. W., Youn S.-J. (2021): Societal Values of Inland Fishes. In: *Encyclopedia of Inland Waters* (2nd ed.): 475–490. DOI: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-819166-8.00030-x>
- Lynch A. J., Cooke S. J., Arthington A. H., Baigun C., Bossenbroek L., Dickens C., Harrison I., Kimirei I., Langhans S. D., Murchie K. J., Olden J. D., Ormerod S. J., Owuru M., Raghavan R., Samways M. J. et al. (2023): People need freshwater biodiversity. *WIREs Water*. 31. DOI: 10.1002/wat2.1633
- Mack L., de la Hoz C. F., Penk M., Piggott J., Crowe T., Hering D., Kaijser W., Aroviita J., Baer J., Borja A., Clark D. E., Fernández-Torquemada Y., Kotta J., Matthaei C. D., O’Beirn F. et al. (2022): Perceived multiple stressor effects depend on sample size and stressor gradient length. *Water Research* 226: 119260. Maier G., Hössler J. & Tessenow U. (1998): Succession of Physical and Chemical Conditions and of Crustacean Communities in Some Small, Man Made Water Bodies. *International Review of Hydrobiology* 83 (5–6): 405–418
- Martin, P. Gerecke R. & Cantonati M. (2015): Quellen. In: Brendelberger, H., P. Martin, M. Brunke & H. J. Hahn (eds.): *Grundwassergeprägte Lebensräume. Eine Übersicht über Grundwasser, Quellen, das hyporheische Interstitial und weitere Habitate*. *Limnologie aktuell*. Schweizerbart. Stuttgart. 83 S.

- Marx M. T., Guhmann P., Lessel T., Decker P. & Eisenbeis G. (2009): Die Anpassungen verschiedener Arthropoden (Araneae [Webspinnen]; Coleoptera: Carabidae [Laufkäfer]; Collembola [Springschwänze]; Diplopoda und Chilopoda [Tausend- und Hundertfüßer]) an Trockenheit und Überflutung. *Mitt. Pollichia* 94: 139–160
- Marvier M., Kareiva P. & Neubert M. G. (2004): Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Analysis: An International Journal* 24(4): 869–878
- Matern S., Emmrich M., Klefoth T., Wolter C., Nikolaus R., Wegener N. & Arlinghaus R. (2019a): Effect of recreational-fisheries management on fish biodiversity in gravel pit lakes, with contrasts to unmanaged lakes. *Journal of Fish Biology* 94: 865–881. DOI: <https://doi.org/10.1111/jfb.13989>
- Mathes J., Plambeck G. & Schaumburg J. (2005): Die Typisierung der Seen in Deutschland zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. In: Feld C. K., S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich (Hrsg.): *Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern, Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie*. *Limnologie aktuell*. Schweizerbart. Stuttgart. 8 S.
- Martens H. R., Laage K., Eickmanns M., Drexler A., Heinsohn V., Wegner N., Muster C., Diekmann M., Seeber E., Kreyling J., Michalik P., Tanneberger F. (2023): Paludiculture can support biodiversity conservation in rewetted fen peatlands. *Scientific Reports* 13:18091. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-023-44481-0>
- Matyssek R., Schnyder H., Oßwald W., Ernst D., Munch J. C. & Pretzsch H. (2012): *Growth and Defence in Plants*. Springer-Verlag. Berlin/Heidelberg. 457 S.
- Matzke D., Fuchs A., Stein H. & Hahn H. J. (2017): *Monitoring Grundwasserfauna Sachsen-Anhalt 2016 & 2017 – Referenzmonitoring und Biomonitoring Nitrat*. Landau/Pfalz; 69 S.
- McManamay R. A., George R., Morrison R. R. & Ruddell B. L. (2022): Mapping hydrologic alteration and ecological consequences in stream reaches of the conterminous United States. *Scientific Data* 9(1): 450. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01566-1>
- McIntyre P. B., Reidy Liermann C. A. & Revenga C. (2016): Linking freshwater fishery management to global food security and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113(45): 12880–12885. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1521540113>
- McGlenn D. J., Engel T., Blowes S. A., Gotelli N. J., Knight T. M., McGill B. J., Sanders N. J. & Chase J. M. (2020): A multiscale framework for disentangling the roles of evenness, density, and aggregation on diversity gradients. *Ecology* 102(2): e03233. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.3233>
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press. Washington, DC. 156 S.
- Mehl D., Scholz M., Schulz-Zunkel C., Kasperidus H. D., Born W. & Ehlert T. (2013): Analyse und Bewertung von Ökosystemfunktionen und -leistungen großer Flussauen. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 6 (9): 439–499
- Mehl D., Hoffmann T. G., Iwanowski J., Lüdecke K. & Thiele V. (2018): 25 years of restoration of the river Nebel (Mecklenburg): effects on the ecological status and on the regulative ecosystem services. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 62 (1): 6–24. DOI: [10.5675/HyWa\\_2018,1\\_1](https://doi.org/10.5675/HyWa_2018,1_1)
- Mehl D., Iwanowski J. & Hausmann B. (2019): Synergien des Nationalen Hochwasserschutzprogramms mit naturschutzfachlichen, gewässerökologischen und klimapolitischen Zielsetzungen. *Wasser und Abfall* 7/8: 59–61
- MELUND – Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (2017): *Auenprogramm für Schleswig-Holstein*. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein. 20 S.
- Menberg K., Bayer P., Zosseder K., Rumohr S. & Blum P. (2013): Subsurface urban heat islands in German cities. *Science of the Total Environment* 442: 123–133
- Meyerdirks J. & Schirmer M. (2003): Die Pastorengate. Entwicklung eines renaturierten Tidebiotops an der Unterweser. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 6: 107–123
- Michels C. (2008): Auswirkungen invasiver Neobiota auf die heimische Flora und Fauna. *Natur in NRW* 2: 60–63
- Milan M., Albrecht N., Peeters F., Wengrat S., Wessels M. & Straile D. (2022): Clockwise hysteresis of diatoms in response to nutrient dynamics during eutrophication and recovery. *Limnology & Oceanography* 67 (9): 2088–2100. DOI: [10.1002/lno.12190](https://doi.org/10.1002/lno.12190)
- Misteli B., Pannard A., Aasland E., Harpenslager S. F., Motitsoe S., Thiemer K., Llopis S., Coetzee J., Hilt S. & Köhler J. (2023): Short-Term Effects of Macrophyte Removal on Aquatic Biodiversity in Rivers and Lakes. *Journal of Environmental Management* 325: 42: 116442. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116442>
- MLR – Ministerium für ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg (2022): *Von Fischen, Fischern und Forschern. Ein Streifzug durch die Bodenseefischerei*. Ministerium für ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg. Stuttgart. 208 S.
- Möllenbeck V., Behrens M., Fartmann T., Hölzel N., Hübner T. & Kiel E.-F. (2011): Auswirkungen des Klimawandels auf die Biologische Vielfalt. *Natur in NRW* 4 (11): 15–19
- Mooij W. M., Hülsman S., De Senerpont Domis L. N., Nolet B. A., Bodelier P. L. E., Boers P. C. M., Pires L. M. D., Gons H. J., Ibelings B. W., Noordhuis R., Portielje R., Wolfstein K. & Lammens E. H. R. R. (2005): The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. *Aquatic Ecology* 39 (4): 381–400. DOI: [10.1007/s10452-005-9008-0](https://doi.org/10.1007/s10452-005-9008-0)
- Mooratlas (2023): *Mooratlas 2023. Daten und Fakten zu nasen Klimaschützern*. Bonifatius. Paderborn. 50 S.
- Müller C., Ellwanger G., Ssymank A., Braeckevelt E., Ersfeld M., Frederking W., Hauswirth M., Lehrke S., Ludwig M., Kluttig H., Neukirchen M., Raths U., Schröder N., Sukopp U., Vischer-Leopold M. et al. (2021): *Der nationale Bericht 2019 zu Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie – ein Überblick über die Ergebnisse*. *Natur und Landschaft* 96 (3): 129–138. DOI: [10.17433/3.2021.50153889.129-138](https://doi.org/10.17433/3.2021.50153889.129-138)
- MUEK – Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz (2012): *Niedersächsische Auenpro-*

- gramm. Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz. Hannover. 26 S.
- MUF – Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (2005): 10 Jahre Aktion Blau. Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz. Mainz. 220 S.
- MULEWF – Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz (2015): Aktion Blau Plus. Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz. Mainz. 154 S.
- MUNLV – Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2016): NRW-Leitfaden »Monitoring zur Erfolgskontrolle«. Empfehlungen zur Planung und Durchführung von Untersuchungen zur Erfolgskontrolle bei der Umsetzung von Maßnahmen nach EG-WRRL. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. 15 S.
- Murphy F., Schmieder K., Baastrup-Spohr L., Pedersen O. & Sand-Jensen K. (2018): Five decades of dramatic changes in submerged vegetation in Lake Constance. *Aquatic Botany* 144: 31–37
- Musseau C. L., Onandia G., Petermann J. S., Sagouis A., Lischeid G. & Jeschke J. M. (2022): Nonlinear effects of environmental drivers shape macroinvertebrate biodiversity in an agricultural pondscape. *Ecology and Evolution* 12: e9458. DOI: 10.1002/ece3.9458
- NABU – Naturschutzbund Deutschland (2012): Vogelparadies Wattenmeer. Naturschutzbund Deutschland (NABU) e. V. Berlin. 54 S.
- NABU – Naturschutzbund Deutschland (2021): Studie zu Insekten in Gewässerrandstreifen. NABU-Studie. Universität Duisburg-Essen. 25 S.
- Nagel K.-O. (2002): Muschel, Mensch und Landschaft. Zusammenhänge zwischen Landnutzung und Bestandsentwicklung bei Flussmuscheln. *Naturschutz und Landschaftsplanung. Zeitschrift für angewandte Ökologie* 34 (9): 261–269
- Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2015): Naturkapital und Klimapolitik. Synergien und Konflikte. Hrsg. von V. Hartje, H. Wüstemann und A. Bonn. Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ. Berlin/Leipzig. 216 S.
- Nava V., Chandra S., Aherne J., Alfonso M. B., Antão-Geraldes A. M., Attermeyer K., Bao R., Bartrons M., Berger S. A., Biernaczyk M., Bissen R., Brookes J. D., Brown D., Cañedo-Argüelles M., Canle M. et al. (2023): Plastic Debris in Lakes and Reservoirs. *Nature* 619(7969): 317–322. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06168-4>
- Nebel M. & Philippi G. (2000): Die Moose Baden-Württembergs. Eugen Ulmer. Stuttgart. 512 S.
- Nehring S. (2008): Gebietsfremde Arten in unseren Gewässern. Die Handlungsmaxime heißt Prävention. *Natur und Landschaft* 93(9/10): 434–437
- Nehring S. & Klingenstein F. (2008). Aquatic alien species in Germany – Listing system and options for action. In: W. Rabitsch, F. Essl & F. Klingenstein (eds.): *Biological Invasions – from Ecology to Conservation*. *NEOBIOTA* 7: 19–33
- Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W. & F. Essl (2013): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. *BfN-Skripten* 352, 204 S.
- NLWKN – Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2011): Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen. FFH-Lebensraumtypen und Biotoptypen mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen. Ästuar inklusive Biotope der Süßwasser-Tidebereiche. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Hannover. 20 S.
- Nguyen H. H. & Venohr M. (2021): Harmonized assessment of nutrient pollution from urban systems including losses from sewer exfiltration: A case study in Germany. *Environmental Science and Pollution Research* 28: 63878–63893. DOI: 10.1007/s11356-021-12440-9
- Noll W. (1939): Die Grundwasserfauna des Maingebietes. Mitteilungen aus dem naturwissenschaftlichen Museum der Stadt Aschaffenburg: 3–25
- Noll W. & Stammer H. J. (1953): Die Grundwasserfauna des Untermaingebietes von Hanau bis Würzburg mit Einschluss des Spessarts. *Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Museums der Stadt Aschaffenburg* 6: 1–77
- OECD – Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (2020): *OECD Review of Fisheries 2020*. OECD Publishing. Paris. 140 S. DOI: 10.1787/7946bc8a-en
- ÖKON – Gesellschaft für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH (2007): Untersuchungen zur Effizienzkontrolle des LIFE-Natur-Projekts »Optimierung von Kalktuffquellen und des Umfelds in der Frankenalb«. Endbericht – Kurzfassung. 47 S.
- Okruszko T., Duel H., Acreman M., Grygoruk M., Flörke M. & Schneider C. (2011): Broad-scale ecosystem services of European wetlands—overview of the current situation and future perspectives under different climate and water management scenarios. *Hydrological Sciences Journal* 56 (8): 1501–1517. DOI: 10.1080/02626667.2011.631188
- Olomski R. & Gerecke R. (2018): Hundert Jahre Wassermilbenforschung im Bremer Raum. Stabilität und Veränderung in einer diversen Gruppe wirbelloser Tiere. Eine Studie an Quellen, Bächen und kleinen Stillgewässern. *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen* 47: 603–649
- Onandia G., Maassen S., Musseau C. L., Berger S. A., Olmo C., Jeschke J. M. & Lischeid G. (2021): Key drivers structuring rotifer communities in ponds: insights into an agricultural landscape. *B. E. Beisner (Hrsg.): Journal of Plankton Research* 43 (3): 396–412. DOI: 10.1093/plankt/fbab033
- O'Reilly C. M., Sharma S., Gray D. K., Hampton S. E., Read J. S., Rowley R. J., Schneider P., Lenters J. D., McIntyre P. B., Kraemer B. M., Weyenmeyer G. A., Straile D., Dong B., Adrian R., Allan M. G. et al. (2015): Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters* 42 (24): 10773–10781. DOI: 10.1002/2015GL066235
- Ostendorp W., Schmieder K. & Jöhnk K. (2004): Assessment of human pressures and their hydromorphological impacts

- on lakeshores in Europe. *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology* 4 (4): 379–395
- Ott J. (1996): Zeigt die Ausbreitung der Feuerlibelle in Deutschland eine Klimaveränderung an? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 28 (2): 53–61
- Palt M., Hering D. & Kail J. (2023): Context-specific positive effects of woody riparian vegetation on aquatic invertebrates in rural and urban landscapes. *Journal of Applied Ecology* 60(6): 1010–1021. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14386>
- Pardey A., Christmann K.-H., Feldmann R., Glandt D. & Schlüpmann M. (2005): Die Kleingewässer. Ökologie, Typologie und Naturschutzziele. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 67 (3): 9–44
- Parmesan C., Morecroft M. D., Trisurat Y., Adrian R., Anshari G. Z., Arneth A., Gao Q., Gonzalez P., Harris R., Price J., Stevens N. & Talukdar G. H. (2022): Terrestrial and Freshwater Ecosystems and Their Services. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge University Press. Cambridge UK and New York, NY, USA: 197–377. DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/9781009325844.004>
- Pätzig M., Kalettka T., Glemnitz M. & Berger G. (2012): What governs macrophyte species richness in kettle hole types? A case study from Northeast Germany. *Limnologia* 42 (4): 340–354. DOI: [10.1016/j.limno.2012.07.004](https://doi.org/10.1016/j.limno.2012.07.004)
- Pätzig M., Kalettka T., Onandia G., Bella D. & Lischeid G. (2019): How much information do we gain from multiple-year sampling in natural pond research? *Limnologia* 80: 125728. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.125728>
- Paluska A. (1992): Geographie und geologische Vorgeschichte der norddeutschen Ästuar, erläutert am Beispiel der Elbe. *Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimafor-schung Hamburg* 19. 32 S.
- Patel K. K. (2009): Europäisierung wider Willen. Die Bundesrepublik Deutschland in der Agrarintegration der EWG, 1955–1973. Oldenbourg. München. 563 S.
- Peër G., Zinggrebe Y., Hauck J., Schindler S., Dittrich A., Zingg S., Tschardt T., Oppermann R., Sutcliffe L. M. E., Sirami C., Schmidt J., Hoyer C., Schleyer C. & Lakner S. (2017): Adding Some Green to the Greening: Improving the EU's Ecological Focus Areas for Biodiversity and Farmers: Evaluation of EU's ecological focus areas. *Conservation Letters* 10(5): 517–530. DOI: <https://doi.org/10.1111/conl.12333>
- Peeters F., Straile D., Lorke A. & Livingstone D. M. (2007): Earlier onset of the spring phytoplankton bloom in lakes of the temperate zone in a warmer climate. *Global Change Biology* 13 (9): 1898–1909. DOI: [10.1111/j.1365-2486.2007.01412.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01412.x)
- Petermeier A., Schöll F. & Tittizer T. (1996): Die ökologische und biologische Entwicklung der deutschen Elbe. Ein Literaturbericht. *Lauterbornia* 24: 1–95
- Pfarr U. (2014): Erfahrungen mit ökologischen Flutungen im Polder Altenheim. *Auenmagazin* 6: 9–13
- Pilotto F., Tonkin J. D., Januschke K., Lorenz A. W., Jourdan J., Sundermann A., Hering D., Stoll S. & Haase P. (2018): Diverging response patterns of terrestrial and aquatic species to hydromorphological restoration. *Conservation Biology* 33 (1): 132–141. DOI: [10.1111/cobi.13176](https://doi.org/10.1111/cobi.13176)
- Plieninger T., Dijks S., Oteros-Rozas E. & Bieling C. (2013): Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy* 33: 118–129. DOI: [10.1016/j.landusepol.2012.12.013](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.12.013)
- Plum N. M. (2005): Terrestrial invertebrates in flooded grassland: A literature review. *Wetlands* 25: 721–737. DOI: [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2005\)025](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2005)025)
- Poikane S., Salas Herrero F., Kelly M. G., Borja A., Birk S. & Van de Bund W. (2020): European aquatic ecological assessment methods: A critical review of their sensitivity to key pressures. *Science of The Total Environment* 740. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2020.140075](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140075)
- Poschod P. & Rosbakh S. (2018): Mudflat species: Threatened or hidden? An extensive seed bank survey of 108 fish ponds in Southern Germany. *Biological Conservation* 225: 154–163. DOI: [10.1016/j.biocon.2018.06.024](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.024)
- Pottgiesser T., Januschke K. & Müller A. (2020): Verfahrensempfehlung zur Erfolgskontrolle hydromorphologischer Maßnahmen in und an Fließgewässern – Handbuch. LAWA-Projekt O 8.18. 116 S.
- Pusch M. (2016): Auen. Quellen vielfältiger Dienstleistungen für den Menschen. *Auenmagazin* 9: 4–7
- Pusch, M. T., Podschun, S. A., Costea, G., Gelhaus, M. & Stammel, B. (2018): With RESI towards a more integrative management of large rivers and floodplains. *Danube News* 38(20): 6–10
- Pusch M. T., Podschun S. A., Albert C., Damm C., Dehnhardt A., Fischer C., Fischer H., Foeckler F., Gelhaus M., Gerstner L., Iwanowski J., Hoffmann T. G., Mehl D., Rayanov M., Ritz S. et al. (2019): Ökosystemleistungen von Flussauen bewerten: der RESI-Ansatz. *Auenmagazin* 16: 6–10
- Puttock A., Graham H. A., Ashe J., Luscombe D. J. & Brazier R. E. (2021): Beaver dams attenuate flow: A multi-site study. *Hydrological Processes* 35: 14017. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.14017>
- Pyšek P., Hulme P. E., Simberloff D., Bacher S., Blackburn T. M., Carlton J. T., Dawson W., Essl F., Foxcroft L. C., Genovesi P., Jeschke J. M., Kühn I., Liebhold A. M., Mandrak N. E., Meyerson L. A. et al. (2020): Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews* 95: 1511–1534. DOI: [10.1111/brv.12627](https://doi.org/10.1111/brv.12627)
- Radinger J., Matern S., Klefoth T., Wolter C., Feldhege F., Monk C. T. & Arlinghaus R. (2023): Ecosystem-Based Management Outperforms Species-Focused Stocking for Enhancing Fish Populations. *Science* 379(6635): 946–951. DOI: <https://www.doi.org/10.1126/science.adf0895>
- Randler C. (1995): Die Vogelwelt der Baggerseen bei Pleidelsheim und Kleiningersheim (Krs. Ludwigsburg). *Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg* 11: 93–138
- Rayanov M., Denhardt A., Glockmann M., Hartje V., Hirschfeld J., Lindow M., Sagebiel J., Thiele J. & Welling M. (2018): Der ökonomische Wert von Flusslandschaften für Naherholung – eine Zahlungsbereitschaftsstudie in vier Regionen Deutschlands. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 6: 410–422. DOI: [10.5675/HYWA\\_2018\\_6\\_4](https://doi.org/10.5675/HYWA_2018_6_4)

- Reeders H. H. & Bij de Vaate A. (1990): Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*): A New Perspective for Water Quality Management. *Hydrobiologia* 200/201: 437–450
- Reese M., Bedtke N., Gawel E., Klauer B., Köck W. & Möckel S. (2018): Wasserrahmenrichtlinie. Wege aus der Umsetzungsphase. Rechtliche, organisatorische und fiskalische Wege zu einer richtlinienkonformen Gewässerentwicklung am Beispiel Niedersachsens. *Nomos*. 248 S.
- Reichhoff L. & Zuppke U. (2009): Schutz und Revitalisierung von Auenaltwassern im Mittelelbegebiet. Zustandsbewertung der Fischvorkommen auf der Grundlage des Floodplain-Index und Handlungskonzeption. *Natur und Landschaft* 84(8): 366–371
- Remon J., Bower D. S., Gaston T. F., Clulow J. & Mahony M. J. (2016): Stable isotope analyses reveal predation on amphibians by a globally invasive fish (*Gambusia holbrooki*). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 26 (4): 724–735. DOI: 10.1002/aqc.2631
- Riedmüller U. (2005): Biodiversität der Quellbachfauna im Feldberggebiet (Hochschwarzwald). Im Auftrag des Regierungspräsidiums Freiburg. Büro für Nutzung und Ökologie der Binnengewässer (BNÖ). Freiburg
- Riepe C., Meyerhoff J., Fujitani M., Aas Ø., Radinger J., Kochalski S. & Arlinghaus R. (2019): Managing River Fish Biodiversity Generates Substantial Economic Benefits in Four European Countries. *Environmental Management* 63 (6): 759–776. DOI: 10.1007/s00267-019-01160-z
- Robinson C. T., Tockner K. & Ward J. V. (2002): The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47 (4): 661–677. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00921.x
- Roch S., Walter T., Ittner L. D., Friedrich, C. & Brinker A. (2019): A systematic study of the microplastic burden in freshwater fishes of south-western Germany – Are we searching at the right scale? *Science of the total environment* 689: 1001–11
- Rolauffs P., Stubauer I., Zahrádková S., Brabec K. & Moog O. (2004): Integration of the saprobic system into the European Union Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 516: 285–298. DOI: 10.1007/978-94-007-0993-5\_17
- Rosenbauer A. & Richling I. (2013): Wiederfunde zweier verschollener *Bythiospeum*-Arten in Baden-Württemberg und Neufunde von *Bythiospeum clessini posterum*. *Mitteilungen der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft* 88: 33–40
- Rosentreter J. A., Borges A. V., Deemer B. R., Holgerson M. A., Liu S., Song C., Melack J., Raymond P. A., Duarte C. M., Allen G. H., Olefeldt D., Poulter B., Battin T. I. & Eyre B. D. (2021): Half of global methane emissions come from highly variable aquatic ecosystem sources. *Nature Geoscience* 14 (4): 225–230. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00715-2>
- Russell D. J. (1994): Die Collembolenfauna in Auwäldern der Oberrheinebene – ein Beitrag zu Renaturierungsvorhaben. *Verhandlungen des 14. Internationalen Symposiums für Entomofaunistik in Mitteleuropa*: 397–406
- Russell D. J., Schick H. & Nähring D. (2002): Reactions of soil Collembolan communities to inundation in floodplain ecosystems of the Upper Rhine valley. In: Broll G., W. Merbach & E.-M. Pfeiffer (eds.): *Wetlands in Central Europe – Soil Organisms, Soil Ecological Processes and Trace Gas Emissions*. Springer Verlag. Berlin/Heidelberg/New York: 35–70
- Russell D. J. & Griegel A. (2006): Influence of variable inundation regimes on soil Collembola. *Pedobiologia* 50: 165–175
- Russell D. J. (2021): Schlussbericht zum Vorhaben Auwälder im Klimawandel. Teilprojekt Bodenbiologie. *Waldklimafonds*. FKZ 22WC411003. 66 S.
- Ruthsatz B. (2016): Flora und Vegetation nicht bewaldeter Quellgebiete in der Nordwest-Eifel von Rheinland-Pfalz – werden wir sie erhalten wollen und schützen können? *Mitteilungen der Pollichia* 97: 129–168
- Rutsch M., Rieckermann J., Cullmann J., Ellis B., Vollertsen J. & Krebs P. (2008): Towards a better understanding of sewer exfiltration. *Water Research* 42: 2385–2394. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.01.019>
- Sagerman J., Hansen J. P. & Wikström S. A. (2020): Effects of boat traffic and mooring infrastructure on aquatic vegetation: A systematic review and meta-analysis. *Ambio* 49: 517–530
- Sardain A., Sardain E. & Leung B. (2019): Global forecasts of shipping traffic and biological invasions to 2050. *Nature Sustainability* 2 (4): 274–282
- Sauer J., Domisch S., Nowak C. & Haase P. (2011): Low mountain ranges: summit traps for montane freshwater species under climate change. *Biodiversity and Conservation* 20(13): 3133–3146. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0140-y>
- Schaffrath, J. (2001): Vorkommen und spontane Ausbreitung der Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall) in Ost-Brandenburg. *Naturforsch. Landschaftspfl. Brandenburg* 10: 134–139
- Schaffrath U. (2011): Untersuchung der xylobionten Käferfauna im NSG Kühkopf-Knoblochsaue Karlswörth und Rindswörth 2008–2010. Im Auftrag der Hessischen Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz mit Unterstützung durch den Fraport-Umweltfonds, das Regierungspräsidium Darmstadt und das Forstamt Groß-Gerau. 141 S.
- Scheu S. & Poser G. (1996): The soil macrofauna (Diplopoda, Isopoda, Lumbricidae and Chilopoda) near tree trunks in a beechwood on limestone: indications for stemflow induced changes in community structure. *Applied Soil Ecology* 3 (2): 115–125. DOI: 10.1016/0929-1393(95)00079-8
- Scheunemann N. & Russell D. J. (2023): Hydrological regime and forest development have indirect effects on soil fauna feeding activity in Central European hardwood floodplain forests. *Nature Conservation* 53: 257–278. DOI: <https://doi.org/10.3897/natureconservation.53.106260>
- Schibalski A., Kleyer M., Maier M. & Schröder B. (2022): Spatiotemporally explicit prediction of future ecosystem service provisioning in response to climate change, sea level rise, and adaptation strategies. *Ecosystem Services* 54: 101414. DOI: 10.1016/j.ecoser.2022.101414
- Schilling E. G., Loftin C. S. & Huryn A. D. (2009): Macroinvertebrates as indicators of fish absence in naturally fishless lakes. *Freshwater Biology* 54: 181–202. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2008.02096.x
- Schindler H. (2004): Bewertung der Auswirkungen von Umweltfaktoren auf die Struktur und Lebensgemeinschaften

- von Quellen in Rheinland-Pfalz. Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft. Universität Kaiserslautern. Bericht 17. 203 S.
- Schindler S., Sebesvari Z., Damm C., Euller K., Mauerhofer V., Schneidergruber A., Biró M., Kanka R., Lauwaars S. G., Schulz-Zunkel C., van der Sluis T., Kropik M., Gasso V., Krug A. et al. (2014): Multifunctionality of floodplain landscapes: relating management options to ecosystem services. *Landscape Ecol* 29: 229–244. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9989-y>
- Schindler S., O'Neill F. H., Biró M., Damm C., Gasso V., Kanka R., van der Sluis T., Krug A., Lauwaars S. G., Sebesvari Z., Pusch M., Baranovsky B., Ehlert T., Neukirchen B., Martin J. R. et al. (2016): Multifunctional floodplain management and biodiversity effects: a knowledge synthesis for six European countries. *Biodiversity and Conservation* 25 (7): 1349–1382. DOI: [10.1007/s10531-016-1129-3](https://doi.org/10.1007/s10531-016-1129-3)
- Schindler H., Stein H. & Hahn H. J. (2017): Quellen im Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz. Bd. 15. 224 S.
- Schliewen U., Cerwenka A., Schedel F. & Weiss J. (2019): Erfassung und Dokumentation der genetischen Vielfalt deutscher Coregonenbestände (*Coregonus* spp.). Zoologische Staatssammlung München. 100 S.
- Schmidt S., Guerrero P. & Albert C. (2022): Advancing Sustainable Development Goals with localised nature-based solutions: Opportunity spaces in the Lahn river landscape, Germany. *Journal of Environmental Management* 309: 114696. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114696>
- Schmiedel D. (2010): *Fraxinus pennsylvanica* in den Auenwäldern der Mittel- und Oberelbe. Invasionsbiologie und ökologisches Verhalten im naturschutzfachlichen Kontext. Berliner Beiträge zur Ökologie 6. Weißensee Verlag. 206 S.
- Schmidt-Kloiber A. & Hering D. (2015): [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info) – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators* 53: 271–282. DOI: [10.1016/j.ecolind.2015.02.007](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.007)
- Schmieder K. (2004): European lake shores in danger – concepts for a sustainable development. *Limnologica* 34 (1–2): 3–14. DOI: [10.1016/S0075-9511\(04\)80016-1](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80016-1)
- Schnabel F., Purrucker S., Schmitt L., Engelmann R. A., Kahl A., Richter R., Seele-Dilbat C., Skiadaresis G. & Wirth, C. (2022): Cumulative growth and stress responses to the 2018–2019 drought in a European floodplain forest. *Global Change Biology* 28(5): 1870–1883. DOI: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/gcb.16028>
- Schneeweiß N. & Wolf M. (2009): Neozoen – eine neue Gefahr für die Reliktpopulationen der Europäischen Sumpfschildkröte in Nordostdeutschland. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 16 (2): 163–182
- Schöl A., Günster C., Krings W., Kirchesch V. & Rätz W. (2006): Zusammenhänge zwischen Sauerstoffhaushalt und Schwebstoffverteilung in der Unterems. Naturmessungen und Laboruntersuchungen. Vortrag auf dem Kolloquium der Bundesanstalt für Wasserbau, Dienststelle Hamburg und der Bundesanstalt für Gewässerkunde »Erfahrungsaustausch zur Untersuchung und Einschätzung von Transportprozessen in Ästuaren und Wattgebieten und zum Sedimenttransport in Tidegewässern« am 08.11.2006 in Hamburg
- Scholle J., Handke U. & Kundel W. (2003): Öffnung des Sommerpolders Vor- und Hinterwerder. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 6: 97–107
- Scholle J., Schuchardt B. & Kraft D. (2006): Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare. Gutachten im Auftrag der Bundesländer Niedersachsen und Schleswig Holstein. 95 S.
- Scholle J. & Schuchardt B. (2012): A fish-based index of biotic integrity – FAT-TW an assessment tool for transitional waters of the northern German estuaries. *Coastline Reports* 18: 1–73
- Scholz M. & Messner F. (2015): Auen als Rohstofflager. In: Kofalk, S., M. Scholten, P. Faulhaber, R. Baufeld, M. Kleinwächter & J. Kühlborn (Hrsg.): *Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Band 2: Struktur und Dynamik der Elbe*. Weißensee Verlag, Berlin: 166–171
- Schuchardt B., Schirmer M. & Jathe B. (1993): Vergleichende Bewertung des ökologischen Zustands der tidebeeinflussten Flussunterläufe Norddeutschlands. *Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege* 48: 137–152
- Schuchardt B. (2003): Die Wiederherstellung von tidebeeinflussten Lebensräumen: eine Übersicht. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 6: 7–17
- Schuchardt B., Scholle J., Schulze S. & Bildstein T. (2007): Vergleichende Bewertung der ökologischen Situation der inneren Ästuare von Eider, Elbe, Weser und Ems. Was hat sich nach 20 Jahren verändert. *Coastline Reports* 9: 15–26
- Schuller D., Brunken-Winkler H., Busch P., Förster M., Janiesch P., v. Lemm R., Niedringhaus R. & Strasser H. (2000): Sustainable land use in an agriculturally misused landscape in northwest Germany through ecotechnical restoration by a »Patch-Network-Concept«. *Ecological Engineering* 16 (1): 99–117. DOI: [10.1016/S0925-8574\(00\)00094-X](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00094-X)
- Schüller R. (2022): Besondere Bedeutung von Ufergehölzen zur Klima-Resilienz von Gewässern. Büro für Auen- und Gewässerentwicklung (AuGe). 42 S.
- Schulz-Zunkel C. & Krueger F. (2009): Trace metal dynamics in floodplain soils of the river Elbe – A review. *Journal of Environmental Quality* 38: 1349–1362. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0299>
- Schulz-Zunkel C., Seele-Dilbat C., Anlanger C., Baborowski M., Bondar-Kunze E., Brauns, M., Gapinski C. M., Gründling R., von Haaren C., Hein T., Henle K., Junge F. W., Kasperidus H. D., Koll K., Kretz L. et al. (2022): Effective restoration measures in river-floodplain ecosystems: Lessons learned from the »Wilde Mulde« project. *International review of hydrobiology* 107(1–2): 9–21. DOI: <https://doi.org/10.1002/iroh.202102086>
- Schwartz R. & Keller I. (2015): Partikelgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet. In: Bauer R., M. Evers & S. Kofalk (Hrsg.): *Konzepte für eine nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Band 3: Management und Renaturierung von Auen im Elbeeinzugsgebiet*. Weißensee Verlag, Berlin: 92–102
- Schweiger A. H., Audorff V. & Beierkuhnlein C. (2015): Salt in the wound: The interfering effect of road salt on acidified forest catchments. *Science of the Total Environment* 532: 595–604. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.034>

- Seebens H., Blackburn T. M., Dyer E. E., Genovesi P., Hulme P. E., Jeschke J. M., Pagad S., Pyšek P., Winter M., Arianooutsou M., Bacher S., Blasius B., Brundu G., Capinha C., Celesti-Grapow L. et al. (2017): No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8(1), 14435. DOI: <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>
- Seebens H., Briski E., Ghabooli S., Shiganova T., Maclsaac H. J. & Blasius B. (2019): Non-native species spread in a complex network: the interaction of global transport and local population dynamics determines invasion success. *Proceedings of the Royal Society* 286 (1901): 9. DOI: <https://dx.doi.org/10.6084/m9.figshare.c.4467431>
- Seebens H., Bacher S., Blackburn T. M., Capinha C., Dawson W., Dullinger S., Genovesi P., Hulme P. E., van Kleunen M., Kühn I., Jeschke J. M., Lenzner B., Liebhold A. M., Pattison Z., Pergl J. et al. (2021): Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. *Global Change Biology* 27 (5): 970–982. DOI: 10.1111/gcb.15333
- Seer F. K., Brunke M. & Schrautzer J. (2018): Mesoscale river restoration enhances the diversity of floodplain vegetation. *River Research and Applications* 34 (8): 1013–1023. DOI: 10.1002/rra.3330
- Seiffert R., Hesser F., Büscher A., Fricke B., Holzwarth I., Rudolph E., Sehili A., Seif G. & Winkel N. (2014): Auswirkungen des Klimawandels auf die deutsche Küste und die Ästuarie. Mögliche Betroffenheiten der Seeschiffahrtsstraßen und Anpassungsoptionen hinsichtlich der veränderten Hydrodynamik und des Salz- und Schwebstofftransports. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 36: 100. DOI: [http://doi.bafg.de/KLIWAS/2014/Kliwas\\_36\\_2014\\_3.02.pdf](http://doi.bafg.de/KLIWAS/2014/Kliwas_36_2014_3.02.pdf)
- Selmeczy G. B., Abonyi A., Krienitz L., Kasprzak P., Casper P., Teles A., Somogyvári Z. & Padišák J. (2019): Old Sins Have Long Shadows: Climate Change Weakens Efficiency of Trophic Coupling of Phyto- and Zooplankton in a Deep Oligo-Mesotrophic Lowland Lake (Stechlin, Germany)—a Causality Analysis. *Hydrobiologia* 831 (1): 101–17. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3793-7>
- Sendek A., Kretz L., Van der Plas F., Seele-Dilbat C., Schulz-Zunkel C., Vieweg M., Bondar-Kunze E., Weigelt A. & Wirth C. (2021): Topographical factors related to flooding frequency promote ecosystem multifunctionality of riparian floodplains. *Ecological Indicators* 132: 108312. DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.108312
- Serra-Llobet A., Jähnig S. C., Geist J., Kondolf G. M., Damm C., Scholz M., Lund J., Oppermann J. J., Yarnell S. M., Pawley A., Shader E., Cain J., Zingraff-Hamed A., Grantham T. E., Eisenstein W. et al. (2022): Restoring Rivers and Floodplains for Habitat and Flood Risk Reduction: Experiences in Multi-Benefit Floodplain Management from California and Germany. *Frontiers in Environmental Science* 9: 778568. DOI: 10.3389/fenvs.2021.778568
- Shackleton R. T., Shackleton C. M. & Kull C. A. (2019a): The role of invasive alien species in shaping local livelihoods and human well-being: A review. *Journal of Environmental Management* 229: 145–157. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.007>
- Shackleton R. T., Richardson D. M., Shackleton C. M., Bennett B., Crowley S. L., Dehnen-Schmutz K., Estévez R. A., Fischer A., Kueffer C., Kull C. A., Marchante E., Novoa A., Potgieter L. J., Vaas J., Vaz A. S., Larson B. M. (2019b): Explaining people's perceptions of invasive alien species: A conceptual framework. *Journal of Environmental Management* 229: 10–26. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.045>
- Sharma S., Blagrove K., Magnuson J. J., O'Reilly C. M., Oliver S., Batt R. D., Magee M. R., Straile D., Weyhenmeyer G. A., Winslow L. & Woolway R. I. (2019): Widespread loss of lake ice around the Northern Hemisphere in a warming world. *Nature Climate Change* 9 (3): 227–231
- Shatwell T., Thiery W. & Kirillin G. (2019): Future projections of temperature and mixing regime of European temperate lakes. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 23: 1533–1551. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-2018-588>
- Shupe H. A., Jensen K., Oldeland J. & Ludewig K. (2022): Droughts decrease and floods increase carbon sequestration rates of *Quercus robur* in hardwood floodplain forests. *Trees, Forests and People* 9: 13. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100294>
- Siepe A. (2006): Dynamische Überflutungen am Oberrhein. *Entwicklungs-Motor für die Auwaldfauna*. WSG Baden-Württemberg 10: 149–158
- Sinclair J. S., Mademann J. A., Haubrock P. J., Dietrich J. & Haase P. (2023): No effect of river restoration on aquatic biodiversity even after a decade of monitoring. *Restoration Ecology* 31: e13840. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.13840>
- Sinclair J. S., Welti E. A. R., Altermatt F., Aroviita J., Alvarez-Cabria M., Baker N. J., Barešová L., Barquín J., Bonacina L., Bonada N., Cañedo-Argüelles M., Csabai Z., de Eyto E., Dohet A., Dörflinger G. et al. (2024): Multi-decadal improvements in the assessed quality of European stream invertebrate communities are inconsistently reflected in biodiversity metrics. *Nature Ecology & Evolution*. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02305-4>
- SMUL – Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2018): Sächsisches Auenprogramm. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. Dresden. Broschüre. 75 S.
- Sorg M., Schwan H., Stenmans W. & Müller A. (2013): Ermittlung der Biomassen flugaktiver Insekten im Naturschutzgebiet Orbroicher Bruch mit Malaise Fallen in den Jahren 1989 und 2013. *Mitteilungen aus dem Entomologischen Verein Krefeld* 1: 1–5
- Soto I., Cuthbert R. N., Ricciardi A., Ahmed D. A., Altermatt F., Schäfer R. B., Gaït Archambaud-Suard, Bonada N., CañedoArgüelles M., Csabai Z., Datry T., Dick J. T. A., Floury M., Forio M. A. F., Forcellini M. et al. (2023): The faunal Ponto-Caspianization of central and western European waterways. *Biological Invasions* 25: 2613–2629
- Souty-Grosset C., Anastácio P. M., Aquiloni L., Banha F., Choquer J., Chucholl C. & Tricarico E. (2016): The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologia* 58: 78–93. DOI: 10.1016/j.limno.2016.03.003
- Späth V. (1985): Vogelwelt und Waldstruktur. Die Vogelgemeinschaften badischer Rheinauenwälder und ihre Beeinflussung durch die Forstwirtschaft. *Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg* 1: 7–56

- Spengler C. (2017): Die Auswirkungen anthropogener Temperaturerhöhungen auf die Crustaceengemeinschaften im Grundwasser. Versuch einer Prognose zur Klimaerwärmung und zu lokalen Wärmeeinträgen. Dissertationsschrift der Universität Koblenz-Landau. 213 S.
- Spengler C. & Hahn H. J. (2018): Thermostress. Ökologisch begründete, thermische Schwellenwerte und Bewertungsansätze für das Grundwasser. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 9: 521–525. DOI: <https://doi.org/10.3243/kwe2018.09.001>
- Srivastava D. S. & Vellend M. (2005): Biodiversity-Ecosystem Function Research: Is It Relevant to Conservation? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36 (1): 267–294. DOI: [10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152636](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152636)
- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten. Sachverständigenrat für Umweltfragen. Kohlhammer. Stuttgart und Mainz. 436 S.
- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (2015): Stickstoff. Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Sondergutachten. Sachverständigenrat für Umweltfragen. Berlin. 560 S.
- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (2020): Für eine entschlossene Umweltpolitik in Deutschland und Europa. Umweltgutachten 2020. Sachverständigenrat für Umweltfragen. Berlin. 556 S.
- StMLU – Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen & ANL – Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (1994): Lebensraumtyp Stehende Kleingewässer. Landschaftspflegekonzept Bayern. Band II.8. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen; Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. München. 233 S.
- Symmank L. & Raupach K. (2022): Weidenspreitlagen an Flussufern fördern Biodiversität, Selbstreinigung und Klimaschutz. *Wasser und Abfall* 24(7–8): 16–20. DOI: [10.1007/s35152-022-0788-5](https://doi.org/10.1007/s35152-022-0788-5)
- Stammel B. & Cyffka B. (2016): Das Begleitvorhaben MONDAU. In: Cyffka B., F. Binder & J. Ewald (Hrsg.): Neue dynamische Prozesse im Auenwald. Monitoring der Auenrenaturierung an der Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt. Landwirtschaftsverlag. Münster: 45–48
- Stammel B., Fischer C., Cyffka B., Albert C., Damm C., Dehnhardt A., Fischer H., Foeckler F., Gerstner L., Hoffmann T. G., Iwanowski J., Kasperidus H. D., Linnemann K., Mehl D., Podschun S. A. et al. (2021): Assessing land use and flood management impacts on ecosystem services in a river landscape (Upper Danube, Germany). *River Research and Applications* 37 (2): 209–220. DOI: [10.1002/rra.3669](https://doi.org/10.1002/rra.3669)
- Starke R., Müller M., Gaspar M., Marz M., Küsel K., Totsche K. U., von Bergen M. & Jehmlich N. (2017): Candidate *Brocadiales* dominates C, N and S cycling in anoxic groundwater of a pristine limestone-fracture aquifer. *Journal of Proteomics* 152: 153–160. DOI: [10.1016/j.jprot.2016.11.003](https://doi.org/10.1016/j.jprot.2016.11.003)
- Steffen D. & Rischbieter D. (1998): Trendbeobachtung über die Belastung von Gewässersedimenten mit Schwermetallen. Zeitraum 1986 bis 1996. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie. Hildesheim. 88 S.
- Steffen K., Becker T. & Leuschner C. (2014): Diversitätsverluste und floristischer Wandel in der Fließgewässervegetation seit 1950. *Natur und Landschaft* 89(9/10): 405–409
- Stein H., Griebler C., Berkhoff S., Matzke D., Fuchs A. & Hahn J. H. (2012): Stygoregions – a promising approach to a bioregional classification of groundwater systems. *Nature Scientific Reports* 2: 673. DOI: [10.1038/srep00673](https://doi.org/10.1038/srep00673)
- Steinmann P. (1915): *Praktikum der Süßwasserbiologie*. Bornträger. Berlin. 184 S.
- Stoffers T., Collas F. P. L., Buijse A. D., Geerling G. W., Jans L. H., van Kessel N., Verreth J. A. J. & Nagelkerke L. A. J. (2021): 30 years of large river restoration: How long do restored floodplain channels remain suitable for targeted rheophilic fishes in the lower river Rhine? *Science of the Total Environment* 755: 13. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142931>
- Stoltefaut T., Haubrock P. J., Welti E. A. R., Baker N. J. & Haase P. (2023): A long-term case study indicates improvements in floodplain biodiversity after river restoration. *Ecological Engineering* 198: 107143. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107143>
- Straile D. (2002): North Atlantic Oscillation synchronizes food-web interactions in central European lakes. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 269 (1489): 391–395. DOI: [10.1098/rspb.2001.1907](https://doi.org/10.1098/rspb.2001.1907)
- Straile D., Jochimsen M. C. & Kümmerlin R. (2013): The use of long-term monitoring data for studies of planktonic diversity: a cautionary tale from two Swiss lakes. *Freshwater Biology* 58 (6): 1292–1301. DOI: [10.1111/fwb.12118](https://doi.org/10.1111/fwb.12118)
- Straile D., Jochimsen M. C. & Kümmerlin R. (2015): Taxonomic aggregation does not alleviate the lack of consistency in analysing diversity in long-term phytoplankton monitoring data: a rejoinder to Pomati et al. (2015). *Freshwater biology* 60 (5): 1060–1067. DOI: [10.1111/fwb.12552](https://doi.org/10.1111/fwb.12552)
- Strätz C., Schmid J., Bail J. & Müller J. (2006): Auswirkungen von Überschwemmungsdynamik und forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt der bayerischen Donauwälder. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38 (3): 81–96
- Strayer D. L., Antonio C. M. D., Essl R., Fowler M. S., Geist J., Hilt S., Jarić I., Jöhnk K., Jones C. G., Lambin X., Latzka A. W., Pergl J., Pyšek P., Robertson P., von Schmalensee M. et al. (2017): Boom-bust dynamics in biological invasions: towards an improved application of the concept. *Ecology letters* 20 (10): 1337–1350
- Strobl K., Moning C. & Kollmann J. (2020): Positive trends in plant, dragonfly, and butterfly diversity of rewetted montane peatlands. *Restoration Ecology* 28 (4): 796–806. DOI: [10.1111/rec.12957](https://doi.org/10.1111/rec.12957)
- Sundermann A., Stoll S. & Haase P. (2011): River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecological Applications* 21 (6): 1962–1971. DOI: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21939037>
- Sundermann A., Antons C., Cron N., Lorenz A. W., Hering L. & Haase P. (2011): Hydromorphological restoration of running waters: effects on benthic invertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 56 (8): 1689–1702. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02599.x>

- Succow M. & Joosten H. (eds.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Berlin/Stuttgart. 622 S.
- Tamminga M. & Fischer E. K. (2020): Microplastics in a deep, dimictic lake of the North German Plain with special regard to vertical distribution patterns. *Environmental Pollution* 267: 115507. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115507>
- Tanneberger F., Schröder C., Hohlbein M., Lenschow U., Permien T., Wichmann S. & Wichtmann W. (2020): Climate change mitigation through land use on rewetted peatlands – cross-sectoral spatial planning for paludiculture in Northeast Germany. *Wetlands* 40: 2309–2320. DOI: [10.1007/s13157-020-01310-8](https://doi.org/10.1007/s13157-020-01310-8)
- Tanneberger F., Moen A., Barthelmes A., Lewis E., Miles L., Sirin A., Tegetmeyer C. & Joosten H. (2021): Mires in Europe – Regional diversity, condition and protection. *Diversity* 13: 381. DOI: <https://doi.org/10.3390/d13080381>
- Tanneberger F., Birr F., Couwenberg J., Kaiser M., Luthardt V., Nerger M., Pfister S., Oppermann R., Zeitz J., Beyer C., van der Linden S., Wichtmann W. & Närmann F. (2022): Saving soil carbon, greenhouse gas emissions, biodiversity and the economy: paludiculture as sustainable land use option in German fen peatlands. *Regional Environmental Change* 22(69): 15 S. DOI: [10.1007/s10113-022-01900-8](https://doi.org/10.1007/s10113-022-01900-8)
- Taupp T. & Wetzel M. A. (2019): Functionally similar but taxonomically different: Benthic communities in 1889 and 2006 in an industrialized estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 217: 292–300. DOI: [10.1016/j.ecss.2018.11.012](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.11.012)
- Thackeray S. J. (2012): Mismatch revisited: what is trophic mismatching from the perspective of the plankton? *Journal of Plankton Research* 34 (12): 1001–1010. DOI: [10.1093/plankt/fbs066](https://doi.org/10.1093/plankt/fbs066)
- Theissing K., Röder N., Allgeier S., Beermann A. J., Brühl C. A., Friedrich A., Michiels S. & Schwenk K. (2019): Mosquito control actions affect chironomid diversity in temporary wetlands of the Upper Rhine Valley. *Molecular Ecology* 28: 4300–4316. <https://doi.org/10.1111/mec.15214>
- Thiele J. & Otte A. (2008): Invasion patterns of *Heracleum mantegazzianum* in Germany on the regional and landscape scales. *Journal for Nature Conservation* 16: 61–71. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2007.08.002>
- Thiele, J., Isermann, M., Kollmann, J. & Otte, A. (2011): Impact scores of invasive plants are biased by disregard of environmental co-variation and non-linearity. *Neobiota* 10: 65–79
- Thiele J., von Haaren C. & Albert C. (2019): Are river landscapes outstanding in providing cultural ecosystem services? An indicator-based exploration in Germany. *Ecological Indicators* 101: 31–40. DOI: [10.1016/j.ecoind.2019.01.003](https://doi.org/10.1016/j.ecoind.2019.01.003)
- Thiele J., Albert C., Hermes J. & von Haaren C. (2020): Assessing and quantifying offered cultural ecosystem services of German river landscapes. *Ecosystem Services* 42: 101080. DOI: [10.1016/j.ecoser.2020.101080](https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101080)
- Thiemeyer G. (1999): Vom »Pool Vert« zur Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft. Europäische Integration, Kalter Krieg und die Anfänge der Gemeinsamen Europäischen Agrarpolitik 1950–1957. Oldenbourg Wissenschaftsverlag. München. 312 S.
- Thienemann A. (1924): Hydrobiologische Untersuchungen an Quellen. *Archiv für Hydrobiologie* 14: 151–190
- Thienemann A. (1949): Veränderungen in der Tierwelt unserer Quellen von 1918–1948. *Die Heimat* 56: 2–5
- Tittizer T. & Krebs, F.K. (1996): Ökosystemforschung. Der Rhein und seine Auen. Springer. Berlin/Heidelberg. 468 S.
- Tittizer T., Schöll F., Banning M., Haybach A. & Schleuter M. (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* 39: 1–72
- Topp W., Kappes H. & Rogers F. (2008): Response of ground-dwelling beetle (Coleoptera) assemblages to giant knotweed (*Reynoutria* spp.) invasion. *Biological Invasions* 10: 381–390. DOI: [10.1007/s10530-007-9137-6](https://doi.org/10.1007/s10530-007-9137-6)
- Trepel M., Pfadenhauer J., Zeitz J. & Jeschke J. (2017): Germany. In: Joosten H., F. Tanneberger & A. Moen (eds.): Mires and Peatlands of Europe: Status, Distribution and Conservation. Schweizerbart Science Publishers. Stuttgart: 413–424
- Tschikof M., Gericke A., Venohr M., Weigelhofer G., Bondar-Kunze E., Kaden U.S. & Hein T. (2022): The potential of large floodplains to remove nitrate in river basins – The Danube case. *Science of the Total Environment* 843 (NA): 156879. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2022.156879](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156879)
- UBA – Umweltbundesamt (2014): Entwicklung biologischer Bewertungsmethoden und -kriterien für Grundwasser-ökosysteme. Umweltbundesamt. Dessau. 153 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2017): Gewässer in Deutschland. Zustand und Bewertung. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 132 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2018): Dynamik der Klarwasseranteile in Oberflächengewässern und mögliche Herausforderungen für die Trinkwassergewinnung in Deutschland. UBA-Texte 59. 117 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2021a): Renaturierung von Fließgewässern, ein Blick in die Praxis. Abschlussbericht. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 103 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2021b): Ausgewählte Fachinformationen zur nationalen Wasserstrategie. Texte 86/2021. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 105 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2021c): Niedrigwasser, Dürre und Grundwasserneubildung. Bestandsaufnahme zur gegenwärtigen Situation in Deutschland, den Klimaprojektionen und den existierenden Maßnahmen und Strategien. UBA Texte 174. 43 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2022): Entwickeln von Anreizen für Paludikultur zur Umsetzung der Klimaschutzziele 2030 und 2050. Umweltbundesamt. Climate Change 44. Dessau-Roßlau. 139 S.
- Uhl A., Hahn H. J., Jäger A., Luftensteiner T., Siemensmeyer T., Doll P., Noack M., Schwenk K., Berkhoff S., Weiler M., Karwautz C. & Griebler C. (2022): Making waves: Pulling the plug-Climate change effects will turn gaining into losing streams with detrimental effects on groundwater quality. *Water Research* 220: 118649. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118649>
- Van Klink R., Bowler D. E., Gongalsky K. B., Swengel A. B., Gentile A. & Chase J. M. (2020): Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science* 368(6489): 417–420. DOI: [http://dx.doi.org/10.1126/science.aax9931](https://doi.org/10.1126/science.aax9931)

- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R. & Cushing C. E. (1980): The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37 (1): 130–137
- Vári Á., Podschun S. A., Erős T., Hein T., Pataki B., Iojă I.-C., Adamescu C. M., Gerhardt A., Gruber T., Dedić A., Ćirić M., Gavrilović B. & Báldi A. (2022): Freshwater systems and ecosystem services: Challenges and chances for cross-fertilization of disciplines. *Ambio* 51 (1): 135–151. DOI: 10.1007/s13280-021-01556-4
- Vaughn C. C. (2018): Ecosystem services provided by freshwater mussels. *Hydrobiologia* 810: 15–27. DOI: 10.1007/s10750-017-3139-x
- Vermaat J. E., Palt M., Piffady J., Putnins A. & Kail J. (2021): The effect of riparian woodland cover on ecosystem service delivery by river floodplains: a scenario assessment. *Ecosphere* 12 (8): e03716. DOI: 10.1002/ecs2.3716
- Vonlanthen P., Bittner D., Hudson A. G., Young K. A., Müller R., Lundsgaard-Hansen B., Roy D., Di Piazza S., Largiader C. R. & Seehausen O. (2012): Eutrophication causes speciation reversal in whitefish adaptive radiations. *Nature* 482: 357–362. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature10824>
- Von Fumetti S. (2014): Naturnahe Quellen und ihre Lebensgemeinschaften. Zehn Jahre Forschung im Röserental bei Liestal. *Regio Basiliensis* 55: 101–114
- Von Fumetti S. & Kaestli D. (2015): Wiederbesiedlung von Quellen im Südschwarzwald nach einem Austrocknungsereignis. *Handbuch Angewandte Limnologie*. 32. Erg. Lfg. 2/15. 7 S.
- Walz V. U., Richter B. & Grunewald K. (2017): Indikatoren zur Regulationsleistung von Auen. Ein Beitrag zum Konzept nationaler Ökosystemleistungs-Indikatoren Deutschland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 49 (3): 93–100
- Walz U. & Stein C. (2018): Indicator for a monitoring of Germany's landscape attractiveness. *Ecological Indicators* 94(2): 64–73. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoind.2017.06.052>
- Walz U., Richter B. & Grunewald K. (2019): Indicators on the ecosystem service »regulation service of floodplains«. *Ecological Indicators* 102: 547–556. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoind.2019.01.073>
- Ward J. V. & Tockner K. (2001): Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46 (6): 807–819. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2001.00713.x
- Weber M., Rinke K., Hipsey M. R. & Boehrer B. (2017): Optimizing Withdrawal from Drinking Water Reservoirs to Reduce Downstream Temperature Pollution and Reservoir Hypoxia. *Journal of Environmental Management* 197: 96–105. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.020>
- Wedekind H., Hilge V. & Steffens W. (2001): Present status, and social and economic significance of inland fisheries in Germany. *Fisheries Management and Ecology* 8 (4–5): 405–414. DOI: 10.1111/j.1365-2400.2001.00261.x
- Wegner B., Kronsbein A. L., Gillefalk M., Van de Weyer K., Köhler J., Funke E., Monaghan M. T. & Hilt S. (2019): Mutual Facilitation Among Invading Nuttall's Waterweed and Quagga Mussels. *Frontiers in Plant Science* 10: 789. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00789>
- Weigmann G. (2005): Zur Ökologie von Bodentieren in Auenböden des Unteren Odertales. *Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal* 3: 31–43
- Weinke A. D. & Biddana B. A. (2018): From Bacteria to Fish: Ecological Consequences of Seasonal Hypoxia in a Great Lakes Estuary. *Ecosystems* 21 (3): 426–442. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0160-x>
- Wentzky V. C., Tittel J., Jäger C. G. & Rinke K. (2018): Mechanisms Preventing a Decrease in Phytoplankton Biomass after Phosphorus Reductions in a German Drinking Water Reservoir—Results from More than 50 Years of Observation. *Freshwater Biology* 63 (9): 1036–76. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.13116>
- Werner S. & Bauer H.-G. (2012): Wasservogel und wirbellose Neozoen. *Der Falke* 59: 212–218
- Westendorff M., Kalettka T. & Jueg U. (2008): Occurrence of leeches (Hirudinea) in different types of water bodies in northeast Germany (Brandenburg). *Lauterbornia* 65: 153–162
- Wiedner C., Rucker J., Brüggemann R. & Nixdorf B. (2007): Climate Change Affects Timing and Size of Populations of an Invasive Cyanobacterium in Temperate Regions. *Oecologia* 152 (3): 473–84. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0683-5>
- Wijewardene L., Wu N., Qu Y., Guo K., Messyasz B., Lorenz S., Riis T., Ulrich U. & Fohrer N. (2021): Influences of pesticides, nutrients, and local environmental variables on phytoplankton communities in lentic small water bodies in a German lowland agricultural area. *Science of The Total Environment* 780: 146481. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146481
- Wilhelm S. & Adrian R. (2008): Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton. *Freshwater Biology* 53 (2): 226–237
- Wirth C., Engelmann R. A., Haack N., Hartmann H., Richter R., Schnabel F., Scholz M. & Seele-Dilbat C. (2021): Naturschutz und Klimawandel im Leipziger Auwald. Ein Biodiversitätshotspot an der Belastungsgrenze. *Biologie in unserer Zeit* 51 (1): 55–65. DOI: 10.11576/biuz-4107
- Wohlrab B., Ernstberger H., Meuser A. & Sokollek V. (1992): Landschaftswasserhaushalt. Paul Parey Verlag. Hamburg/Berlin. 352 S.
- Woolway R. I. & Merchant C. J. (2019): Worldwide alteration of lake mixing regimes in response to climate change. *Nature Geoscience* 12 (4): 271–276. DOI: 10.1038/s41561-019-0322-x
- Würdemann H. & Blum P. (2011): Oberflächennahe Geothermie. Regelungsbedarf zur Berücksichtigung ökologischer und technischer Aspekte? *Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie* 16: 67–68. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00767-011-0167-8>
- Wüstemann, H., Meyerhoff, J., Rühls, M., Schäfer, A., Hartje, V. (2014): Financial costs and benefits of a program of measures to implement a National Strategy on Biological Diversity in Germany. *Land Use Policy* 36: 307–318. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.08.009>
- Wüstemann H., Bonn A., Albert C., Bertram C., Biber-Freudenberger L., Dehnhardt A., Döring R., Elsasser P., Hartje

- V., Mehl D., Kantelhardt J., Rehdanz K., Schaller L., Scholz M., Thrän D. et al. (2017): Synergies and trade-offs between nature conservation and climate policy: Insights from the »Natural Capital Germany – TEEB DE« study. *Ecosystem Services* 24: 187–199. DOI: 10.1016/j.ecoser.2017.02.008
- WWF – World Wide Fund For Nature (2008): Klimawandel und Ästuar. Perspektiven für den Naturschutz. WWF Deutschland. Frankfurt am Main 69 S.
- WWF – World Wide Fund For Nature (2018): Zustand der Gewässer in Deutschland. Umsetzung der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie (WRRL) in den Bundesländern. WWF Deutschland. Berlin. 156 S.
- Zacharias D. & Breucker A. (2008): Die nordamerikanische Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica* MARSH.). Zur Biologie eines in den Auenwäldern der Mittelbe eingebürgerten Neophyten. *Braunschweiger Geobotanische Arbeiten* 9: 499–529
- Zaenker S. & Reiss M. (2007): Quellen in der Rhön. Eine faunistisch-ökologische Erfassung im Biosphärenreservat Rhön. *Beiträge RN* 4: 153–163
- Zaenker S. & Steiner H. (2010): Gutachten zur gesamthessischen Situation der Rhön-Quellschnecke (*Bythinella compressa*). Ein Beitrag zur Biodiversitätskonvention (CBD). Landesverband für Höhlen- und Karstforschung Hessen e. V. Fulda, 38 S.
- Zajicek P., Welti E. A. R., Baker N. J., Januschke K., Brauner O. & Haase P. (2021): Long-term data reveal unimodal responses of ground beetle abundance to precipitation and land use but no changes in taxonomic and functional diversity. *Scientific Reports* 11(1): 1–12. DOI: 10.1038/s41598-021-96910-7
- Zhao G., Li Y., Liming Z. & Gao H. (2022): Evaporative water loss of 1.42 million global lakes. *Nature Communications* 13 (1): 3686. DOI: 10.1038/s41467-022-31125-6
- Zingraff-Hamed A., Noack M., Greulich S., Schwarzwälder K., Wantzen K. & Pauleit S. (2018): Model-Based Evaluation of Urban River Restoration: Conflicts between Sensitive Fish Species and Recreational Users. *Sustainability* 10 (6): 1747. DOI: 10.3390/su10061747
- Zollhöfer J. M. (1997): Quellen, die unbekanntes Biotop: erfassen, bewerten, schützen. *Bristol-Schriftenreihe* 6. Zürich. 153 S.

## Weblinks (in der Reihenfolge der Nennung)

<https://tinyurl.com/bdevvpae>  
<https://tinyurl.com/3338afvv>  
<https://tinyurl.com/2tjpdrt4>  
<https://tinyurl.com/2zfgtp6y>  
<https://tinyurl.com/y2sc7kea>  
[www.destatis.de](http://www.destatis.de)  
<https://tinyurl.com/57d6tmju>  
<https://tinyurl.com/25z7wfa7>  
<https://tinyurl.com/yhec7n46>  
<https://tinyurl.com/5n93cmkd>  
<https://tinyurl.com/mu2uhxu4>  
<https://tinyurl.com/22pabmdu>  
<http://tinyurl.com/2k4e5mr8>  
<http://tinyurl.com/3b99uxrx>  
<https://tinyurl.com/myrv8m8d>  
<https://tinyurl.com/2ndcdhr8>  
<http://tinyurl.com/ha9ujt49>  
<https://tinyurl.com/49c7xthm>  
<https://tinyurl.com/4vwabkb3>  
<https://tinyurl.com/z76wpuvu>  
<https://tinyurl.com/46zcsbxb>  
<https://tinyurl.com/46fkunaz>  
<https://tinyurl.com/49jkz8uf>  
<https://tinyurl.com/55ffh949>  
<https://tinyurl.com/2fhrf8tv>  
<https://tinyurl.com/2grm5sft>  
<https://tinyurl.com/3etbeuv9>  
<https://tinyurl.com/5bsbfa5r>  
<https://tinyurl.com/2z9eldbo>  
<https://tinyurl.com/2j5le5c2>  
<https://tinyurl.com/5fbw2d9p>  
<https://tinyurl.com/7rtn4upy>  
<https://tinyurl.com/j3dc2vz8>  
<https://tinyurl.com/bdewujad>  
<https://tinyurl.com/2zpxxzjh>  
<https://tinyurl.com/4s4rd9s5>  
<http://tinyurl.com/3mm9zz4h>  
<https://tinyurl.com/5eeyw9x6>  
<https://tinyurl.com/5n7bpxs9>  
<https://tinyurl.com/2x7uuv9p>  
<https://tinyurl.com/smypbx7d>  
<https://tinyurl.com/2p8t8fct>  
<https://tinyurl.com/2xsxznk5>  
<https://tinyurl.com/2bew38ce>  
<http://tinyurl.com/fnbzact5>  
<http://tinyurl.com/mv87ucc9>  
<http://tinyurl.com/3d9hrk28>

<https://tinyurl.com/2c9ahrlu>  
<https://tinyurl.com/2bmugy2c>  
<https://tinyurl.com/2f93ujsf>  
<https://tinyurl.com/y8vjazmc>  
<https://tinyurl.com/2fhrf8tv>  
<https://tinyurl.com/2tjpdrt4>  
<https://tinyurl.com/yc3x5tc8>  
<https://tinyurl.com/2jbpcmh4>  
<https://tinyurl.com/2g7xvbol>  
<http://tinyurl.com/2ppubjuw>  
<https://tinyurl.com/2kb6w6r8>  
<http://tinyurl.com/3h7sfa2n>  
<https://tinyurl.com/3m73jvy8>  
<http://tinyurl.com/sunaer27>  
<https://tinyurl.com/puez733f>  
<https://tinyurl.com/7aekkemu>  
<https://tinyurl.com/53yes64f>  
<https://tinyurl.com/2mm49an4>  
<https://tinyurl.com/2o4ltkgc>  
<https://tinyurl.com/2a5y7taw>  
<https://tinyurl.com/yc2f8h44>  
<https://tinyurl.com/53t395v6>  
<https://tinyurl.com/y66y63cx>  
<https://tinyurl.com/2pcbfdbn>  
<https://www.blaues-band.bund.de>  
<https://www.gewaesser-verbesserer.de/>  
<https://tinyurl.com/56ssb84s>  
<http://tinyurl.com/yte346ws>  
<https://tinyurl.com/2cpklb7u>  
<http://tinyurl.com/466uc76j>  
<https://tinyurl.com/4zhf7e33>  
<http://tinyurl.com/2ecbr46f>  
<https://tinyurl.com/yemkz3se>  
<https://tinyurl.com/2ur86bu5>  
<http://tinyurl.com/2djm553j>  
<https://tinyurl.com/5yb56nx7>  
<https://tinyurl.com/2n3u2sst>  
<http://tinyurl.com/3keb5u7f>  
<http://tinyurl.com/3vwkzzvk>  
<http://tinyurl.com/43yp36am>  
<https://tinyurl.com/yys96dbj>  
<https://tinyurl.com/yfx6pp7d>  
<https://tinyurl.com/5as6wwya>  
<https://tinyurl.com/yk4a8mbj>  
<http://tinyurl.com/8rm37b9p>  
<http://tinyurl.com/4r7rvvry>

# 6

# KÜSTE UND KÜSTENGEWÄSSER

## Autor:innen

Dorothee Hodapp, Christian Buschbaum, Jörg Dutz, Anja Engel, Kai Eskildsen, Helmke Hepach, Jochen Hinkel, Ute Jacob, Florian Jansen, Klaus Jürgens, Rolf Karez, Michael Kleyer, Jochen Krause, Martin Quaas, Barbara Neumann, Johannes Josef Rick, Marie-Catherine Riekhof, Simon Rohner, Gregor Scheiffarth, Anne Sell, Ursula Siebert, Mario von Weber, Karen Wiltshire, Helmut Hillebrand

## Beitragende Autor:innen

Maarten Boersma (6.2.2.2 Phytoplankton), Thorsten Brinkhoff (6.2.2.2 Mikroorganismen), Silke Eilers (6.4.7 Kumulative Treibereffekte), Bert Engelen (6.2.2.2 Mikroorganismen), Mayya Goggina (6.2.2.2 Zoobenthos Ostsee), Jennifer Hauck (Box 6.4), Ulf Karsten (6.2.2.2 Phytobenthos), Inga Kirstein (6.2.2.2 Phytoplankton), Martin Könneke (6.2.2.2 Mikroorganismen), Ingrid Kröncke (6.2.2.2 Zoobenthos Nordsee), Denise Marx (6.2.2.2 Zoobenthos), Dominik Nachtsheim (6.2.2.2 Säugetiere), Rolf Niedringhaus (6.2.2.2 Artengemeinschaft auf Salzwiesen und Dünen), Christian Ristok (Box 6.3), Stefan Scheu (Box 6.3), Benedikt Wiggering (6.2.2.2 Artengemeinschaft auf Salzwiesen und Dünen), Michael Zettler (6.2.2.2 Zoobenthos)

## Kapitelzusammenfassung

**1. Der Lebensraum Küste und Küstengewässer verbindet marine, amphibische und terrestrische Habitattypen mit oft sehr spezifischen Artengemeinschaften (*allgemein anerkannt*) {6.1}.**

Der marine Anteil umfasst das Pelagial und Sublitoral der nationalen Gewässer und der ausschließlichen Wirtschaftszone, die zusammen etwa 16 % der Landesfläche Deutschlands entsprechen. Das Eulitoral umfasst den Gezeitenbereich, insbesondere das Wattenmeer. Terrestrische Dünen, Salzgrünland, Röhrichte und weitere Habitattypen erstrecken sich über eine Küstlänge von 2.361 km. Eine Vielzahl von Lebensraumtypen nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie finden sich im Lebensraum Küste mit oft sehr spezialisierten Artengemeinschaften.

**2. Der Lebensraum Küste und Küstengewässer unterliegt nicht nur marinen und küstenlandschaftlichen Veränderungen, sondern nimmt anthropogene Einflüsse des Landes und der Binnengewässer auf (*allgemein anerkannt*) {6.1}.**

Neben den physiogeografischen Besonderheiten ist auch das sozioökologische System der Küste besonders, da hier marine Nutzungen (Fischerei, Schifffahrt) und die terrestrische Nutzung (Grün- und Ackerlandbewirtschaftung, Tourismus) zusammenfallen. Die Auswirkungen der Binnenlandnutzung haben durch abiotische Stoffflüsse und biotische Wechselwirkungen großen Einfluss auf den Küstenlebensraum.

**3. Der Lebensraum Küste und Küstengewässer beherbergt nicht die größte Artenzahl, aber die breiteste phylogenetische Diversität aller nationalen Lebensräume (*allgemein anerkannt*) {6.1}.**

Die Anpassung an hohen Salzgehalt und Trockenheit stellt besondere Anforderungen an terrestrische Organismen an der Küste, während marine Organismen das rhythmische Trockenfallen im Eulitoral und die Ausdünnung des Salzgehaltes im Brackwasser der Flüsse und der Ostsee tolerieren müssen. Daher gehören die Küstenräume nicht zu den artenreichsten Lebensräumen Deutschlands, aber sie beherbergen eine einzigartige phylogenetische Vielfalt: Alle 16 in Deutschland vorkommenden Tierstämme kommen hier vor, acht sogar nur in den Küstengewässern. 29 der 62 Metazoenklassen sind rein marin, 54 haben marine Vertreter im Gebiet. Der hohe Grad der Spezialisierung führt zu einer besonderen Vulnerabilität, da viele Arten auf den schmalen Küstensaum angewiesen sind und kaum Ausweichmöglichkeiten haben.

**4. Das Monitoring der Artenvielfalt des Küstenraums ist generell stark von formalen Berichtspflichten geprägt, sodass es insgesamt eine vergleichsweise umfassende Datenlage gibt (*allgemein anerkannt*) {6.2.1}.**

Für die meisten Organismengruppen erlauben die aktuell vorliegenden Daten einen umfassenden Blick auf den Status und Trends der biologischen Vielfalt im Küstenbereich. Gleichzeitig fehlen in der Betrachtung allerdings funktionell bedeutende Gruppen fast vollständig (besonders Mikroben und Mikrophytobenthos) sowie eine systematische Betrachtung der genetischen Diversität. Außerdem ist die bisherige Harmonisierung unterschiedlicher Monitoringprogramme stark ausbaufähig.

**5. Die Roten Listen der gefährdeten Biotoptypen und der Organismengruppen zeigen ein erhebliches Gefährdungspotenzial (*allgemein anerkannt*) {6.2.2}.**

Die Roten Listen gefährdeter Biotoptypen weisen 50–75 % der Flächenanteile als mindestens gefährdet aus, 13 der 334 Biotoptypen der deutschen Küsten und Meere gelten als vollständig verschwunden, davon zwölf in der Nordsee. Von den marinen Organismengruppen gelten 19,3 % der Fische als gefährdet oder bereits ausgestorben (Rote-Liste-Kategorien 0, 1, 2, 3 und G). Alle drei Arten mariner Säuger (100 %) werden als gefährdet eingestuft (2, 3, G). Von den Wirbellosen gelten 15,6 % und von den Makroalgen 15,4 % als gefährdet oder bereits ausgestorben.

**6. In Bezug auf Diversitätsvariablen gibt es in den Küstengewässern deutlich mehr negative als positive Biodiversitätstrends (*allgemein anerkannt*) {6.2.3}, diese unterscheiden sich aber stark zwischen Organismengruppen und auch zwischen Nord- und Ostsee (*allgemein anerkannt*) {6.2.3}.**

Diese Aussage beruht auf mehr als 1.900 Datenserien, die sich zu etwa gleichen Teilen auf Wirbeltiere, Wirbellose und Algen (inklusive einiger weniger Pflanzentrends) aufteilen. Besonders stark von negativen Trends betroffen waren Wirbellose (Zooplankton, Makrozoobenthos), Phytoplankton und Fische. Dem gegenüber steht eine erfreulichere Diversitätsentwicklung bei den Vögeln des Küstenlebensraums. Auch die Bestände der drei marinen Säugetierarten Schweinswal, Seehund und Kegelrobbe erholen sich von teils dramatischen Rückgängen der 1970er- und 80er-Jahre. Zusätzlich zeichnet sich die biologische Vielfalt des Lebensraums generell durch eine sehr hohe Dynamik aus, so werden zwischen

Jahren organismenübergreifend um 50 % des Artinventars der Lebensgemeinschaften ausgetauscht.

**7. Biotische Ökosystemleistungen (ÖSL) im Küstenbereich sind direkt mit der biologischen Vielfalt und dem Vorhandensein von habitatbildenden Arten verbunden. Dies betrifft regulierende, versorgende und kulturelle ÖSL (*allgemein anerkannt*) {6.3.1}.**

Im Lebensraum Küste und Küstengewässer sind auffällig viele Habitattypen biogenen Ursprungs. Im Wasser sind dies Seegraswiesen, Makrophytenbestände und (v.a. durch Muscheln gebildete) Riffe. Im Land-Meer-Übergangsbereich sind es vor allem Salzwiesen und Dünen. Ein Rückgang oder Verlust der habitatbildenden Arten geht daher direkt mit einer Reduktion vor allem regulierender ÖSL (Hochwasserschutz, Klimaregulation, Küstenstabilisierung, Stoffumsätze) einher. So binden diese biogenen Habitate jährlich CO<sub>2</sub> im Megatonnenbereich allein in den zu Deutschland gehörenden Gebieten (inklusive AWZ).

**8. Versorgende und kulturelle ÖSL des Lebensraums Küste und Küstengewässer sind direkt von der biologischen Vielfalt abhängig. Dieser Zusammenhang ist stärker ausgeprägt als oftmals angenommen (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {6.3.2}.**

Für versorgende ÖSL ergeben sich Biodiversitätsbezüge aus der Biomasseproduktion von Fischen und Wirbellosen (Muscheln, Krabben). Deren Biomasseproduktion und ihre Stabilität über Zeit werden direkt von der biologischen Vielfalt der jeweiligen trophischen Ebene und der Produktivität und Diversität ihrer Beutegruppen beeinflusst. Während Fischereierträge eher von der Populationsgröße der befischten Arten als von der biologischen Vielfalt selbst abhängen, ist der Zusammenhang zwischen biologischer Vielfalt und der Stabilität des Fischereiertrags mehrfach belegt. Zusätzlich zur Fischerei stellt der Tourismus einen wichtigen Wirtschaftszweig dar. Allein 15 Mrd. € werden jährlich mit dem küstennahen Tourismus erwirtschaftet, der ebenfalls mit kulturellen ÖSL wie Landschaftsbild und Naturerlebnis in Zusammenhang mit der biologischen Vielfalt steht.

**9. Historisch haben Menschen die Biodiversität des Küstenraums zunächst durch die massive Veränderung der Landschaftsstruktur und durch Fischerei verändert (*allgemein anerkannt*) {6.4.2-6.4.3}.**

Seit dem Mittelalter wurde durch Deichbau und Landnahme die Küste in eine begradigte Linie umgewandelt, wobei große Anteile der Salzwiesen und Brackwasser-röhrichte verloren gingen und nun natürliche Lebens-

räume (Salzwiesen, Dünen) fast nahtlos in intensiv landwirtschaftlich und baulich genutzte Flächen übergehen. Die Fischerei als zweiter wichtiger Treiber erlebte ihren Höhepunkt in den 1970er-Jahren, in denen allein in der Nordsee 4 Mio. t Fisch jährlich aus dem Ökosystem entnommen wurden. Seitdem hat sich der Fischereiertrag beinahe halbiert. Gründe hierfür liegen vielfach in der Überfischung, im Zusammenwirken multipler anthropogener Stressoren und zunehmend auch im Klimawandel.

**10. Küstengewässer wurden und werden massiv durch lokale bis regionale Treiber verändert, die eine direkte Auswirkung auf die marine Biodiversität haben, aber oft terrestrischen indirekten Treibern unterliegen (*allgemein anerkannt*) {6.4.5}.**

Dies wird vor allem im Bereich Verschmutzung deutlich, da der Eintrag von Nähr- und Schadstoffen durch die landwirtschaftliche und industrielle Nutzung an Land gesteuert wird. Die Eutrophierung der Nord- und Ostsee durch Einträge von Stickstoff und Phosphor hat zu Biodiversitätsreduktionen durch u.a. Habitatverlust und Sauerstoffarmut beigetragen. Zu dieser terrestrischen Fernwirkung auf marine Biodiversität gehören auch der durch den globalen Warenverkehr bedingte Schiffsverkehr, die Veränderung der Küstenlandschaft durch Infrastruktur, Bautätigkeit sowie Tourismus, Küstenschutz und Energieerzeugung.

**11. Zukünftig wird der Klimawandel der primäre Treiber des Biodiversitätswandels im Küstenbereich sein. Die überproportional ansteigenden Wassertemperaturen im Flachgewässer der Küste, Hitzewellen, Dürre und Versalzung der terrestrischen Lebensgemeinschaften der Küste sowie der Meeresspiegelanstieg werden sich zunehmend auf einige der vorkommenden Organismengruppen auswirken (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {6.4.4}.**

Letzterer stellt eine massive Bedrohung für die Küstenbiodiversität der Nordsee dar, da die Festlandsalzwiesen und Wattflächen durch die Eindeichung nicht weiter landeinwärts migrieren können (»coastal squeeze«). Das zukünftige Überleben des gesamten Wattenmeer-ökosystems in seiner derzeitigen Form mit großen intertidalen Wattflächen, Salzwiesen und vorgelagerten Barriereinseln hängt daher davon ab, ob der Meeresspiegelanstieg durch Sedimenteintrag und -aufwuchs kompensiert werden kann.

**12. Generell stellen Küstenökosysteme ein stark reguliertes System dar, da sie als Gemeingut behördlich**

verwaltet werden und es entsprechende gesetzlich festgelegte Rahmenrichtlinien gibt, welche Zielvorstellungen, Monitoring und Evaluierungsprozesse des Zustands festlegen (*allgemein anerkannt*) {6.5.1}. Deswegen sind politisch-rechtliche indirekte Treiber im Lebensraum Küste und Küstengewässer von herausragender Bedeutung {6.5.2}.

Ein Beispiel ist die gemeinsame Fischereipolitik (GFP) der EU, da sie die direkten Auswirkungen von Ressourcenentnahme regelt. Über die Fernwirkung terrestrischer Einflüsse war und ist aber auch die gemeinsame Agrarpolitik ein essenzieller indirekter Treiber, da die Eutrophierung der Küstengewässer ebenso wie die zurückgehenden Nährstoffeinträge der letzten beiden Jahrzehnte primär an die terrestrische Landnutzung gekoppelt sind.

**13. Die drei Wattenmeer-Nationalparks zeigen, dass positive Synergien zwischen wirtschaftlich-technologischen Treibern wie Tourismus im Zusammenspiel mit Naturschutz entstehen können (*allgemein anerkannt*) {6.5.3.4}.**

Die gesellschaftliche Akzeptanz für den Naturschutz hat in der Küstenbevölkerung seit der Ausweisung der Nationalparks stark zugenommen, da die Nationalparks zur Attraktivität der Region beitragen und die Region dadurch wirtschaftlich profitiert.

**14. Ein wirtschaftlich-technologischer und gesellschaftlicher indirekter Treiber mit potenziell sehr starken Auswirkungen auf die marine Biodiversität ist die Energiewende, die sich nach gegenwärtigen Plänen zu einem erheblichen Teil aus Offshore-Windenergie speisen wird (*offen*) {6.5.3.2}.**

Da die meisten Flächen der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) und der nationalen Gewässer bereits jetzt multiplen Nutzungsprioritäten unterliegen, ist hier mit erheblicher Flächen- und Nutzungskonkurrenz zu rechnen, die sich einerseits negativ auf Vorrangflächen für den Naturschutz auswirken können und andererseits den ohnehin bereits hohen Druck durch multiple anthropogene Nutzungen auf die Ökosysteme und speziell die Organismen weiter verstärken wird.

**15. Die bei Weitem wichtigsten Instrumente im Naturschutz sind bindende Gesetze und Richtlinien sowie behördliche Maßnahmen, weil andere Mittel aufgrund der Tatsache, dass die Küste und das Meer Gemeingut sind, nicht oder nur bedingt durchführbar sind (*allgemein anerkannt*) {6.6.1}.**

Da sich in marinen Lebensräumen meist viele Nutzungsansprüche überlagern, zielen Schutzmaßnahmen in ers-

ter Linie auf die Reduktion von bestehenden Belastungen oder die Prävention vor zusätzlichen belastenden Nutzungsformen ab. Anders als in vielen terrestrischen Lebensräumen spielen Renaturierungsmaßnahmen bisher eine geringere Rolle. Solche Impulsmaßnahmen sind häufig nur lokal begrenzt möglich und mit Ausnahme von Salzwiesenrenaturierungsmaßnahmen auf einzelne, vor allem habitatbildende Arten wie die Europäische Auster und Seegräser beschränkt. Eine weitere Besonderheit ergibt sich aus den politischen und rechtlichen Gegebenheiten, da sowohl die Nutzung der Meere als auch der Naturschutz nicht nur auf rein nationaler Ebene verhandel- und durchführbar sind, sondern nur in einem komplexen Konstrukt aus Abstimmungsprozessen auf unterschiedlichen politischen und raumzeitlichen Ebenen.

**16. Flächenbasiertes Management ist das primäre Interventionsinstrument an der Küste und in den Küstengewässern, erfährt aber angesichts von erheblichen Umsetzungsdefiziten und den physiogeografischen Gegebenheiten des Meeres einen erheblichen Wirkungsverlust (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {6.6.3}.**

Insgesamt sind bereits 40 % der Gesamtfläche der deutschen Küsten- und Küstengewässer offiziell unter Schutz gestellt, allerdings sind de facto auf vielen dieser Flächen wenige oder gar keine Nutzungsformen untersagt mit der Ausnahme der Nationalparks im Wattenmeer und den Boddenlandschaften, die strengere – wenn auch nicht ausreichende – Maßnahmen vorschreiben. Aufgrund der im marinen Bereich ausgeprägten Mehrebenenzuständigkeit kann das Umsetzungsdefizit in vielen anderen Gebieten nur auf politischer Ebene und im Austausch allen Nutzergruppen angegangen werden. Der Effektivität des Flächenschutzes sind im Meer jedoch auch physiogeografische Grenzen gesetzt, da in einem fluiden, dreidimensionalen System weder potenziell hinderlicher Einfluss außerhalb der Naturschutzgebiete zurückgehalten noch das Verdriften der zu schützenden Biodiversität reguliert werden kann.

**17. Der Schwerpunkt der Handlungsbedarfe und -optionen liegt im politisch-regulatorischen Bereich und bedarf einer internationalen Koordination (*allgemein anerkannt*) {6.7.1}.**

Die Küsten und Küstengewässer befinden sich fast ausschließlich in öffentlicher Hand, gleichzeitig sind die meisten direkten und indirekten Treiber des marinen Biodiversitätswandels nicht lokal, sondern regional oder global zu verorten. Hier gilt es, die Schutzfunktion





**Abbildung 6.0:** Übersicht zu Status und Trends der biologischen Vielfalt (Kap. 6.2) und ihrem Einfluss auf Ökosystemeleistungen (Kap. 6.3), den direkten (Kap. 6.4) und indirekten (Kap. 6.5) Treibern von Biodiversitätsänderungen, wichtigen Instrumenten und Maßnahmen (Kap. 6.6) sowie Transformationspotenzialen zum Erhalt der biologischen Vielfalt (Box 6.4) an Küsten und in Küstengewässern.

## 6.1 Einleitung

### 6.1.1 Lebensraum Küste und Küstengewässer

Im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* behandelt dieses Kapitel die **Küstenbereiche inklusive der terrestrischen Küstenlebensräume** (Salzwiesen, Dünen, Strände, Inseln), die nationalen Gewässer der 12-Seemeilen-Zone sowie die **ausschließliche Wirtschaftszone** (AWZ), die sich bis 200 Seemeilen (gut 370 km) ins offene Meer erstreckt (Abb. 6.1, 6.2). Die AWZ gehört nicht zum Hoheitsgebiet Deutschlands, ist aber der ausschließlichen Nutzung übergeben. Die Fläche der deutschen Küstengewässer beträgt ca. 12.500 km<sup>2</sup> (Nordsee) und 10.900 km<sup>2</sup> (Ostsee), die AWZ in der Nordsee beläuft sich auf rund 28.500 km<sup>2</sup>. In der Ostsee sind es 4.500 km<sup>2</sup>. Mit 56.400 km<sup>2</sup> umfassen diese Meeresgebiete etwa 16 % der Landesfläche der Bundesrepublik.

Der Lebensraum Küste und Küstengewässer nimmt eine Sonderstellung ein. Zunächst verbindet er aquatische Lebensräume (das Pelagial, Kap. 6.1.1.1, und Sublitoral, Kap. 6.1.1.2) sowie amphibische (periodisch trockenfallende) Habitate des Eulitorals (Kap. 6.1.1.2) mit terrestrischen Lebensräumen (Dünen, Salzgrünland, Röhrichte, Kap. 6.1.1.3 bis 6.1.1.7). Aufgrund dieses Übergangs und der unterschiedlichen Lage von Nord- und Ostsee ergibt sich eine Vielzahl unterschiedlicher Umweltgradienten und Habitate. An der deutschen **Nordseeküste** formt der Übergang von Land und See zusammen mit den Gezeiten eine Übergangszone, das **Wattenmeer**, das heute UNESCO-Weltnaturerbe ist. Das Wattenmeer wird zweimal täglich überflutet. Während der Niedrigwasserphase werden die marinen Benthosorganismen zur Nahrung für Küstenvögel, für die der Erhalt des Wattenmeers von zentraler Bedeutung ist. Die terrestrischen Lebensräume und Artengemeinschaften der Übergangszone müssen den Eintrag von Salzwasser tolerieren und kommen nur an der Küste vor. Die Küsten und Küstengewässer der **Ostsee**, die durch deutlich **geringere Gezeitenwirkung und Salzgehalte** gekennzeichnet sind, bilden hingegen einen Wechsel von Flach- und Steilküsten, schmalen Meeresbuchten (Förden) und flachen buchtartige Küstengewässern (Bodden), Brackwasserbereichen (Haffs), die durch schmale Sandstreifen (Nehrungen) oder vorgelagerte Inseln vom offenen Meer getrennt liegen, hin zu Windwatten, die durch Windeinwirkung zeitweise trockenfallen, und Küstenmooren. Aufgrund dieser Vielfalt bietet der Küstenraum Lebensräume für eine **Vielzahl von Organismengruppen mit teils sehr speziellen Anpassungen und Ansprüchen**. Im Falle eines Verlustes dieser Habitate gibt es für viele kaum oder keine

Ausweichmöglichkeiten. Mit dem Land-Meer-Übergang gehen des Weiteren deutliche Unterschiede in der Organisation der Lebensgemeinschaften einher. Terrestrische Lebensgemeinschaften sind oft durch bestandsbildende Vegetation gekennzeichnet, da Landpflanzen erheblich in Stützgewebe investieren. Diese sind nährstoffarm, für Herbivore weniger zugänglich und langlebig. Salzwasser bietet ein flüssiges Medium hoher Dichte, in dem Organismen schweben oder schwimmen können. Im Gegensatz zum Land sind die meisten autotrophen Organismen im Meer klein, und selbst die Makrophyten besitzen wenig Stützgewebe und bieten so nährstoffreiche Nahrung für herbivore Organismen. Infolgedessen ist das marine Nahrungsnetz sehr stark großstrukturiert und die stehende Pflanzenbiomasse trotz hoher Primärproduktion klein im Vergleich zur Biomasse der heterotrophen Organismen. Strukturbildend sind autotrophe Organismen im Meer nur in Ausnahmefällen (z. B. Seegrasswiesen), während marine Wirbellose durch Riffbildung und Bioturbation den Lebensraum gestalten.

Küsten bilden einen Grenzraum in sozioökologischen Systemen, der sich unter anderem in der Form der Nutzung und der Zuständigkeit im Bereich Maßnahmen und Management bemerkbar macht. Im Meer wurden die Meeresböden und die Hydromorphologie durch die mobile grundberührende Fischerei, Sand- und Kiesabbau sowie wasserbauliche Eingriffe an den Küsten verändert. Zusätzlich stark prägende Einflüsse sind klimatische und biogeochemische Veränderungen sowie die Entnahme von Organismen durch Fischerei. Über Einträge von Schad- und Nährstoffen durch Flüsse ist der Küstenraum an Änderungen in den Bedingungen und dem Management an Land und in Binnengewässern gekoppelt. Der Süßwassereinfluss senkt die Salinität küstennah herab, besonders die Ostsee ist durch abnehmende Salzgehalte mit zunehmender Entfernung vom Übergang zur Nordsee gekennzeichnet. Damit kondensiert der Küstenraum Ziel- und Nutzungskonflikte, da die marine und die terrestrische Bewirtschaftung mit den Auswirkungen von Nutzungsformen an Land einhergeht.

**Generell zeichnet sich die biologische Vielfalt mariner Lebensräume nicht durch besonders hohe Artenzahlen, sondern durch eine, verglichen mit terrestrischen Lebensräumen, weitaus höhere phylogenetische bzw. funktionelle Vielfalt ihrer Organismen aus.** So finden sich nach Stresemann (Klausnitzer 2011; Klausnitzer 2019; Senglaub, Klausnitzer & Hannemann 1999) in Nord- und Ostsee und den Küstengebieten alle 16 in Deutschland vorkommenden Stämme des Tierreichs,

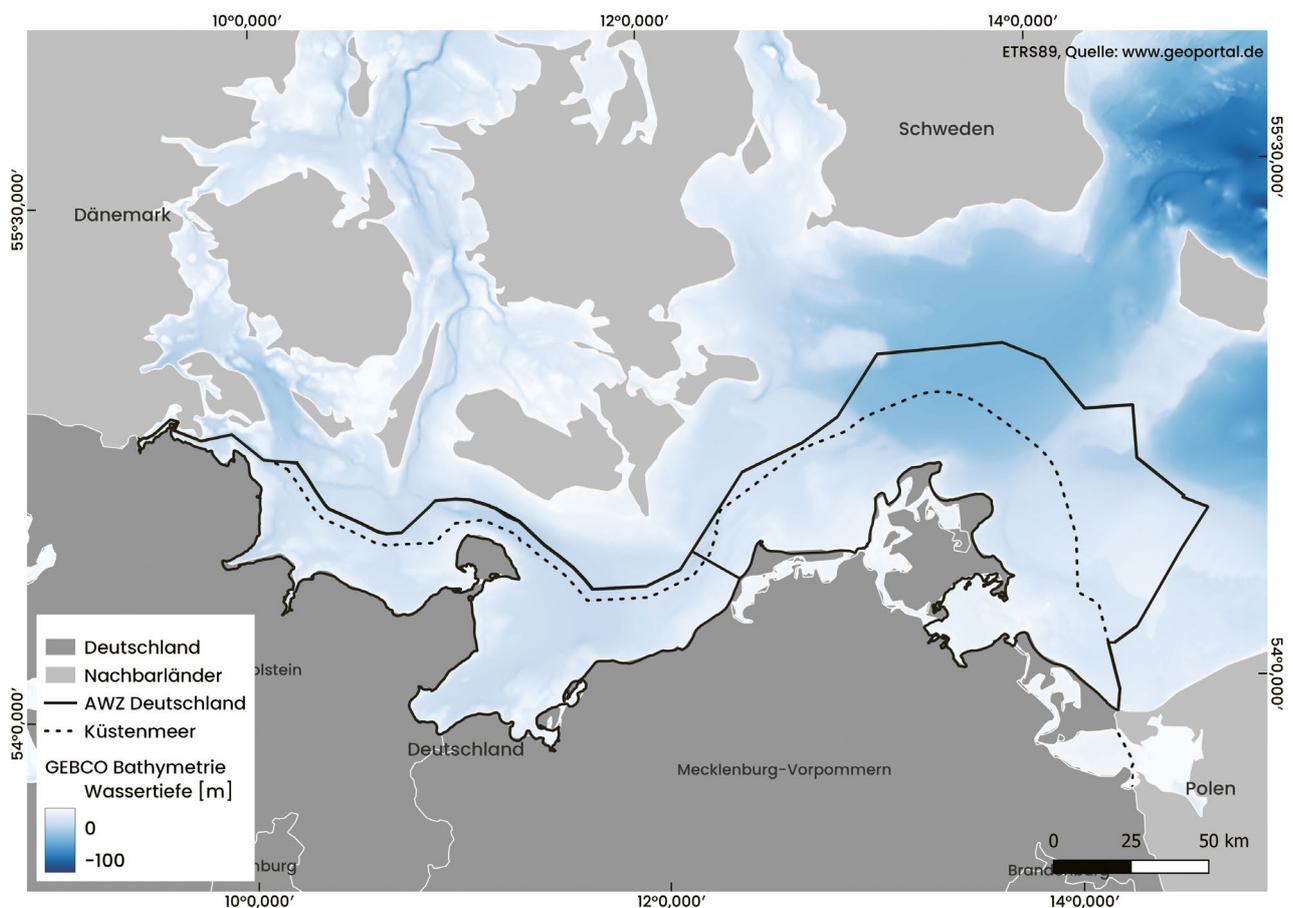
acht davon sogar nur hier. Von den 62 Klassen der Metazoen haben 54 marine Vertreter, 29 davon kommen sogar nur in marinen Bereichen vor, die verbleibenden acht Klassen finden sich zumeist auch im landseitigen Teil des Küstenraums. Ähnliches gilt für das Pflanzenreich, da im Meer neben den an Land vorkommenden Moosen, Farnen und Samenpflanzen weitere 26 Abteilungen der Algen auftreten (<https://www.algaebase.org>).

#### 6.1.1.1 Pelagial der Nord- und Ostsee

Als Pelagial bezeichnet man den uferfernen Freiwasserbereich oberhalb des Meeresbodens. Im Pelagial der Nordsee nimmt die Wassersäule des Wattenmeers durch die tidale Dynamik mit einem Tidenhub zwischen einem und über vier Metern eine Sonderstellung ein. Die Maximaltiefe der Nordsee im Berichtsbereich beträgt 60 m Tiefe im Nordwesten der AWZ. In der offenen Deutschen Bucht setzt im Frühjahr die thermische Schichtung ein, sodass nur die oberen 25–30 m noch durchmischt sind. In den küstennahen, flachen Gebieten ist stattdessen aufgrund der Gezeitenströme und windinduzierten Turbulenzen auch im Sommer Vollzir-

kulation gegeben. Das Pelagial der Nordsee wird stark durch den Austausch mit dem Nordatlantik beeinflusst, für die Deutsche Bucht sind außerdem der Eintrag durch die Flüsse Rhein, Ems, Weser und Elbe sowie der salzarme Ausstrom der Ostsee relevant. Zusammen mit den tidalen Strömungen ergibt dies für die Nordsee ein gegen den Uhrzeigersinn gerichtetes Strömungsmuster, welches im Berichtsbereich zu einer ostwärts (Niedersachsen) und nordwärts (Schleswig-Holstein) gerichteten Strömung führt. Außerhalb der Flussfahnen beträgt der Salzgehalt etwa 32–35 g pro kg.

Die Umweltbedingungen im Pelagial der Ostsee sind insofern besonders, als es sich um ein Binnenmeer handelt, das nur über die Meerenge zwischen Dänemark und Schweden mit dem Atlantik verbunden ist und deshalb nur geringe Mengen an salzhaltigem Atlantikwasser zugeführt bekommt. So ergibt sich ein starker Salinitätsgradient von ca. 30 g pro kg im Kattegat bis zu lediglich 1 g pro kg im nordöstlichen Teil der Ostsee zwischen Finnland und Schweden, was die Ostsee in den größten Teilen zu einem Brackwassermeer macht. Entlang der deutschen Ostseeküste sinkt der Salzgehalt von



**Abbildung 6.1:** Bereichsgrenzen der deutschen Meeresgewässer in der Nordsee. Die gestrichelte Linie kennzeichnet den Bereich innerhalb der 12-Seemeilen-Zone. Außerhalb der 12-Seemeilen-Zone erstreckt sich die ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ), die entweder durch die Gewässer der Nachbarstaaten Niederlande und Dänemark oder durch die 200-Seemeilen-Grenze zur offenen See hin begrenzt wird.

West nach Ost von ca. 20 g pro kg auf ca. 10 g pro kg und weniger als 8 g pro kg in den Boddengewässern. Marine Organismen kommen hier oft am unteren Rand ihrer Salztoleranz vor, während halotolerante Süßwasserorganismen im gesamten Gebiet vorkommen. In Bezug auf die Biodiversität ergibt sich deshalb entlang des Salzgehaltsgradienten ein Gradient abnehmender Artenzahlen.

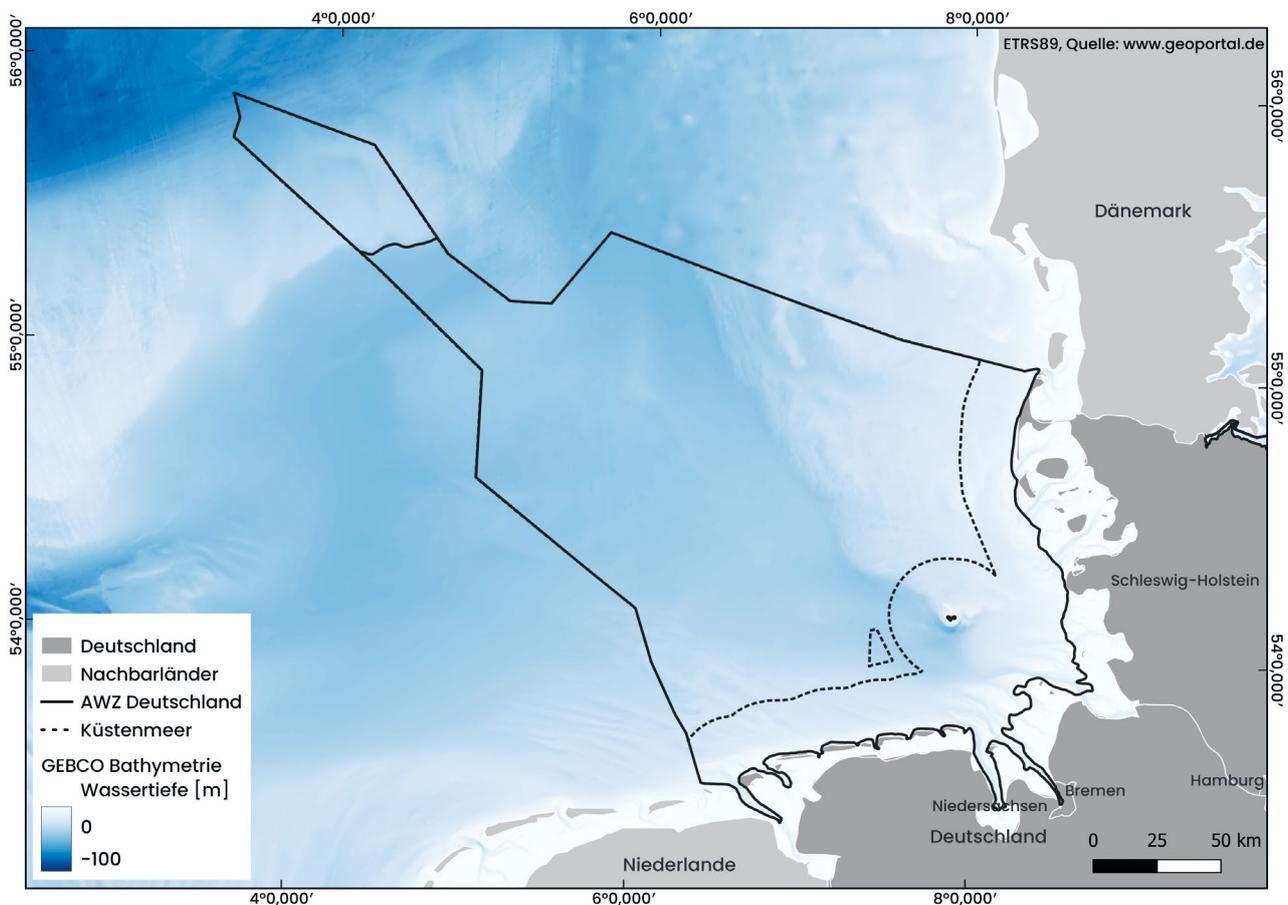
Wasserströmungen der Ostsee werden durch Unterschiede im Salzgehalt, Wind, Luftdruck und dem starken Süd-Nord-Temperaturgefälle getrieben. Aufgrund von vertikalen Salinitätsunterschieden und starken Temperaturunterschieden im Sommer besteht in der Ostsee eine starke Schichtung, die nur geringen vertikalen Austausch der Wassermassen zulässt und so häufig zu Sauerstoffmangelgebieten in den tieferen Schichten führt.

Für beide Meere gilt, dass die Wasseroberfläche einen besonderen Lebensraum bildet. Aufgrund der Oberflächenspannung bietet sie Raum für verschiedene Organismengruppen. Zudem ermöglicht sie Seevögeln Ruhepausen und Meeressäugern das Atmen.

### 6.1.1.2 Benthal der Nord- und Ostsee

Beim Benthal unterscheidet man zwischen dem **Eulitoral**, d.h. Flächen, die bei Niedrigwasser trockenfallen, und dem **Sublitoral**, welches ständig mit Wasser bedeckt ist.

Zum Eulitoral zählen vor allem die Wattflächen (»Wattenmeer«), die fast die komplette deutsche Nordseeküste abdecken und eine Fläche von 3.350 km<sup>2</sup> (Nordsee) bzw. 112 km<sup>2</sup> (Ostsee) einnehmen. An der Ostseeküste treten nur windbedingte Mikrotiden auf (sogenannte Windwattflächen). Generell handelt es sich beim Eulitoral um Flächen, die mit Ausnahme von Seegrasbewuchs frei von höheren Pflanzen, aber durch eine **artenreiche Bodenfauna** gekennzeichnet sind. Die Weichböden werden von mikroskopisch kleinen Cyanobakterien und Algenzellen bewachsen, die komplexe biofilmähnliche Lebensgemeinschaften bilden und als **Mikrophytobenthos und Mikrobenmatten** bekannt sind. Beide Systeme sind **wichtige Primärproduzenten** und stabilisieren durch ihre Ausscheidungsprodukte Sedimentoberflächen gegen hydrodynamische Erosion.



**Abbildung 6.2:** Bereichsgrenzen der deutschen Meeresgewässer in der Ostsee. Die gestrichelte Linie kennzeichnet den Bereich innerhalb der 12-Seemeilen-Zone. Außerhalb der 12-Seemeilen-Zone erstreckt sich die ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ), die durch die Gewässer der Nachbarstaaten Dänemark, Schweden und Polen begrenzt wird.

Aufgrund ihrer **hohen Produktivität und der Bereitstellung geschützter Bereiche für Laichgebiete und die Jungstadien vieler Fischarten** stellt das eulitorale Benthos einen wichtigen Lebensraum für viele Fisch- und Vogelarten dar. Zum Beispiel stellt das deutsche Wattenmeer zusammen mit den dänischen und niederländischen Wattflächen das **wichtigste Sammlungs-, Mauser- und Rastgebiet** entlang der Ostatlantischen Vogelzugroute (»East Atlantic Flyway«) dar. Jährlich nutzen so über zehn Millionen Wat- und Wasservögel auf ihrer Reise von den nördlich gelegenen Brutgebieten zu ihren Überwinterungsstätten in Südeuropa und -afrika das Wattenmeer als Zwischenstation. Außerdem stellt das Eulitoral einen weltweit stark gefährdeten Lebensraum hoher Produktivität dar (Hill et al. 2021). Deshalb wird es sowohl unter der FFH- als auch der EU-Vogelschutzrichtlinie als ein zu schützender Lebensraum geführt, für dessen Erhalt besondere Schutzgebiete geschaffen werden müssen.

Im Sublitoral zählen **Sandbänke** mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser und **flache große Meeresarme und -buchten** zu den Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Beispiele für Sandbankvorkommen sind die Oderbank in der Ostsee sowie die Amrumaußenbank und die Doggerbank in der Nordsee. Sublitorale Sandbänke können bis dicht unter die Wasseroberfläche reichen und bieten mit ihrer spezifischen Bodenfauna vor allem Wasservögeln und Fischen ein breites Nahrungsangebot. Sämtliche Weichböden sind durch mikrophytobenthische Lebensgemeinschaften besiedelt.

Ein weiterer FFH-Lebensraumtyp, der sowohl im Eu- als auch im Sublitoral vorkommt, sind **Riffe**. Hierbei handelt es sich um geogene (Felsriffe, Steine) oder biogene (Muschelbänke, Sandkorallenriffe) Hartsubstraterhebungen, die meist ebenfalls einen charakteristischen Bewuchs von verschiedenen Makrofaunaarten aufweisen. In der Nordsee findet man vor allem Felsriffe um den Helgoländer Felssockel und sublitorale Muschelbänke, während in der Ostsee eher untermeerische Geschiebemergel oder Riffe auf alten Moränenrücken vorkommen.

Im Eu- und Sublitoral erlaubt die klein- und großskalige Heterogenität von Habitatbedingungen (Sedimentzusammensetzung, Tiefe, Temperatur, Strömung, Turbulenz, Überflutungsdauer und in der Ostsee zusätzlich Salinität) innerhalb des Benthals **große lokale Unterschiede in der Artenzusammensetzung** von benthischen Gemeinschaften (Armonies 2021; Gogina et al. 2016; Lange et al. 2020; Reise, Herre & Sturm 1989; Schüchel, Beck & Kröncke 2013).

### 6.1.1.3 Salzgrünland der Nordseeküste

Das Salzgrünland umfasst den gesamten Übergang zwischen der marinen und terrestrischen Umwelt. Dieser Übergang ist nur an Steilküsten scharf markiert, während Tide, Wind, Wellenenergie und Nutzung an flachen, weichen Küsten mehr oder weniger weit auslaufende Ökotonen formen. Bei hoher Wellenenergie und entsprechend hoher Schleppkraft, d. h. in der Brandungszone, bestehen die Böden dieser Ökotonen meist aus Sandsedimenten, während bei geringerer Wellenenergie Böden aus Sand-, Schluff- und Tonfraktionen mit höherer Aggregatstabilität vorherrschen, die zudem biogen stabilisiert werden können. Letztere finden sich vor allem auf der Rückseite von Inseln und an der Festlandküste, sofern Letztere nicht unmittelbar der Brandung der offenen See ausgesetzt ist. Aus diesen Unterschieden ergeben sich die Strand- und Dünenzonierung auf der Brandungsseite (Xeroserie) und die Salzwiesen- oder Brackwasserröhrichtzonierung in Gebieten mit geringem Brandungseinfluss (Haloserie). Die Ausformung dieser Zonierungen unterscheidet sich wiederum erheblich in Abhängigkeit von Tidenhub und Salzgehalt des Meerwassers.

Ähnlich zum Salinitätsgradienten entlang der deutschen Ostseeküste sind Gradienten abnehmender Salzgehalte an der Nordseeküste an den Einmündungen der Flüsse Ems, Jade, Weser, Eider zu finden. Bei Salzgehalten von weniger als etwa 15 g pro kg ändert sich die Salzwiesenvegetation zu Brackwasserröhrichtern, sofern keine Nutzung stattfindet. Damit einher geht eine drastische Zunahme der Produktivität von ca. sechs t pro ha bei Festlandsalzwiesen bis zu über 13 t pro ha Trockenmasse bei Brackwasserröhrichtern.

An der Nordseeküste finden sich bei zwei bis drei Meter Tidenhub Barriereinseln aus marinen Sandsedimenten, die der Festlandküste und dem Wattenmeer vorgelagert sind. Damit trennen die Barriereinseln das Eulitoral des Wattenmeers vom Sublitoral der offenen Nordsee. Bei einem Tidenhub von mehr als drei Metern wird das Wattenmeer zur offenen See hin eher von Sandplatten begrenzt, die zu den marinen Lebensräumen zählen. Allerdings können solche Sandplatten von initialer Dünenvegetation besiedelt werden, die bei Sturmfluten wieder ausgelöscht wird. Neben den Ostfriesischen Inseln, die vollkommen aus marinen Sandsedimenten entstanden sind, und den Nordfriesischen Inseln mit Geestkern (Sylt, Amrum, Föhr) gibt es noch die Halligen, die Reste der früheren Marschenlandschaft der nordfriesischen Westküste darstellen und mehr aus tonig-schluffigen Sedimenten bestehen.

Neben der Vielzahl an natürlichen Gradienten wurde und wird die Küstenvegetation durch Siedlungen, land-

wirtschaftliche Nutzung, Tourismus, Landgewinnung und Küstenschutz überformt und verändert. Zu den durch die FFH-Richtlinie geschützten Habitaten gehören Atlantische Salzwiesen, einjährige Spülsäume, Pionervegetation mit *Salicornia* und anderen einjährigen Arten auf Schlamm und Sand (Quellerwatt), Schlickgrasbestände und die Lagunen des Küstenraumes (Strandseen).

#### 6.1.1.4 Salzgrünland, Brackwasserröhrichte und Hochstaudenfluren des Geolitorals der Ostseeküste

Der mittlere Tidenhub beträgt in der westlichen Ostsee nur ungefähr 30 cm, weiter im Osten ist er noch geringer. Die Küste der Ostsee, vor allem in Mecklenburg-Vorpommern, ist durch einen Wechsel von Steilküsten, Niederungen und Nehrungen gekennzeichnet. Die Niederungen reichen als Übergangsbereiche zwischen Land und Meer weit ins Binnenland hinein. Nehrungen sind schmale Sandstreifen, die sich durch Sedimentabtrag von Steilküsten parallel zur Küste bilden und so Brackwasserbereiche, sogenannte Haffe, teilweise oder vollständig vom Meer abtrennen. Die gesamte geomorphologische Küstenformation wird Ausgleichsküste genannt, weil Sedimente von den Steilküsten abgetragen und in den Nehrungen wieder abgelagert werden. Im Bereich der verlagerten Sande der Nehrungen entstehen bei ungestörter Küstendynamik häufig kleinere Strandseen. Beispiele hierfür sind der Libbertsee und der Fulkareksee an der Nordspitze des Darß.

Der Salzgehalt und der Wasserstand der Strandseen können stark schwanken. Die Vegetation ist je nach Salzgehalt und Wasserstand sehr unterschiedlich. Lagunen und Strandseen sind von Brackwasserröhrichtern umsäumt. Werden diese Röhrichte durch Mahd oder Beweidung genutzt, entstehen trotz der eher geringen Salzgehalte Salzgrünländer, deren Torfe über den Mittelwasserstand hinauswachsen können. Sie dienen als herausragende Rast- und Brutgebiete für Limikolen und sind Heimat für extrem seltene Verantwortungsarten, also Arten, für deren Erhalt Deutschland aufgrund ihrer Verbreitung eine hohe Verantwortung trägt (z. B. der Salzlöhricht-Laufkäfer [*Agonum monachum*]). Lagunen des Küstenraums (Strandseen) werden deshalb auch unter den durch die FFH-Richtlinie geschützten Habitaten geführt.

#### 6.1.1.5 Sände, Sand-, Geröll- und Blockstrände

Dieser Lebensraumtyp umfasst Kies-, Block- und Geröllstrände mit einer ausdauernden, salzertragenden und stickstoffliebenden Vegetation wie z. B. Meerkohl

(*Crambe maritima*) und Wild-Rübe (*Beta vulgaris ssp. maritima*). An den deutschen Moränensteilküsten tritt der Lebensraumtyp oft eng verzahnt mit einjährigen Spülsäumen auf.

Kies- und Geröllstrände mit mehrjähriger Vegetation sind an Steilküsten gebunden, die an der deutschen Nordseeküste nur auf Helgoland und Sylt vorkommen. Helgoland kann mit einer Vielzahl an Hartsubstratbiotopen aufwarten und stellt damit auch international einen besonderen Naturschutzwert dar (Bartsch & Tittley 2004). An der Ostseeküste kommt der Lebensraumtyp vor allem auf Strandwällen an exponierten Stränden (z. B. Greifswalder Bucht) und den Steilküsten auf Rügen, Hiddensee und Usedom vor. Die mehrjährige Vegetation der Kiesstrände ist ein eigener FFH-Habitattyp.

#### 6.1.1.6 Küstendünen

Küstendünen können durch die sogenannte Strand- und Dünenserie beschrieben werden. Die Strand- und Dünenserie besteht aus dem der Brandung ausgesetzten vegetationsarmen Strand, auf dem hinter der mittleren Tidenhochwasserlinie (MTHW) gelegentlich ephemere Spülsäume zu finden sind. In Senken, in denen organisches Material zusammengetrieben wird, können sich mehrjährige Arten entwickeln, darunter einige Rote-Liste-Arten, die sehr selten und durch den Tourismus gefährdet sind, wie z. B. der Strand-Mannstreu (*Eryngium maritimum*). Zusätzlich zu den höheren Pflanzen kommen sogenannte biologische Bodenkrusten in unterschiedlichen Sukzessionsstadien in den Dünen vor. Während jüngere Bodenkrusten von Mikroalgen und Cyanobakterien dominiert werden, weisen ältere Stadien zusätzlich Flechten und Moose auf. Bodenkrusten sind teppichähnliche Pioniergemeinschaften, die maßgeblich zur Stabilisierung und Bodenbildung von Dünen beitragen und somit die Etablierung höherer Pflanzen vorbereiten.

Oberhalb des MTHW liegt die Spritzwasserzone, die zwar von den Wellen nicht erreicht wird, aber von Spritzwasser durchnässt werden kann (Supralitoral). Dort siedelt sich z. B. der mehrjährige, klonale Rohbodenpionier (*Elymus junceiformis*) an. Im Lee seiner Sprosse lagert der Wind kleine Parabeldünen ab, die von den Rhizomen durchwachsen werden, was zu neuen Ablagerungen und damit zu Primärdünen führt. Ab einer Höhe von etwa einem Meter tritt der hochwüchsige Strandhafer hinzu, der den Wind stärker bremst und damit zu höherer aeolischer Sedimentation führt. Biologische Bodenkrusten aus Cyanobakterien, Algen, Flechten und Moosen tragen als Pioniergemeinschaft maßgeblich zur Stabilisierung und Bodenbildung von Dünen bei. Durch

andauernden Sandnachschiebung entstehen hohe Weißdünen. Außer den Weißdünen unterscheidet man je nach Entstehung, Erscheinungsbild und Lage zwischen Grau- und Braundünen und den Dünentälern. Zu den Dünen gehören ebenfalls je nach Management die Dünenheiden, -grasländer und -wälder. Viele der hier vorkommenden Arten sind gefährdet, weshalb eine ganze Reihe an Dünenbiotopen als FFH-Habitate gelistet werden.

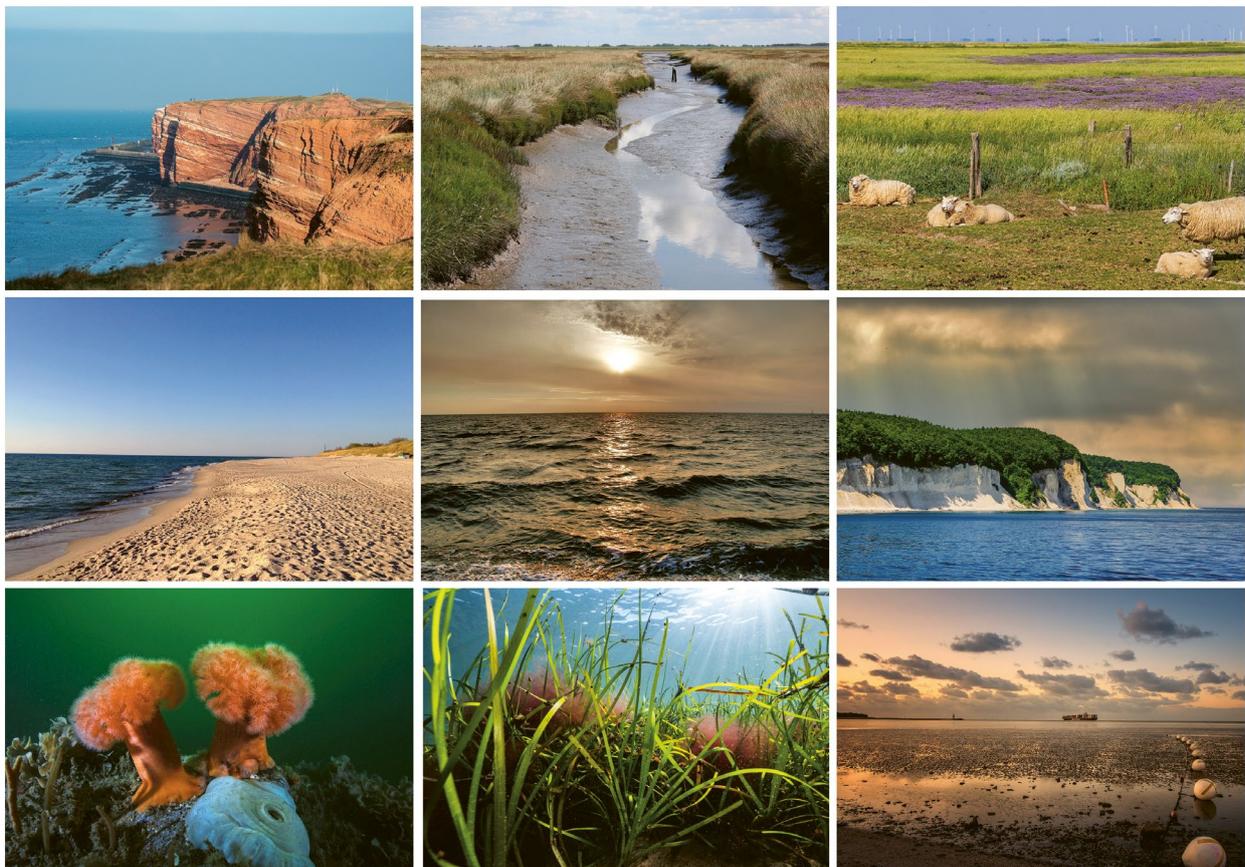
#### 6.1.1.7 Fels- und Steilküsten

Zu diesem Lebensraumtyp gehören alle Felsküsten (Kreide, Sandstein) und Steilküsten (Moränen oder Geestkliffs) der Nord- und Ostsee, die mindestens teilweise Vegetation aufweisen und mindestens einen Meter Abbruchhöhe aufweisen. Die Felsküsten bieten Lebensraum für zahlreiche Felsbrüter, und die Moränenküsten weisen oft eine reiche Fauna bodenbrütender Wildbienen auf.

An der deutschen Nordseeküste kommen Steilküsten nur auf Helgoland (Sandsteinküste) und auf den nordfriesischen Geestinseln (Sylt, Amrum) vor. An der Ostseeküste ist der Lebensraumtyp als Moränensteilküste entlang der gesamten Ostseeküste im Wechsel mit Nehrungen verbreitet.

#### 6.1.2 Faktencheck Artenvielfalt im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Ziel dieses Berichts ist es, alle uns zugänglichen Informationen zur biologischen Vielfalt und ihrer Änderung an Küsten und in Küstengewässern zusammenzufassen und zu vermitteln, wie sich die biologische Vielfalt in Deutschland entwickelt und wovon sie beeinflusst wird. Wir betrachten den aktuellen Status der Biotoptypen an Küsten und in Küstengewässern und ihrer Artengruppen und analysieren deren Trends (6.2). Wir heben die verschiedenen Ökosystemleistungen (6.3), die von der biologischen Vielfalt an Küsten und in Küstengewässern abhängig sind, hervor. Wir befassen uns mit den verschiedenen direkten Treibern (6.4), die sich positiv oder negativ auf die biologische Vielfalt auswirken, sowie mit Faktoren, die einen indirekten Einfluss haben (6.5). In Verbindung damit untersuchen wir die verschiedenen Instrumente und Maßnahmen (6.6), die innerhalb der deutschen Hoheitsgebiete in Nord- und Ostsee in Bezug auf den Biodiversitätsschutz von Relevanz sind. Dabei gehen wir auf Erfolge und Misserfolge dieser Instrumente und Maßnahmen ein. Abschließend erörtern wir Handlungsbedarfe und -optionen (6.7).



**Abbildung 6.3:** Zusammenstellung verschiedener für die deutschen Küsten und Küstengewässer repräsentativer Lebensräume, von links nach rechts und oben nach unten zeigen die Bilder Steilküsten Helgoland (Wolfgang Vogt/Pixabay), Priel (Frauke Riether/Pixabay), beweidetes Salzgrünland (analogicus/Pixabay), Sandstrand Ostsee (Raminta/Pixabay), offene See (Bernd Scheurer/Pixabay), Kreidefelsen auf Rügen (Zotx/Pixabay), Benthos (Uli Kunz), Seegrasswiese (Uli Kunz), Wattenmeer (Karina Mannott/Pixabay).

### Box 6.1: Klassifikation der marinen Biotope für den Naturschutz unter Einbeziehung der rechtlichen Grundlagen

Die Unterteilung von Lebensräumen in Biotoptypen hat sich in Bezug auf Naturschutz und Landschaftsplanung als hilfreich erwiesen und wurde deshalb auch weitestgehend in die Naturschutzgesetzgebung übernommen. Ein prominentes Beispiel ist die FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) von 1992, die die Naturschutzpolitik in Europa entscheidend geprägt hat. Die FFH-Richtlinie baut u. a. auf der Habitatklassifikation des European Nature Information System (EUNIS) auf. EUNIS unterscheidet zwischen rund 900 sogenannten Landhabitaten (Anhang I), die in der großen Mehrheit einer Biotoptypenklassifizierung anhand von Pflanzengemeinschaften entspricht und auf EU-weit vereinbarten pflanzensoziologischen Kriterien basiert, die zum großen Teil publiziert sind (Chytrý et al. 2020). Die Bundesländer klassifizieren ebenfalls Biotoptypen für Naturschutzzwecke anhand der vorliegenden Kartierschlüssel (z. B. von Drachenfels 2021 für Niedersachsen), die aufgrund lokaler Standortunterschiede zwischen den Bundesländern abweichen können.

Das EU-Recht verpflichtet die Mitgliedstaaten, Erhaltungsziele für alle geschützten Lebensraumtypen an Land und im Meer zu entwickeln. Erstens müssen gemäß Art. 4.2 der FFH-Richtlinie ausreichende Flächen aller aufgeführten Biotope unter nationalen Schutz gestellt werden. Dieser Prozess wurde für die gesamte deutsche Nord- und Ostsee mit der Ausweisung von Naturschutzgebieten in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) im Jahr 2017 abgeschlossen. Zukünftige Nutzungen mit möglichen negativen Auswirkungen unterliegen damit den relativ strengen Anforderungen des europäischen Naturschutzrechts. Mithilfe von Managementplänen sollen bestehende Belastungen reduziert werden. Dies hat sich allerdings als schwierig und langwierig erwiesen, insbesondere bei menschlichen Aktivitäten, die nicht national geregelt werden können, wie Fischerei und Schifffahrt (Krause et al. 2022b).

Mit der FFH-Richtlinie wurde auch das verbindliche Verschlechterungsverbot für Lebensraumtypen eingeführt. Dieses Prinzip wurde als Vorbild für weitere gesetzliche Regelungen zum Schutz von Biotopen übernommen. Die seit 2007 durchgeführten Zustandsbewertungen, die auf Basis der Bewertungen auf Landesebene (von Drachenfels 2021) erstellt werden und von den Mitgliedstaaten alle sechs Jahre an die EU-Kommission gemeldet werden müssen, haben bisher nur für den Lebensraumtyp Watt einen günstigen Erhaltungszustand ergeben.

Die FFH-Richtlinie beschränkt sich nicht auf den Biotopenschutz. Sie schreibt auch die Einrichtung von Schutzgebieten für Arten und ihre Lebensräume sowie einen strengen Schutz für einige besonders bedrohte Arten vor. Im Meer beschränkt sich die Auswahl der in Anhang II der FFH-Richtlinie aufgeführten Arten jedoch auf Meeressäuger, Schildkröten und einige Wanderfische. Unter Bezugnahme auf die Vogelschutzricht-

linie (Richtlinie 79/409/EWG, 2009/147/EG), die teilweise in die FFH-Richtlinie integriert ist, müssen auch räumliche Schutzmaßnahmen für die Zug-, Rast- und Überwinterungsgebiete aller See- und Küstenvögel festgelegt werden.

Die 2008 in Kraft getretene Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (Richtlinie 2008/56/EG, MSRL) sieht auch den Schutz des Meeresbodens vor. Anhang III (in der Fassung der EU KOM 2017) sieht für dieses Ziel eine feste Einteilung des gesamten Meeresbodens in EUNIS-Biotoptypen vor (sog. Broad Habitat Types, BHT). Die genauen Ziele für die einzelnen Biotoptypen werden derzeit noch zwischen den europäischen Mitgliedstaaten verhandelt. Die Aufteilung der Biotope für die deutsche MSRL-Meldepflicht 2018 (MSRL-Info) wird derzeit von den zuständigen Behörden überarbeitet. Änderungen sind nur in Details, nicht aber in der großräumigen Verteilung zu erwarten. Basierend auf den sehr heterogen verteilten Datenerhebungen (v. a. Greiferdaten und Fächerecholotdaten), geben die EUNIS-Biotoptypen im Vergleich zu den terrestrischen Biotopkarten nur ein sehr grobes Bild von der Verteilung der marinen Biotope wieder. Der deutsche MSRL-Bericht von 2018 zeigt erstmals eine für marine Maßstäbe derart feinkörnige Bewertung des Meeresbodens von Nord- und Ostsee. Im Ergebnis wurde der vorgegebene gute Umweltzustand (GÖZ) nicht erreicht (BMU 2018a; BMU 2018b).

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRRL 2000, WHG), die im Meer nur bis zu einer Seemeile vor der Küstenlinie gilt, unterteilt die Küstengewässer in sogenannte Wasserkörper. Bei der Zustandsbewertung der Wasserkörper wird der Meeresboden durch die Bewertung von Makrophyten und Makrozoobenthos berücksichtigt. Die WRRRL gibt rechtlich klare Ziele vor mit einem Verschlechterungsverbot und einem Gebot zur Verbesserung des Zustands in einem fünfstufigen Bewertungssystem. Das Verbesserungsgebot wurde von einem EuGH-Urteil im Jahr 2015 noch mal deutlich bestätigt (Az. C461/13). Die räumliche Einordnung der WRRRL ist für behördliche Entscheidungen in diesem Küstenabschnitt maßgeblich.

Es gibt zwei weitere Klassifizierungen der Biotoptypen, die sich an der europäischen Gesetzgebung orientieren, aber nur in Deutschland rechtlich bindend sind. Dies sind zum einen die gesetzlich geschützten Biotoptypen nach § 30 BNatSchG. Außerdem gibt es die Bundeskompensationsverordnung von 2020 (BKompV 2020), welche die gesetzlich vorgesehene naturschutzrechtliche Eingriffsregelung für geplante Projekte konkretisiert, die in den Zuständigkeitsbereich der Bundesbehörden fallen. Die Grundlage der Verordnung ist ein Biotopwertverfahren, das sich auf die Biotoptypen der Anlage 2 bezieht. Hier werden bundesweit einheitlich, basierend auf der aktualisierten Roten Liste, der FFH-Richtlinie und der gesetzlich geschützten Biotope, Biotoptypen aufgeführt und im Rahmen einer Skala von 1 bis 24 Wertpunkten bewertet.

## 6.2 Status und Trends der biologischen Vielfalt an Küsten und in Küstengewässern

### 6.2.1 Biodiversitätsmonitoringprogramme an Küsten und in Küstengewässern

Im Jahr 2008 ist die EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) in Kraft getreten, die ein breit angelegtes marines Monitoring biologischer Parameter als Grundlage der Bewertung des Umweltzustands vorschreibt. Das marine Monitoring wird in Deutschland durch das im März 2012 geschlossene »Bund/Länder Verwaltungsabkommen Meeresschutz« geregelt. Hierbei steht vor allem die Zusammenarbeit zwischen Bund und Ländern hinsichtlich der Umsetzung der MSRL im Vordergrund. Das oberste beschlussfassende Gremium in dieser Zusammenarbeit ist die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Nord- und Ostsee (BLANO). Der BLANO unterstehen vier sogenannte Querschnittsarbeitsgruppen: AG Erfassen und Bewerten, AG Daten, AG Qualitätssicherung und AG Maßnahmen und Sozioökonomie. Das Meeresmonitoring wird von der AG Erfassen und Bewerten betreut. Sie begleitet die Erstellung der Monitoringkonzepte und die Umsetzung des Monitorings.

Die Zuständigkeiten des Monitorings sind zwischen dem Bund und den Ländern aufgeteilt, wobei der Bund unter Federführung des Bundesamts für Naturschutz (BfN) verantwortlich für das Monitoring innerhalb der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) ist. Die jeweiligen Naturschutzbehörden und Nationalparkverwaltungen der Bundesländer Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Hamburg und Bremen hingegen verantworten die Monitoringaufgaben innerhalb der 12-Seemeilen-Zone.

Zusätzlich gibt es eine Reihe von Langzeitmonitoringprogrammen, die von verschiedenen Forschungseinrichtungen durchgeführt werden. Ein Teil dieser Initiativen hat sich im Verein LTER-D (Long-term ecological research Deutschland) zusammengeschlossen. Das Netzwerk wurde 2006 gegründet und umfasst mittlerweile sieben Langzeitmonitoringstationen zu unterschiedlichen Organismengruppen innerhalb der Küstengewässer und AWZ von Nord- und Ostsee. Beteiligte Institutionen sind das Senckenberg am Meer, das Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung, die Universität Oldenburg, die Nationalparkverwaltungen Niedersächsisches und Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, das Institut für Ostseeforschung Warnemünde und das GEOMAR.

Das Monitoring von kommerziell und nicht kommerziell genutzten Fischarten wird über verschiedene

Surveys für demersale und pelagische Arten durchgeführt, die vom Internationalen Rat für Meeresforschung (ICES, Kap. 6.2.1.2.) geplant und evaluiert werden. Langzeitdaten aus ICES-koordinierten Trawl-Surveys stehen als Rohdaten im Datenportal DATRAS bereit (www.ices.dk). Für pelagische Arten stehen zusätzlich Informationen aus internationalen Hydroakustiksurveys zur Verfügung. Das Thünen-Institut führt als Bundesforschungsinstitut mit diversen jährlich durchgeführten Forschungssurveys die deutsche Komponente dieser Monitoringaufgaben in Nord- und Ostsee aus.

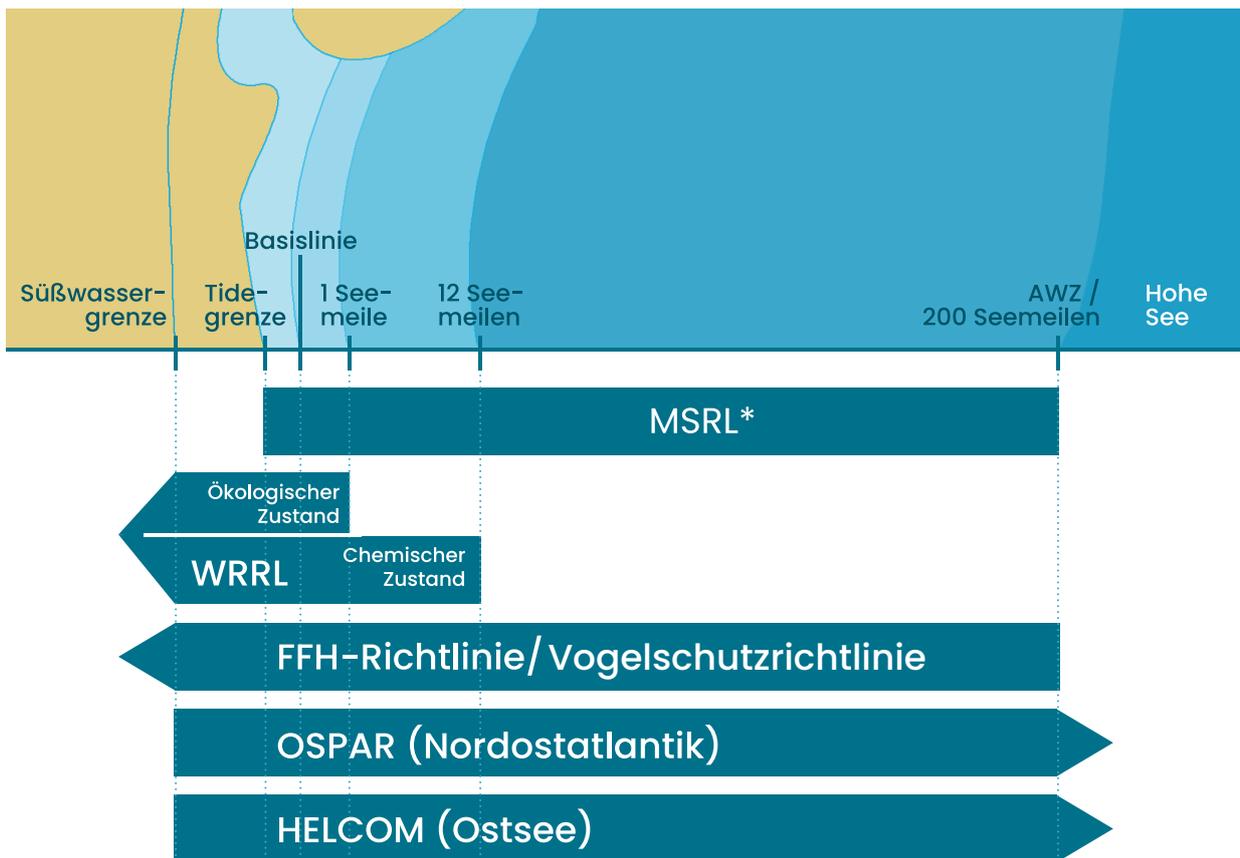
#### 6.2.1.1 Europaweite Richtlinien für Meer und Küste

Die **EU-Wasserrahmenrichtlinie** (Richtlinie 2000/60/EG, WRRL) begründete den Beginn einer integrierten Gewässerschutzpolitik in Europa und soll zu einer koordinierten Bewirtschaftung der europäischen Gewässer innerhalb ihrer Flusseinzugsgebiete führen. Für die Überprüfung der Wirksamkeit festgesetzter Maßnahmen wird seit 2006 ein kontinuierliches Monitoringprogramm durchgeführt. Auch wenn die WRRL nicht auf eine Bewertung der biologischen Vielfalt ausgerichtet ist, werden außer physikalisch-chemischen und hydromorphologischen auch biologische Parameter erfasst. In den Küstengewässern sind das Phytoplankton, Großalgen, Angiospermen und die benthische wirbellose Fauna.

Der Geltungsbereich der Wasserrahmenrichtlinie (Abb. 6.4) reicht innerhalb der Küstengewässer bis zur 1-Seemeilen-Grenze, mit Hinblick auf die Bewertung des chemischen Zustands allerdings bis zur Hoheitsgrenze. Wir weisen an dieser Stelle darauf hin, dass die Bezeichnung »Küstengewässer« in der WRRL sich von der Verwendung im *Faktencheck Artenvielfalt* unterscheidet.

Die **EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie** (Richtlinie 2008/56/EG) bildet seit dem Jahr 2008 die Säule der EU-Meerespolitik und gibt somit den rechtsverbindlichen Rahmen für eine Strategie für den Schutz und die Erhaltung der europäischen Meeresumwelt. Ziel ist es, saubere, gesunde und produktive Meere und deren biologische Vielfalt langfristig zu bewahren bzw., wo durchführbar und notwendig, diese wiederherzustellen.

Das Monitoring der MSRL wird als Teil von 6-Jahres-Zyklen (Zustandsbericht → Monitoring → Maßnahmenplanung und -operationalisierung → Zustandsbericht → ...) durchgeführt. Dabei stellt die biologische Vielfalt einen von elf Deskriptoren für die Bewertung des »guten Umweltzustands« dar. Diversitätsindikatoren werden aber auch für einige weitere Deskriptoren, z. B. Nahrungsnetze, verwendet. Da sich der Geltungsbereich der WRRL bis zur 1-Seemeilen-Grenze erstreckt,



\* MSRL, soweit nicht durch die WRRL abgedeckt

**Abbildung 6.4:** Geltungsbereiche der relevanten EU-Richtlinien (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie [MSRL], Wasserrahmenrichtlinien [WRRL], Vogelschutzrichtlinie [V-RL], Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie [FFH-RL]) und regionalen Meeresschutzübereinkommen (HELCOM, OSPAR).

bezieht sich die MSRL vor allem auf den restlichen Teil der deutschen Nord- und Ostsee und immer in Ergänzung zur WRRL (Abb. 6.4).

Die **Vogelschutzrichtlinie** (V-RL, Richtlinie 2009/147/EG) ist die älteste der EU-Naturschutzrichtlinien und wurde bereits 1978 erlassen. Sie zielt auf den Schutz aller natürlicherweise auf dem EU-Gebiet vorkommenden Vogelarten, inklusive Zugvögel, ab. Alle Mitgliedstaaten haben sich u. a. zur Errichtung von geeigneten Schutzgebieten verpflichtet. Auch wenn die V-RL ein Monitoring nur indirekt vorgibt, ist ein systematisches Monitoring für die Entwicklung von Maßnahmen und in Bezug auf die Berichtspflichten unerlässlich.

Die **Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie** (FFH-RL, Richtlinie 92/43/EWG) zielt auf die Wiederherstellung und Bewahrung des günstigen Erhaltungszustands von Arten und Biotoptypen von gemeinschaftlichem Interesse ab. Teil der Richtlinie ist die Ausweisung von Schutzgebieten, die zusammen mit den Schutzgebieten der V-RL ein EU-weites Schutzgebietsnetzwerk (»Natura 2000«) ergeben sollen. Für die nationalen FFH-Berichte, die den Erhaltungszustand der einzelnen Biotope und

-arten und durchgeführte Maßnahmen wiedergeben, müssen entsprechende Monitoringaktivitäten durchgeführt werden.

#### 6.2.1.2 Nord- und ostseespezifische Abkommen

Das Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets (**Helsinki-Übereinkommen, HELCOM**) von 1992 legt die Rahmenbedingungen für die Zusammenarbeit der neun Ostseeanrainerstaaten und der EU bei der Vermeidung bzw. Bewältigung der Verschmutzung der Ostsee und der Erhaltung und Wiederherstellung ihres ökologischen Gleichgewichts fest. Die Vertragsstaaten kooperieren u. a. auf den Gebieten Monitoring, Bewertung, Maßnahmen und Forschung.

Bisher wurden Berichte (HOListic ASsessment) für drei Monitoringperioden (2003–2007 HOLAS, 2011–2016 HOLAS 2, 2016–2023 HOLAS 3) veröffentlicht. Da HOLAS 3 erst kurz vor Fertigstellung dieses Berichts veröffentlicht wurde, konnten nur die Inhalte von HOLAS 2 in die Bewertung einfließen.

Das Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (**Oslo-Paris-Übereinkom-**

men, OSPAR) wurde ebenfalls 1992 geschlossen und 1994 in die nationale Gesetzgebung übernommen. Die 15 Vertragsstaaten kooperieren über die OSPAR-Kommission auf den Gebieten Monitoring, Bewertung, Maßnahmen und Forschung zu den Bereichen Biodiversität und Ökosysteme, menschliche Aktivitäten, Schadstoffe und Eutrophierung, Offshore-Industrie, radioaktive Substanzen und bei Querschnittsthemen.

OSPARs Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) beschreibt die Überwachungsstrategie, Themen und Produkte zu Monitoring und Überwachung, die für die OSPAR-Mitgliedstaaten festgelegt sind, einschließlich der Anforderungen für thematische und holistische Bewertungen. Die Bewertung wird in sogenannten Quality Status Reports (QSR) veröffentlicht. Es wurden bisher drei Berichte (2000, 2010, 2023) und ein Zwischenbericht im Jahr 2017 veröffentlicht. Auch hier kann sich der *Faktencheck Artenvielfalt* nur auf die Ergebnisse von 2017 beziehen.

Als Teil der **trilateralen Wattenmeerzusammenarbeit**, innerhalb derer Dänemark, Deutschland und die Niederlande seit 1978 zum Schutz der ökologischen Einheit des Wattenmeers in vielen Bereichen eng kooperieren, wird ebenfalls ein trilaterales Monitoring- und Bewertungsprogramm (Trilateral Monitoring and Assessment Programme, kurz TMAP) durchgeführt. Die Ergebnisse des TMAP sowie Maßnahmenvorschläge werden in regelmäßigen Abständen in Form von Bewertungsberichten (Wadden Sea Quality Status Report – QSR) zusammengetragen.

Der **Internationale Rat für Meeresforschung** (ICES, International Council for the Exploration of the Sea) ist eine zwischenstaatliche Organisation für Meeresforschung, die sich zum Ziel gesetzt hat, Forschung in Bezug auf den Zustand, Ökosystemleistungen und die nachhaltige Nutzung von Meeren voranzutreiben und bereitzustellen. Der Rat ist ebenso beratend im Bereich Naturschutz, Nachhaltigkeit und Management tätig. Er besteht aus einem Netzwerk von fast 6.000 Wissenschaftler:innen aus über 700 Institutionen der insgesamt 20 Mitgliedstaaten. Die Arbeit des Rats findet hauptsächlich in der Ausrichtung von Facharbeitsgruppen, integrierenden Beratungsgremien und in der Koordination internationaler Monitoringsurveys statt. ICES stellt Bottom-Trawl-Survey-Daten für weite Bereiche in Nord- und Ostsee in öffentlichen Datenbanken (z. B. DATRAS, Database of Trawl Surveys) frei zur Verfügung. Darin sind kontinuierliche Zeitreihen unterschiedlicher Länge von Fangmengen enthalten, die teilweise bis zu 45 Jahre zurückreichen.

### 6.2.1.3 Weitere arten- und artengruppen-spezifische Abkommen

Zusätzlich zu den gebietsspezifischen Abkommen gibt es weitere arten- oder artengruppenspezifische Abkommen, deren Aktivitäten ebenfalls Monitoring und Aktionspläne in Bezug auf den Erhalt der jeweiligen Artengruppe umfassen. Dazu zählen unter anderem das **Artenschutzabkommen für Seehunde** (WSSA, Agreement on the Conservation of Seals in the Wadden Sea, 1991), das **Abkommen zur Erhaltung der Kleinwale in der Nord- und Ostsee, dem Nordatlantik und der Irischen See** (ASCOBANS, Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas, 1991) und das **Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel** (AEWA, Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds, 1995).

### 6.2.1.4 Entwicklungen in der Methodik

Verschiedene menschliche Nutzungsformen wie auch Meeresschutzmaßnahmen beanspruchen zunehmend mehr marinen Raum und führen dabei auch dazu, dass Meeresgebiete für ein herkömmliches Monitoring unzugänglich werden. Deshalb sind neue Methoden erforderlich, die möglichst wenig invasiv wirken und die gleichzeitig die durch Nutzung und Schutz erwirkten massiven Veränderungen der Lebensräume abbilden können.

Geeignete Methoden hierfür werden derzeit intensiv weiterentwickelt, in Feldversuchen getestet oder bereits in Pilotprogrammen eingesetzt. Dazu zählen optische Methoden wie beispielsweise Video-Plankton-Recorder, Videoschlitten oder BRUVs (Baited Remote Underwater Video) (Ditria et al. 2022; Nalmpanti et al. 2023). In der Fischereiforschung werden auch an das Netz montierte Kamerasysteme erprobt. Zudem finden immer mehr passiv-akustische Methoden im Umweltmonitoring ihren Einsatz (Gibb et al. 2019; Mooney et al. 2020; Williams et al. 2022). Relevant für fast alle diese Methoden ist die Weiterentwicklung automatischer und »Machine Learning«-basierter Ansätze sowie weiterer auf künstliche Intelligenz (KI) gestützte Bild- und Datenanalyseverfahren (Ditria et al. 2022; Goodwin et al. 2022; Rubbens et al. 2023). Diese spielen z. B. bei der Klassifizierung von Arten anhand von Bilddaten (Irisson et al. 2022) oder der verbesserten Auswertung von Fernerkundungsdaten eine wichtige Rolle (Davies et al. 2023; Dierssen et al. 2021).

Um die hohe Variabilität mariner Prozesse abzubilden, bedarf es zudem zeitlich und räumlich hochauflöser Messungen, die nur über eine Kombination von verschiedenen stationären (z. B. Bojen, Messpfählen)

und mobilen (z. B. Ships-of-Opportunity, Glider) Messplattformen und Sensorsystemen mit unterschiedlichen Spezifikationen zu erreichen sind. Automatisierte Methoden bieten hier ebenfalls die Möglichkeit, ein nicht invasives und kosteneffizientes Monitoring auf zeitlichen und räumlichen Skalen zu betreiben, die mit traditionellen Methoden nicht leistbar wären, aber für einen datenbasierten Naturschutz unentbehrlich sind (Ditria et al. 2022).

Weltweit erfassen heute erst wenige Meeresmonitoringprogramme auch Mikroorganismen und Viren. Damit fehlen für die Verfolgung der Entwicklung der biologischen Vielfalt und Funktionalität von Ökosystemen wichtige Daten. Die molekulargenetische Analyse von eDNA (environmental DNA, Umwelt-DNA) stellt eine zukunftsorientierte und nicht invasive Methode für ein einheitliches Monitoring über das gesamte Spektrum der marinen Biota verschiedener Taxonomie, Lebensgemeinschaften und trophischen Stufen dar, inklusive des Mikrobioms/Viroms. Hierbei wird lediglich das genetische Material aus einer Umweltprobe wie dem Meerwasser extrahiert, sequenziert und den Arten zugeordnet, ohne die Zielorganismen zu beproben (Taberlet et al. 2018; Ohnesorge et al. 2023). Speziell für marine Tiere, die gefährdet, nicht einheimisch oder kryptisch sind, hat eDNA-Analyse ein hohes Potenzial, Veränderungen in der marinen Vielfalt zu erkennen. Allerdings befinden sich die Methoden für verschiedene taxonomische Gruppen noch in der Evaluierungs- und Validierungsphase. Auch die Bestimmung von Abundanzen und Biomassen mittels eDNA bedarf weiterer Forschung.

## 6.2.2 Status und Trends der Lebensräume und Organismengruppen an Küsten und in Küstengewässern

### 6.2.2.1 Status und Trends der Lebensraumtypen

#### Status und Trends Rote Liste gefährdeter Biotoptypen

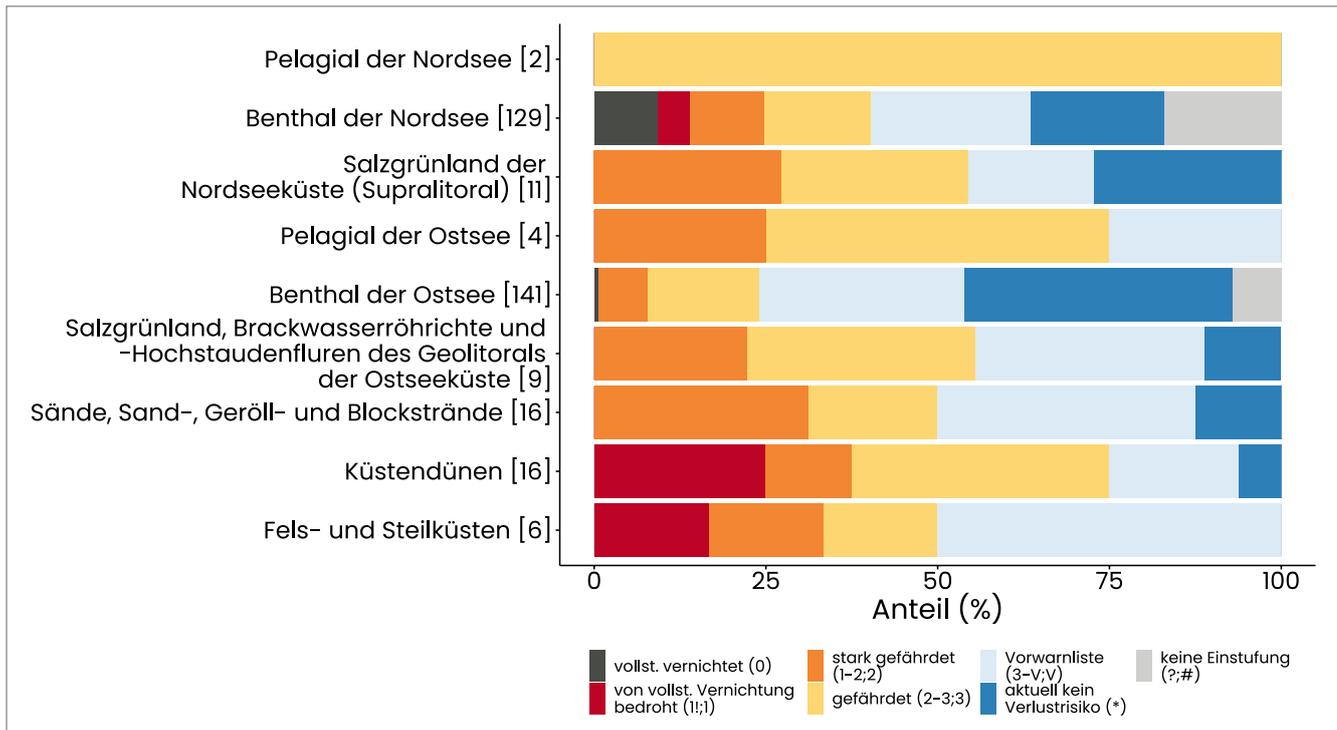
Die **Rote Liste gefährdeter Biotoptypen** stuft **51,1 % der Meeresbiotoptypen als langfristig gefährdet** ein (Kategorie 0–3). Dabei gilt die Gefährdungslage für die Nordsee als prekärer als für die Ostsee (Abb. 6.5). Im Benthos der Nordsee finden sich zwölf der 13 vollständig vernichtete Biotoptypen, u. a. die *Zostera*-Seegraswiesen auf sublitoralem ebenem Sandgrund sowie der Biotoptyp sublitoraler Schillgrund mit Europäischen Austern. Im Benthos der Ostsee besteht für knapp die Hälfte der Biotoptypen aktuell kein Verlustrisiko, ein Viertel hingegen gilt als gefährdet bis stark gefährdet. Ein weiteres Viertel wird auf der Vorwarnliste geführt. Insgesamt ist ein hoher Anteil der Meeresbiotoptypen in ihrer Entwicklungstendenz (= Entwicklung der letzten ca. zehn Jahre und Prognose für nähere Zukunft) stabil, d. h., in vielen Fällen ist die angestrebte Verbesserung des Zustands bisher nicht eingetreten. (Kap. 2, Abb. 2.2).

Bei den **Küstenbiotopen gelten 87,9 % als langfristig gefährdet**. Nur für einen geringen Teil der Küstenbiotoptypen gilt aktuell kein Verlustrisiko, beispielsweise für das anthropozoogen überformte Salzgrünland der Nordsee oder für Dünengebüsche mit nicht autochthonen Arten. Von der vollständigen Vernichtung bedroht scheinen hingegen die feuchten bis nassen Biotoptypen der Dünen sowie die extrem seltenen Wanderdünen und

#### Box 6.2: Definition von Zielvariablen und Zielgrößen

Biodiversität und der Erhalt der biologischen Vielfalt sind in der MSRL der erste Deskriptor zur Festlegung eines guten Umweltzustands (Art. 9 MSRL). Auch die Deskriptoren D2–D4 sowie D6 sind mittelbar mit der Biodiversität verbunden, da hier nicht einheimische Arten, kommerziell genutzte Fisch- und Schalentierbestände sowie Nahrungsnetze und Meeresbodenintegrität adressiert werden. Auf der Ebene der Europäischen Union wird versucht, diese allgemeinen Formulierungen in Bewertungsschemata einzubeziehen. Eine wichtige Rolle kommt den 15 Vertragsstaaten des Oslo-Paris-Abkommens von 1992 (OSPAR) für die Nordsee zu sowie den zehn Vertragsstaaten der Helsinki-Kommission (HELCOM) in der Ostsee. Beides sind zwischenstaatliche Organisationen, die eine regionale Meereskonvention umsetzen (Details Kap. 6.2.1). Dies macht eine weitere Besonderheit des Lebensraums Küste deutlich. So sind sowohl Zielvariablen als auch Bewertungen und Maßnahmenvorschläge aufgrund der hohen Fluidität des Systems und der Konnektivität immer nur in einem internationalen Kontext möglich.

Trotz der klaren Zielvorgaben ist die Verknüpfung mit expliziten (messbaren) Zielgrößen nicht oder nur teilweise erfolgt. Harmonisierungsprozesse führen oft zu einem Fokus auf Schlüsselarten und Grenzwerte (Palialexis et al. 2019), deren Relevanz im Kontext der Biodiversitätsbewertung nicht immer geklärt sind. Auf der anderen Seite steht ein sehr breiter Katalog von Variablen zur Bewertung zur Verfügung (Rombouts et al. 2019; Teixeira et al. 2016). Diese sind jedoch abhängig vom Probenahmeaufwand (Artenzahl, diverse Indizes) und eignen sich daher nicht als absolute Zielgrößen. Dennoch lassen sich zeitliche Trends beschreiben, wenn die gewählten Monitoringansätze durchgängig bedient werden. Hierfür nutzen wir im Rahmen des Kapitels als emergente Zielgrößen auf der Ebene der Lebensgemeinschaft die Gesamtbiomasse oder -abundanz, die Artenzahl und die Effektive Artenzahl (ENS = Effective Number of Species).



**Abbildung 6.5:** Rote Liste Status der Biotypen Deutschlands mit Zuordnung zu Küsten und Küstengewässern, differenziert nach Biotypengruppen, nach Rote Liste der gefährdeten Biotypen Deutschlands. Zahl in eckigen Klammern = Anzahl der Biotypen je Biotypengruppe. Modifiziert nach Finck et al. (2017).

Sandsteinfelsküsten (Helgoland). Insgesamt hat sich die Situation für die Küstenbiotope **im Vergleich zu 2006 wenig geändert** (Finck et al. 2017) (Kap. 2, Abb. 2.2).

#### Status und Trends der FFH-Lebensraumtypen

Der aktuelle nationale Bericht der FFH-Richtlinie (2019) für die Meeres- und Küstenlebensraumtypen weist in der **Ostsee keinen einzigen Lebensraumtyp mit gutem Erhaltungszustand aus**. Knapp die Hälfte (8 von 19) sind in einem ungünstig-unzureichenden Zustand. Der Zustand der meisten Lebensraumtypen (11 von 19) wird als ungünstig-schlecht erhalten ausgewiesen. Für etwas mehr als ein Drittel (7 von 19) verschlechterte sich der Zustand weiter, die Mehrheit bleibt in ihrem Gesamtrend stabil. In der **Nordsee sind knapp die Hälfte (9 von 20) der Lebensraumtypen in einem günstigen Zustand**. Je ein Viertel wird als ungünstig-unzureichend und als ungünstig-schlecht erhalten bewertet. Vier von 20 verschlechtern sich im Gesamtrend weiter, auch hier bleibt die Mehrheit in ihrer Entwicklung stabil.

Vor allem küstennahe Dünenbiotopkomplexe gelten in beiden biogeografischen Regionen als schlecht erhalten. Dem gegenüber stehen günstig erhaltene Wattbiotopkomplexe in der Nordsee, die sich weiterhin stabil entwickeln. Besonders positiv fallen die beiden küstennahen Lebensraumtypen der Primärdünen und Dünen mit Sanddorn in der Nordsee auf, die sich mit ihrem

bereits günstigen Erhaltungszustand im Gesamtrend weiter verbessern. Gegensätzlich in beiden Regionen werden z. B. die Lagunen (Strandseen) sowie Fels- und Steilküsten mit Vegetation bewertet, die in der Nordsee in einem stabilen günstigen Zustand erhalten sind, während sie in der Ostsee in einem andauernden ungünstig-schlechten Zustand verbleiben.

Die küstenfernen Lebensraumtypen der Riffe und überspülten Sandbänke sind in beiden biogeografischen Regionen in ungünstigem Zustand. In der Nordsee entwickelten sie sich zwar stabil, aber weiter auf ungünstig-schlechtem Niveau. Der ungünstig-unzureichende Zustand der Riffe in der Ostsee verschlechtert sich derzeit im Gesamtrend weiter.

#### 6.2.2.2 Status und Trends der Organismengruppen

##### Übersicht der Ergebnisse des Weighted Vote Count

Ziel der hier zugrunde liegenden Analyse war es, das Literaturwissen zu zeitlichen Biodiversitätstrends zu extrahieren und ein räumlich explizites, möglichst umfassendes Bild der vorhandenen Datenlage zu gewinnen, das über eine reine Experteneinschätzung hinausgeht. Es wurde dabei englischsprachige und deutschsprachige Literatur berücksichtigt. Englischsprachige Literatur wurde gemäß den Empfehlungen für systematische wissenschaftliche Untersuchungen in der Ökologie (Gusenbauer & Haddaway 2020, Foo et al. 2021) im Web of

Science und-in-Scopus gesucht. Um gezielt auf die Biodiversität abzielen, wurden passende Schlagwörter im Bereich der Biodiversität, des Lebensraumtyps und der Region definiert. Die vollständigen Jahresindizes einer Liste von relevanten deutschsprachigen Zeitschriften wurden anhand der Überschriften nach potenziell relevanten Artikeln durchsucht (Anhang A2.2). Forschungsberichte wurden u. a. über die Webseiten von UBA, BfN, des Thünen-Instituts sowie über die Webseiten der Landesumweltämter und weiterer länderspezifischer Behörden identifiziert. Zudem wurden Recherchen über Google und Google Scholar durchgeführt, um relevante Publikationen aus dem deutschsprachigen Raum zu identifizieren. Weitere Quellen bestanden z. B. in ausgewählten akademischen Abschlussarbeiten (Bachelor-/Masterarbeiten und Dissertationen). Weitere relevante Artikel wurden während des Schreibprozesses durch die Autorenschaft ergänzt. Hinzu kam die statistische Auswertung von vorhandenen Monitoringdaten und Daten aus Wiederholungsstudien. Eine ausführliche Beschreibung der Methodik sowie eine Liste der analysierten Artikel und Datensätze finden sich in Anhang A2.1.

Es ist zu betonen, dass es nicht »das eine« Maß für biologische Vielfalt gibt, sondern die biologische Vielfalt mit verschiedenen Maßzahlen (bspw. Artenzahl, Biomasse, Artenzusammensetzung) bestimmt werden sollte (Sinclair et al. 2024). Aufgrund der hohen Variabilität zwischen Arten und Lebensräumen konnte bislang keine der genannten einzelnen Untersuchungen, auch wenn sie auf langen Zeitreihen, aggregierten Daten oder Kartierungen beruhen, ein Gesamtbild über Biodiversitätsänderungen in Deutschland liefern. Der *Faktencheck Artenvielfalt* geht einen wichtigen Schritt, diese Lücke zu schließen.

Anders als bei den Rote-Liste-Trends, die Populationsentwicklungen einzelner Arten in den Blick nehmen, fokussiert diese Analyse auf Facetten der biologischen Vielfalt von Lebensgemeinschaften (Artenzahl, Häufigkeiten und »Effektive Artenzahl«, die die Häufigkeitsverteilung von Arten einer Gemeinschaft berücksichtigt).

Wir kategorisieren die Biodiversitätsmaße in drei größere Gruppen:

**Artenzahl (S)** ist die präsenzbasierte Anzahl unterschiedlicher Taxa unabhängig von ihrer Dominanz oder Seltenheit. Für Organismengruppen, die mehrfach im Jahr gemessen werden, werden Artenlisten für jeweils ein Jahr aggregiert, da die Langzeittrends und nicht die saisonalen Entwicklungen hier von Interesse sind. Von Zeitreihen, die aus der Literaturanalyse stammen, wird der Trend so übernommen, wie er in der jeweiligen Publikation beschrieben wurde, von denen, die auf Rohda-

ten basieren, wird der zeitliche Trend der log-transformierten Artenzahl errechnet.

Eine Reihe von Diversitätsmaßen bezieht die relative Abundanz der Arten in den Lebensgemeinschaften mit ein. Indizes wie Shannon, Simpson oder die Serie der Hill-Numbers sind weit verbreitet. Während in der Literaturanalyse die jeweils angegebenen Maße benutzt werden, wird für die Analyse der vorliegenden Daten die Effektive Artenzahl (**Effective Number of Species, ENS**) als Diversitätsmaß verwendet. ENS ist für verschiedene Dominanzgewichte möglich, hier benutzen wir die Gewichtung nach Simpson. ENS entspricht in diesem Fall per Definition der Artenzahl, deren es mindestens bedarf, um die entsprechende Simpson-Diversität zu erreichen. ENS ist für vergleichende Analysen geeignet, da es weniger als andere Maße durch Unterschiede bei der Probenahme, der Größe des Artenpools und räumlichen Aggregation von Individuen beeinflusst wird (Chase & Knight 2013). Zur Vereinfachung der Darstellung werden in der Darstellung alle dominanzbezogenen Diversitätsmaße unter der Rubrik ENS dargestellt.

Unabhängig von der Artenzahl und Diversität kann sich auch die Individuenzahl oder deren Biomasse in einem Lebensraum verändern. Dabei ist für verschiedene Organismengruppen die Angabe von Abundanzen oder Biomassen pro Art oft eine logische Folge der Biologie bzw. des Monitoringansatzes. Dennoch werden beide, die Gesamtbiomasse und die Gesamtabundanz (pro Flächenmaß oder Volumen), hier gemeinsam als **Abundanz** vorgestellt. Auch hier wurde für die Analyse der Zeitserien eine log-Transformation durchgeführt und die Literaturangaben so übernommen, wie in den jeweiligen Publikationen angemerkt. Es wurden nur Zeitreihen verwendet, bei denen das verwendete Biodiversitätsmaß innerhalb der jeweiligen Zeitserie konsistent verwendet wurde.

Zur Auswertung der zeitlichen Biodiversitätstrends nutzen wir die Methode des Weighted Vote Count (gewichtete Stimmzählung). Beim Weighted Vote Count wird jeder einzelnen Studie oder jedem Datensatz ein bestimmtes Ergebnis zugewiesen und nach der Anzahl der Beobachtungsjahre gewichtet. Dadurch erhalten Studien mit einer größeren Beobachtungsdauer ein stärkeres Gewicht. Die zeitlichen Trends werden dann den Kategorien positiv, negativ, neutral, negativ zu positiv (Zunahme nach vorheriger Abnahme) und positiv zu negativ (Abnahme nach vorheriger Zunahme) zugeordnet. Für die Literaturanalyse wird dies aus den Schlussfolgerungen der Artikel übernommen, für die Datenanalyse erfolgt die Zuordnung anhand der statistischen Analyse von linearen und nicht linearen Regressionen.

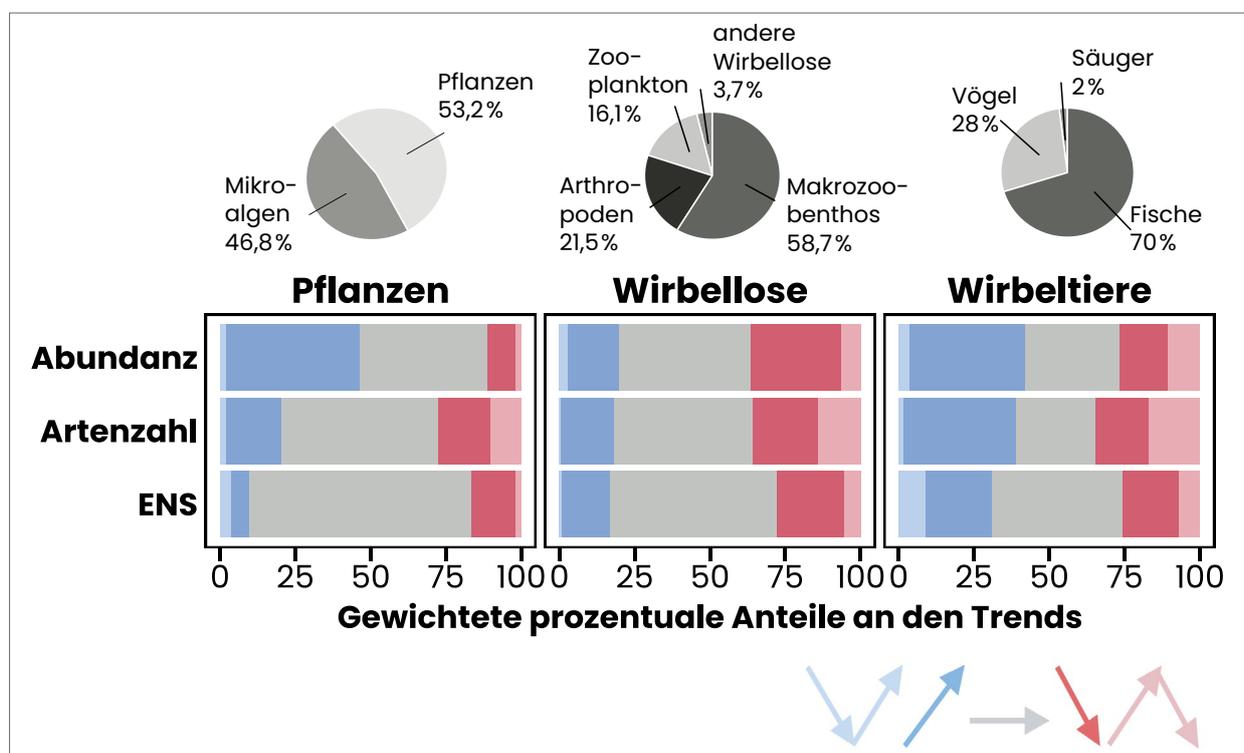
Während die Roten Listen detaillierte Informationen zu Einzelarten verschiedener Organismengruppen liefern, findet die Auswertung des Weighted Vote Count für den Lebensraum Küste und Küstengewässer hier auf Ebene der Hauptgruppen (Pflanzen inklusive Algen, Wirbeltieren und Wirbellosen) statt. Detaillierte Ergebnisse für einzelne Organismengruppen, wenn möglich auch aufgeteilt für die Nord- und Ostsee, finden sich zusätzlich in den Unterkapiteln.

Aus der Recherche (Stand 19.12.2023) entfielen von insgesamt 15.272 einzelnen Biodiversitätstrends 1.654 auf den Lebensraum »Küste und Küstengewässer«, was etwas mehr als 10 % aller Trends ausmacht (s. Abb. 2.7). Davon stammten 1.409 aus ausgewerteten Datensätzen, die verbleibenden aus gesichteter Literatur. Aufgeteilt auf die Hauptgruppen der Organismen, fokussierten die Studien in ähnlichen Teilen auf Wirbellose (535 Trends), Pflanzen (inkl. Algen) (568 Trends) und Wirbeltiere (551 Trends). Die Studien untersuchten in etwa gleichem Maße die zeitlichen Änderungen der Abundanz (554 Trends), Artenzahl (549 Trends) und der Effektiven Anzahl der Arten (ENS; 551 Trends).

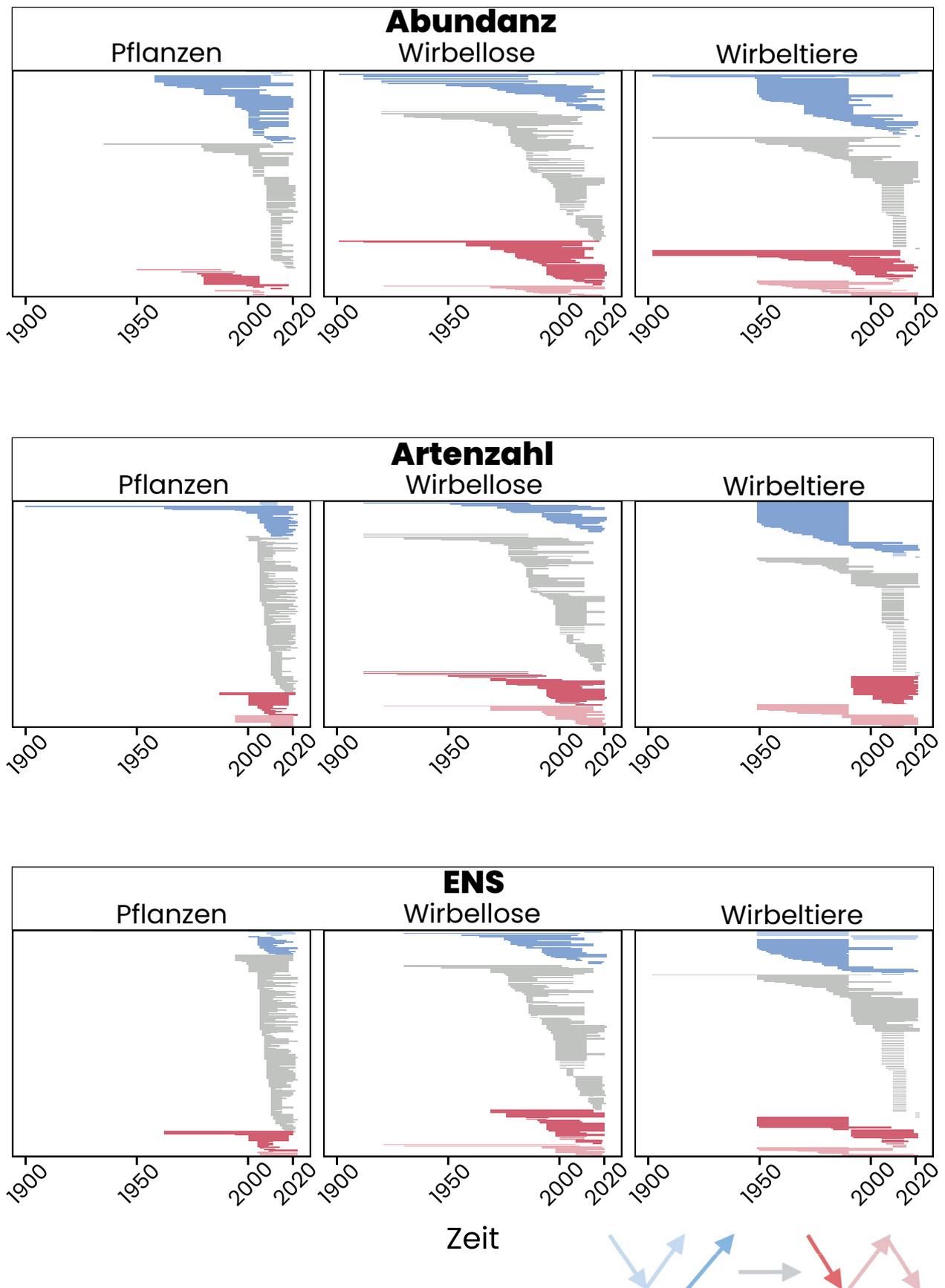
In der Gruppe der Pflanzen (inkl. Algen) war ein erheblicher Prozentsatz der gewichteten Trends der Abundanz positiv (45 %) oder neutral (40 %), nur wenige Studien zeigten einen negativen (15 %) Trend in der Ab-

undanz (Abb. 6.6). Auch in Studien zur Artenzahl überwog der Anteil positiver (19 %) Trends über dem negativer (9 %) Trends bei 72 % neutralen Zeitserien. Der Anteil neutraler Trends für ENS war mit 76 % sehr hoch, der Anteil positiver (12 %) und negativer (12 %) Trends war gleich. In der Gruppe der Wirbellosen dominierten negative Trends in allen untersuchten Biodiversitätsmaßen. 47 % der Abundanztrends, 34 % der Artenzahlrends und 28 % der ENS Trends waren negativ, bei 33–54 % neutralen Trends. Somit wiesen 25 % (Abundanz), 20 % (Artenzahl), und 17 % (ENS) positive Trends auf. Die Trends in der Abundanz von Wirbeltieren waren zu 27–44 % neutral. Die gewichteten Trends verteilten sich für Abundanz etwa gleichmäßig auf positiv (28 %) und negativ (34 %), ebenso für Artenzahl (34 % negativ, 28 % positiv) und ENS (26 % negativ, 31 % positiv).

Es muss darauf hingewiesen werden, dass mehrere Gründe dazu führen können, dass im Weighted Vote Count mehr positive Trends zu finden sind, als es die Roten Listen für die Organismengruppen widerspiegeln. Zum einen gibt es bei Monitoringdaten einen statistischen Bias hin zu positiven Trends der Artenzahl, da lokales Aussterben nach Umweltveränderung verzögert und über lange Zeiträume erfolgt, während das Detektieren von lokaler Einwanderung unverzüglich erfolgen kann (Kuczynski, Ontiveros & Hillebrand 2023).



**Abbildung 6.6:** Gewichtete prozentuale Anteile. An den Trends der gemessenen Biodiversitätsmaße (Effektive Anzahl der Arten [ENS], Artenzahl, Abundanz) für die jeweilige Artengruppe im Lebensraum Küste und Küstengewässer. Unterschiedliche Trends sind farblich codiert (Pfeilsymbole): positiv: blau, Wechsel von negativ zu positiv: hellblau, neutral (kein Trend): grau, negativ: rot, Wechsel von positiv zu negativ: hellrot.

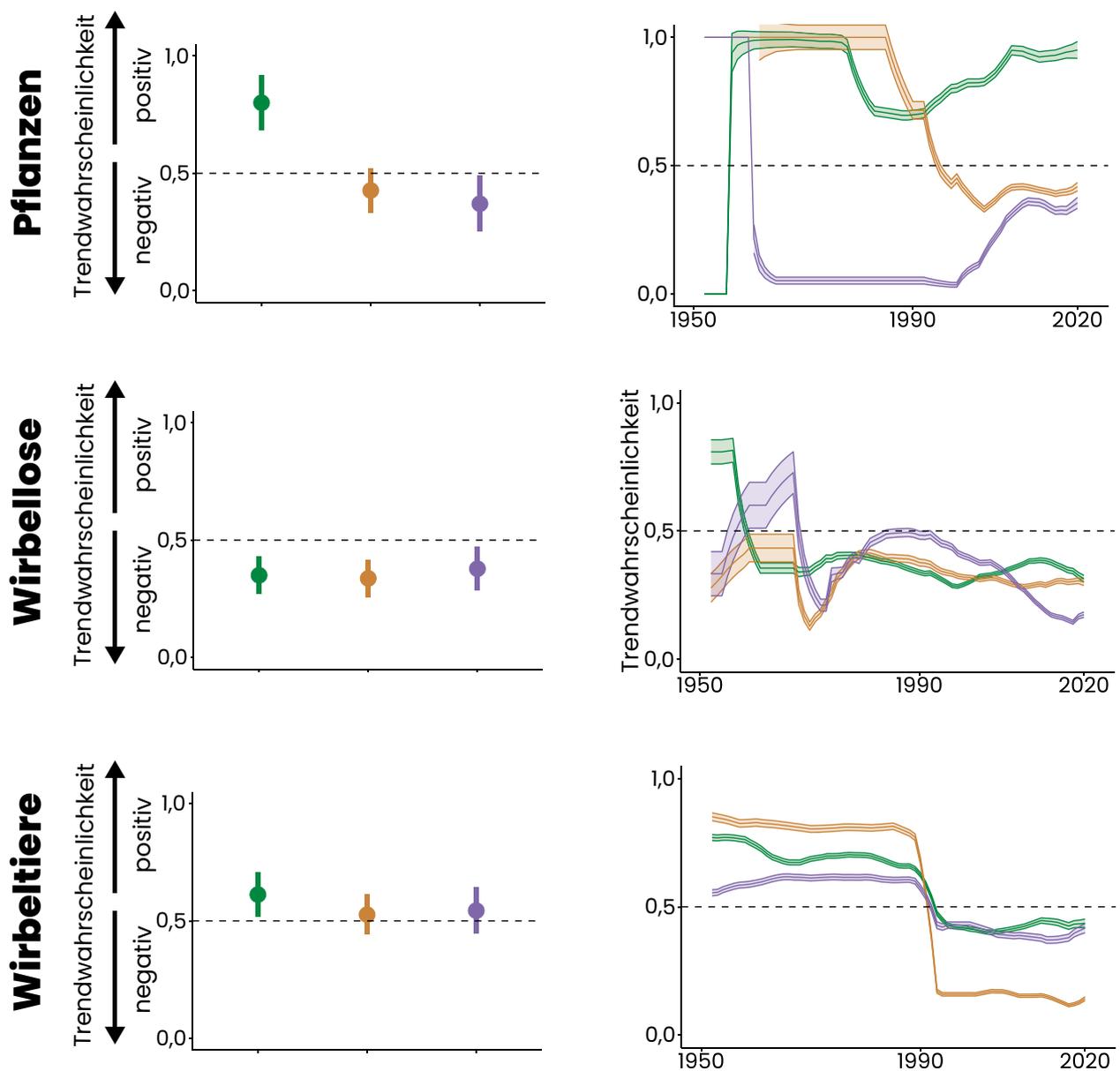


**Abbildung 6.7:** Gewichtete Trends der gemessenen Biodiversitätsmaße (Effektive Anzahl der Arten [ENS], Artenzahl, Abundanz) im Lebensraum Küsten und Küstengewässer. Jede Linie repräsentiert eine Studie, die Liniendicke ist die Gewichtung (*weight*, quadratwurzeltransformiert), die Ausdehnung der Linie stellt die Dauer der Studie vom Startjahr bis zum Endjahr dar. Unterschiedliche Trends sind farblich codiert (Pfeilsymbole): positiv: blau, Wechsel von negativ zu positiv: hellblau, neutral (kein Trend): grau, negativ: rot, Wechsel von positiv zu negativ: hellrot.

Dadurch entsteht ein temporäres Ungleichgewicht zu gunsten von neu hinzukommenden Arten, welches laut Kuczynski et al. (2023) erst nach Jahrzehnten abnimmt und daher einen positiven Trend vortäuscht (für Details siehe auch Kap. 6.2.1.2). Zudem stammen eine Vielzahl der Studien, die in den Weighted Vote Count eingegangen sind, aus Habitattypen, die entweder im Fokus des Naturschutzes stehen, in Naturschutzgebieten durchgeführt wurden oder Untersuchungen des Erfolgs einer bestimmten durchgeführten Maßnahme dokumentieren. Diese Information zu Schutzstatus bzw. durchgeführten Maßnahmen wurden gemeinsam mit den Trendangaben aus der Literatur extrahiert, werden aber in dieser Ge-

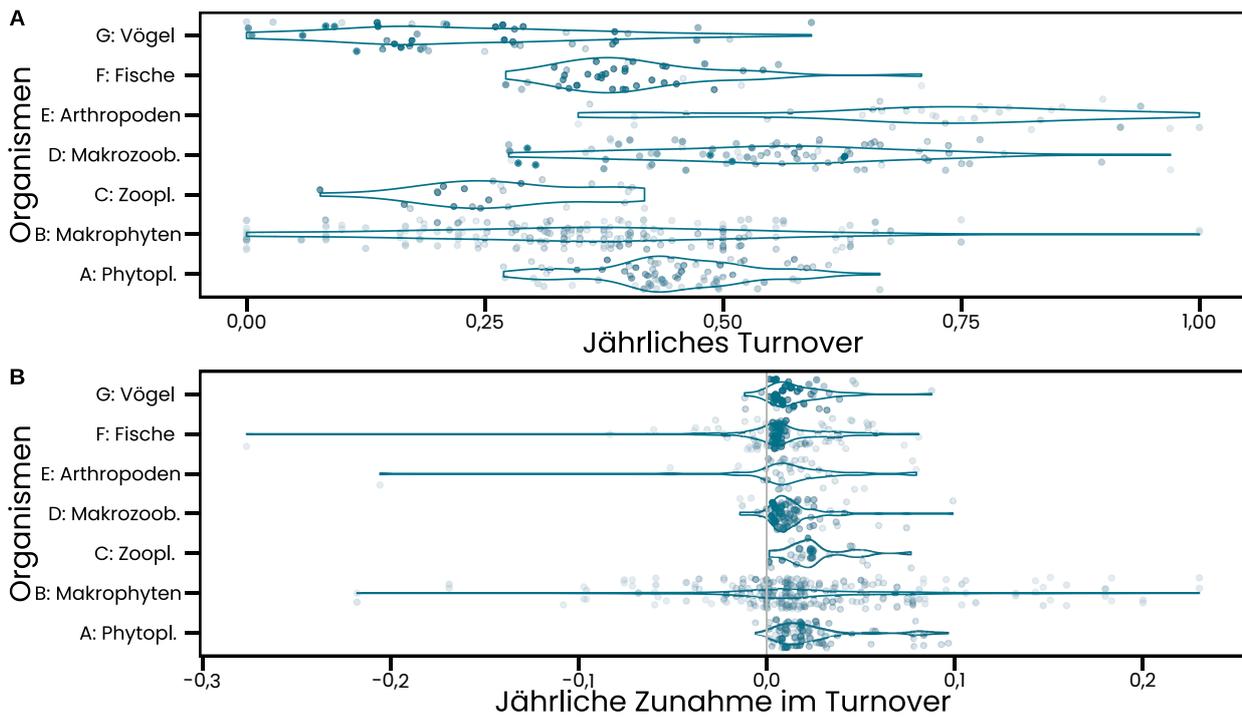
samtübersicht nicht differenziert, weil die Information nicht für alle Datenreihen zur Verfügung stand. Das bedeutet, dass jegliche Analysen aus dem Weighted Vote Count stets mit einer möglichen stark positiven Überschätzung von Trends einhergehen. Auch können die Ergebnisse nur für die Lebensraumtypen sprechen, die in der Analyse enthalten waren, nicht aber als repräsentativ für alle Lebensraumtypen des jeweiligen Lebensraums oder für alle Regionen Deutschlands angesehen werden.

Die Anzahl an Beobachtungsjahren der Studien reichte von zwei Jahren bis 112 Jahren, im Mittel lag sie bei 14 Jahren. Das früheste Startjahr einer Studie war 1860, die jüngste Studie begann im Jahr 2020, das mitt-



**Artenzahl Abundanz ENS**

**Abbildung 6.8:** Wahrscheinlichkeit eines positiven Trends in den jeweiligen Biodiversitätsmaßen für jede der drei Hauptgruppen. Linke Säule: Mittelwert und Standardabweichung. Rechte Säule: Auftragung über Zeit mit Konfidenzintervall.



**Abbildung 6.9:** Jaccard-Turnover für Zeitserien von sieben Organismengruppen der Küsten und Küstengewässern. A: Mittleres jährliches Turnover zwischen benachbarten Jahren. B: Jährlicher Zuwachs des Turnovers mit zeitlicher Distanz. Die Transparenz gibt die Anzahl der Beobachtungsjahre an, je dunkler, desto höher die Anzahl.

lere Startjahr (Median) war 2004 (Abb. 6.7). Somit können die meisten Studien keine Aussage über die Biodiversitätsveränderungen der Zeiträume vor 1980 treffen (< 20 % der Studien), selbst der Beginn der 1990er-Jahre ist nur bei 26 % der Studien einbezogen. Es fällt außerdem auf, dass die Beobachtungsdauer sich auf die Detektion von Trends auswirkt, die bei neutralen Trends im Mittel bei 9,8 Jahren liegt, bei signifikanten Trends aber im Mittel 17,9–20,1 Jahren der Beobachtung liegt.

Unter Anwendung eines Moving-Window-Ansatzes konnten die Datenpunkte aggregiert und in ihren Veränderungen im Laufe der Zeit visualisiert werden. Eine ausführliche Beschreibung der Methodik sowie eine Liste der analysierten Artikel und Datensätze finden sich in Anhang A2.1. Wenn man die neutralen Trends ausblendet, lässt sich die Wahrscheinlichkeit für einen positiven Trend berechnen und gegen die Nullhypothese testen, dass positive und negative Trends sich ausgleichen. Hierdurch zeigen sich gemeinsame Trends noch einmal deutlicher (Abb. 6.8). Bei der Interpretation ist jedoch zu beachten, dass potenziell scharf aussehende Veränderungen oft durch das Hinzukommen weiterer Datensätze zustande kommen und nicht durch eine so rapide Änderung innerhalb der Zeitreihe. Bei Pflanzen und Algen sind die Abundanztrends durchgehend positiv, die Artenzahl sinkt aber im Mittel, denn seit Beginn der 1990er-Jahre gibt es einen signifikanten Überhang negativer Trends. Für ENS überwiegen ebenfalls negative Trends,

mit Ausnahme der letzten 15 Jahre, in denen mehr positive Trends verzeichnet wurden. Für Wirbeltiere zeigen sich insgesamt keine Trends, über die Zeit werden jedoch die Trends aller drei Maße durch negative Vorzeichen dominiert. Für Wirbellose ist durchgehend eine erhöhte Wahrscheinlichkeit negativer Entwicklungen zu beobachten, die sich über die Zeit sogar noch verstärkt.

Aus den im Original vorliegenden Monitoringdaten konnten neben der zeitlichen Entwicklung der Diversitätsmaße auch **Veränderungen in der Artenzusammensetzung** (»Turnover«) berechnet werden. Dabei kann eine vollständige Änderung der Zusammensetzung erfolgen, ohne dass sich Artenzahl oder ENS ändern, da die Artenzahl durch die gleiche Anzahl an lokaler Zu- und Abwanderung von Arten trotz der vollständigen Auswechslung aller Arten in der Gemeinschaft stabil bleiben kann (Hillebrand et al. 2018a). Infolgedessen gibt eine zusätzliche Betrachtung des Turnovers weitaus detaillierteren Aufschluss über das Ausmaß an Biodiversitätsänderung als eine Betrachtung der Änderung von Artenzahlen allein. Als Maß der Änderung wurde hierbei der **Jaccard-Index (J)** gewählt, ein Präsenz-Absenz-basiertes Maß zwischen 0 und 1. Das Minimum 0 tritt ein, wenn die Artenzusammensetzung von einem zum nächsten Messzeitpunkt vollkommen identisch bleibt (keine Zu- oder Abgänge). Das Maximum 1 wird erreicht, wenn keine der Arten vom ersten Zeitpunkt am zweiten Zeitpunkt vorkommt. Für den *Faktencheck Ar-*

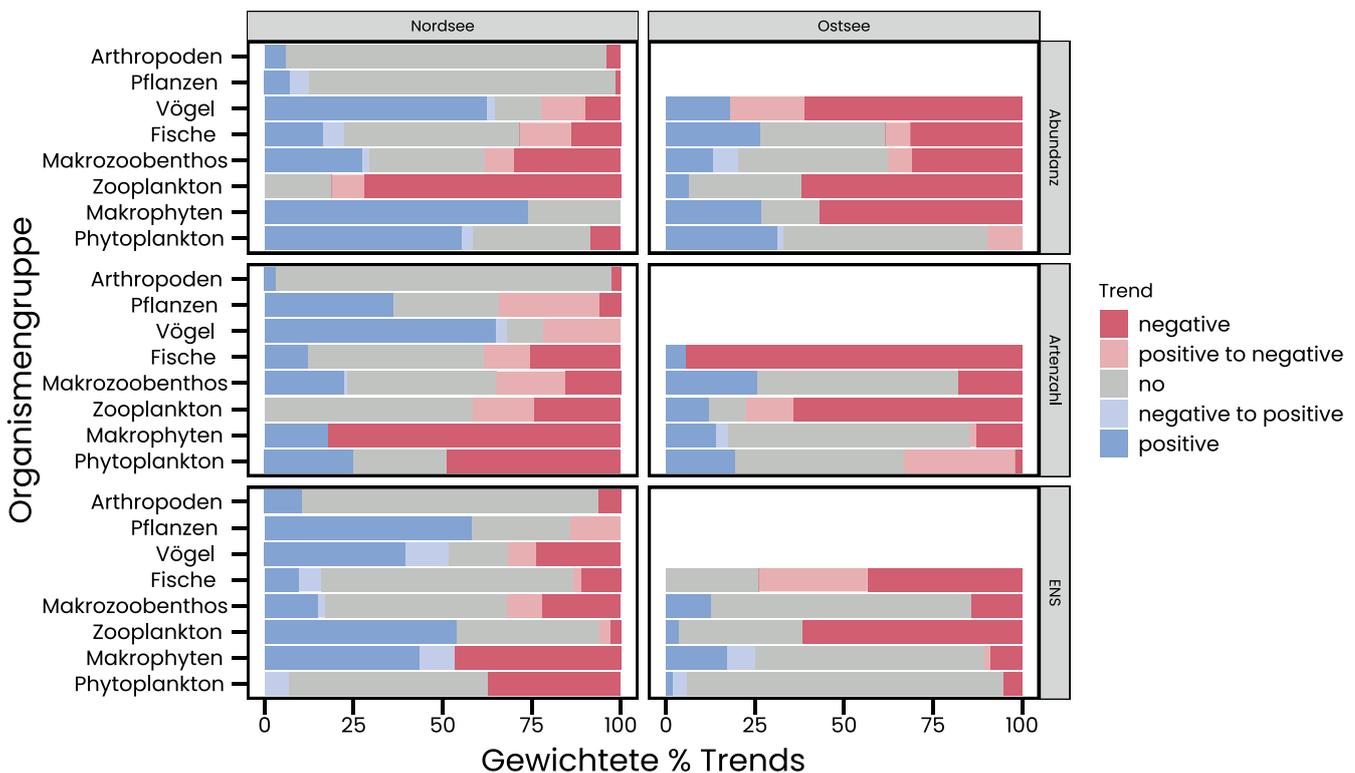
*t*envielfalt wurde zunächst für alle Zeitserien (Zusammensetzung einer Organismengruppe an einem Standort über Zeit) der Jaccard-Index von jedem Zeitpunkt *t* zu jedem darauffolgenden Zeitpunkt *t*+*x* berechnet. Für jede der 838 Zeitserien, für die entsprechende Daten vorlagen, wurden daraus zwei Informationen berechnet: zunächst als Maß der momentanen Veränderung der Mittelwert des Jaccard für alle Vergleiche, die genau ein Jahr entfernt waren (*t* zu *t*+1), daneben wurde die jährliche Zunahme des Turnovers berechnet als Steigung des Jaccard-Turnovers aller Vergleiche gegen die Länge des jeweils betrachteten Zeitraums ( $J \sim x$  für alle *t*, verglichen mit *t*+*x*). Diese Zunahme gibt die Geschwindigkeit an, mit der sich die Zusammensetzung verändert. Diese Angaben wurden für die in Monitoringprogrammen am häufigsten unterschiedenen Organismengruppen zusammengefasst (Abb. 6.9).

Über alle Organismengruppen hinweg überschnitten sich in benachbarten Jahren nur ca. 55 % der Arten (Median-Jaccard = 0,45), ein Hinweis auf die sehr große Dynamik der Lebensgemeinschaften an der Küste. Allerdings kann auch eine nicht ausreichende Beprobung und damit unvollständige Erfassung vor allem seltener Arten die Maße für Veränderungen in der Artenzusammensetzung erhöhen. Da aber dieser hohe Austausch von Arten auch in Gruppen auftrat, die mehrmals jährlich beprobt werden, wie zum Beispiel das Phyto-

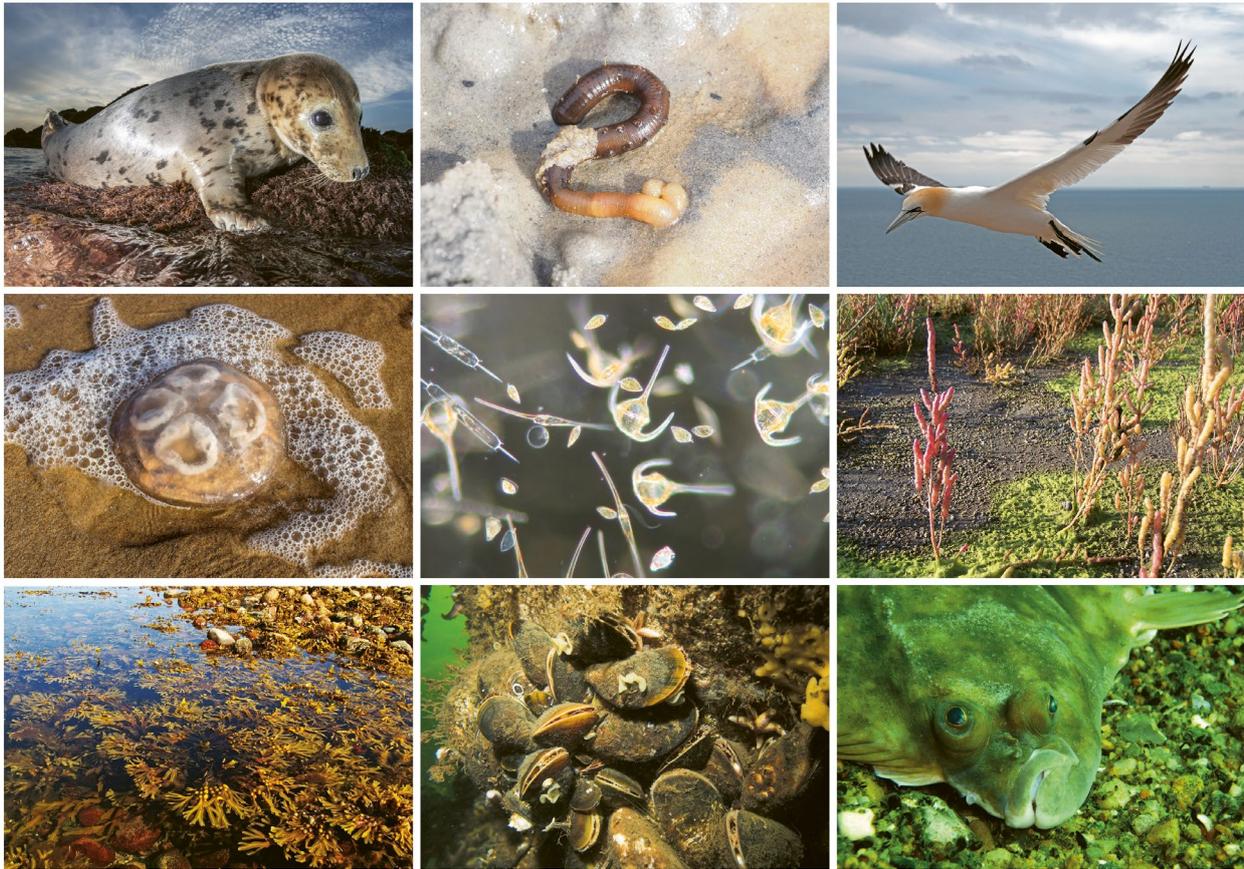
plankton, ist von einem insgesamt hohen Wechsel von Arten zwischen den Jahren auszugehen. Dies wird unterstützt durch eine zunehmende Unähnlichkeit der Artenzusammensetzung über die Zeit (mediane Steigung = 0,0148 [1,5 %]).

Auffällig ist auch die Konsistenz dieses starken jährlichen Wandels in der Artenzusammensetzung über die unterschiedlichen Organismengruppen hinweg (Abb. 6.9), wobei die Vögel hierbei eine Ausnahme darstellen (Median-Jaccard = 0,19, verglichen mit Medianen von 0,26 bis 0,73 bei den anderen Gruppen, Abb. 6.9A). Über längere Zeiträume zeigen die Fische eine geringere gerichtete Zunahme an Unähnlichkeit der Artenzusammensetzung zum Ausgangszeitpunkt. Bei ihnen liegt die Rate deutlich unter 1 % (mediane Steigung = 0,0064, alle anderen Gruppen 0,0095 bis 0,0234, Abb. 6.9B). Zu betonen ist, dass **diese massive Reorganisation der biologischen Vielfalt bisher von klassischen Bewertungssystemen kaum erfasst wird, aber wahrscheinlich einen der größten Aspekte des Biodiversitätswandels im Küstenlebensraum darstellt** (Hillebrand et al. 2018a).

In den folgenden Unterkapiteln werden die allgemeinen Biodiversitätstrends nach Organismengruppen dargestellt. Die Einteilung in Organismengruppen ist dabei funktionell definiert und wird in der Regel durch in sich konsistente Monitoringprogramme untersucht (Abb. 6.10).



**Abbildung 6.10:** Gewichtete Anteile an Trends für die primär im Monitoring betrachteten Artengruppen für die Veränderung der Gesamt-abundanz bzw. -biomasse (oben), Artenzahl (mittig) und ENS (unten).



**Abbildung 6.11:** Zusammenstellung verschiedener für die deutschen Küsten und Küstengewässer repräsentativer Arten und Artengemeinschaften, von links nach rechts und oben nach unten zeigen die Bilder: Kegelrobbe (Uli Kunz), Wattwurm (Hans/Pixabay), Basstölpel (Pixabay), Ohrenqualle (armennano/Pixabay), Phytoplankton *Ceratum* (Annegret Stuhr, GEOMAR), Queller (Jürgen Howaldt – CC BY-SA 2.0 de, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=377529>), Blasentang (Kerstin Riemer/Pixabay), Muschelbank (Uli Kunz), Wattenmeer (Karina Mannott/Pixabay).

### Mikroorganismen

Mikrobielle Prozesse stehen an der Basis des marinen Nahrungsnetzes und kontrollieren die biogeochemischen Kreisläufe. Insbesondere Bakterienpopulationen reagieren aufgrund ihrer hohen metabolischen Raten und kurzen Generationszeiten schnell und sensitiv auf Umweltveränderungen und sind daher hinsichtlich ihrer Abundanz und Diversität potenziell sehr gute Indikatoren für den Umweltzustand eines Gewässers. Auch Archäen, Protisten und marine Pilze strukturieren die Stoffumsätze maßgeblich sowohl im Pelagial als auch Benthos des Lebensraums. Dem gegenüber stehen eine geringe Kenntnis der biologischen Vielfalt dieser Gruppen in den deutschen Küstengewässern, noch weniger existieren Zeitserien, die einen systematischen Einblick in Biodiversitätstrends dieser Organismen erlauben.

Unser Kenntnisstand zur Diversität, Biogeografie, Ökologie und Physiologie von Mikroorganismen (Bakterien, Archaeen, Protisten, Pilze) in der Ostsee hat sich im letzten Jahrzehnt durch die Anwendung molekularer Methoden und die Einführung neuer Sequenzierungstechniken entscheidend verbessert, insbesondere bei

den Prokaryonten. Im Gegensatz dazu existieren nach wie vor große Wissenslücken bei den eukaryontischen, heterotrophen und phototrophen Protisten wie auch bei den marinen Pilzen. Die Gründe liegen sowohl in einer abnehmenden Fachexpertise und einem Mangel an Nachwuchswissenschaftler:innen für diese Organismengruppen als auch in fehlenden Daten für viele Taxa in den molekularen Vergleichsdatenbanken.

### Nordsee

Autotrophe Cyanobakterien werden oft im Rahmen des Phytoplanktonmonitorings betrachtet, wohingegen es zur Diversität heterotropher Bakterien weniger Information gibt, obwohl sie für biogeochemische Flüsse und Remineralisierung und damit für das Funktionieren mariner Küstenökosysteme von entscheidender Bedeutung sind. Unser Wissen zur mikrobiellen biologischen Vielfalt beruht daher auf wenigen zeitlichen und räumlichen Analysen. Eine Untersuchung der Wassersäule und der oxischen Sedimentoberfläche im ostfriesischen Wattenmeer zeigte für einen Jahresgang überwiegend schwache Korrelationen einer Reihe von Umweltparametern

mit der Abundanz und Diversität der Bakteriengemeinschaft. Es konnte gezeigt werden, dass Bakteriengemeinschaften, je nachdem ob sie im Freiwasser oder der Sedimentoberfläche auftreten oder mit Partikeln assoziiert sind, deutliche Unterschiede in ihrer Zusammensetzung aufwiesen, wobei einzelne Populationen in mehreren dieser Fraktionen gefunden wurden. Eine für den Menschen potenziell bedeutsame Änderung der Prokaryotendiversität ist der Anstieg pathogener Bakterien. Besonders die Gattung *Vibrio* steht hier im Fokus, da ihre Abundanz und das Auftreten von Infektionen (Vibriosen, z. B. Cholera) sehr stark mit der Oberflächentemperatur korrelieren (Baker-Austin et al. 2013). In gemäßigten Breiten weltweit sind zukünftige Anstiege zu erwarten (Vezzulli et al. 2020) und wurden in der Ostsee bereits beobachtet (Baker-Austin et al. 2013). Seegrasswiesen tragen neben ihren vielen anderen Ökosystemleistungen (siehe auch Kap. 6.3.2.2) auch zu einer Reduktion der *Vibrio*-Last bei (Reusch et al. 2021).

In weiteren Studien in der offenen Nordsee zeigten sich wiederkehrende Muster mikrobieller Lebensgemeinschaften als Antwort auf die Frühjahrsblüte an der Langzeitmessstation Helgoland-Reede (Teeling et al. 2016). Hier dominieren *Flavobacteria*, *Gammaproteobacteria* und die Alphaproteobakterien der *Roseobacter*-Gruppe. Einige der abundanten Populationen wurden über den gesamten Jahreszyklus nachgewiesen, was auf ein hohes Maß an Anpassung an sich ändernde Umweltbedingungen hindeutet (Brinkhoff, Giebel & Simon 2008; Stevens, Brinkhoff & Simon 2005). Weitere häufige Mikroorganismen im Pelagial gehören der Domäne Archaea an, unter denen die Thaumarchaeen die wichtigste Gruppe beim Prozess der Nitrifikation darstellen (Wuchter et al. 2006). Neben den chemolithoautotrophen Thaumarchaeen, die anorganische Verbindungen als Energiequelle verwerten (Könneke et al. 2005), bilden die sogenannten »Marine Group 2«-Euryarchaeen relativ große Populationen, die vermutlich organische Verbindungen verstoffwechseln und deren Häufigkeit in der Nordsee mit dem Auftreten von Algenblüten korreliert (Orellana et al. 2019). Die Helgoland-Reede-Zeitreihe ist die einzige uns bekannte Langzeitaufnahme funktioneller mikrobieller Parameter, die auch Biodiversitätsaspekte erfasst (Gerds et al. 2004). Diese zeigt eine **positive Assoziation von Bakterienabundanz mit Temperatur, was zukünftig eine höhere heterotrophe Produktivität erwarten lässt**. Vor Sylt zeigt ein Vergleich der mikrobiellen biologischen Vielfalt zwischen Wassersäule und dem Benthos wenig Überlappung zwischen der sehr distinkten Zusammensetzung der Besiedlung der Sandkörner und der Zusammensetzung der

Wassersäule bzw. des Porenwassers im Sediment (Gobet et al. 2012). Im Wattenmeer konnten ähnlich kleinskalige räumliche Muster und schnelle zeitliche Sukzessionen in den Bakterien des Sediments und der Wassersäule gezeigt werden (Lemke et al. 2009; Rink et al. 2011; Wilms et al. 2006).

Allgemein hat das hydrogeologische Regime der Wattflächen Auswirkungen auf die vertikale Zonierung von geochemischen Profilen und entsprechenden mikrobiellen Gemeinschaften (Seidel et al. 2012; Wilms et al. 2007). Bei Hochwasser kommt es zu einer Anreicherung von Nährstoffen in den oberen Sedimentlagen (Riedel et al. 2010), wohingegen mikrobielle Mineralisierungsprodukte (Schwefelwasserstoff, Methan und reduzierte Redoxelemente) bei Niedrigwasser in die Nordsee ausgebracht werden (Røy et al. 2008). An den Platenrändern führt die Nährstoffzufuhr durch abfließendes Porenwasser und kontinuierliche Ablagerung von frischem organischen Material zu erhöhter mikrobieller Aktivität. In der Mitte der Platen sind die mikrobiellen Aktivitäten allerdings so gering, dass sich entsprechende biogeochemische Profile mehrere Dutzend Meter in den Untergrund erstrecken können (Beck et al. 2011b), was wiederum deutliche Ähnlichkeiten zur tiefen Biosphäre Hunderte Meter tief unter dem Meeresboden aufzeigt (Engelen & Cypionka 2009; Wilms et al. 2006).

### Ostsee

Eine Zusammenfassung des aktuellen Wissensstandes bezüglich der Diversität der Prokaryonten und der Beteiligung an wichtigen biogeochemischen Prozessen in der Ostsee findet sich bei Kuliński et al. (2022). Zu den wichtigsten Umweltfaktoren, welche die Diversität der Bakteriengemeinschaften in der Ostsee bestimmen, gehört die Salinität. Entlang des Salinitätsgradienten ändert sich das Bakterioplankton von typisch marinen zu typisch limnischen Gruppen (Herlemann et al. 2011). Im zentralen Bereich der Ostsee, bei mittleren Salinitäten, gibt es eine ausgeprägte Brackwasserbakteriengemeinschaft. Die Artendiversität ist hier im Gegensatz zu höheren Organismen aber nicht geringer als in den marinen und limnischen Bereichen der Ostsee (Herlemann et al. 2011). Auch die benthischen Bakteriengemeinschaften verändern sich entsprechend entlang des Salzgradienten (Klier et al. 2018). Daneben gibt es eine Zonierung in den Sedimenten, bestimmt u. a. durch die Sauerstoffeindringtiefe und die Abfolge verschiedener Elektronenakzeptoren (Kuliński et al. 2022).

Weitere Umweltfaktoren, welche typischerweise in der Ostsee die mikrobiellen Gemeinschaften strukturieren, sind Sauerstoffdefizitsituationen und der Eintrag

von terrestrischem organischen Material. Sauerstofffreie (anoxische) oder sogar sulfidische Bedingungen finden sich in den Becken der zentralen Ostsee mit einer permanenten Halokline, welche die Durchmischung verhindert. Die Mikrobiologie dieser Redoxgradienten mit den Schlüsselarten und deren Bedeutung für die Elementkreisläufe ist relativ gut untersucht und zeigt viele Ähnlichkeiten zu den bekannten Sauerstoffminimumzonen im Ozean (Jürgens & Taylor 2018).

Langzeitdaten für Bakterien im Bereich der deutschen Ostseeküste existieren für die Gesamtbakterienzahl und für die bakterielle Produktion seit 1985 (seit 1988 mit einheitlichen Methoden) und mit zeitlichen Unterbrechungen nach 2007. Die Erhebung der mikrobiellen Daten erfolgte zunächst als Teil des Monitoringprogramms des Instituts für Meereskunde Kiel an fünf küstennahen Stationen in der Kieler Bucht. Sie wird aktuell vom GEOMAR Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung Kiel an der Zeitserienstation Boknis Eck (südwestliche Ostsee) weitergeführt, einer der ältesten marinen Zeitserienstationen, deren Daten bis in das Jahr 1957 zurückreichen (<https://www.bokniseck.de/de>).

Die Messungen bei Boknis Eck stellen eine Besonderheit dar, liefern sie doch die weltweit längste Messreihe zur bakteriellen Biomasse, Abundanz und Produktion. Für die Jahre 1988–2007 beschreiben Hoppe et al. (2013) negative Trends dieser bakteriellen Messgrößen, die zudem starke saisonale Schwankungen aufweisen. Besonders deutlich war der Rückgang der bakteriellen Biomasse in diesem Zeitraum, was mit einer Abnahme der bakteriellen Wachstumsraten erklärt wurde. Hypoxische und anoxische Perioden in bodennahen Wasserschichten zeigten ein stärkeres Bakterienwachstum im Vergleich zu oxischen Perioden. Hoppe et al. (2013) führen die negativen Trends bei den Bakterien auf einen Rückgang der Phytoplanktonproduktion als Folge von politischen Maßnahmen zur Reduzierung der Eutrophierung der Ostsee zurück, die ab den 2000er-Jahren zu einer tatsächlichen Verminderung anorganischer Nährstoffkonzentrationen, insbesondere von Nitrat, führten. Der Effekt der organischen Substratreduktion auf das Bakterienwachstum konnte bis 2007 nicht durch Effekte der Temperaturerhöhung kompensiert werden. Die Sedimente bei Boknis Eck sind ein gutes Beispiel für anoxische, küstennahe Bedingungen und entsprechende anaerobe mikrobielle Prozesse (Sulfatatmung, Methanogenese, anaerobe Methanoxidation usw. [Maltby et al. 2018]). Dabei werden hohe Freisetzungsraten von Methan und Schwefelwasserstoff beobachtet. Sofern das Bodenwasser noch Sauerstoff enthält, sind auf der Sedimentoberfläche fädige Schwefelbakterien der Gattung

*Beggiatoa* weit verbreitet, die das aus dem Sediment freigesetzte Sulfid oxidieren (Dale et al. 2013).

Mittelfristig ist zu erwarten, dass sich aufgrund höherer Temperaturen und verstärkten Eintrags von allochthonem Kohlenstoff der heterotrophe, mikrobielle Stoffabbau, die Sauerstoffzehrung und die CO<sub>2</sub>-Produktion verstärken werden. Bakteriengemeinschaften können auf Änderungen in der Salinität (z. B. durch verstärkten Süßwassereintrag) schnell mit einer entsprechenden Änderung im Arteninventar reagieren, da eine hohe Diversität in der »Seed Bank« vorliegt (Shen, Jürgens & Beier 2018). Die höheren sommerlichen Wassertemperaturen mit regelmäßigen Hitzewellen werden für das verstärkte Auftreten und die weitere Verbreitung von humanpathogenen Bakterien (z. B. *Vibrios*) insbesondere in den Bereichen mit niedrigerer Salinität sorgen (Semenza et al. 2017). Ein Monitoring der *Vibrio*-Konzentrationen im Wasser wird durch die Landesämter in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern durchgeführt.

### Phytoplankton

Das **Phytoplankton** umfasst eine phylogenetisch weitverzweigte Gruppe von photoautotrophen Organismen, die von Prokaryoten (Cyanobakterien) zu diversen Eukaryotengruppen reicht. Die meisten Vertreter sind einzellig, die Bildung von Ketten, Coenobien oder Kolonien jedoch nicht selten. Echte Mehrzelligkeit tritt jedoch kaum auf. Das Phytoplankton übernimmt als Primärproduzent eine zentrale Rolle in den Küstengewässern. Global steht das Phytoplankton für fast 50 % der Kohlendioxidfixierung. Gleichzeitig reagiert das Phytoplankton aufgrund der kurzen Generationszeit schnell auf Umweltveränderungen, was sie zu einer idealen Indikatorgruppe für den Umweltzustand macht, weshalb dementsprechend ein umfassendes Monitoring durchgeführt wird. Traditionell erfolgt dies über mikroskopische Auszählungen, in den letzten Jahren werden aber auch hier vermehrt molekulare Analysen durchgeführt. Aus Bewertungssicht dient das Phytoplankton hierbei vor allem als Indikator der Eutrophierung (Kap. 6.4.4.1), wozu vor allem die Gesamtbiomasse (oft als Chlorophyll a) herangezogen wird. Hierbei ist zu beachten, dass unsere Information zum Zustand des Phytoplanktons zeitlich oft nach dem Höhepunkt der Nährstoffeinflüsse in die Küstengewässer Ende der 1980er-Jahre beginnt (Ausnahmen sind einige Langzeitserien wie Helgoland-Reede). Folglich bezieht sich die Diversitätsinformation vor allem auf die Zeit abklingender Eutrophierung.

Die **Nordsee** setzt sich aus verschiedenen Meeresgebieten unterschiedlicher Tiefe und Durchmischung

zusammen. Die flachen Regionen entlang der belgischen, niederländischen und deutschen Küste sind zudem durch einen starken Süßwassereintrag, der oft hohe Nähr- und Schadstoffmengen beinhaltet, geprägt. Die nördliche Nordsee hingegen wird hauptsächlich durch den vergleichsweise unbelasteten Nordatlantik beeinflusst. Diese Diversität des Systems hinsichtlich Bathymetrie, Hydrografie und -chemie beeinflusst die Zusammensetzung, Diversität, Biomasse, Primärproduktion und Phänologie der jeweiligen Phytoplanktongemeinschaften. Allen Gebieten gemeinsam ist jedoch das typische Muster temperierter Meere mit Frühjahrs- und Herbstblüten, die licht- und nährstoffgesteuert sind.

Die Hydrografie der Deutschen Bucht ist komplex (z. B. Krause et al. 1986). Entlang der Ost- und Nordfriesischen Inseln ist das Wasser aufgrund der geringen Tiefe und der starken Tidenströmungen permanent durchmischt und wird durch den Süßwassereintrag mit Nährstoffen angereichert. Von Helgoland nach Nordwesten erstreckt sich das sogenannte Elbeurstromtal, das während der letzten Eiszeit gebildet wurde. Hier ist das Wasser 30–40 m tief, sodass sich im Sommer manchmal thermohaline Schichtungen ausbilden können.

In der gesamten Deutschen Bucht wird die Frühjahrsblüte von Diatomeen dominiert. Je nach Region tritt diese Blüte von Anfang März bis Mitte/Ende April auf. Dabei können in den küstennahen Gebieten der Bucht vor allem nach kalten Wintern sehr hohe Biomassen erreicht werden (Bauerfeind et al. 1990; Colijn & Ludden 1983; Rick et al. 2023), während die Biomassen in küstenerferen Bereichen deutlich geringer ausfallen (z. B. Richardson & Christoffersen 1991). Nach der Frühjahrsblüte der Diatomeen schließt sich meist eine mehr oder weniger starke Entwicklung der silikaturabhängigen Schaumalge (*Phaeocystis globosa*) an (Ende April–Juni). Der Sommer ist aufgrund minimaler Nährstoffkonzentrationen meist durchgängig von geringen Biomassen des Phytoplanktons geprägt. Allerdings nehmen die Dinoflagellaten an Bedeutung zu. Küstenfern kann es dann zu starken Entwicklungen der langlebigen Dinoflagellatengattung *Ceratium* kommen. In küstennahen Gebieten können auch im Sommer aufgrund lokaler Nährstoffeinträge zusätzliche kleinere Planktonblüten entstehen (z. B. Rick et al. 2015). Aufgrund fortschreitender Remineralisierung sind dann im Herbst wieder Blüten die Regel, die aufgrund eines höheren Dinoflagellatenanteils eine höhere Diversität als die Frühjahrsblüten aufweisen. Allerdings werden hier nur geringere Biomassen erreicht. Im Spätherbst und Winter reicht das Lichtklima im Wasser in der Regel nicht mehr für ein Phytoplanktonwachstum aus. In dieser Jahreszeit

kommt es aufgrund starker Süßwassereinträge, Remineralisierung und verstärkter Durchmischung der Wassersäule durch gehäufte Stürme zu einer Nährstoffanreicherung. Diese Nährstoffe können dann im nächsten Frühjahr bei wieder günstigen Lichtbedingungen für die folgende Diatomeenblüte genutzt werden.

Hinsichtlich der zeitlichen Trends ist das Phytoplankton gut untersucht. Für die Nordsee konnten im *Faktencheck Artenvielfalt* Daten von 35 Stationen zusammengefasst werden mit insgesamt 62 Beobachtungsjahren für Abundanz, 444–479 für Diversität (abhängig vom jeweils verwendeten Diversitätsmaß). Sowohl die Artenzahl als auch ENS zeigen eine deutliche Abnahme (Abb. 6.10): 37,4 % der gewichteten Trends sind negativ für ENS, neutral 55,6 %, negativ zu positiv 7 %. Für die Artenzahl ergeben sich 49,1 % negative Trends gegenüber 24,8 % positiven und 26,1 % neutralen Trends. Die Biomasse bzw. Abundanz nimmt generell eher zu (55,3 %), nur weniger als 8,6 % der gewichteten Trends sind negativ.

Letzteres entspricht dem aktuellen Zustandsbericht für die Nordsee (BMU 2018a), in dem primär im Zusammenhang mit der Eutrophierungsbewertung Chlorophyll als Biomasseindikator (neben blütenbildenden Arten und Sichttiefe) dokumentiert wird. Hierbei stellt der Bericht (BMU 2018a, Tabelle II.4.2.1-1) fest, dass in den meisten Gebieten der nationalen Gewässer und der AWZ die Chlorophyllwerte weiterhin erhöht sind und damit der angestrebte gute Ökosystemzustand nicht erreicht ist.

Die bisher genannte Entwicklung des Phytoplanktons bezieht sich entweder auf Änderungen der gesamten Biomasse oder der Biomasse von Großgruppen. Eine Bewertung der biologischen Vielfalt durch Indikatoren findet im Rahmen der MSRL-Berichte nicht statt (BMU 2018a; BMU 2018b). Angesichts der oben beschriebenen deutlich negativen Trends in Artenzahl und Diversität ist eine Erweiterung dieser Indikatorik insbesondere unter Einbeziehung von Wachstumsraten und standardisierten Biomassekalkulationen von Phytoplanktonarten unabdingbar und im Rahmen der OSPAR-Kommission in Arbeit. Da nicht nur die Artenzahl tendenziell abnahm, sondern auch ENS, scheint sich eine zunehmende Dominanz einzelner Arten bemerkbar zu machen, da ENS vor allem auf diese Dominanzzunahmen reagiert.

**Im Niedersächsischen Wattenmeer ist mit der Eutrophierung eine klare Reduktion der ENS und der Artenzahl des Phytoplanktons verbunden** (Antonucci di Carvalho et al. 2023; Dajka et al. 2022). Im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer (Sylt-Roads-Zeitreihe) wurde von 1988 bis 2013 nicht nur eine sinkende Artenzahl festgestellt (Rick & Wiltshire 2016), die sich in den

letzten Jahren noch verstärkt hat, sondern auch eine saisonale Differenzierung mit Artenverlusten vor allem in der ersten Jahreshälfte (Januar–Juni; Verlust von 0,7 Arten pro Jahr; Juli–Dezember 0,3 Arten pro Jahr) (Rick – unveröffentlichte Daten). Dies legt nahe, dass phänologische Temperatureinflüsse auf einzelne Arten sowie auf das Zusammenspiel der Phytoplankton- und Zooplanktongemeinschaften bedeutend sind (Wiltshire et al. 2008; Wiltshire & Boersma 2016). Für die Helgoland-Reede-Zeitreihe wurde die Verzögerung der Frühjahrsblüte nach wärmeren Wintern (Wiltshire et al. 2008) auf einen hohen Fraßdruck von überlebenden Copepoden zurückgeführt. Inzwischen sind die Wintertemperaturen weiter gestiegen, die Anzahl der Copepoden nahm ab, und die Frühjahrsblüten finden immer zeitiger im Jahr statt (Wiltshire & Boersma 2016). Auch hat sich die Wachstumsperiode des Phytoplanktons insgesamt saisonal erweitert (Scharfe & Wiltshire 2019; Wiltshire et al. 2010). Eine Analyse der Phytoplanktondiversität der Helgoland-Reede-Zeitreihe (1962–2019), die auf der Basis durchgehend gezählter Arten (Sarker & Wiltshire 2017; Scharfe & Wiltshire 2019) durchgeführt wurde, zeigt im Gegensatz zum o. g. allgemeinen Trend einen starken Diversitätsanstieg seit der Jahrtausendwende bei einer parallelen Verschiebung der maximalen Diversität von Juli zu Oktober hin (Rick, Kirstein – unveröffentlichte Daten).

Hinter dieser beschriebenen Veränderung der Biomasse und Diversitätsmaße verbirgt sich eine noch durchgreifendere Veränderung der Artzusammensetzung und der Artcharakteristika. Neben einer leicht abnehmenden Tendenz in der Artenzahl und ENS im Wattenmeer über die letzten beiden Jahrzehnte zeigt das Phytoplankton dort vor allem einen sehr hohen Austausch von 25 bis 50 % des Artinventars pro Jahr (Rishworth et al. 2020). Funktionell lässt sich zudem im **Phytoplankton des Niedersächsischen Wattenmeers eine substanzielle Reduktion der Zellgröße im Phytoplankton erkennen, die statistisch mit steigenden Temperaturen und sinkenden Nährstoffverfügbarkeiten gekoppelt** war (Hillebrand et al. 2022). Ein solcher Trend konnte bislang in den Helgoländer und Sylter Langzeitserien nicht bestätigt werden, aber auch dort zeigen eigenschaftsbasierte Analysen der gesamten Zeitreihe von ca. 50 Jahren eine massive Veränderung in der funktionellen Zusammensetzung des Phytoplanktons um die Jahrtausendwende. Statt langsam wachsender, potenziell mixotropher Algen (v. a. Dinoflagellaten) ist eine zunehmende Dominanz schnell wachsender, früher auftretender Diatomeen festzustellen (Di Pane et al. 2022). Für diesen Wandel werden ebenfalls er-

höhte Temperaturen und die gesunkene Nährstoffverfügbarkeit verantwortlich gemacht. Eine Veränderung des Phytoplanktons zu dieser Zeit wurde auch für andere Bereiche der Nordsee festgestellt (Peperzak & Witte 2019). Teil der massiven Veränderungen ist das Auftreten einwandernder Arten in der Phytoplanktongemeinschaft (siehe auch Kap. 6.2.3).

Die **Ostsee** ist durch ihre besondere Lage durch anthropogene Aktivitäten so stark belastet wie kaum ein anderes Meer (Kap. 6.4.5). Hohe anthropogene Nährstoffeinträge haben in der Vergangenheit zu einer Intensivierung von Phytoplanktonblüten in der Ostsee geführt. Dazu gehört auch das vermehrte Auftreten von Cyanobakterien. Der daraus resultierende hohe Anteil organischer Materie in der Wassersäule wurde als ein wichtiger Faktor identifiziert, der zu saisonaler Hypoxie führen kann (Savchuk 2018).

**Die dominierenden Phytoplanktongruppen in der Ostsee sind sowohl Diatomeen als auch Dinoflagellaten.** Insgesamt lässt sich in der Ostsee für die Frühjahrsblüte, die in der Regel im Februar oder März beginnt, ein **oszillierender Zyklus** beobachten: Während die Frühjahrsblüte in den 1980er-Jahren vor allem durch Diatomeen dominiert wurde, verschob sich die Dominanz in den 1990ern zur Gruppe der Dinoflagellaten und in den 2000er-Jahren wieder zurück zur Gruppe der Diatomeen. Diese alternierenden Oszillationen werden nicht durch lineare Trends bestimmt, und die Zyklen dauern etwa je zehn Jahre an (Klais et al. 2011; Wasmund et al. 2011). Aktuell werden die Frühjahrs- und Herbstblüten der deutschen küstennahen Ostsee primär durch Diatomeen dominiert (siehe *Biological assessments of the Baltic Sea* der vergangenen Jahre am Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde). Während der Sommerblüte verschiebt sich die Dominanz oft zu Dinoflagellaten, und neben diesen können auch teils filamentöse Cyanobakterienblüten auftreten (Olofsson et al. 2020). Allerdings sind Cyanobakterienblüten an der deutschen Küste nicht ganz so häufig und in hohen Konzentrationen beobachtbar wie in anderen Becken der Ostsee. Während für die Pommersche und Kieler Bucht keine signifikanten Änderungen im gelegentlichen Auftreten von Cyanobakterienblüten zwischen 1990 und 2021 festgestellt wurden, steigt die Biomasse von mindestens *Aphanizomenon* und *Dolichospermum* seit 1990 in der Mecklenburger Bucht an (Kownacka et al. 2022). Die Herbstblüte ist ähnlich wie die Frühjahrsblüte durch Vertreter der Diatomeen oder Dinoflagellaten dominiert. In jüngerer Zeit hat besonders die Biomasse der Diatomeen in der küstennahen Ostsee im Herbst zugenommen (Zettler, Kremp & Dutz 2020).

Gemessen an den Chl-a-Konzentrationen, ist die Biomasse in den Frühjahrsblüten meist, aber nicht immer höher als in den Herbstblüten, zumindest bezogen auf das letzte Jahrzehnt. Tendenziell steigt die Biomasse in den Herbstblüten so an, dass sie mittlerweile vergleichbar zur Frühjahrsblüte ist. Bei den Monitoringfahrten des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde waren die Frühjahrsblüten zwischen 2010 und 2019 mit im Maximum zwischen 4,8 und 16,0 µg pro l Chl-a gekennzeichnet, während die Konzentrationen in den Herbstblüten zwischen 2,9 und 12,9 µg pro l schwankten. Insgesamt hat die Phytoplanktonbiomasse in der küstennahen Ostsee seit 2000 zugenommen (Zettler, Kremp & Dutz 2020).

Die Analyse der Ostseemonitoringdaten beruht auf 53 Monitoringstationen und insgesamt 515–604 Beobachtungsjahren je nach Antwortvariable (Abb. 6.10). Bei Artenzahl und ENS dominieren neutrale Trends (47,5 bzw. 88,7 % der gewichteten Trends). 31,9 % der Artenzahlrends sind zunächst positiv, werden aber negativ, hinzu kommen 2,0 % durchgehend negative Trends. 19,3 % der Zeitreihen zeigen zunehmende Artenzahlen. Für ENS sind 6,2 % der gewichteten Trends durchgehend oder abschließend positiv, 5,2 % negativ. Wie in der Nordsee dominieren positive Abundanz- oder Biomassetrends (58,5 %), nur 9,6 % der Trends sind zunächst positiv, nehmen dann jedoch ab.

In der Bewertung des ökologischen Zustands der Küstengewässer der Ostsee anhand der WRRL erreichte keiner der 48 bewerteten Wasserkörper der deutschen Ostsee den »guten Zustand« (BMUV & UBA 2022). Dies wird primär auf den immer noch hohen Eintrag von Nährstoffen und den geringen Wasseraustausch mit der Nordsee zurückgeführt. Insgesamt ist der ökologische Zustand der Ostsee schlechter als der der Nordsee. Bezogen auf das Phytoplankton, erreichten 23 % der Wasserkörper einen »guten Zustand«, jedoch wurden die meisten Wasserkörper mit »mäßig«, »unbefriedigend« oder »schlecht« bewertet. Auch der Vergleich mit der vorhergehenden Bewertung fällt nicht positiv aus. So hat sich seit der letzten Bewertung von 2015 keine Verbesserung ergeben. Zur Bewertung des ökologischen Zustands der Ostsee, basierend auf Phytoplankton anhand der WRRL und bezogen auf HELCOM, werden einige Indikatoren zurate gezogen, z. B. der Diatomeen/Dinoflagellaten-Index (Dia/Dino-Index). Der Dia/Dino-Index basiert auf der Frühlingsbiomasse von Diatomeen und Dinoflagellaten. Er wird als ein Indikator für den Zustand des Ostseenahrungsnetzes verwendet. Diatomeen sind durch höhere Sedimentationsraten als Dinoflagellaten gekennzeichnet und stehen so weniger dem in der Wassersäule

lebenden Zooplankton als Energiequelle zur Verfügung. Dafür aber steht die Biomasse von Diatomeen durch die hohen Sedimentationsraten dem Benthos zur Remineralisierung zur Verfügung. Eine Verschiebung von Diatomeen zu Dinoflagellaten in der Sommerblüte kann somit den trophischen Transfer unterbrechen. Ein geringer Dia/Dino-Index kann weiterhin ein Indikator für Eutrophierung, speziell Silikatlimitierung, durch erhöhten Stickstoff- und Phosphorinput sein. Ein höherer Dia/Dino-Index spricht, basierend auf dem Faktor Eutrophierung, für einen besseren ökologischen Zustand (Wasmund et al. 2017). **Seit dem Jahr 2000 hat der Dia/Dino-Index an den deutschen Küsten zugenommen, was somit trotz der WRRL-basierten Bewertung für eine Verbesserung des ökologischen Zustands der küstennahen Ostsee und dementsprechend für eine Zunahme der Diatomeen-Biomasse im Vergleich zur Dinoflagellaten-Biomasse spricht** (Zettler, Kremp & Dutz 2020).

Die starke Erwärmung der Wassersäule hat dazu geführt, dass die Zeit, in der Phytoplanktonblüten im Feld beobachtet werden können, sich verlängert hat (Meier et al. 2022 und darin enthaltene Referenzen). Dies wurde auch durch experimentelle Studien bestätigt (z. B. Sommer & Lewandowska 2011). In der westlichen Ostsee können Blüten zwischen Februar und Dezember beobachtet werden. Ein früherer Beginn der Frühjahrsblüte wurde u. a. mit einer höheren Sonneneinstrahlung in Verbindung gebracht, während längere Herbstblüten den höheren Temperaturen zugeschrieben werden (Wasmund et al. 2019). Allerdings führen höhere Temperaturen trotz der längeren Wachstumsphasen tendenziell zu geringerer Biomasse (Groetsch et al. 2016). Darüber hinaus variiert der Einfluss von Klimaveränderungen zwischen Arten (z. B. Haraguchi et al. 2023) und Gebieten stark (Viitasalo & Bonsdorff 2022). Experimentelle Studien mit Mikroalgen der südwestlichen Ostsee zeigten, dass klimatische Veränderungen starken Einfluss auf die Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft haben: **So haben höhere Temperaturen zu einem erhöhten Auftreten filamentöser Cyanobakterien und besonders kleiner Phytoplanktonarten geführt.** Sowohl Temperaturanstiege als auch potenzielle Nährstofflimitierung führen zu präferenziellem Wachstum kleinerer, weniger gut zu verarbeitender Phytoplanktonarten. Dies hat wiederum starken Einfluss auf höhere trophische Ebenen (Paul, Sommer & Matthiesen 2021; Peter & Sommer 2013). Ein verstärktes Auftreten von Cyanobakterienblüten in der Zukunft bei einer weiteren Erhöhung der Wassertemperatur stimmt auch mit diversen Modellstudien überein (Munkes, Loiptien

& Dietze 2021 und darin enthaltene Referenzen). Jedoch gibt es große Unterschiede, was die vorhergesagte Größenordnung der zukünftig auftretenden Cyanobakterienblüten angeht, denn dies hängt auch stark von den tatsächlichen zukünftigen Nährstoffeinträgen ab. Veränderungen in der Temperatur können auch auf den Dia/Dino-Index großen Einfluss haben. Kalte Winter favorisieren z. B. eher das erhöhte Auftreten von Diatomeen und damit höhere Sedimentationsraten, während mildere Winter und erhöhte Stratifizierung eher zu einer Dominanz von Dinoflagellaten und damit zu verringerter trophischer Transfereffizienz zum Benthos führen (Hieronymus et al. 2018; Spilling et al. 2018; Wasmund, Nausch & Feistel 2013). Wie sich die Zusammensetzung der Phytoplanktonblüten, aber auch deren Ausmaß zukünftig ändern wird, ist jedoch nach wie vor schwer vorherzusagen, da neben Temperatur und Sonneneinstrahlung, zukünftige Einträge von Nährstoffen u. a. durch interne Ammonium- und Phosphatbeiträge auch andere klimatische Bedingungen wie die Bildung von See- oder Wind eine Rolle spielen (Hjerne et al. 2019).

### Phytobenthos

Der Zustand der **Makrophytenbestände** in der deutschen Nord- und Ostsee ist laut den Angaben der Roten Liste stark beeinträchtigt. Von den 357 bewerteten Makroalgenarten gelten 25 Spezies (7,0 %) als bestandsgefährdet und 30 (8,4 %) Arten als ausgestorben. 24 Arten (6,7 %) werden als »extrem selten« bewertet. Somit sind 79 Arten (22,1 %) dieser Gruppe in der Roten Liste vermerkt. Als »ungefährdet« gelten 121 (33,9 %). Dazu kommen vier Arten (1,1 %), welche auf der Vorwarnliste geführt werden, und 153 Arten (42,9 %), deren Daten für eine Bewertung nicht ausreichend sind.

In der **Nordsee** liegen vor allem für die Felsküste von Helgoland sowie für das Wattenmeer umfassende Informationen zum Vorkommen von **Makroalgen und Seegräsern** vor (Bartsch & Kuhlenkamp 2000; Bartsch & Kuhlenkamp 2009; Kornmann 1952; Kornmann & Sahling 1977). Seit Mitte der 1990er-Jahre werden im Wattenmeer regelmäßige Untersuchungen zum Vorkommen von Seegraswiesen und opportunistischen Makroalgen durchgeführt. Diese erfolgen im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer jährlich und im niedersächsischen Teil alle sechs Jahre. Hierbei wird eine Kombination aus Luft- und Bodenkartierungen genutzt. Auch für das Algenvorkommen auf der Felseninsel Helgoland liegen regelmäßige Datenerhebungen vor. Dazu werden die Algen auf sublitoralen Transekten erfasst. Im Gezeitenbereich des Felswatts werden die Bedeckungen von Makroalgen mittels eines Rasters abgeschätzt.

Eutrophierung führt zu einer reduzierten Verbreitung von Makrophyten in der Tiefe und zu einer Verringerung des Gesamtbestands. Gleichzeitig verschiebt sich das Biomassevorkommen von mehrjährigen großen Formen (z. B. *Zostera*, *Fucus*, *Laminaria/Saccharina*) zu opportunistischen Formen (*Ulva*, *Pylaiella* [z. B. Schories, Albrecht & Lotze 1997; Vogt & Schramm 1991]). Darüber hinaus führt die Eutrophierung zu einer erhöhten Entwicklung von epiphytischen Algen. Diese können die Blätter von Seegräsern überwachsen, was zu einer verminderten Photosyntheseleistung und letztlich zum Absterben der Pflanzen führt. In der Nordsee hat eine **Verminderung der Einleitungen von Nährstoffen** durch die Flüsse seit den 1990er-Jahren zu einem verminderten Vorkommen von opportunistischen Makroalgen (Grünalgentepichen) und Epiphyten im Wattenmeer geführt. Diese Maßnahme **führte im nördlichen Wattenmeer zu einer Erholung vorher stark reduzierter Seegrasbestände** (Folmer et al. 2016). So hat z. B. die Sichttiefe bei Helgoland und somit auch die Tiefe des Vorkommens einiger Algenarten zugenommen.

Neben der Eutrophierung kommen Belastungen aus Eingriffen (z. B. Sedimentation nach Baggerungen) sowie durch eingeschleppte Makrophytenarten hinzu. Diese können mit heimischen Arten in Wechselwirkung treten und damit ihre Populationsdynamiken beeinflussen. Für die Nord- und Ostsee sind bis zum Jahr 2022 insgesamt 27 nicht einheimische Makrophytenarten bekannt (Lackschewitz et al. 2022). Allerdings existieren bisher kaum wissenschaftliche Erkenntnisse darüber, wie sich die zunehmenden Einschleppungen auf heimische Makrophytenbestände und deren biologische Vielfalt auswirken. Für eher kälteliebende Gattungen wie *Fucus* sp., *Laminaria* sp. und *Saccharina* sp. ist zu erwarten, dass eine fortschreitende Erwärmung zu Rückgängen in den Populationen führen wird. Diese Entwicklung kann sich insgesamt auf die biologische Vielfalt assoziierter Arten negativ auswirken, da diese großen perennierenden Formen einen biogenen Lebensraum für vergleichsweise artenreiche Artengemeinschaften bilden (z. B. in *Laminaria*-Haftkrallen, die auf der Felseninsel Helgoland für die WRRL-Bewertung des Makrozoobenthos genutzt werden). Experimentelle Studien weisen darauf hin, dass Temperatur und Nährstoffe stark synergistische Effekte auf Makrophytenbestände haben können (Wahl et al. 2020; Werner, Graiff & Matthiessen 2016a).

Daten zum Vorkommen mariner **Makroalgen und Seegräser in der Ostsee** gibt es seit ca. 2006 durch regelmäßiges, i. d. R. jährliches Monitoring zur Umsetzung der WRRL. In der Ostsee werden aufgrund der dauerhaften Wasserbedeckung meist punktuelle Erhebungen

durchgeführt. Dabei werden Tiefengrenzen spezifisch für Seegras (*Zostera* sp.) und den Blasentang (*Fucus* sp.) ermittelt. Darüber hinaus wird die Makroalgen-gemeinschaft insgesamt in bestimmten Tiefen mit der Verwendung von Zählrahmen erfasst. An der gesamten Schleswig-Holsteinischen Ostseeküste wurde das Seegrasvorkommen im Abstand von zehn Jahren (2010/11, 2019–2021) aufgenommen. Auch an der gesamten Küste Mecklenburg-Vorpommerns wurde Seegras in küstenparallelen Transekten im Jahr 2017 kartiert. Auch hier wurden dichte Seegraswiesen mittels Video und Tauchern flächig dokumentiert (Schubert & Schygulla 2017). Die aktuellen Erkenntnisse über Verbreitung, Taxonomie und Ökologie der Makrophyten in der deutschen Ostsee werden aktuell in einem Verbreitungsatlas zusammengefasst (Fürhaupter et al. 2022).

Die für den gewichteten Vote Count zusammengetragenen Daten (Kap. 6.2.2.2) sind für die Organismengruppe sehr stark zur Ostsee verschoben, für die eine deutlich bessere Datenlage mit > 2.200 Beobachtungsjahren existiert (Abb. 6.10). Etwa zwei Drittel der gewichteten Trends sind neutral für S (67,2 %) und ENS (63,7 %, Dominanz ist hier oft durch den Anteil am Bedeckungsgrad angegeben). Die signifikanten Trends spalten sich etwa zu gleichen Teilen auf positive und negative Trends auf für Artenzahl (S) (13,1 % negativ, 2,0 % positiv zu negativ, 3,6 % negativ zu positiv, 13,9 % positiv), während bei ENS positive Trends überwiegen (9,4 % negativ, 1,5 % positiv zu negativ, 7,9 % negativ zu positiv, 17,5 % positiv). **Derzeit lässt sich daher nicht pauschal sagen, dass Makrophytenbestände zunehmen oder abnehmen.** Allerdings beginnen 75 % der Zeitreihen erst 2005 oder später, sodass für die anthropogene Belastung nur schwache Aussagen getroffen werden können, da die meisten Stressoren vorher auftraten.

In den inneren deutschen Küstengewässern der Ostsee (Förden, Bodden, Haffe) sind die Makrophytenbestände im Artenspektrum in Richtung eutrophierungstoleranter Arten verschoben, die Restbestände aber vergleichsweise konstant (Blindow et al. 2016). Armleuchteralgen (Characeen) sind jedoch deutlich zurückgegangen, auch wenn es in den letzten Jahren immer wieder Berichte über eine lokal begrenzte Rückkehr der Characeen in der Darß-Zingster Boddenkette gab.

In der Ostsee hat die Vorkommenstiefe von *Zostera* sp. an bestimmten Abschnitten zugenommen, während an anderen Abschnitten (Flensburger Förde) eher Einbrüche zu verzeichnen sind. Die Gründe für diese Veränderungen können meist nur angenommen werden, oft bleiben sie unbekannt, u. a. weil das Monitoring der Makrophyten i. d. R. nur im Sommer erfolgt und

schnelle Einbrüche von Beständen oft erst deutlich später bemerkt werden, wenn eine Zuordnung z. B. zu Hafenausbaggerungen oder erhöhten Einträgen von Pflanzenschutzmitteln nicht mehr möglich ist.

**Mikrophytobenthos (MPB)** ist eine **Hauptkomponente der benthischen Primärproduktion im Küstenbereich** und trägt vor allem im Wattenmeer, aber auch auf anderen Weichböden durch Resuspension erheblich zur pelagischen Primärproduktion bei. Weiterhin bilden MPB-Gemeinschaften Biofilme auf Hartsubstraten und auf den Oberflächen von Makrophyten. Diese Gemeinschaft wird in Nord- und Ostsee durch benthische Diatomeen dominiert, auch wenn vereinzelt Vertreter der Cyanobakterien, Dinophyta und Chlorophyta anzutreffen sind. Damit ist das MPB zentral an biogeochemischen Flüssen und den Elementkreisläufen in marinen Ökosystemen beteiligt und trägt durch Primärproduktion, Sedimentstabilisierung, Verbesserung der Wasserqualität und als Basis vieler Nahrungsnetze zentral zu Ökosystemleistungen der Küsten bei (Hope, Paterson & Thrush 2020; Riekenberg et al. 2022). Diese Lebensgemeinschaft ist hochdivers, oft mit bis zu 100 Arten pro Probe, und umfasst distinkte Gruppen, die an Sedimentkörnern haften (Epipsammon), die Interstitialräume des Sediments besiedeln (Epipelon) oder auf festen Substraten wie Gestein (Epilithon) und der Oberfläche von Makrophyten (Epiphyton) wachsen. Viele Arten sind mobil und können sich vertikal im Sediment bewegen. Benthische Diatomeen sind extrem plastisch und somit hervorragend an unterschiedlichste Umweltbedingungen angepasst, was ihr ubiquitäres und erfolgreiches Vorkommen in allen marinen Habitaten erklärt. Die funktionelle Bedeutung wurde auch für die südliche Nordsee seit den späten 1970er-Jahren erkannt durch umfangreiche Fallstudien, zum Beispiel am Ems-Dollart-Ästuar (de Jonge & Colijn 1994) und der Sylt-Römö-Bucht (Asmus & Bauerfeind 1994). Scholz et al. (2012) untersuchten die Struktur und Funktion des MPB auf Wattflächen des Jadebusens unter unterschiedlichen Umweltbedingungen und nutzten dafür 25 abundante benthische Diatomeenarten. Eine vollständige Gemeinschaftsanalyse fehlt jedoch nach wie vor. Entsprechende Untersuchungen bspw. zur Primärproduktion und biologischen Vielfalt wurden in jüngster Zeit auch an der deutschen Ostseeküste durchgeführt (Karsten et al. 2021; Kuriyama et al. 2021; Kuriyama et al. 2023).

Dennoch gibt es gerade im Vergleich zu den verfügbaren Langzeitbeobachtungen im Phytoplankton kaum entsprechende Datensätze zum MPB (ein gewichteter Vote Count entfällt daher). Weiterhin fehlen systematische Untersuchungen zur biologischen Vielfalt benthischer

scher Diatomeen in der Nord- und Ostsee, sodass Daten über Artenzahlen, Häufigkeiten, aber auch mögliche Veränderungen in den Gemeinschaften durch die Erdwärmung o. Ä. nicht vorhanden sind.

Es gibt aus anderen Gebieten der Ostsee punktuelle Informationen zur biologischen Vielfalt benthischer Diatomeen, so z. B. aus Polen, Finnland und Schweden, aber der horizontale Salzgradient der Ostsee erlaubt keine unmittelbaren floristischen Vergleiche mit Standorten der deutschen Küste und der inneren Küstengewässer, weil die physikochemischen und hydrologischen Faktoren zu unterschiedlich sind. Weiterhin zeigen aktuelle Untersuchungen, dass benthische Diatomeen an bisher vernachlässigten sublitoralen Standorten wie der Oderbank auch in Tiefen von > 15 m mit fast 70 Taxa eine wichtige Rolle als Primärproduzenten und Nahrungsquelle für epibenthische Tiere spielen (Janßen, Karsten – unveröffentlichte Daten). Lichtarme Perioden können viele benthische Diatomeen über eine zeitweilige heterotrophe Ernährungsweise kompensieren. Für einige Meeresgebiete der Ostsee wie die Riga-Bucht konnten 31 % der Gesamtprimärproduktion auf benthische Diatomeen und 69 % auf Phytoplankton und Makrophyten zurückgeführt werden (Ask et al. 2016).

Auch wenn benthische Diatomeen morphologisch meist relativ sicher auf Gattungsniveau identifiziert werden können, fehlen viele Artbeschreibungen. Ähnlich schwierig ist eine molekulartaxonomische Analyse, da für viele Spezies die entsprechenden Sequenzen in den Datenbanken fehlen.

Im Gegensatz zu den fehlenden rezenten Zeitserien bieten Sedimentkerne mit zeitlicher Stratifizierung die Option, Biodiversitätsveränderung vor der Aufnahme von regulären Monitoringprogrammen zu dokumentieren. So konnte Andrén (1999) für das Oderhaff bereits um 1900 Veränderungen in der Diatomeenflora hin zu eutrophietoleranten Arten feststellen.

### Zooplankton

Wie beim Phytoplankton ist die Einteilung als Zooplankton eine funktionelle Zuordnung und keine taxonomische oder phylogenetische. Zum Zooplankton gehören einzellige Protisten genauso wie diverse Crustaceengruppen und Quallen. Ihre Ernährungsweise reicht von Bakterivorie und Herbivorie bis zur Carnivorie, wobei die Größenselektivität für aufgenommene Beute durch Filtrationsapparate bzw. Beutewahl eine große Rolle spielt. Neben dem klassischen Zooplankton gehören dieser Gruppe auch die Larven und Juvenilstadien anderer (vor allem benthischer) Wirbelloser an, diese Gruppe wird oft als Meroplankton beschrieben. Aufgrund unterschiedli-

cher Beprobungs- und Zähloptionen sowie organismenspezifischer Berechnungen von Biomasse aus Individuengrößen und Abundanzen ist die Vereinheitlichung von Zooplanktondatensätzen ein inhärentes Problem in der Bewertung von Status und Trends dieser Gruppe. Auch ist das Zooplankton entgegen dem Phytoplankton nicht im gleichen Maße untersucht worden. So liegen für den Weighted Vote Count Daten von neun Stationen für die Nordsee (alle im Wattenmeer, 106 Probenjahre) und 14 Stationen in der Ostsee (235 Probenjahre) vor. Diese beziehen sich vor allem auf mehrzelliges Mesozooplankton, vor allem Copepoden und andere Crustaceen. Vor allem zum Mikrozooplankton (einzelligen Protozoen) und gelatinösem Makrozooplankton wie Quallen liegen wenige systematische Untersuchungen vor.

Der Weighted Vote Count zeigt eine **deutliche Abnahme der Artenzahl des Zooplanktons in der Nordsee** (24,5 % negative, 17,0 % positive zu negativen Trends, verbleibende 58,5 % neutral) (Abb. 6.10). Da dies nicht mit einer Dominanzzunahme, sondern eher einer -abnahme verbunden war (ENS-Trends zu 40,5 % neutral, 53,8 % positiv und restliche 5,7 % negativ oder positiv zu negativ), scheint hier vor allem das Ausbleiben seltener Arten für den Trend der Artenzahl verantwortlich zu sein. Die Gesamtabundanz oder -biomasse nahm gleichzeitig deutlich ab, mit 72,0 % gewichteten negativen Trends und 9,1 % zunächst positiven, aber dann negativen Trends (restliche 18,9 % neutral).

In der Tat ist in der südlichen Nordsee die Dichte der Copepoden, einer der zentralen Zooplanktongruppen, erheblich zurückgegangen. **So findet sich im Zooplankton der Helgoland-Messreihe eine maximale Abundanz in der Mitte der 1980er für die meisten Copepoden, die danach auf ca. 25 % dieser Maximalwerte abnahm** (Boersma et al. 2015). Dies ist kein lokales Phänomen, da in den Daten anderer Länder und den räumlich aufgelösten Continuous-Plankton-Recorder-(CPR-) Erhebungen das gleiche Muster beobachtet wurde (Beaugrand & Ibanez 2004). Da keine zeitgleiche generelle Abnahme der Nahrungsbiomasse (Kap. 6.2.2.2 Phytoplankton) erkannt werden konnte, kann eine plausible Erklärung nur aus experimentellen Studien abgeleitet werden: Infolge des starken Rückgangs der Nährstoffeinträge (hauptsächlich Phosphor) in die Nordsee hat die Qualität des Phytoplanktons (Diatomeen) als Nahrung für Copepoden deutlich abgenommen (Malzahn & Boersma 2012; Meunier et al. 2018). Mikroalgen mit einem hohen Kohlenstoffnährstoffgehalt stellen eine minderwertige Nahrungsquelle für viele Zooplankter dar, die infolgedessen nicht gut wachsen und sich schlechter vermehren (Thomas et al. 2022). Auch die o. g. Verschie-

bung des Phytoplanktons zu kleineren Größen könnte die Transfereffizienz zum Zooplankton reduzieren, da zum Beispiel das einzellige Zooplankton eine größere Rolle spielt und sich Nahrungsketten verlängern (Sommer et al. 2012). Infolge des Rückgangs der Zooplanktondichten können die Algen trotz geringerer Nährstoffverfügbarkeit höhere Biomassen erreichen (Kap. 6.2.2.2 Phytoplankton).

Trotz dieser Abnahme der Abundanz, Biomasse und Artenzahl stieg die abundanzgewichtete Diversität an, da seltene Arten verschwanden und die Dominanz einzelner Arten(-gruppen) sank. Während diese Trends für das Wattenmeer auf vergleichbar kurzen Zeitserien beruhen, konnte der gleiche Trend auch für Helgoland bestätigt werden. Dort stieg der Shannon-Diversitätsindex an, da ab den späten 1980ern einige dominante Arten der calanoiden Copepoden abnahmen (Boersma et al. 2015). Während hier zur Begründung vor allem Nährstoffe avisiert wurden, zeigte sich in einer Analyse von Langzeitdaten in Schleswig-Holstein eine Erhöhung der Abundanz über die Zeit, welche vor allem an Erwärmung gekoppelt war (Martens & van Beusekom 2008).

Untersuchungen zur Zusammensetzung des Zooplanktons in offenen Gewässern im deutschen Teil der Ostsee reichen bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts zurück (Apstein 1906; Brandt 1892; Brandt 1897; Driver 1907). Bis zum Beginn des Überwachungsprogramms für diese Gewässer von der Kieler Bucht bis zum Arkonabecken zu Beginn der 1980er-Jahre wurden etwa 20 weitere Studien veröffentlicht. Diese bieten jedoch nur begrenzte Einblicke in die taxonomische Zusammensetzung des Zooplanktons in der Beltsee und der zentralen Ostsee, da sie sich auf die Gesamtbioasse oder auf bestimmte Taxa und Altersgruppen konzentrieren. Gegenwärtig gibt es keine systematische wissenschaftliche Bewertung der quantitativen Daten, der biologischen Vielfalt und ihrer Trends für die westliche Ostsee, und die meisten Informationen sind in von Fachleuten begutachteten Veröffentlichungen oder Überwachungsberichten verstreut. Darüber hinaus sind die Berichte über die Zooplanktonvielfalt in Bezug auf Umfang und Vollständigkeit sehr unterschiedlich. Während die Einführung des systematischen Monitorings im Rahmen von HELCOM in den letzten 40 Jahren quantitative Daten über die Zusammensetzung des Zooplanktons in den offenen Gewässern lieferte, beziehen sich die taxonomischen Daten hauptsächlich auf die am häufigsten vorkommenden Mesozooplanktonarten. Dies ist charakteristisch für die gesamte Ostsee und hängt mit dem Mangel an geeigneten Probenahmen oder taxonomischen Spezialisten zusammen (Ojaveer et al. 2010). Ins-

besondere fehlen Informationen über das Mikro- und Makrozooplankton, und ökologisch wichtige Gruppen wie Meroplankton, Rädertiere und Cladoceren sind taxonomisch wenig differenziert (z. B. Dutz, Kramp & Zettler 2022). Dagegen ist die biologische Vielfalt in flachen küstennahen Bereichen zwar oft detailliert beschrieben, aber es liegen nur wenige Untersuchungen in kürzeren Zeiträumen und damit ohne quantitative Aussagen zu langfristigen Trends vor, z. B. für den Bodden in Darß-Zingst oder Greifswald und die Wismarer Bucht (z. B. Schiewer 2008a; Schiewer 2008b; Schiewer 2008c). Die systematische Überwachung der Küstengebiete der Kieler Bucht, der Mecklenburger Bucht und des Arkonabeckens im Rahmen der WRRL hat erst im letzten Jahrzehnt begonnen und weist ähnliche Einschränkungen auf wie die Freiwasserüberwachung.

Die für den *Faktencheck Artenvielfalt* zusammengetragenen Zeitserien zeigen jedoch ein ähnliches Muster wie für die Nordsee beschrieben (Abb. 6.10): **Gesamt-abundanz bzw. -biomasse nimmt massiv ab**, 62,0 % der gewichteten Trends sind negativ, 6,2 % positiv und 31,8 % neutral). Die **Artenzahl ist deutlich zurückgegangen** (64,3 % negativ, 13,1 % positiv zu negativ), nur 11,9 % der gewichteten Trends sind positiv (10,7 % neutral). **Im Gegensatz zur Nordsee nahm in der Ostsee jedoch auch die ENS stark ab** (61,7 % negative gegenüber 3,4 % positiven Trends).

Die deutschen Küstengewässer mit der Beltsee und der westlichen Ostsee liegen in einer Übergangszone von der Nordsee und dem Skagerrak zur eigentlichen Ostsee. Aufgrund der vertikalen Schichtung des abfließenden Brackwassers an der Oberfläche und des salzhaltigen Wassers aus der Nordsee am Grund finden sich in diesem Gebiet Arten unterschiedlicher Herkunft (Meer-, Brack-, Süßwasser) und Umwelttoleranzen, weshalb die Artenvielfalt nicht isoliert von den Nachbarregionen betrachtet werden kann. Der Salzgehalt nimmt in der westlichen Ostsee aufgrund der Mündungsdurchmischung und der Darßer und Drogdener Schwelle als Barrieren für den Zufluss von salzhaltigem Tiefenwasser rasch ab. Die wirklich marinen Arten sind daher regelmäßig ein geringer Bestandteil des Zooplanktons, und ihr Vorkommen ist oft auf die Kieler Bucht und die Mecklenburger Bucht beschränkt, in denen der Salzgehalt starke saisonale und kurzfristige Schwankungen aufweisen kann (Dutz & Wasmund 2023). Infolgedessen dominieren regelmäßig Meeres- und Brackwasserarten mit einer breiteren Salinitätstoleranz das Inventar. Die Zooplanktonzusammensetzung zeigt eher eine Verschiebung ihrer Zusammensetzung entlang des Salinitätsgradienten als abrupte Veränderungen (Dutz,

Kramp & Zettler 2022 und weitere IOW-Monitoringberichte). Innerhalb einer Region gibt es einen Gradienten in der taxonomischen Zusammensetzung vom Freiwasser zu den Küsten- und inneren Küstengewässern mit zunehmendem Vorkommen von Brack- und Süßwasserarten (z. B. Daten in Dutz, Kramp & Zettler 2022, unveröffentlichte Ergebnisse).

Aufgrund des Salzgehaltgradienten ist ein hoher subregionaler Gesamtartenreichtum mit einem höheren Salzgehalt verbunden (Ojaveer et al. 2010). Für die Ostsee beträgt die Gesamtartenzahl des Zooplanktons gegenwärtig 1.199 (Ojaveer et al. 2010; Telesh et al. 2008; Telesh et al. 2009). Diese Zahl schließt das Mikrozooplankton der Protozoen und Metazoen ein, die zwar in ihrer Gesamtzahl erheblich unterschätzt werden, aber dennoch das Arteninventar dominieren (Ojaveer et al. 2010). Allein auf Wimpertierchen entfallen mehr als 70 %, gefolgt von Rädertierchen mit 15 % (Ojaveer et al. 2010). Eine vollständige Übersicht über den Artenreichtum des Zooplanktons in den deutschen Gewässern liegt derzeit nicht vor. Von den 131 Mesozooplanktontaxa in der Ostsee werden etwa 87 regelmäßig im Freiwassermonitoring von der Kieler Bucht bis zum Arkonabecken erfasst; Copepoda (24 Taxa), Cnidaria (zwölf Taxa) und Cladocera (acht Taxa) machen zusammen etwa die Hälfte des Artenreichtums aus (Dutz – nicht veröffentlicht). Jährlich werden etwa 40–70 Taxa beobachtet, und die Schwankungen hängen oft vom Vorhandensein von Arten mit einer Affinität zu höherem Salzgehalt ab (Dutz, Kramp & Zettler 2022 und frühere Beobachtungsberichte). Das saisonale Auftreten der Arten scheint bisher weitgehend stabil (Feike & Heerkloss 2008).

Mehr als 25 Studien wurden über langfristige Veränderungen des Zooplanktons in der Ostsee veröffentlicht, aber nur wenige Studien befassen sich mit Beobachtungen in den deutschen Küstengewässern (Feike et al. 2007; Heerkloss & Schnese 1999). Die große Mehrheit dieser Studien konzentriert sich aufgrund der Datenverfügbarkeit auf die Analyse von Veränderungen innerhalb einer bestimmten Untergruppe des Mesozooplanktons, insbesondere auf drei bis vier dominante Copepodengattungen, die als Fischnahrung von Interesse sind. Ausnahmen sind Studien aus dem Bottnischen Meer, dem Schärenmeer oder dem Golf von Riga (Kuosa et al. 2017; Mäkinen, Vuorinen & Hänninen 2017; Ojaveer, Lumberg & Ojaveer 1998; Suikkanen et al. 2013; Vuorinen et al. 1998) oder eine neuere Studie, die sich auf Veränderungen funktioneller Merkmale konzentriert (Jansson et al. 2020). Die Variabilität des atmosphärischen und hydrografischen Regimes wurde als treibende Kraft für die Veränderung der Abundanz des Mesozooplanktons

und der Artenzusammensetzung identifiziert. Veränderungen des Salzgehalts und der Temperatur wurden regelmäßig als Hauptvariablen identifiziert, aber oft wurden andere abiotische und biotische Bottom-up- oder Top-down-Faktoren, von denen bekannt ist, dass sie die Zooplanktondynamik beeinflussen, nicht in die Analysen einbezogen. Darüber hinaus werden sie häufig mit einem saisonal begrenzten Datensatz durchgeführt, der die phänologischen Variationen der Arten nicht vollständig erfassen kann (Dutz & Wasmund 2023).

Neben den Auswirkungen eines variablen und sich verändernden Klimas wurde in einer Langzeitstudie über die Variation des Zooplanktons im flachen, eutrophen Barther Bodden 1969–2001 die Eutrophierung als ein Haupttreiber von Veränderungen in der Artenvielfalt identifiziert (Feike et al. 2007). Größere Veränderungen ergaben sich durch einen Rückgang der Copepodenbiomasse in den 1980er-Jahren, einen Rückgang der Rädertierchen in den 1990er-Jahren und eine Zunahme der Polychaetenlarven zwischen 1985 und 1999. Cladocera waren eine untergeordnete Gruppe, verschwanden aber vollständig. Die Veränderungen werden mit der Eutrophierung und der Verlagerung von der benthischen zur pelagischen Primärproduktion mit detritusreichem Material erklärt. Im Gegensatz dazu konnte in einer Studie (Zervoudaki, Nielsen & Carstensen 2009) zur Bewertung der Beziehung zwischen Eutrophierung und Zooplankton im Übergangsgewässer vom Fjord zum offenen Ozean im Kattegat-Arkona-Gebiet in den Jahren 1989–1996 keine Korrelation zwischen der Biomasse des Zooplanktons und seiner Zusammensetzung hergestellt werden. Obwohl sich die Biomasse und die Zusammensetzung des Zooplanktons im Laufe der Jahre veränderten, wurde der Salzgradient als das vorherrschende Signal bei der Bestimmung der Zusammensetzung in diesem Gebiet identifiziert. In Übereinstimmung damit wurden Veränderungen in der Arten- und Größenzusammensetzung des Zooplanktons in der nördlichen Ostsee eher auf eine mit der Erwärmung zusammenhängende Veränderung in der Zusammensetzung des Phytoplanktons als auf Eutrophierung zurückgeführt (Suikkanen et al. 2013). Die Einführung neuer Arten durch menschliche Aktivitäten wie die Schifffahrt wurde als weitere Ursache für Veränderungen der Artenvielfalt identifiziert (Ojaveer et al. 2010). Bei der Überwachung in der westlichen Ostsee wurden fünf Arten ermittelt, die als nicht einheimische Arten eingestuft werden.

### Zoobenthos

Zum Benthos, den Lebensgemeinschaften im (Endofauna) und auf (Epifauna) dem Meeresboden, gehören

hauptsächlich wirbellose Tiere. Da die im Meeresboden lebenden Organismen relativ standorttreu sind und Störungen nur schwer ausweichen können, gelten sie als gute Indikatoren für Veränderungen in Ökosystemen.

Von den 1.244 in der Roten Liste bewerteten Arten der Wirbellosen gilt gut jede zehnte Art (11,7 %) in ihren Beständen als gefährdet (Kategorie 1 bis 3). 49 (3,9 %) der bewerteten Arten sind in Deutschland bereits ausgestorben. 205 Arten (16,5 %) wurden als »extrem selten« bewertet. Somit ist fast ein Drittel (32,2 %) dieser Gruppe in der Roten Liste vermerkt. Als ungefährdet gelten 355 Arten (28,5 %). Hinzu kommen 39 Arten (3,1 %), welche auf der Vorwarnliste geführt werden, und 450 Arten (36,2 %), deren Daten für eine Auswertung nicht ausreichten. Die Veränderung der Gefährdungskategorie seit der letzten Veröffentlichung der Roten Liste im Jahr 2013 wurde für marine Wirbellose nicht ausgewertet.

Die langfristigen Bestandstrends zeigen für 111 Arten (9,0 %) eine negative Entwicklung. Für 382 Arten (30,7 %) wurden stabile Bestandsentwicklungen verzeichnet. Positive langfristige Entwicklungen der Bestände wurden lediglich für fünf Arten (0,4 %) vermerkt. Für die restlichen 59,9 % der Arten war die Datenlage für eine Auswertung langfristiger Bestandstrends nicht ausreichend. In Rückgriff auf Sammlungsdaten für 242 wirbellose Arten der Nord- und Ostsee konnten Ewers-Saucedo et al. (2021) den Beobachtungszeitraum auf 200 Jahre erweitern und fanden acht Arteinführungen, aber langfristige Populationsabnahmen für 51 Arten und damit einen erheblichen größeren Anteil abnehmender Arten (21 %).

In der deutschen AWZ der Nordsee leben ca. 321 Endofaunataxa (> 0,5 mm) und ca. 93 Epifaunataxa (> 4 mm) (Neumann et al. 2013). Darunter finden sich etwa zehn eingewanderte Arten und 18 Neobiota (Hahn et al. 2022; Zettler et al. 2018). Die Arten gruppieren sich in der AWZ zu drei Endo- und Epifaunagemeinschaften, eine in Küstennähe (*Tellina-fabula*-Gemeinschaft, Endofauna), die Zweite im Oystergrund (*Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft, Endofauna) und die Dritte im Doggerbank-Entenschnabel (*Bathyporeia/Tellina* Gemeinschaft, Endofauna) (Fiorentino et al. 2017; Kröncke et al. 2004; Kröncke 2011; Meyer et al. 2018; Neumann et al. 2013; Rachor & Nehmer 2003; Salzwedel, Rachor & Gerdes 1985).

Der Weighted Vote Count hat für Diversität des Makrozoobenthos in der Nordsee 1.165–1.232 Beprobungsjahre, auf 94 Stationen verteilt, zusammengetragen, für Abundanz bzw. Biomasse sogar > 2000 Beobachtungsjahre. **Für alle drei Kategorien, S, ENS und Gesamtbio-**

**masse bzw. -abundanz, ergaben sich deutlich mehr negative als positive zeitliche Veränderungen** (Abb. 6.10). Für Artenzahlen ergaben die Analysen 41,9 % neutrale Trends, 15,6 % negative und 19,4 % zunächst positive, dann negative Trends. Demgegenüber sind nur 23,1 % der gesichteten Artenzahlrends durchgehend oder abschließend positiv. Ähnlich dazu machen die beiden negativen Trendvorzeichen einen höheren Anteil aller ENS-Trends aus (22,1 % negativ, 9,7 % positiv, dann negativ) als die positiven Trends (2,1 % für negativ zu positiv, 14,9 % für positiv). Bei Biomasse bzw. Abundanz ergab sich eine etwa gleichwertige Aufteilung auf positive (27,3 % plus 2,3 % von negativ zu positiv) und negative (30,1 % plus 8,2 % von positiv zu negativ) Trends.

Während die räumliche Ausdehnung der Gemeinschaften in der AWZ in den letzten 100 Jahren relativ stabil geblieben ist und primär durch die Umweltparameter Tiefe, Temperatur, Nahrungsverfügbarkeit und Sedimentzusammensetzung strukturiert wird (Kröncke et al. 2004; Neumann et al. 2013; Reiss et al. 2010), sind die zeitlichen Verschiebungen massiv. Generell haben heimische wärmeliebende Arten, eingewanderte Arten und Neobiota (Zettler et al. 2018) seit den 1980er-Jahren zugenommen, während die Abundanz heimischer kälteliebender Arten zurückgeht. Die Nährstofffrachten aus den großen Flüssen sind seit den 1990er-Jahren signifikant zurückgegangen (van Beusekom et al. 2019; Emeis et al. 2015) und damit auch die Primärproduktion und Phytoplanktonbiomasse (Capuzzo et al. 2018; Desmit et al. 2020), die die Nahrung für die Benthosgemeinschaften darstellen (Details siehe Kap. 6.4). **Die Abundanz und Biomasse der Endofaunagemeinschaften in der offenen südöstlichen Nordsee (inkl. küstenferne AWZ-Gebiete) hat daher bis zu 80 % abgenommen, was auch durch die Ergebnisse der Weighted-Vote-Count-Analysen bestätigt wurde.** Während einige Studien beschreiben, dass Artenzahl und Diversität gleich blieben (Meyer et al. 2018), zeigt sich in den Monitoringdaten doch eine Tendenz hin zu abnehmender Diversität. Dies hat potenziell großen Einfluss auf die Nahrungsnetze, besonders die (kommerziell genutzten) Fischbestände (Kap. 6.3). Diese generellen Tendenzen weisen auch eine saisonale Prägung auf. Seit den 1980ern nehmen die Abundanzen und Biomassen der Endofauna im ersten und zweiten Quartal der Jahre weiterhin aufgrund steigender Wassertemperaturen in diesen Quartalen zu, wohingegen sie im Sommer aufgrund von steigenden Wassertemperaturen und zurückgehenden Nährstoffgehalten zurückgehen (Dippner & Kröncke 2015; Kröncke, Reiss & Dippner 2013). Für Helgoland wurden in jüngerer Zeit eher stabile Biodiversitätswerte berichtet, zum Beispiel

für Schlangensterne (Boos & Franke 2006), aber auch hier wird im Zoobenthos gegenüber älteren Proben ein **Rückgang der Artenvielfalt** beobachtet (Rachor 1977).

Auch im Wattenmeer messen wir einen Anstieg der mittleren Jahrestemperatur um 2 °C (Meyer et al. 2016; Meyer et al. 2021). Parallel dazu haben heimische wärmeliebende Arten, eingewanderte Arten und Neobiota zugenommen (Lackschewitz et al. 2015; Meyer et al. 2016). Die Abundanz heimischer kälteliebender Arten nimmt ab (Meyer et al. 2016), was sich vor allem im Vergleich mit historischen Beobachtungen zeigt (Buhs & Reise 1997). Auch gab es bereits vorher erhebliche Abnahmen vor allem habitatbildender Arten. So waren die Abundanzen von *Cerastoderma edule* und *Mytilus edulis* als Riffbildner in den Jahren vor 1960 um den Faktor zehn höher als in den 1990er-Jahren (Kraan, Dekinga & Piersma 2011). Lange Zeitserien zeigen ähnliche Verluste biogener Habitatbildner im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer seit dem Beginn des 20. Jahrhunderts, vor allem bei Austern, *Sabellaria* sowie Seegras (Kap. 6.2.2.2 Phytobenthos) (Reise 1982; Reise & Schubert 1987). Eine dominante eingewanderte Art ist die Pazifische Auster (*Magellana gigas*), die zusammen mit ihren assoziierten Neobiota (Markert, Wehrmann & Kröncke 2010; Reise et al. 2017) und der heimischen Miesmuschel (*Mytilus edulis*) ausgedehnte Muschelbänke bildet. Allerdings lassen sich Veränderungen der Makrofauna schon vor dem Auftreten der Pazifischen Auster feststellen (Büttger et al. 2008), auch bei der stark dezimierten Europäischen Auster (Hayer et al. 2019). Vergleiche mit Luftaufnahmen der 1930er- und 1950er-Jahre zeigen aber auch eine hohe Persistenz der Muschelbänke (Büttger, Nehls & Stoddard 2013).

Die Abundanz und Biomasse der Endofauna im Ostfriesischen Wattenmeer hat seit den 1980ern um 30–40 % abgenommen. Auch hier wurden diese Veränderungen durch Deeutrophierungsprozesse (s. o.) entlang eines West-Ost-Gradienten und durch den Meeresspiegelanstieg bedingten Sedimentaufwuchses im Eulitoral und Sedimenterosion im Sublitoral verursacht (Singer et al. 2023). Ähnliche Prozesse wurden auch im Jadebusen und im Sylter Watt gefunden (Schückel & Kröncke 2013; Schumacher, Dolch & Reise 2014).

Das Mosaik der Meeresbodenhabitats in der deutschen Ostsee und den dazugehörigen Küstengewässern mit einer Gesamtfläche von etwa 15.507 km<sup>2</sup> beinhaltet Sandböden (49 %), Schlickböden (36 %), Mischsedimente einschließlich Riffe (14 %) sowie grobe Sedimente (0,4 %) und beherbergt seit dem Jahr 2000 mindestens 637 Zoobenthosarten (Benthos-Datenbank des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde). Der

deutsche Teil der Ostsee gehört zum sogenannten Transitgebiet, was sich auch in den benthischen Makrofaunagemeinschaften widerspiegelt. Die räumliche Verbreitung von Arten und Gemeinschaften wird primär durch den Salzgehaltgradienten, die Sauerstoffbedingungen am Boden, die Wassertiefe, die Temperatur und die Nahrungsverfügbarkeit beeinflusst, die wiederum vom Habitattyp abhängen. Vorwiegend marine Arten bewohnen diesen Teil der Ostsee, jedoch machen Brack- und Süßwasserarten rund 14 % der gesamten Artenzahl aus, wobei ihr Anteil mit abnehmendem Salzgehalt in Flussmündungen und in östlicher Richtung zunimmt.

Generell sind die am häufigsten vertretenen Stämme Annelida (Ringelwürmer), Arthropoda (Gliederfüßer) und Mollusca (Weichtiere) mit jeweils über 150 Taxa, Cnidaria (Nesseltiere) mit etwa 45 Taxa und Bryozoa (Moostierchen) mit 27 Taxa. Davon sind 195 Arten ausschließlich in der (photischen) Infralitoralzone zu finden und 249 Arten ausschließlich in der (aphotischen) Circalitoralzone.

Die räumliche Tendenz geht von artenreicheren zu weniger vielfältigen Gemeinschaften (mit einer Verringerung der Artenvielfalt von über 100 auf unter 20) und von Gemeinschaften, die von langlebigen und hoch spezialisierten Arten dominiert werden, hin zu solchen mit vorherrschenden kurzlebigen und anpassungsfähigen Arten. Die beobachtete Dominanz ubiquitärer Arten und die Zunahme funktioneller Redundanz in Richtung der brackischen Gewässer der Oderbank scheint den funktionellen Verlust zu puffern und die Robustheit des benthischen Ökosystems gegenüber Umweltveränderungen zu erhöhen (Darr, Gogina & Zettler 2014).

Die Ergebnisse langfristiger Studien legen nahe, dass die zoobenthischen Makrofaunagemeinschaften im deutschen Teil der Ostsee zeitlich instabil sind und seit 1980 signifikante Veränderungen durchgemacht haben (Franz et al. 2019). Eine quantitative Unterscheidung zwischen den Auswirkungen von Umwelteigenschaften wie der Dynamik von Wassermassen, Salzgehaltsschwankungen und dem Auftreten von Sauerstoffminima sowie den Auswirkungen menschlicher Aktivitäten (z. B. Eutrophierung, Grundschleppnetzfisherei) oder des Klimas in diesen Übergangsgewässern ist schwierig (Zettler et al. 2017).

Der Weighted Vote Count findet 269–358 Beobachtungsjahre, aufgeteilt auf 29 Stationen, für die deutschen Küstenabschnitte der Ostsee (Abb. 6.10). Ähnlich starke Abnahmen der Gesamtabundanz oder -biomasse (31,0 % negativ, 6,7 % positiv zu negativ, 13,1 % positiv, 7,3 % negativ zu positiv, 41,9 % neutral) wie in der Nordsee sind zu verzeichnen. Im Gegensatz dazu gibt es in der Ostsee

mehr positiv (25,5 %) als negativ (18,0 %) gewichtete Artenzahlrends, während positive Trends (12,6 %) bei ENS etwas seltener sind als negative (14,5 %).

Trotz hoher zeitlicher Variabilität und Änderungen in der Dominanz verschiedener Taxa für Langzeitmessstationen auf Schlickböden in der Mecklenburger Bucht und dem Arkonabecken, die häufig von Sauerstoffmangel beeinflusst werden, konnten dort keine klaren Regime-Shifts oder Trends identifiziert werden. Die benthische Gemeinschaft an der Langzeitmessstation auf Sandboden bei der Darßer Schwelle hat sich mehrmals signifikant verändert. Es gab relativ stabile Perioden mit jährlichen Schwankungen, die sich mit abrupten Regime-Shifts in der Artenzusammensetzung und -abundanz Ende der 1980er- und Mitte der 1990er-Jahre abwechselten. Die Gesamtdiversität dieser Gemeinschaften scheint seit Mitte der 1990er-Jahre jedoch zugenommen zu haben (Gogina, Darr & Zettler 2014; Zettler et al. 2017).

In Gemeinschaften mit reduzierter Artenvielfalt bieten sich Möglichkeiten für die Einwanderung invasiver Arten. Auch in der deutschen Ostsee haben Neobiota-Arten seit den 1990er-Jahren zugenommen. Die hohe Schiffsverkehrsdichte gilt als Hauptursache (HELCOM 2018a). Das Verhältnis von Neobiota zu einheimischen Arten an deutschen Ostseeküsten kann über 1:3 betragen (an der Station Oderhaff-Kamminke wurden beispielsweise 17 Neozoenarten bei insgesamt 29 Arten identifiziert), mit einer Einschleppungsrate von ein bis drei Arten pro Jahr typisch für die gesamte Ostsee (Zenetos et al. 2022; Zettler & Zettler 2023). Von etwa 55 Neobiota-Arten in der deutschen Ostsee sind die häufigsten Amphipoda (wie *Grandidierella japonica* seit 2016), Polychaeta (wie *Marenzelleria viridis* seit den 1990er-Jahren und *Ficopomatus enigmaticus* seit 2015) und Bivalvia (wie *Dreissena bugensis* seit 2004) (Zettler et al. 2018). Die höchste Zahl von eingewanderten und Neobiota-Arten findet sich im Stettiner Haff (ca. 30), in der Mecklenburger Bucht (27) und im Warnow-Ästuar (26).

Seit Mitte der 2000er-Jahre wird zur Bewertung des ökologischen Zustands nach den Vorgaben der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) die Qualitätskomponente Makrozoobenthos in den sogenannten WRRL-Wasserkörpern der inneren und der flachen küstennahen äußeren deutschen Küstengewässer untersucht. Die ökologische Zustandsbewertung erfolgt anhand des Marine Biotic Index Tool – MarBIT (Berg, Kuhlmann & Meyer 2017; Berg & Meyer 2015; Meyer, Berg & Fürhaupter 2009). Der überwiegende Teil der untersuchten Wasserkörper wird aktuell als mäßiger bis schlechter Zustand eingestuft.

## Fische

Die Zustände und Bestandsentwicklungen von Fischen lassen sich grundsätzlich nicht in den deutschen Gewässern isoliert bewerten, da viele Arten sich im Laufe ihres Lebens in unterschiedlichen Bereichen von Nord- oder Ostsee aufhalten, teils aufgrund von Verdriftung während der Ei- oder Larvalphase, teils auch durch aktive Wanderungen zu Aufwuchs-, Fress- oder Laichgründen (z. B. Corten 2013; Hunter, Metcalfe & Reynolds 2003; Jansen & Gislason 2011). Dabei nutzen viele Fischarten der Nordsee das Wattenmeer in mindestens einem ihrer Lebensstadien. Etlichen Arten dient es als Aufwuchsgebiet mit hohem Nahrungsangebot (Reise et al. 2010; van der Veer et al. 2022), andere halten sich (fast) dauerhaft, saisonal oder nur sporadisch dort auf (Couperus et al. 2016).

Gemessen an der Artenzahl, ist die biologische Vielfalt demersaler Fische in der **Nordsee** insgesamt und so auch in ihrem deutschen Anteil geringer als in den Atlantikgebieten westlich Irlands, der Irischen See und der Biskaya (Maureaud et al. 2019). Betadiversität, also die kleinräumigen Unterschiede zwischen Lebensgemeinschaften bzw. das Verhältnis von regionaler zu lokaler Diversität, gemessen als Artvorkommen, zeigt einen Gradienten mit einer generellen Zunahme von Nordwest nach Südost (Maureaud et al. 2019). Damit ist die Betadiversität in der flacheren südlichen Nordsee und damit insbesondere auch in der deutschen AWZ und im Küstenmeer vergleichsweise hoch.

Mit 119 Stationen und insgesamt 1.754 Beobachtungsjahren sind die Fische der Nordsee sehr stark im Weighted Vote Count vertreten (Abb. 6.10). Die Artenzahl nimmt dabei bei 38,3 % der gewichteten Trends durchgehend oder abschließend ab. Dem stehen 12,1 % positive Trends und 49,6 % neutrale Trends gegenüber. Bei der Effektiven Artenzahl (ENS) ist der Anteil neutraler Trends deutlich höher (70,6 %), aber 11,1 % (negativ) plus 2,3 % (positiv zu negativ) zeigen reduzierte Diversitäten. Positive (9,5 %) und zunächst negative, aber dann positive Trends (6,5 %) kommen auf ähnliche Gewichte wie die negativen Trends. Ähnliches lässt sich für die Gesamtbiomasse feststellen. Bei 13,9 % und 14,6 % für die beiden negativen und 16,2 % plus 6,3 % für die beiden positiven Kategorien.

Informationen zur Gefährdung einzelner Fischarten bzw. Bestände werden in der Deutschen Roten Liste aufbereitet. Zuletzt 2013 wurde der Gefährdungsstatus von 94 etablierten Fisch- und Neunaugenarten in den deutschen Meeresgebieten der Nord- und Ostsee auf Basis vielfältiger Forschungssurveys und Monitoringprogramme analysiert (Thiel et al. 2014). Die Liste um-

fasst marine und diadrome Arten, die diese Gewässer in mindestens einem ihrer Entwicklungsstadien regelmäßig aufsuchen oder dort als regelmäßige Wandergäste auftreten. Arten, die nur sporadisch auftreten, wurden im Gegensatz zu früheren Fassungen der Roten Liste bei (Thiel et al. 2014) nicht geführt, ebenso sind Neobiota ausgenommen.

Der Europäische Aal wird gesondert geführt. Er kann als panmiktische Art, deren einzige Population sich über ihr gesamtes Verbreitungsgebiet bewegt, nicht allein anhand des Bestandszustands in den deutschen Gewässern erfasst werden (Thiel et al. 2014).

In der regionalen Gefährdungsanalyse für die Nordsee führt die Rote Liste (Thiel et al. 2014) drei Arten als ausgestorben oder verschollen: den Stör (*Acipenser sturio*), den Nordseeschnäpel (*Coregonus oxyrinchus*) und den Stachelrücken-Schleimfisch (*Chirolophis ascanii*). Acht weitere gelten als vom Aussterben bedroht, darunter einige Hai- und Rochenarten, aber auch diadrome Wanderfische wie Lachs (*Salmo salar*) und Meerforelle (*Salmo trutta*). Unter den sieben stark gefährdeten Arten finden sich auch kommerziell wichtige Arten, insbesondere der Aal (*Anguilla anguilla*). Auch der Schellfisch (*Melanogrammus aeglefinus*) wird gelistet, weil die Art in der deutschen AWZ seit Mitte des 19. Jahrhunderts stark zurückgegangen ist, wenngleich sie in der Nordsee insgesamt nicht gefährdet ist. Insgesamt wurden 22 Nordseefischarten (20,6 %) als bestandsgefährdet eingestuft. Für 24 Arten reichten die Daten für eine Auswertung nicht aus.

Die langfristigen Bestandstrends (seit Mitte des 19. Jahrhunderts) zeigten für 19 Arten einen starken bis sehr starken Rückgang auf. Für 16 Arten ließen sich langfristig konstante Bestände erkennen. Für 54 Arten (50,5 %) reichten die Datenreihen nicht aus, um einen langfristigen Trend festzustellen. Eine deutliche Zunahme wurde lediglich für zwei Arten konstatiert, für die Streifenbarbe (*Mullus surmuletus*) sowie die Sardine (*Sardina pilchardus*), beides südliche Arten, die im Zuge der Meerereserwärmung ihre Verbreitungsgebiete in die Nordsee ausgedehnt haben (Beare et al. 2004; Engelhard et al. 2011).

Im Zuge des Klimawandels haben sich die Verbreitungsgebiete von Nordseefischen in nördlichere Breiten und/oder in tiefere Zonen verschoben (Dulvy et al. 2008; McLean et al. 2021). Parallel dazu sind über die vergangenen Dekaden lusitanische Fischarten mit einem Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa vermehrt in die Nordsee eingewandert (Beare et al. 2004; Daan 2006; Ehrlich & Stransky 2001; Engelhard et al. 2011; Montero-Serra, Edwards & Genner 2015). In Fischerei-

surveys in der Deutschen Bucht konnte eine stetige Zunahme der Auftretenshäufigkeit lusitanischer Arten seit Ende der 1980er-Jahre gezeigt werden (Sell et al. 2010). Einige davon überwintern auch in der Nordsee und haben dort inzwischen eigene Populationen aufgebaut (Petitgas et al. 2012). Analoge Entwicklungen sind auch bei Tintenfischen zu beobachten (Oesterwind et al. 2020; Oesterwind et al. 2022), die als Wirbellose nun verstärkt in den Nahrungsnetzen der Nordsee relevant werden, wo sie als Konkurrenten oder Räuber von Fischen auftreten können (Oesterwind & Piatkowski 2023).

In den deutschen Nordseebereichen ist der Anteil »opportunistischer« Arten (nach Pecuchet et al. 2017) besonders hoch, während viele »periodische« Arten ihren Verbreitungsschwerpunkt nördlich der deutschen Nordseegewässer haben, so wie Heilbutt, Seeteufel, Seehecht und verschiedene Dorschartige, darunter allerdings auch der früher hier abundante Kabeljau (*Gadus morhua*). Sein Bestand, einst eine der wichtigsten Fischereiressourcen in der südlichen Nordsee, hat über die letzten Dekaden unter einer Kombination von Überfischung in der Nordsee (vor allem zwischen den 1970ern und 1990ern [ICES 2022]; vergl. 6.4.3.1) und den Einflüssen des Klimawandels gelitten (Akimova et al. 2016; Kühn, Taylor & Kempf 2021; O'Brien et al. 2000). Mittlerweile existieren viele Belege dafür, dass für den Rückgang des Kabeljaus kumulative Effekte zum Tragen kommen. Eine klimabedingt verschobene Phänologie führte zur Entkopplung im zeitlichen Auftreten von Räuber (Kabeljaularven) und Beute (Zooplankton) (Beaugrand et al. 2003; Edwards & Richardson 2004) sowie zu einer Dominanzverschiebung zwischen Copepodenarten, die mit einer Verschlechterung der Futterqualität für die Larven einherging (Beaugrand & Kirby 2010). Damit konnten Fischereimanagementmaßnahmen zum Wiederaufbau des Bestandes weniger greifen, was die Schlussfolgerung stützt, dass überfischte Bestände besonders sensibel auf einen zusätzlichen Stressor reagieren (Planque et al. 2010).

Beukhof et al. (2019) stellten in den Eigenschaftsmustern demersaler Nordseefische im Zeitraum von 1983 bis 2014 starke räumliche Unterschiede fest, wie auch in den zeitlichen Trends. Für die Nordsee insgesamt beschrieben die Autor:innen eine Abnahme großer, langsam wachsender, langlebiger Arten höherer Trophiegrade zugunsten von kleineren, schnell wachsenden und kurzlebigen Arten auf niedrigerer trophischer Ebene. Letztere sind generell in der südöstlichen Nordsee und speziell in den deutschen Gewässern deutlich stärker vertreten als im tiefen, nordwestlichen Teil der Nordsee (Beukhof et al. 2019).

Für das **Wattenmeer** listet der Wadden Sea Quality Status Report (QSR) 124 untersuchte Fischarten und liefert eine aktuelle Analyse der Entwicklungstrends auf Basis von mehreren Dekaden währenden Monitoringprogrammen (Tulp et al. 2022). Trends wurden basierend auf Abundanzen, für seltene Arten anhand ihrer Auftretenshäufigkeit berechnet und variierten zwischen ökologischen Gilden. Gemäß Tulp et al. (2022) veränderte sich die Ökosystemfunktion des Wattenmeers als traditionelle Aufwuchszone für die Plattfische Scholle, Kliesche und Seezunge.

Zur Gilde der »marinen Juvenilen« zählen die Plattfische: Scholle (*Pleuronectes platessa*), Seezunge (*Solea solea*) und Kliesche (*Limanda limanda*) sowie einige demersale Rundfische wie Wittling (*Merlangius merlangus*) und Kabeljau (*Gadus morhua*). Im deutschen Bereich des Wattenmeers zeigten die Arten dieser Gilde überwiegend abnehmende Trends, außer im Bereich des Elbeästuars, in dem die Abundanzen juveniler Schollen seit Mitte der 1970er-Jahre deutlich zunahmten und sich seit den 1990ern stabilisierten. Die Zahlen junger Wittlinge zeigen in einigen deutschen Wattgebieten starke Schwankungen, haben aber grundsätzlich seit 2010 zugenommen. Die Entwicklungstrends des Kabeljaus sind im gesamten deutschen Wattenmeer trotz einiger Schwankungen seit ca. 1980 negativ.

Die Abundanzen der typischen Ästuararten (*estuarine residents*, wie z.B. Seenadeln [*Syngnathus* spp.], Steinpicker [*Agonus cataphractus*] und Aalmuttern [*Zoarces viviparus*]) entwickelten sich seit den 1970er-Jahren zeitlich und räumlich innerhalb des Wattenmeers sehr variabel.

Diadrome Arten, die während ihres Lebens zwischen marinen Lebensräumen und Süßwasserflüssen wandern, stehen im Fokus der FFH-Richtlinie. Für den Aal (*Anguilla anguilla*) sind aufgrund der geringen Vorkommen Trends kaum zu berechnen. Die Abundanzen juveniler Stinte (*Osmerus eperlanus*) in den Mündungsgebieten von Elbe und Jade-Weser sind innerhalb der letzten Dekade stark zurückgegangen. Die vermutlich multifaktoriellen Gründe dafür zu identifizieren, ist Ziel laufender Forschungsvorhaben. Die Abundanz der Finte (*Alosa fallax*) hingegen hat im Elbeästuar im selben Zeitraum klar zugenommen, entgegen dem Trend im niederländischen Wattenmeer.

Im Wattenmeer seltene Vorkommen umfassen einerseits Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt küstenfern oder im Süßwasser liegen, aber auch wandernde oder unter speziellen hydrografischen Bedingungen eingebrachte Arten wie das Blaumäulchen (*Helicolenus dactylopterus*) oder der Lachshering (*Maurollicus muelleri*).

In den jüngsten Jahren wurden häufiger als zuvor Seepferdchen (*Hippocampus* spp.) dokumentiert (z. B. Neumann, Schneider & Haslob 2022), die zwischenzeitlich verschwunden waren, was vermutlich mit dem Rückgang von Seegraswiesen (van Beusekom et al. 2019 und Referenzen darin) in Zusammenhang steht. Allerdings fehlt in den meisten Studien zu den weiterhin gefährdeten europäischen Seepferdchen eine detaillierte Beschreibung des Habitats (Pierri et al. 2022). Trends in der Fischbiodiversität der Nordsee verliefen parallel mit Veränderungen in den Treibern (vergl. Kap. 6.4.3.1): Grundsätzlich, jedoch regional unterschiedlich stark ausgeprägt hat während der vergangenen 30 Jahre der Fischereidruck abgenommen, während die Wassertemperaturen zugenommen haben (ICES 2022a). Mit einer Reduktion des Nährstoffeintrags durch die großen Flüsse seit Mitte der 1980er-Jahre hat gleichzeitig eine Deeutrophierung eingesetzt und die Phytoplanktonproduktion im Wattenmeer insgesamt abgenommen, allerdings mit regionalen Unterschieden (Burson et al. 2016) und höheren Chlorophyllkonzentrationen im südlichen als im nördlichen Wattenmeer (van Beusekom et al. 2019). Grundsätzlich ist es äußerst schwierig, die Einflüsse dieser Treiber separat zu bewerten, denn die Änderungen in den Artengemeinschaften gehen auf die kumulativen Effekte aller Treiber zurück (Kenny et al. 2018).

Die **Ostsee** weist, verglichen mit anderen Meeren gleicher Größe, eine geringere Artenvielfalt auf. Einer der Hauptgründe ist ihr geringer Salzgehalt (Brackwassermeer). Der Einstrom aus der salzhaltigen Nordsee im Westen und der Süßwasserzufluss der einmündenden Flüsse erzeugen einen horizontalen Salzgehaltgradienten (Kap. 6.1.1.1) sowie vertikale Unterschiede in der Salinität. Kleinräumige Strömungsmuster (Fennel & Sturm 1992) führen zu zeitlich und räumlich sehr variablen Umweltbedingungen. Generell verlangt der Brackwasserlebensraum von marinen und Süßwasserarten einen erhöhten Energieverbrauch (für Osmoregulation) und Anpassungsfähigkeit ab, was zu geringeren Artenzahlen im Brackwasser führt (Remane 1934). Entsprechend dem in östlicher Richtung abnehmenden Salzgehalt verläuft auch ein Biodiversitätsgradient, wobei die deutschen Ostseegewässer mit ihrem Salzgehalt von 10 bis 20 g pro l im mittleren Bereich von Salinität und Artenzahlen liegen (Frelat et al. 2018; Pecuchet, Törnroos & Lindegren 2016). Die funktionelle Diversität ist in den artenärmeren zentralen und nordöstlichen Gebieten ähnlich wie in der westlichen Ostsee, verbunden mit einer geringeren funktionellen Redundanz in den weniger salzigen Bereichen (Frelat et al. 2018).

Informationen zu Ostseefischarten werden meist über ICES-Fischereiforschungssurveys sowie aus Daten der kommerziellen Fischerei gewonnen (z. B. Dorsch, Hering, Sprotte, Scholle, Flunder, Lachs und Meerforelle). Allerdings sind die Fangmethoden dabei teils auf kommerziell genutzte größere Arten, ausgelegt, weshalb viele kleinere Ostseearten nicht verlässlich damit erfasst werden. Es existieren in einigen Ländern nationale Küstenfischmonitoringprogramme (Ojaveer et al. 2010). Diese befinden sich für die deutschen Ostseegebiete erst in der Entwicklung. So konzipiert derzeit das Thünen-Institut für Ostseefischerei für die schleswig-holsteinische Ostseeküste ein langfristiges Küstenfischmonitoring für nicht kommerziell genutzte Arten, welches den verpflichtenden Bestimmungen der MSRL und HELCOM entspricht.

Da bisher ein langfristiges, systematisches Küstenfischmonitoring im deutschen Ostseeraum weitgehend fehlt, wurden für die Vote-Count-Analysen weit weniger Daten zusammengetragen als für die Nordsee, nämlich 15 Stationen mit zusammen 144 bis 354 Beobachtungsjahren (Abb. 6.10). Die meisten (> 75 %) dieser Zeitreihen beginnen 1989 oder später. Trotz des begrenzten Datensatzes ist das Ergebnis jedoch deutlich. Es ergeben sich mehr negative (31,4 %, plus 7,1 % positiv zu negativ) als positive Trends der Gesamtbiomasse (26,2 %, die restlichen 35,3 % der Zeitreihen zeigen keinen Trend), während die Diversität konsistent abnahm: Für die Effektive Artenzahl (ENS) sind alle nicht neutralen Trends durchgehend (43,4 %) oder abschließend (30,6 %) negativ, für die Artenzahl sind 94,4 % der Trends negativ, die restlichen 5,6 % positiv.

Die (internationale) HELCOM-Rote-Liste führt insgesamt 239 Fischarten für die Ostsee auf (HELCOM 2013), wovon ca. 100 in den deutschen Gewässern vorkommen, darunter auch Brack- und Süßwasserarten. Allerdings ist die Artenzusammensetzung in der westlichen Ostsee durch wiederkehrende Einstromereignisse von salz- und sauerstoffreicherem Nordseewasser sehr variabel (Hinrichsen, Piatkowski & Jaspers 2022). Die Einströme von kaltem und salzhaltigem Nordseewasser, die bis zu den 1980er-Jahren im Mittel alle ein bis zwei Jahre beobachtet wurden (Franck, Matthäus & Sammler 1987), treten seit Mitte der 1980er-Jahre nur noch selten auf (Feistel, Nausch & Hagen 2008; Mohrholz et al. 2015). Die letzten Ereignisse wurden für die Jahre 1993, 2003 und zwischen 2014 und 2016 verzeichnet. Mit steigendem Sauerstoffgehalt und steigender Salinität werden die Umweltbedingungen in der westlichen Ostsee (abhängig von Stärke und Ausdehnung des Einstromereignisses) für mehr marine Arten zugäng-

lich. Infolgedessen steigt damit temporär und regional die Artenzahl, verringert sich allerdings wieder, nachdem der Einstrom abgeklungen ist. Die daraus resultierende Fluktuation des Arteninventars erschwert Berechnungen von Biodiversitätstrends. In den letzten zwei Jahrzehnten wurde zudem vermehrt die Einwanderung von nicht einheimischen Arten aus wärmeren Meeresregionen beobachtet (Hinrichsen, Piatkowski & Jaspers 2022). Langfristig wird aufgrund der vorhergesagten Zunahme von Niederschlägen in der gesamten Ostseeregion eher von einer Abnahme der Salinität und infolgedessen von sinkenden Artenzahlen ausgegangen (Hiddink & Coleby 2012).

Informationen zur Gefährdung einzelner Arten bzw. Bestände werden in der Deutschen Roten Liste aufbereitet. Die letzte Fassung der Roten Liste (Thiel et al. 2014) präsentiert Bewertungen für 89 Fischarten in der deutschen Ostsee. Eine davon gilt inzwischen als ausgestorben oder verschollen – der Atlantische Stör (*Acipenser oxyrinchus*) –, zwei in der regionalen Gefährdungsanalyse als vom Aussterben bedroht, das Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) und der Spitzschwänzige Bandfisch (*Lumpenus lampretaeformis*). Als stark gefährdet ist der Aal (*Anguilla anguilla*) eingestuft; gefährdet sind der Liste zufolge als Wanderarten die Finte (*Alosa fallax*) sowie der Lachs (*Salmo salar*) und die Zährte (*Vimba vimba*). Im Bestand gefährdet sind nach Thiel et al. (2014) insgesamt sieben Fischarten der deutschen Ostseegewässer (7,9 %). Für 18 Arten erlaubten die verfügbaren Daten keine verlässliche Bewertung der Rote-Liste-Kategorien.

Für die letzte MSRL-Bewertung wurden nur Fische berücksichtigt, die nach Thiel et al. (2014) in deutschen Gewässern etabliert sind, d. h. Arten, die regelmäßig in deutschen Gewässern reproduzieren, diese in mindestens einem ihrer Entwicklungsstadien regelmäßig aufsuchen oder auch als regelmäßige Wandergäste auftreten. Für jede Art wurde ein Sensibilitätswert basierend auf biologisch-ökologischen Merkmalen berechnet (Greentree et al. 2012) und anschließend die Entwicklungen des Drittels der Arten mit den höchsten Sensibilitätswerten betrachtet. Insgesamt wurden 22 Arten bewertet.

Bei den so ausgewählten Küstenfischen konnten fünf von neun Arten bewertet werden. Keine der Arten befand sich laut MSRL-Kriterien in einem guten Zustand. Von acht ausgewählten demersalen Arten konnten sieben bewertet werden, vier davon mit einem guten Zustand. Bei den ausgewählten pelagischen Fischen befanden sich zwei Arten in einem guten Zustand, während zwei weitere Arten keinen guten Zustand aufwiesen. Die fünfte Art konnte nicht bewertet werden (BMU 2018b).

Die über viele Jahre praktizierte Überfischung wird als Ursache für den schlechten Zustand vieler wichtiger Fischbestände in der Ostsee angesehen, da die vom EU-Rat festgelegten Gesamtfangmengen häufig über den vom ICES ausgesprochenen Empfehlungen lagen (z. B. für die Dorsch- und Heringbestände der westlichen Ostsee, wobei die Fangquoten in den letzten Jahren deutlich gesenkt wurden und somit der Fischereidruck stark nachgelassen hat). Einen zunehmenden Einfluss, vor allem auf die Entwicklungstrends von kaltwasserangepassten Arten, entwickelt der Klimawandel aufgrund steigender Temperaturen in Verbindung mit der immer noch hohen Eutrophierung und dem dadurch bedingten Sauerstoffmangel in tieferen Zonen (HELCOM 2018a) (Kap. 6.4.4, 6.4.5).

### Säugetiere

Von den drei marinen Säugetierarten, die in den deutschen Meeresgebieten als heimisch angesehen werden (Schweinswal, Kegelrobbe, Seehund), gelten alle als gefährdet. Während sich die Bestände von Kegelrobbe und Seehund in der deutschen Nordsee in den vergangenen Jahrzehnten erholt haben, ist der Bestand der Schweinswale in den letzten 20 Jahren rückläufig. Ähnliche Entwicklungen zeigen sich in der deutschen Ostsee, wenn auch die Datenlage im Vergleich zur Nordsee unvollständig ist. Die Anzahl der Kegelrobben hat in den letzten Jahren zugenommen, und auch Seehunde werden regelmäßig gesichtet. Die Schweinswalpopulationen zeigen über die letzten Jahrzehnte jedoch eher eine abnehmende Tendenz.

Die Bewertung von marinen Säugern findet auf der Basis einer Kombination unterschiedlicher Datenerhebungen statt. Zum einen finden jährliche Zählungen der drei Meeressäugerarten statt, um sowohl die Bestandsentwicklung als auch saisonale Schwankungen bei der Habitatnutzung zu erfassen. Bei Schweinswalen finden diese Zählungen zumeist vom Flugzeug aus statt (Gilles, Scheidat & Siebert 2009; Nachtsheim et al. 2020). Dies gilt auch für die großskaligen europäischen Wal-Surveys (SCANS), in denen Forschende aus verschiedenen europäischen Ländern gemeinsam über mehrere Wochen die aktuellen Walbestände in der Nordsee und den angrenzenden europäischen atlantischen Gewässern erfassen (Hammond et al. 2002; Hammond et al. 2013; Hammond et al. 2021). Für Kegelrobben und Seehunde in der Nordsee und für Kegelrobben in der Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern werden dagegen die Tiere auf den Liegeplätzen bei Niedrigwasser gezählt und, darauf basierend, Bestandsabschätzung ermittelt (Galatius et al. 2020). Weitere wichtige Methoden für die Bewer-

tung der Habitatnutzung sind die Telemetry (Heylen & Nachtsheim 2018) und stationäre akustische Erfassungsmethoden wie etwa »Porpoise Detection Devices«, PODs, für Schweinswale (Gallus et al. 2012).

Das Totfundmonitoring mariner Säuger, das durch ein effizientes Strandungsnetz unter anderem in Schleswig-Holstein ermöglicht wird, führt tot aufgefundene Meeressäuger einer weiterführenden Untersuchung zu (Siebert et al. 2006). Hierdurch konnten bereits über viele Jahre Daten zur Anzahl verstorbener Meeressäuger, Alters- und Geschlechtsverteilung (Ijsseldijk et al. 2021; Siebert et al. 2001; Siebert et al. 2007) sowie zur genetischen Zusammensetzung (Tiedemann et al. 1996; Wiemann et al. 2010) erhoben werden. Ein weiterer wichtiger Aspekt ist die Beurteilung des Gesundheitszustands, die auf der Basis einer Obduktion auf weiterführenden histologischen, mikrobiologischen, parasitologischen sowie toxikologischen Untersuchungen beruht (Siebert et al. 2007; Siebert et al. 2020). Diese Untersuchungen erlauben es, sowohl das Auftreten von seuchenhaften Geschehen wie beim Seehundsterben durch das Staupevirus schnell zu erkennen (Stokholm et al. 2019) als auch anthropogen verursachte Auswirkungen z. B. durch Umwelt- oder Lärmverschmutzung (Morelli et al. 2021; Schaffeld et al. 2020), Müll (Philipp et al. 2020; Philipp, Unger & Siebert 2022; Unger et al. 2017), Habitatfragmentierung und -verlust (Nachtsheim et al. 2021; Teilmann & Carstensen 2012) und Stress (Gundlach et al. 2018) zu beurteilen. Das Totfundmonitoring sollte, wenn möglich, durch ein Lebendmonitoring z. B. bei den Seehunden im Wattenmeer oder Kegelrobben auf Helgoland ergänzt werden, um Untersuchungen besonders am Immunsystem zu erlauben (Gismondi et al. 2021; Lehnert et al. 2017).

**Schweinswale** (*Phocoena phocoena*) werden in der Nordsee in der Roten Liste Deutschlands als »gefährdet« eingestuft (Meinig et al. 2020). Die Schweinswale der zentralen Ostseepopulation sowie der Beltseepopulation in der westlichen Ostsee werden hingegen als »vom Aussterben bedroht« klassifiziert (Benke et al. 2014; Meinig et al. 2020). Im nationalen FFH-Bericht von 2019 für die atlantische biogeografische Region (Nordsee) wird der Erhaltungszustand als »ungünstig-unzureichend« angegeben, für die marin-baltische Region (Ostsee) sogar als »ungünstig-schlecht« (BfN 2019). Der Schweinswal ist unter der FFH-Richtlinie sowie einer Reihe weiterer internationaler Abkommen unter Schutz gestellt. Die Anrainerstaaten der Nord- und Ostsee haben sich in den Abkommen zu Forschungsarbeiten und Schutzmaßnahmen zum Erhalt und zur Erholung der Schweinswalbestände verpflichtet. Systematische Flugzählungen

zwischen 2002–2019 in der deutschen AWZ konnten Populationstrends für Schweinswale in der deutschen Nordsee ermitteln (Nachtsheim et al. 2021). Während die Anzahl an Schweinswalen im Nordosten abnahm, nahm sie im Süden zu. Insbesondere das Gebiet »Sylter Außenriff«, welches von zentraler Bedeutung für die Fortpflanzung von Schweinswalen in der deutschen Nordsee ist, verzeichnete stark abnehmende Zahlen. Insgesamt wurde ein negativer Populationstrend für Schweinswale in der deutschen Nordsee verzeichnet. Die Ursachen für diesen Rückgang sind vermutlich multifaktorielle anthropogene Stressoren. Allerdings reicht die Datengrundlage nicht aus, um dies umfassend zu bewerten (Nachtsheim et al. 2021 und darin zitierte Quellen). Die letzte Schätzung des Schweinswalbestands in der deutschen Nordsee aus dem Jahr 2019 ergab eine Abundanz von 27.752 Schweinswalen (95 % Konfidenzintervall: 20.151–39.690) (Nachtsheim et al. 2020). Für die beiden Ostseepopulationen liegen weniger Daten vor, weshalb Trends zur Populationsdynamik viel schwieriger abgeleitet werden können. Die letzte Erfassung der Beltseepopulation aus dem Jahr 2020 lieferte eine Schätzung von 17.301 Individuen (95 %-Konfidenzintervall: 11.695–25.688) (Unger et al. 2020). Eine Trendanalyse aller Erfassungen zwischen 2005 und 2020 ergab eine leichte Abnahme der Population, allerdings mit weiten Fehlerintervallen (Gilles et al. 2022). Neue Erfassungen werden zeigen, ob sich dieser Trend bestätigt.

**Seehunde** (*Phoca vitulina*) haben sich in der deutschen Nordsee nach Einstellung der Jagd Mitte der 1970er-Jahre und der Einrichtung der Nationalparks gut erholt und haben trotz Seuchenzügen immer wieder Höchststände erreicht (Brasseur et al. 2018). Trilaterale Zählflüge der Wattenmeeranrainerstaaten dokumentieren die Seehundbestände in der Nordsee im gesamten Wattenmeer (Galatius et al. 2022). Im Jahr 2022 wurden in der deutschen Nordsee insgesamt 13.304 adulte Seehunde und 6.016 Jungtiere gezählt. Im gesamten Wattenmeer wurde die Seehundpopulation im Jahr 2022 auf 34.782 Tiere geschätzt (Galatius et al. 2022). Nach Jahren mit steigenden Beständen stagniert der Bestand inzwischen seit 2013 im Wattenmeer, wobei die Ursachen bisher noch ungeklärt sind (Galatius et al. 2022). Bei Seehunden ist ein früheres saisonales Auftreten der Geburten zu beobachten (Osinga et al. 2012; Reijnders, Brasseur & Meesters 2010). In der deutschen Ostsee werden Seehunde ebenfalls in zunehmender Zahl gesichtet, jedoch gibt es nur wenige geeignete Liegeplätze, und bisher konnten keine Fortpflanzungsereignisse registriert werden, weshalb Seehunde in der deutschen Ostsee noch nicht systematisch erfasst werden (Hermann 2012).

Die Tiere werden zur Population in der westlichen Ostsee gezählt (Olsen et al. 2014), welche in den letzten Jahren eine deutliche Zunahme zu verzeichnen hatte (ICES 2022b). Seehunde werden mit dem EU-Code 1365 in der Roten Liste geführt und insgesamt in Deutschland als »Gefährdung unbekanntes Ausmaßes« eingestuft (Meinig et al. 2020). Sie sind unter anderem durch das Trilaterale Wattenmeerabkommen sowie OSPAR, HELCOM, die Bonner Konvention und die Berner Konvention unter Schutz gestellt.

**Kegelrobben** (*Halichoerus grypus*) waren in der deutschen Nord- und Ostsee lange Zeit aufgrund von Jagd, Schadstoffen und Habitatverlust fast verschwunden. In der deutschen Nordsee hat sich die Kegelrobbe insbesondere auf Helgoland seit den 1990er-Jahren wieder etabliert, und die Bestände haben im gesamten Wattenmeer zugenommen (Brasseur et al. 2015; Czeck & Paul 2008). Seit 2008 dokumentieren koordinierte Flugzählungen die Bestände im Wattenmeer (Schop et al. 2022). Im Jahr 2022 wurden in der deutschen Nordsee 2.296 adulte Kegelrobben gezählt. In der Geburtsaison 2021/22 wurden 1.046 Jungtiere erfasst. Insgesamt wurden im gesamten Wattenmeer im Jahr 2022 8.948 Tiere gezählt (Schop et al. 2022). Auch in der Ostsee erholen sich die Kegelrobben nach den Rückgängen in den 1970er- und 1990er-Jahren langsam wieder und frequentieren die deutsche Ostseeküste wieder stärker (Galatius et al. 2020; Westphal & Liebschner 2021). An der Küste von Mecklenburg-Vorpommern wurden in den letzten Jahren Jungtiere beobachtet, die vermuten lassen, dass Kegelrobben sich in der deutschen Ostsee wieder vermehren (Galatius et al. 2020). Kegelrobben werden in der Ostsee seit 2020 systematisch erfasst, und im Jahr 2022 wurden während des Fellwechsels 161 adulte Kegelrobben gezählt (Westphal et al. 2023).

Alle drei Meeressäugerarten sind potenziell langlebige Topprädatoren aufgrund ihrer Stellung im Nahrungsnetz (Aarts et al. 2019; Blanchet et al. 2019; Hammerschlag et al. 2019; Kiszka, Heithaus & Wirsing 2015; Moore 2008). Prinzipiell gelten sie als opportunistische Prädatoren, die sich hauptsächlich von demersalen und pelagischen Fischen ernähren, seltener jedoch auch Cephalopoden und Crustaceen fressen (Andreasen et al. 2017; Boyi et al. 2022; Damseaux et al. 2021; Leopold et al. 2015). Kegelrobben nehmen eine Sonderstellung ein, da sie sowohl Artgenossen (van Neer et al. 2019) als auch Seehunde (van Neer, Jensen & Siebert 2015) und Schweinswale (van Neer et al. 2020) prädiieren. Während Seehunde eher küstennahe Bereiche nutzen und sich regelmäßig auch in Ästuaren aufhalten, nutzen Kegelrobben große Teile der Nord- und Ostsee und legen

dabei weite Strecken zurück (van Beest et al. 2019; van Neer et al. 2023; Peschko et al. 2020b; Vance et al. 2021). Schweinswale kommen sowohl küstennah als auch offshore vor und zeigen jahreszeitliche Verschiebungen in den Verbreitungsschwerpunkten (Edrén et al. 2010; Gilles et al. 2016).

Der Gesundheitszustand der Meeressäuger ist ein wichtiger Gradmesser für den Zustand der Populationen, der insbesondere bei den Schweinswalen in der Ost- und Nordsee schlecht ist. Hierbei spielen Infektionskrankheiten wie Parasitierung, bakterielle und virale Erkrankungen eine große Rolle. Es hat sich gezeigt, dass sich die Seehundstaupeepidemien (PDV) vor allen Dingen in Populationen in belasteten Gewässern ausbreiten und so die Populationen stark dezimieren können. Schweinswale in der Nord- und Ostsee zeigen deutlich höhere Raten an schweren Infektionserkrankungen, verglichen mit Tieren aus der Arktis. Besonders Veränderungen der Lunge und Blutvergiftungen führen zu einer starken Verschlechterung der Verfassung und Mortalität bei den Tieren. Untersuchungen am Immun- und Hormonsystem haben gezeigt, dass die Tiere Veränderungen aufweisen, die sie empfänglicher für Krankheitserreger machen (Beineke et al. 2005; Das et al. 2006). Dies führt dazu, dass sich die Belastbarkeit der Schweinswale reduziert und sie die Stressbelastungen durch die anthropogenen Aktivitäten nicht mehr kompensieren können. Untersuchungen zur Altersverteilung und Fortpflanzung bei Schweinswalen aus der deutschen Nord- und Ostsee haben gezeigt, dass, obwohl Schweinswale 20–25 Jahre alt werden können, die meisten weiblichen Schweinswale vor Eintritt der Geschlechtsreife mit zwei bis fünf Jahren versterben und nur wenige Individuen acht bis zehn Jahre alt werden, was sich von Ergebnissen anderer Regionen unterscheidet. Ab einem Alter von etwa acht Jahren wurde eine reduzierte Reproduktionsaktivität beobachtet, weshalb gerade die hohe Sterberate junger Tiere, die essenziell für den Erhalt der Population sind, Grund zur Besorgnis ist (Kesselring et al. 2017).

### Vögel

Die Küsten und Küstengewässer von Nord- und Ostsee spielen für Millionen von Wat- und Wasservögeln, die küstennah oder auf See leben, eine entscheidende Rolle. Die meisten von ihnen sind Zugvögel, die überwiegend aus nördlichen, meist arktischen Regionen in die deutschen Gewässer kommen. Andere Arten verbringen das ganze Jahr in der Region, überwintern dort oder nutzen die Küstenbereiche als wichtige Rast- und Sammelpunkte. So erfüllen sie für verschiedene Vogelarten

unterschiedliche Zwecke. Die Anzahl und Zusammensetzung der anwesenden Vögel und Vogelarten ändert sich infolgedessen stark über den Jahresverlauf.

Das Seevogelmonitoring in der AWZ wird seit 2008 im Auftrag des BfN durchgeführt. Wichtige Rast- und Zugvogelvorkommen von Seevögeln in den küstenfernen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee werden von Flugzeugen und Schiffen entlang von Transekten erfasst. Das aktuelle Programm erfasst insbesondere Seetaucher, Möwen, Alken und Meerestenten. Die so gewonnenen Daten dienen wie auch bei den Meeressäugtieren der Berechnung der Verbreitung, Abundanzen und Trends für die Bewertung des Zustands der Seevögel in der deutschen Nord- und Ostsee. Schiffszählungen in repräsentativen Gebieten sind unter anderem notwendig zur genauen Unterscheidung ähnlicher Arten wie Pracht- und Sterntaucher (zusammen als Seetaucher bezeichnet) und einiger Arten der Meerestenten. Zusätzlich werden Teilgebiete der Nordsee mit Schwerpunkt auf die überwinternden Seevögel jeweils im Winter erfasst. Hinzu kommen schiffsgestützte Teilerfassungen der AWZ vor Helgoland sowie von küstenfernen Gebieten von Schleswig-Holstein und Niedersachsen im Wechsel von Herbst und Sommer (BfN).

Schleswig-Holstein führt darüber hinaus bereits seit 2004 ein eigenes Seevogelmonitoring innerhalb seiner 12-Seemeilen-Zone in der Nordsee durch (Markones & Garthe 2011). Auftraggeber ist die Nationalparkverwaltung im Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein (LKN.SH). Für das niedersächsische Küstenmeer erfolgte im Rahmen eines Forschungsvorhabens im Auftrag der Nationalparkverwaltung eine zusammenfassende Auswertung der vorhandenen Daten bis 2015 (Guse et al. 2018).

Im Bereich der Nationalparks der Nordsee wird das Monitoring von Rastvögeln als Teil des TMAP durchgeführt. Das »Joint Monitoring of Migratory Birds«-Programm läuft seit 1992 und besteht aus jährlich zwei bis drei international koordinierten Gesamtzählungen, monatlichen Zählungen oder Zählungen zu jeder Springtide in 688 festgelegten Monitoringgebieten. Zusätzlich werden für ausgewählte Vogelarten Gesamtzählungen durchgeführt. Die trilateral koordinierten jährlichen Zählungen im Januar werden schon seit 1980 durchgeführt und tragen zur Abschätzung der Populationsgrößen auf dem gesamten Zugweg bei.

Seit 1991 läuft auch das »Joint Monitoring for Breeding Birds« als Teil der Trilateralen Zusammenarbeit im Wattenmeer und konzentriert sich auf 35 Vogelarten, die als charakteristisch für das Wattenmeer angesehen werden. Häufigere Brutvögel (acht Arten) werden

in jährlichen Surveys auf ausgewählten Probenahmeflächen gezählt. Für seltenere und koloniebildende Brutvögel (27 Arten) werden jährlich Gesamtzählungen durchgeführt. Alle fünf Jahre finden zusätzlich Gesamtzählungen aller Arten statt.

Für die **Nordsee** standen mit minimal 1.198 Beobachtungsjahren von 54 Stationen genügend Daten für den Weighted Vote Count zur Verfügung. Im Gegensatz zu allen anderen bisher besprochenen Organismengruppen zeigen viele Standorte eine positive Tendenz in den Gesamtabundanzen (62,3 % plus 2,5 % negativ zu positiv), ENS (39,5 % plus 12,3 %) und Artenzahl (64,8 % plus 3,3 %). Da weniger als 17 % der Trends neutral waren, ergeben sich dennoch 22,2 % negative Trends für Abundanz (9,9 % plus 12,3 %), 32,3 % für ENS (24,0 plus 7,8 %) und 21,7 % für Artenzahl (alle zunächst positiv, dann abnehmend). Die Änderungen der Gemeinschaftsparameter unterliegen bei dieser Organismengruppe sehr unterschiedlichen Populationstrends einzelner Arten (siehe unten), die sich in den verschiedenen Beobachtungsgebieten je nach Vorkommen dieser einzelnen Arten in unterschiedlichen Trends der Artenzahl und ENS niederschlagen. Die hohe Dominanz signifikanter Trends ist ein Zeichen dieser dynamischen Veränderungen.

Das Wattenmeer gilt als wichtigstes Sammlungs-, Mauser- und Rastgebiet entlang der Ostatlantischen Vogelzugroute (East Atlantic Flyway). Zusätzlich überwintern einige Vogelarten im Wattenmeer, und einige Arten sind das ganze Jahr über in der Region anzutreffen. Bei einigen Vogelarten nutzen mehr als 50 % der Gesamtpopulationen entlang des East Atlantic Flyways das Wattenmeer als Zwischenstopp. Weitere 14 Arten sind mit Anteilen von 10 % bis 50 % ihrer Gesamtpopulationen dort vertreten (Kleefstra et al. 2022c).

Von den 34 regelmäßig im Monitoring des Wattenmeers erfassten Zugvogelarten verzeichneten im Zeitraum 1987–2020 sieben Vogelarten einen leichten bis starken Anstieg der Wattenmeerbestände, 14 Arten blieben konstant, und 13 Arten zeigten meist mäßige Rückgänge in ihren Populationsgrößen. Insbesondere Vogelarten, die auf Muschelnahrung angewiesen sind, zeigten die stärksten Abnahmen, die sich kontinuierlich über den gesamten Betrachtungszeitraum erstreckten (van Roomen et al. 2012). Hierzu zählen Austernfischer (*Haematopus ostralegus*), Knutt (*Calidris canutus*), Eiderente (*Somateria mollissima*) und Heringsmöwe (*Larus fuscus*). Arten, die große Populationszunahmen im Wattenmeer aufwiesen, konnten ihre Zahlen entlang des gesamten Flyways vergrößern. Insgesamt sind die Bestandsentwicklungen im Wattenmeer ähnlich denen auf dem gesamten Zugweg. Bei einigen Arten konnten im

Wattenmeer positivere Bestandsentwicklungen festgestellt werden als auf dem restlichen Zugweg. Dies gilt vor allem für Arten, die in der sibirischen Arktis brüten und deren Bestände entlang des Zugwegs eine starke Abnahme verzeichneten (Schekkerman et al. 2022). Lediglich beim Säbelschnäbler und beim Großen Brachvogel wurde eine starke Abnahme bei den im Wattenmeer gezählten Beständen im Gegensatz zu den Beständen entlang ihrer Zugwege verzeichnet. Die Gründe hierfür sind jedoch nicht bekannt (Kleefstra et al. 2022a).

Bei den kurzfristigen Trends von 2010/11 bis 2019/20 lag die Zahl der Arten mit zunehmenden Beständen bei zehn und damit etwas höher als bei den langfristigen Trends, während bei 14 weiteren Arten die Abundanzen stabil blieben. Für sieben Arten wurden über diesen Zeitraum zurückgehende Zahlen verzeichnet, und drei Arten wiesen stark schwankende Bestandsgrößen auf. Zugenommen haben im Einzelnen Löffler (*Platalea leucorodia*), siehe auch (Bauchau, Horn & Overdijk 1998), Weißwangengans (*Branta leucopsis*), Spießente (*Anas acuta*), Löffelente (*Spatula clypeata*), Sandregenpfeifer (*Charadrius hiaticula*) und Sanderling (*Calidris alba*). Bei den Arten Brandgans (*Tadorna tadorna*), Stockente (*Anas platyrhynchos*), Austernfischer (*Haematopus ostralegus*), Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta*), Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*) und Rotschenkel (*Tringa totanus*) waren sowohl die lang- als auch die kurzfristigen Trends rückläufig. In einigen Fällen gingen diese Rückgänge mit einer erheblichen Verringerung der Höchstzahlen einher, z. B. 43 % Bestandsverluste im Vergleich zu den Zahlen der 1990er-Jahre beim Austernfischer (siehe auch Hulscher & Verhulst 2003). Insgesamt hat sich die Anzahl der Arten mit negativen Bestandsentwicklungen bei den kurzfristigen Trends im Vergleich zu den langfristigen Trends verringert (Kleefstra et al. 2022b).

Im mittleren Bereich des Wattenmeers (Niedersachsen und Schleswig-Holstein) waren bei mehr Arten Bestandsabnahmen zu beobachten als in den äußeren Bereichen (Niederlande und Dänemark) (van Roomen et al. 2012). Es konnten Korrelationen zwischen Tidenhub, der sich zwischen den mittleren und äußeren Gebieten des Wattenmeers unterscheidet, und Zu- oder Abnahme der anwesenden Vogelarten nachgewiesen werden (Laursen et al. 2010). Klimawandelbedingte Änderungen könnten deshalb in Zukunft für weitere Veränderungen in Populationsgrößen sorgen (Laursen et al. 2023).

Helgoland hat ebenfalls eine besondere Bedeutung für Zug- und Brutvögel (OAG Helgoland – Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Helgoland e. V. 2011). Dort konnte durch Fänge und Beringung bei 49 von 66 Ar-

ten ein Rückgang der Bestandszahlen von durchziehenden Singvogelarten (bei sieben Arten mit Anstiegen) von 1960 und 2004 nachgewiesen werden, wobei über alle Arten ein Verlust von 42 % sichtbar wurde (Hüppop & Hüppop 2007). Für Seevogelarten hat Helgoland u. a. eine große Bedeutung, da einige Arten wie z. B. Basstölpel (*Morus bassanus*), Trottellummen (*Uria aalge*) und Tordalks (*Alca torda*) ihre einzigen Brutkolonien innerhalb Deutschlands dort angesiedelt haben. Die zeitlichen Populationstrends unterscheiden sich zwischen den einzelnen Arten, sodass kein einheitlicher Trend bestimmt werden kann.

Für einige Vogelarten zählt das Wattenmeer zu den wichtigsten Brutgebieten Europas. Viele dieser Arten stehen auf der Roten Liste. Über alle Habitattypen hinweg weisen die Populationsgrößen von 60 % aller Brutvogelarten einen moderaten bis starken Rückgang auf. Am stärksten betroffen sind Vogelarten im Grünland und in Salzwiesen. Die Hauptnahrungsquelle scheint hierbei ebenso eine Rolle zu spielen, da die meisten Rückgänge bei Vögeln, die sich von Invertebraten ernähren, zu verzeichnen sind.

In einer älteren Studie untersuchten (Becker & Erdelen 1987) die Trends von 27 Brutvogelarten an und in der Deutschen Bucht; sie fanden bei 16 Arten steigende Trends von den 1950er-Jahren bis Ende der 1970er-Jahre, bei sechs Arten aber negative Trends (Flusseeeschwalbe [*Sterna hirundo*], siehe auch Stienen et al. 2009, Küstenseeschwalbe [*Sterna paradisaea*], Zwergesschwalbe [*Sternula albifrons*], Seeregenpfeifer [*Charadrius alexandrinus*], Kiebitz [*Vanellus vanellus*], Alpenstrandläufer [*Calidris alpina*]). Andere Arten wie die Brandseeschwalbe (*Thalasseus sandvicensis*) zeigten zu Beginn der 2000er-Jahre deutliche Abnahmen, nachdem sich die Population seit den 1970er-Jahren zunächst von Tiefständen in den 1950er-Jahren erhöht hatte (Garthe & Flore 2007). Seit Beginn neuerer Zählungen im Jahr 1991 weisen 18 von 32 Arten (56 %) stark rückläufige Bestandstrends auf. Im Vergleich unter den Wattenmeerlandern weisen Arten in Niedersachsen/Hamburg langfristig (seit 1991) eher abnehmende Trends auf (14 von 24 Arten). Gleiches gilt für die Niederlande (16 von 28). In Dänemark und Schleswig-Holstein befinden sich dagegen mehr Arten, die im Zeitraum 1991–2017 einen stabilen Trend aufwiesen. Dieses Muster wurde bereits in früheren Berichten beschrieben und unterstützt die Vermutung, dass Brutvögel im westlichen Wattenmeer schwierigeren Bedingungen ausgesetzt sind als in den nördlichen Bereichen (Koffijberg et al. 2020). Zusätzlich muss man zwischen den Entwicklungen am Festland und auf den Inseln und Halligen unterscheiden. Seit der

Jahrtausendwende wurden viele Brutstandorte von Koloniebrütern an der Festlandküste aufgegeben, was auf einen starken Prädationsdruck durch Säuger (Füchse, Marder usw.) zurückgeführt wird (Cervencl et al. 2011). Dadurch nimmt die Bedeutung der Inseln und Halligen (ohne Verbindung zum Festland) als Brutstandort zu.

Die Ostsee stellt für ca. 80 Wasservogel einen wichtigen Lebensraum für Überwinterung, Brut, Rast, Mauser oder Nahrungsaufnahme dar (HELCOM 2018b). 38 See- und Wasservogelarten halten sich regelmäßig in den Küsten- und Offshore-Gebieten der deutschen Ostsee auf. Um das Jahr 2000 herum wurden im Rahmen verschiedener Forschungsvorhaben umfangreiche Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Verbreitung von Seevögeln in der deutschen Ostsee durchgeführt. Die meisten dieser Vorhaben standen im Zusammenhang mit dem geplanten Bau von Windkraftanlagen im Offshore-Bereich sowie der gemäß EU-Vogelschutzrichtlinie vorgeschriebenen Ausweisung von Vogelschutzgebieten (Sonntag, Mendel & Garthe 2006). Im Gegensatz zur Datenlage in der Nordsee standen aber keine Rohdaten zur Verfügung, sodass ein entsprechender Weighted Vote Count der Gemeinschaftsparameter nicht durchführbar war. Nur für die Gesamtabundanz ergab sich eine stark zu negativen Tendenzen verschobene Analyse, basierend allerdings nur auf 72 Beobachtungsjahren.

Die Meereseenten sind die häufigste und wohl auch charakteristischste Artengruppe in der Ostsee. Die vier in den deutschen Gewässern regelmäßig in hoher Anzahl vorkommenden Arten Eider- (*Somateria mollissima*), Eis- (*Clangula hyemalis*), Trauer- (*Melanitta nigra*) und Samtente (*Melanitta fusca*) zeigen dabei in ihrer räumlichen und zeitlichen Verbreitung deutliche Unterschiede, bevorzugen aber alle die küstennahen Flachwassergebiete sowie die Flachgründe im Offshore-Bereich. In Gebieten mit größeren Wassertiefen kommen Meereseenten gar nicht oder nur in geringen Anzahlen vor (Sonntag, Mendel & Garthe 2006). Die Eiderente zeigten bis Mitte der 1990er-Jahre einen stark ansteigenden Populationstrend, der sich aber seitdem in einen Abschwung umgedreht hat (Laursen & Møller 2014), in Dänemark mit Reduktionen um 36 % (Desholm et al. 2002). Bei der Eisente sehen die Reduktionen sogar noch drastischer aus. Zwischen 1992 und 2010 nahmen diese um > 80 % ab (Bellebaum et al. 2014).

Bisher gibt es allerdings keine verlässliche Datengrundlage für eine Bewertung von Seevögeln auf See. Das heißt auch, dass wichtige Vogelarten, die den Winter meist auf See verbringen, im HELCOM Assessment nicht erfasst sind, da hier die Datengrundlage fehlt. Die HELCOM Bewertung beruht auf landbasierten Surveys

(HELCOM 2018a). HELCOM verwendet zwei Indikatoren: Abundanz von Seevögeln in der Brutsaison und in der Wintersaison. Als Referenz dienen die mittleren Bestände über den Zeitraum 1991–2000. Ein guter Status wird erreicht, wenn bei mindestens 75 % der Vögel nur maximal 30 % negativ von den damaligen Werten abweichen. Die Indikatoren werden jeweils für den gesamten Ostseeraum und für sieben einzelne Untersuchungsgebiete berechnet.

Die Abundanz brütender Küstenvögel konnte bei zwölf von 22 Arten mit gut bewertet werden. Bei den Rastvögeln an der Küste konnte für 16 von 18 eine gute Bewertung vergeben werden. Von den 16 im Offshore-Bereich rastenden Vogelarten, die untersucht wurden, ergab sich für zwölf Arten gemäß dem oben beschriebenen Indikatorwert ein guter Zustand. Die Integration der drei Teilkriterien (Abundanz Brutvögel, Abundanz Rastvögel Küste, Abundanz Rastvögel Offshore-Bereiche) wurden insgesamt 28 der 43 untersuchten Vogelarten mit einem guten Zustand bezüglich ihrer Abundanzen bewertet. Die Bewertung fiel zwischen den funktionellen Gruppen allerdings unterschiedlich aus. Die Artengruppen, die sich nach Fischen tauchend ernähren oder im Küstenbereich Pflanzen fressen, wiesen anteilig mehr Arten mit als gut bewerteten Abundanzen auf, wohingegen bei den Watvögeln, Benthos- und Oberflächenfressern deutlich geringere Anteile den Abundanzschwellenwert erreichten.

### Artengemeinschaften auf Salzwiesen und Dünen

In Hinblick auf ihre Artenvielfalt sind die Salzmarschen mit 3.080 nachgewiesenen Pflanzenarten (Heydemann 1984) zwar nicht als die artenreichste Lebensgemeinschaft bekannt, jedoch beherbergen sie zahlreiche spezialisierte Arten, die hauptsächlich in diesem Lebensraum auftreten. So sind von den 1.060 nachgewiesenen Pflanzenarten der Salzmarschen Europas ~200 Endemiten zu verzeichnen (van der Maarel & van der Maarel-Versluys 1996).

Von der See zum Land besteht die **Strand- und Dünenserie der Nordseeküste** aus dem der Brandung ausgesetzten vegetationslosen Strand, auf dem hinter der mittleren Tidenhochwasserlinie gelegentlich ephemere Spülsäume zu finden sind, aus denen kurzlebige Arten aufwachsen können (z. B. *Cakile maritima*, *Atriplex prostrata* und *littoralis*, *Tripleurospermum maritimum*). In Lagen, in denen häufig organisches Material zusammengetrieben wird, können sich auch mehrjährige Arten entwickeln. Darunter sind einige Arten der Roten Listen Deutschland (RL-Arten) (Nordsee: *Crambe maritima*, *Eryngium maritimum*, *Glaucium flavum*; Ostsee:

*Atriplex calotheca*, *Atriplex glabriuscula*, *Polygonum oxyspermum*), die sehr selten sind und/oder durch Tourismus stark zurückgehen.

Oberhalb MTHW im Supralitoral siedelt sich der mehrjährige klonale Rohbodenpionier *Elymus farctus* an. Im Lee seiner Sprosse lagert der Wind kleine Parabeldünen ab, die von den Rhizomen durchwachsen werden, was zu neuen Ablagerungen und damit zu Primärdünen führt. Sobald eine Höhe von etwa einem Meter überschritten wird, tritt der hochwüchsige Strandhafer (*Ammophila arenaria*, *Calammophila baltica*) hinzu, der den Wind stärker bremst und damit zu höherer aeolischer Sedimentation führt. Durch dauernden Nachschub entstehen hohe Weißdünen, die von den Rhizomen des Strandhafers stockwerkartig durchwachsen werden. Auf Weißdünen können einige seltene RL-Arten vorkommen (Nordsee: *Calystegia soldanella*; Ostsee: *Anthyllis vulneraria subsp. maritima*, *Crambe maritima*, *Lathyrus japonicus*, *Petasites spurius*).

Stürme können den Sand wieder ausblasen und umlagern, sodass hier vor allem Rhizompflanzen überdauern. Akkumulations- und Ausblasungsbereiche verändern sich räumlich von Jahr zu Jahr, was im Bereich von Siedlungen unerwünscht ist, da die Dünen hier eine Sturmflutschutzfunktion haben. Deshalb werden die Dünen hier häufig mit Strandhaferpflanzungen festgelegt. Diese Bereiche sind artenärmer als die natürlichen Dünen. Durch Festlegung fehlt zudem der mobile aeolische Sandnachschub für die weitere dynamische Entwicklung der natürlichen Dünen außerhalb der Siedlungszonen (de Groot et al. 2017).

Die **Weißdünen** werden von hochwüchsigen Arten locker besiedelt, die von kalkreichen Einträgen aus der See profitieren. In Lee der Weißdünen befinden sich die **Graudünen**, die nur noch sehr wenig Kalkeintrag erhalten, sodass Regen Nährstoffe und Kalk schnell aus dem Sand auswäscht. Dadurch findet eine Umkehrung der Produktivität statt, sodass insbesondere auf südexponierten Graudünen vor allem niedrigwüchsige Pionierarten vorkommen. Dreißig bis 50 % der auf Graudünen vorkommenden Küstenarten sind gefährdet, darunter *Festuca polesica* (Ostsee), *Phleum arenarium* und *Koeleria arenaria*. Biologische Bodenkrusten inkl. Flechten und Moose beeinflussen maßgeblich die Bodenstabilisierung und -bildung. Sofern die Produktivität nicht durch Trockenheit aufgrund einer Südexposition gehemmt wird, können ältere, festgelegte Dünen Rohhumus akkumulieren sowie Entkalkung, Verbraunung und Auswaschung von Huminsäuren stattfinden. In der Folge wandeln sich die Graudünen zu **Braundünen** um, wobei der Übergang fließend ist. Graudünen und

Braundünen können von Zwergsträuchern (*Empetrum nigrum*, *Calluna vulgaris*; »Dünenheiden«) dominiert werden. Mit Aufgabe der Beweidung der Dünengrasländer vor Jahrzehnten wandelten sich die Grau- und Braundünen langsam zu Dünenwäldern, wobei Rosen, Kiefern, Zitterpappeln, Stieleichen, Spätblühende Traubenkirschen und Birken in zunächst kleinen, dann sich immer mehr vergrößernden Clustern die Hauptrolle spielten. Dieser Prozess ist insbesondere auf den Barriereinseln zu beobachten und kann die offenen Dünenheiden und -grasländer mit ihren seltenen Arten gefährden. An der Ostsee ist die Sukzession zu Dünenwäldern auf alten, inaktiven Strandhaken und Nehrungen fortgeschritten, sodass alte Baumbestände vorhanden sind. Allein für die Ostfriesischen Inseln sind innerhalb der Dünenlebensräume 3.248 Tierarten nachgewiesen, von denen jede zehnte als deutschlandweit gefährdet angesehen wird (Niedringhaus, Haeseler & Janiesch 2008).

In großen Dünenlandschaften können kleinflächig feuchte **Dünentälchen** auftreten, die der Wind bis auf den Grundwasserhorizont ausgeblasen hat. Dies sind artenreiche Standorte mit sehr hohem Bestand an seltenen und gefährdeten Arten, da vergleichbar oligotrophe Feuchtlebensräume auf dem Festland kaum noch zur Verfügung stehen (z. B. *Anagallis minima*, *Apium inundatum*, *Baldellia ranunculoides*, *Carex viridula*, *Cicendia filiformis*, *Juncus pygmaeus*, *Littorella uniflora*, *Lythrum portula*, *Radiola linoides*). Die Dünentälchen bilden Biotopkomplexe, die von Pionierfluren über Niedermoore bis zu Gehölzen reichen. Der Bestand an Dünentälchen ist sehr klein und fragmentiert. Langfristig ist eine Gefährdung durch höhere Verdunstung infolge des Klimawandels zu erwarten.

In Abhängigkeit von Sedimenttyp, Überflutungshäufigkeit, Grundwasserstand, Salzgehalt und Nährstoffverfügbarkeit gliedern sich natürliche, unbewirtschaftete **Salzwiesen der Inseln** in mehrere Gemeinschaften, von denen sechs größere Bedeutung haben. Nahe der mittleren Nipptiden-Hochwasserlinie liegt die Grenze zwischen Wattflächen, die mit mikrophytobenthischen Biofilmen besiedelt sind, und der Pionierzone (Balke et al. 2016), welche zugleich die Grenze zwischen marinen und terrestrischen Lebensräumen und die administrative Grenze für kommunalisiertes Land darstellt. Pionierzonen bestehen aus den Arten *Spartina anglica*, *Salicornia* spp., *Suaeda maritima*, zu denen sich auch *Limonium vulgare* gesellen kann. Sie werden bei normaler Tide zweimal am Tag ca. 30 bis 40 cm hoch überflutet und bedecken 7.800 ha des gesamten Wattenmeers, davon ca. 4.800 ha auf deutschem Gebiet (Baptist et al. 2019). In den halophilen Pionierfluren der Ostsee finden

sich besonders seltene Arten (*Bupleurum tenuissimum*, *Eleocharis parvula*, *Parapholis strigosa*, *Sagina nodosa*).

Bei abnehmender Überflutungshäufigkeit und -höhe, niedrigerem Salzgehalt und tieferem Grundwasserstand folgen die untere Salzwiese und die Gemeinschaften der oberen Salzwiese. Dazu gehören ein schmaler *Festuca-rubra-Artimisia-maritima*-Gürtel, die Dünenqueckenzone und schließlich eine nur sehr selten überflutete versandete Salzwiese, die den Übergang zum angrenzenden Dünengürtel darstellt. In Exfiltrationszonen von Grundwasser aus dem Süßwasserreservoir des Dünengürtels finden sich brackische Schilfrieder. Auf sehr sandigen Standorten mit hohem, salzigem Grundwasserstand können »Grüne Strände« auftreten, bei denen Arten der unteren Salzwiese in geringer Produktivität vorherrschen. Grüne Strände und untere Salzwiesen sind die Gemeinschaften mit der höchsten Artenvielfalt in natürlichen Salzwiesen mit einigen seltenen RL-Arten (z. B. *Spirobassia hirsuta*, *Parapholis strigosa*). Die Entwässerung der natürlichen, ungenutzten Salzwiesen geschieht über Priele, die umso stärker mäandrieren, je jünger und sandiger die Salzwiesenplattform ist.

In Siedlungsnähe können die Gemeinschaften der oberen Salzwiesen beweidet werden. Durch Tritt und Begrasung wird die Dominanz der Dünenquecke (*Elytrigia atherica*) gebrochen. An der südlichen Ostsee sind meso- und oligohaline Salzweiden an ubiquitären Halophyten der Nordsee verarmt, dafür können seltene RL-Arten wie *Atriplex pedunculata*, *Bupleurum tenuissimum*, *Cochlearia anglica* und *Tetragonolobus maritimus* auftreten. Lässt die Beweidung nach, wird auf den Salzwiesen der Nordsee die Dünenquecke wieder dominant, da unter anderem das hohe C:N-Verhältnis in Blättern und Stängeln zu schwer zersetzbaren Streuauflagen führt, welche Keimlinge anderer Arten verschatten können (Minden & Kleyer 2015). An der südlichen Ostsee führt die Sukzession nach Aufgabe der Beweidung zu dichten brackischen Röhrichten, die von *Phragmites communis* und/oder *Bolboschoenus maritimus* dominiert werden.

An der Festlandküste der Nordsee findet sich im Prinzip die gleiche Zonierung der Salzwiesen wie an den Barriereinseln. In den Übergangsbereichen zwischen Ästuaren und Nordsee nehmen artenarme, brackische Schilf- und Strandsimsenrieder sehr hoher Produktivität ausgedehnte Flächen ein. Festlandsalzwiesen finden sich häufiger auf tonigen Böden und sind wegen der dort höheren Nährstoffverfügbarkeit wesentlich produktiver und hochwüchsiger als Salzwiesen auf den Sandböden der Inseln. Salzwiesen des Festlandes sind durch Landgewinnungsmaßnahmen und Küsten-

schutzmaßnahmen vielfach umgestaltet worden. Auf einem großen Teil der Küste sind Salzwiesen und Wattböden mit heute bis zu 100 m breiten Seedeichen überbaut worden, sodass die Deiche direkt an den offenen Wattboden angrenzen (»Schardeich«). Bei Sturmfluten können Salzwiesen die Wellenenergie und -höhe dämpfen. Fehlen die Salzwiesen als natürliche Pufferflächen, müssen Schardeiche ca. einen Meter höher sein als Deiche mit bestehendem Salzwiesenvorland. Um die Schutzwirkung der Salzwiesen vor Schardeichen wiederherzustellen, wurden Lahnungen angelegt, mit denen die Sedimentakkumulation angeregt wurde. Zwischen den Lahnungsfeldern wurden tiefe, lineare, senkrecht zur Küstenlinie verlaufende Gräben, d. h. Entwässerungsgräben angelegt, mit denen ablaufendes Hochwasser abgeführt wurde. In den vom Seegang beruhigten Lahnungsfeldern setzten sich tonig-schluffige Sedimente ab, auf denen Salzwiesen entstehen, die bis zur Gründung der Wattenmeer-Nationalparks intensiv beweidet wurden. In Schleswig-Holstein wird ein Streifen vor dem Deich auch heute noch intensiv beweidet, um den Deichschutz sicherzustellen, während dies in Niedersachsen nicht geschieht. Intensive Schafbeweidung führt auf Standorten der unteren Salzwiese zur Förderung niedriger, dichter, artenarmer Bestände des Andelgrases. Setzt die Beweidung aus, wandeln sich die Andelgrasbestände je nach Nährstoffgehalt und Bodenart zu Keilmeldenbeständen, in denen Andelgras aber mit geringer Deckung weiterhin vorkommt (Kiehl et al. 1996). Auf den älteren, höher gelegenen oberen Salzwiesen haben sich nach Beendigung der Beweidung die relativ artenreichen *Juncus-geradi-Festuca-rubra*-Salzweiden nach zehn bis zwanzig Jahren Sukzession in sehr artenarme Dünenqueckenbestände verwandelt. In den anthropogenen Vorlandsalzwiesen, die an der Festlandküste von Schleswig-Holstein etwa 90 % und in Niedersachsen und Hamburg etwa 75 % der gesamten Salzwiesenfläche ausgemacht haben, bleiben die Gräben auch bei Aufgabe der Beweidung noch lange erhalten, können jedoch über die Zeit durch Aufschlickung ihre Entwässerungsfunktion langsam verändern oder verlieren (Esselink et al. 2017). Dann entwickelt sich ein natürliches Prielsystem, obwohl die Gräben sichtbar bleiben. Die Ersetzung der linearen Gräben durch mäandrierende Priele könnte die Lebensraumvielfalt ehemals bewirtschafteter Salzwiesen langfristig erhöhen.

Die aus Landgewinnungsmaßnahmen entstandenen »Vorlandsalzwiesen« machen ca. die Hälfte aller Salzwiesen des Wattenmeers aus (Esselink et al. 2017). Insgesamt nehmen im Wattenmeer die unteren und oberen Salzwiesen zusammen mit den brakischen Marschen ca.

31.350 ha ein, davon in deutschen tidalen Einzugsgebieten 18.425 ha (Baptist et al. 2019), was verglichen mit Wäldern oder Grasländern eine kleine Fläche ist. Die Fläche der Vorland- und Inselfalzwiesen hat seit 1995 im Wattenmeer zugenommen, lediglich auf niedersächsischem Gebiet gab es eine Abnahme der Vorlandsalzwiesen (Esselink et al. 2017). Eine Auswertung der letzten Biotopkartierung steht allerdings noch aus.

Die Salzwiesen und Dünenlandschaften der Küste stellen des Weiteren einen wichtigen Lebensraum für teils hoch spezialisierte **Wirbellose** dar. Für den terrestrischen Bereich vor der niedersächsischen Küste (insbesondere Salzwiesen und Dünen auf den vorgelagerten Inseln) sind rund 7.500 Arthropoden bekannt, davon etwa 90 % Insekten. Neben den gut untersuchten Gruppen gibt es zahlreiche mit hohen Erfassungsdefiziten. Die tatsächliche Population liegt wahrscheinlich bei weit über 10.000 Arten. Der (erfasste!) Anteil an der deutschen Arthropodenfauna entspricht etwa 20 %. Die jeweiligen Nachweisraten variieren stark: von 70 % (Wasserwanzen) bis 15 % (Fliegen). Von den sieben großen Ostfriesischen Inseln ist Borkum mit fast 5.000 Arten die am besten untersuchte, während die anderen mit rund 2.700 (Norderney) bis rund 1.200 Arten (Baltrum) deutlich geringere Erfassungsquoten aufweisen. Die jungen Inseln Memmert und Mellum sind mit 2.460 bzw. 2.267 Arten besonders gut untersucht. Deutliche Verbreitungsschwerpunkte gibt es in den älteren Dünengebieten, wo mehr als zwei Drittel aller Arten vorkommen. Etwa 10 % aller Arten sind auf stark vom Menschen beeinflusste Gebiete beschränkt und gehören daher in der Regel nicht zum ursprünglichen Bestand der Insel. Fast 15 % der Arten auf der Insel sind bundes- oder landesweit vom Aussterben bedroht. Außerdem gibt es rund 270 küstenspezifische Arten. Spezielle Studien zur Populationsentwicklung fehlen fast vollständig. Lediglich die kleine Insel Mellum wurde zweimal im Abstand von 35 Jahren beprobt (Breitfeld 2023; Helms 2023; Untiedt 2022; Stock 2020 und weitere unveröffentlichte Analysen). In den Jahren 1984/85 und 2019/20 wurden insgesamt elf Gruppen erfasst (Spinnen, Schmetterlinge, Wanzen, Zikaden, verschiedene Käfergruppen, verschiedene Hautflüglergruppen und Fliegen). Es wurde eine starke Artendynamik festgestellt: Die Fluktuationsraten lagen in der Regel bei über 40 %. Insgesamt haben die Zahlen jedoch fast immer zugenommen: bei den bodenbewohnenden Arten um 25 %, bei den in der krautigen Grasschicht lebenden Arten um 32 %, und nur bei den Fluginsekten gab es einen leichten Rückgang um 7 %. Die Individuenzahlen schwankten erwartungsgemäß: Bei den bodenbewohnenden und krautig-grasigen Gruppen

gab es einen Rückgang um etwa 50 %, bei den Fluginsekten dagegen eine Zunahme um über 400 %. Die vorliegenden Einzelergebnisse (mit nur zwei Datensätzen!) dürfen nicht überinterpretiert werden: Größere Schwankungen in der Arten- und Individuenzahl sind üblich und vor allem auf witterungsbedingte Ursachen zurückzuführen. Der niedersächsische Landküstenbereich mit den Ostfriesischen Inseln ist als Nationalpark nach wie vor ein Gebiet mit einer sehr hohen biologischen Vielfalt und auch einer gewissen Resilienz im Hinblick auf die Ansiedlungs- und Anpassungsfähigkeit der Arten. Dennoch gibt es auch deutliche negative Tendenzen (Verschlickung von Gewässern, Landschaftsveränderungen durch Neophyten), die es zu beobachten bzw. denen es durch Maßnahmen entgegenzuwirken gilt. Vor allem die Auswirkungen auf schützenswerte Küstenarten müssen beobachtet und berücksichtigt werden. Durch die Arbeiten zur Fauna der Ostfriesischen Inseln (Niedringhaus, Haeseler & Janiesch 2008) stehen für einige Gruppen faunistische Informationen zur Verfügung, die innerhalb des *Faktencheck Artenvielfalt* analysiert wurden. Allerdings umfassten die meisten Zeitreihen auf den Inseln nur drei bis fünf Jahre, sodass viele Trends neutral blieben (82–94 %). Die verbliebenen Trends waren jeweils etwa gleich auf positive und negative Trends aufgeteilt.

Beprobungen der Salzwiesen auf Spiekeroog zeigen auch eine reichhaltige Bodenfauna, deren Individuendichten aber um etwa eine Größenordnung kleiner liegen als in den Böden gemäßigter Breiten oder borealer Wälder (Winter et al. 2018). Dennoch wurden 86 Arten gefunden mit einer Dominanz von Collembola, Oribatida und Mestigmata (Haynert et al. 2017). Mit einer Abnahme der Dichte und Diversität der Bodenfauna von der oberen Salzwiese zur Pionierzone ist dabei auch eine Verringerung der Komplexität des Nahrungsnetzes verbunden.

Auch in den Süßgewässern der Inseln finden sich wirbellose Gemeinschaften, für die ebenfalls nur wenige Daten vorliegen. Allerdings hat Hollwedel (2002) für zehn der Nordseeinseln die Cladoceren der limnischen bis brackigen Gewässer untersucht und findet für den Zeitraum 1969–2002 eine Abnahme der Diversität und hohes Gefährdungspotenzial für spezialisierte Arten.

### 6.2.3 Anzahl/ Änderung nicht einheimischer Arten im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Mit der Globalisierung der Märkte erfolgt ein intensiver Warenaustausch über die interkontinentalen Schifffahrtswege. Dabei werden Meeresorganismen im Ballastwasser der Schiffe oder angeheftet an den Rumpfen

in Regionen verschleppt, in denen sie vorher kein natürliches Vorkommen hatten. Hinzu kommt die Intensivierung der Aquakultur, bei der Zielorganismen bewusst in Meeressysteme eingebracht und kultiviert werden. Diese menschlich verursachte Überwindung von Ausbreitungsbarrieren für Arten hat dazu geführt, dass viele marine Ökosysteme heute einen hohen Anteil an eingeschleppten Arten aufweisen und sich weiterhin viele neue Arten in heimischen Gebieten etablieren (Galil et al. 2014). Hier verändern sie die Diversität der bestehenden Lebensgemeinschaften, strukturieren Interaktionen und Wirkgefüge zwischen den Organismen um und formen neue trophische Beziehungsnetze.

In einer ersten umfassenden Analyse listen Lackschewitz et al. (2015) eine Gesamtzahl von 108 nicht einheimischen und kryptogenen (= unsichere Herkunft) Arten in deutschen Küstengewässern auf (Stand 2014). Diese auf einer Literaturrecherche und der Einbeziehung wissenschaftlicher Untersuchungen basierende Zahl ist seitdem weiterhin angestiegen, da jährlich etwa ein bis zwei neue Arten an den deutschen Küsten entdeckt werden, die sich erfolgreich etabliert haben (Buschbaum & Lackschewitz 2018). So ergab eine erneute Recherche bis zum Jahr 2022 eine Gesamtzahl von 159 nicht einheimischen Arten in deutschen Küstengewässern, von denen 122 sicher als eingeschleppt und etabliert gelten (Lackschewitz et al. 2022). Seit dem Jahr 2009 wird an der deutschen Nord- und Ostseeküste ein jährliches Erfassungsprogramm für Neobiota an ausgewählten Standorten durchgeführt, an denen die Neuetablierung von Arten sehr wahrscheinlich ist. Dazu zählen Häfen mit internationalem Schiffsverkehr, Sportboothäfen und Orte mit Aquakulturbetrieben.

Die starken abiotischen Unterschiede in den Meeressystemen von Nord- und Ostsee spiegeln sich auch in der Situation bezüglich eingeschleppter Arten wider. Grundsätzlich ist die Anzahl an Neueinschleppungen im deutschen Gebiet der Ostsee geringer als in der Nordsee, was durch den geringeren Salzgehalt erklärt werden kann, denn meist werden rein marine Arten verschleppt. Für die gesamte Ostsee listen Zaiko et al. (2011) insgesamt 119 invasive Arten auf, für nur ein Drittel können Abschätzungen zu ihrem Einfluss auf das Ökosystem gemacht werden. Auffällig ist in der Ostsee der Anteil an Arten, die aus dem Ponto-Kaspischen Raum stammen und über Flüsse und Kanäle verschleppt werden (Lackschewitz et al. 2022).

An der Nordseeküste stammt fast die Hälfte aller neuen Arten aus dem Pazifikraum, was den Austausch des vorherrschenden Warentransports abbildet. Etwa 30 % der neuen Arten kommen aus dem atlantischen

Raum, vorwiegend von der Ostküste Nordamerikas. Bei der Einschleppung werden 60 % der Organismen durch die Schifffahrt transportiert, 10 % sind Aquakulturorganismen und mit ihnen assoziierte Arten. Bei etwa einem Drittel der Exoten ist der Eintragungspfad nicht nachvollziehbar (Klopper et al. 2022). Auffällig ist, dass ein Großteil der neuen Arten nicht direkt in die südöstliche Nordsee eingeschleppt wird, sondern dies in weiter südlichen Gebieten erfolgt, von denen sie dann sekundär in das Gebiet einwandern (Reise et al. 2023). Vor allem in der Nordsee scheint die Etablierung neuer Arten in den letzten zwei Jahrzehnten anzusteigen. Dies kann eine Folge des intensiveren Schiffsverkehrs, aber auch durch das verstärkte Bewusstsein gegenüber der Thematik mit einer Intensivierung von Untersuchungsprogrammen bedingt sein, was eine erhöhte Detektion eingeschleppter Organismen nach sich zieht. In der Nordsee gehören die meisten eingeschleppten Arten zu den Makroalgen und Krebstieren (Crustacea). Einen weiteren hohen Anteil haben Weichtiere (Mollusca), Ringelwürmer (Annelida) und Manteltiere (Tunicata).

#### 6.2.4 Wissenslücken und Defizite

Trotz der insgesamt beachtlichen Anzahl an Datenreihen und Publikationen für die Küsten und Küstengewässer (Kap 6.2.2) ergeben sich eine Reihe von systematischen Wissenslücken, deren Einfluss auf unsere Wahrnehmung des Zustands und der Trends in diesem Lebensraum Rechnung getragen werden muss. Dies betrifft zum einen, welche Parameter innerhalb des Monitorings erfasst werden, und zum anderen, zu welchen Schlussfolgerungen diese Information genutzt wird.

Hinsichtlich des ersten Punktes fällt im marinen Anteil des Lebensraums auf, dass Kleinstlebewesen außerhalb des Phytoplanktons unbeachtet bleiben. Marine Archaeen und Pilze fehlen in unserer Darstellung, weil keine systematische Information vorliegt, Gleiches gilt für die Protozoen des Planktons und des Benthos. Im Benthos haben wir keine verlässlichen zeitlichen Informationen zum Mikrophytobenthos, weder auf Hartsubstraten noch im Sediment. Auch die Meiofauna des Benthos ist kaum repräsentiert, mit der Ausnahme weniger Einzelstudien (Armonies 2017; Schratzberger, Dinmore & Jennings 2002). Diese Organismen (Prokaryoten, benthische Mikroalgen, Protisten) stehen für erhebliche Anteile der Stoffumsätze in den flachen Küstenmeeren und damit die funktionelle Diversität des Systems. Bezüglich dieser Gruppen können wir derzeit keine Angaben zu Status, Gefährdung, Trends oder deren Treibern machen. Auch im terrestrischen Teil unseres Lebensraums sind es vor allem die Pflanzen und

die Vögel, zu denen Informationen vorliegen. Zu Wirbellosen, niederen Pflanzen und Pilzen ist die Datenlage sehr dünn, obwohl diese zu verschiedenen Ökosystemleistungen beitragen und einen erheblichen Teil der Küstenbiodiversität darstellen. Selbst bei größeren Organismen wie Fischen ist das Monitoring für nicht kommerziell befischte Arten deutlich schlechter als für die befischten Arten. Es wäre ein klares Desiderat, hier eine Anpassung der Studienlage anzustreben, um die Fischfauna als Ganzes erfassen und bewerten zu können. Für viele der genannten Organismengruppen ist selbst eine basale Bewertung des Gefährdungsstatus nach Rote-Liste-Kategorien nicht möglich.

Beim zweiten Punkt, der Gestaltung des Monitorings, entstehen Wissenslücken zum einen dadurch, dass die Kausalzusammenhänge zwischen Treibern und Biodiversitätsveränderung oft nicht explizit inkludiert sind. Zwar umfassen mehrere der Programme auch die Messung von Umweltvariablen, diese sind aber nur zum Teil unmittelbar als direkte Treiber zu verstehen. Dies ist zum Beispiel bei der Bewertung der Eutrophierung durch die Verbindung von Phytoplanktonmonitoring mit gemessenen Nährstoffen der Fall, wobei andere Umweltveränderungen wie z. B. verändertes Lichtklima vernachlässigt werden. In anderen Programmen fehlen entsprechende Treiberdaten, so reicht das Monitoring anthropogener Mortalität von Vögeln und Säugern inkl. Beifang nicht für eine Bewertung aus. Hinzu kommt, dass die Monitoringprogramme für verschiedene Organismengruppen wenig aufeinander abgestimmt ist. So werden im Wattenmeer Niedersachsens Phytoplankton und Zooplankton zu verschiedenen Zeiten an verschiedenen Orten beprobt (eine Harmonisierung befindet sich allerdings bereits in der Umsetzung). Dadurch wird die Chance vergeben, die biologischen Feedbacks durch Räuber-Beute-Beziehungen oder Konkurrenz in die Betrachtung von Status und Trend einzubeziehen. Moderne Methoden der Datenanalyse und Modellierung bieten die Option, bei besser kommunizierenden Daten zwischen Organismengruppen auch Änderungen der Nahrungsnetzstruktur und trophischer Kontrolle von Biomasse und Diversität zu analysieren. Hinzu kommt, dass fast alle Monitoringprogramme rein naturwissenschaftlich aufgezogen werden, dadurch fehlt das Wissen über soziale oder gesellschaftliche Dynamiken (Kap. 9), obwohl diese oft an der Basis kausaler Ketten stehen. Ein interdisziplinäres Monitoring, das auch allgemeine anthropogene Einflüsse auf sozialwissenschaftlicher Basis eruiert, erlaubt einen deutlich fundierteren Blick auf den Wandel der biologischen Vielfalt und kann auch proaktive Konzepte zur Mitigation befördern.

Ein weiteres Defizit ergibt sich aus der Auswahl von gemessenen Größen. Oft werden Biodiversitätsdaten erhoben, ohne sie per se als Indikator für eine Bewertung des guten Zustands des Ökosystems zu nutzen. Dies wird zum Beispiel deutlich, wenn Phytoplanktonbiomasse zur Bewertung der Eutrophierung genutzt wird, aber kein Maß wie S, ENS oder ein anderer Index berechnet wird, obwohl hierzu Empfehlungen vorliegen (Rombouts et al. 2019). Eine Problematik dabei ist der Bezug auf absolute Grenzwerte, der diesen Bewertungen zugrunde liegt, wofür sich die meist aufwandsabhängi-

gen Biodiversitätsmaße nicht eignen. Stattdessen muss hier über relative Veränderungen gesprochen werden, d. h., jede Zeitserie kreiert eine eigene Basislinie, über die eine Veränderung dokumentiert werden kann, solange die Methoden konstant bleiben oder harmonisiert werden können. Auch werden konzeptionell einfache Maße wie die Artenzahl bevorzugt, obwohl die statistische Verlässlichkeit und vor allem der Informationswert eher gering sind, da die meiste Veränderung der Diversität von der Anzahl der Arten nicht reflektiert wird (Hillebrand et al. 2018a).

### Box 6.3: Bodenbiodiversität an Küsten und in Küstengewässern

#### Relevante Experimente und Monitoringprogramme:

BEFmate (<https://uol.de/icbm/verbundprojekte/abgeschlossene-projekte/befmate>), DynaCom (<https://uol.de/en/icbm/collaborative-projects/dynacom>)

**Wichtige Artengruppen:** Springschwänze (Collembola), Hornmilben (Oribatida), Raubmilben (Gamasida), Laufkäfer (Carabidae), Kurzflügelkäfer (Staphylinidae)

#### Status und Trends der biologischen Vielfalt im Boden:

Böden an Küsten und in Küstenregionen sind stark durch den marinen Einfluss und periodische Überflutungen geprägt. Marine Sedimente bilden einen essenziellen Beitrag zur Bodenbildung. Böden küstennaher Gebiete hängen damit eng von der Frequenz der Überflutungen ab. Dies zeichnet sich auch an der Struktur der Pflanzengemeinschaften ab, die eine relativ diskrete Zonierung aufweist. Basierend auf den diskreten Pflanzengemeinschaften, werden Pionierzone, untere und obere Salzwiese unterschieden. Diese Zonierung spiegelt sich auch in den Gemeinschaften von Bodentieren wider. Die Pionierzone ist geprägt von wenigen Arten insbesondere der Bodenmesofauna, wobei vor allem Hornmilben (Oribatida) und Raubmilben (Gamasida) dominieren, die spezielle Anpassungen an häufige Überflutungen aufweisen, wie z. B. die Fähigkeit, über am Körper anhaftende Luftpolster permanent unter Wasser atmen zu können (Plastronatmung). Mit zunehmender Höhe und abnehmender Überflutungsintensität nehmen typische Vertreter terrestrischer Lebensräume zu, was sich in der Zunahme von Vertretern der Bodenmakrofauna und deutlich höherer Diversität der Bodenmesofauna widerspiegelt. Arten der Makrofauna beinhalten dabei vor allem Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) und Laufkäfer (Carabidae), die teilweise auch als Zersetzer fungieren und sich von Pilzen und abgestorbenem Pflanzenmaterial ernähren. Bei Vertretern der Bodenmesofauna dominieren ebenfalls Zersetzer, vor allem Hornmilben und Springschwänze (Collembola). Im Vergleich zur Pionierzone wird das Bodennahrungsnetz in der unteren und vor allem der oberen Salzwiese wesentlich komplexer und beinhaltet mehr räuberische Arten, insbesondere Raubmilben, Spinnen, Kurzflügelkäfer und Laufkäfer (Haynert et al. 2017; Rinke et al. 2022).

Per Definition spricht man von Böden im Küstenbereich nur dann, wenn diese von höheren Pflanzen besiedelt sind, wenn der Boden also durch Wurzeln höherer Pflanzen geprägt ist, auch wenn das Bodensubstrat selbst hauptsächlich aus marinen Sedimenten besteht. Neuere Untersuchungen zeigen, dass die Präsenz von höheren Pflanzen auch die Grundlage für das Bodennahrungsnetz von küstennahen Lebensgemeinschaften bildet. Isotopenbasierte Untersuchungen zeigen, dass selbst Arten der Pionierzone ihren Kohlenstoff zum größten Teil von höheren Pflanzen beziehen, in der unteren und oberen Salzwiese liegt der Anteil von Kohlenstoff in Bodentieren bei nahezu 100 % (Haynert et al. 2017; Rinke et al. 2022). Der Eintrag von marinem Kohlenstoff mit Sedimenten ist also von ausgesprochen untergeordneter Bedeutung. Die Gemeinschaft der Bodentiere von Salzwiesen sind damit in Bezug auf die Basis des Nahrungsnetzes typisch terrestrische Systeme. Die Dynamik und Funktion von Küstenlebensgemeinschaften wird in den letzten Jahren intensiv in integrierten Forschungsprojekten, wie z. B. BEFmate (<https://uol.de/icbm/verbundprojekte/abgeschlossene-projekte/befmate>) und DynaCom (<https://uol.de/en/icbm/collaborative-projects/dynacom>), untersucht.

Im Vergleich zu konsolidierten terrestrischen Ökosystemen wie Wäldern und Grasländern ist die Diversität der Bodentiere von Salzwiesen eher gering. Die Gemeinschaften sind jedoch geprägt von spezialisierten Arten, die gut an die vorherrschenden Störungen und die häufigen Überflutungen angepasst sind. Viele dieser Arten kommen nur in küstennahen Lebensräumen vor. Ihr Überleben hängt deshalb essenziell von diesem Lebensraum und den für diesen Lebensraum typischen stark fluktuierenden Umweltbedingungen ab.

#### Auswirkungen von Biodiversitätsveränderungen für Ökosystemfunktionen und -leistungen im Boden:

Die hoch spezialisierte Bodenbiodiversität der Salzwiesen stellt wichtige Ökosystemfunktionen wie Filter- und Sedimentationsfunktion (Neuhaus, Stelter & Kiehl 1999), aber auch die Drainage (Abfluss von Salzwasser) und Durchlüftung des Bodens bereit. Weiterhin sind Bodenorganismen an der Speicherung von Kohlenstoff in Salzwiesenböden beteiligt und damit essenziell für die Funktion als Blue-Carbon-System in Salzwie-

sen. Insbesondere die Wechselbeziehungen zwischen Bodentieren und Pflanzen beeinflussen den Beitrag von Bodentieren zur Stabilisierung von Küsten durch Pflanzen, die Bildung von Biokrusten, die Produktivität von Salzwiesen sowie ihren Beitrag zur Bodenbildung. Zeitgleich können durch Bodenorganismen wie den Bisam aber auch unerwünschte Effekte, sogenannte Disservices, auftreten, wenn durch deren Lebensweise und Wühltätigkeit Schäden an Ufern, Deichen, Dämmen und wasserwirtschaftlichen Einrichtungen verursacht werden ([https://www.lwk-niedersachsen.de/lwk/news/5612\\_Der\\_Bisam\\_-\\_eine\\_W%C3%BChlmaus\\_die\\_viel\\_Schaden\\_anrichtet](https://www.lwk-niedersachsen.de/lwk/news/5612_Der_Bisam_-_eine_W%C3%BChlmaus_die_viel_Schaden_anrichtet)).

#### **Direkte Treiber von Biodiversitätsänderungen im Boden:**

Die weitverbreitete Eindeichung von küstennahen Lebensräumen wirkt sich negativ auf die Lebensgemeinschaften von Bodenorganismen in Salzwiesen auf, da die Eindeichung eher weitverbreitete Arten von Graslandgemeinschaften fördert. Zudem können sich die Entwässerung und Nutzung von Salzwiesentorfen negativ auf die Tiergemeinschaft von Böden auswirken. Weiterhin stellen der Klimawandel und der damit einhergehende Anstieg des Meeresspiegels eine weitere Gefahr für Salzwiesen und die darin vorkommenden Bodenorganismen dar, da die Salzwiesen aufgrund der Eindeichung nicht landeinwärts migrieren können. Zusätzlich dazu treten durch Nährstoffeinträge in Küstenregionen und Ölverschmutzungen – in Form ungewollter Katastrophen größeren Maßstabes und in kleinerem Maßstab durch kontinuierliche kleinere

Mengen durch Schifffahrt und Altöl-Entsorgung« – Störungen und Belastungen auf, welche die Zusammensetzung der Bodenbiota beeinflussen können.

#### **Indirekte Treiber von Biodiversitätsänderungen im Boden:**

Die Nationale Strategie für ein Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM) aus dem Jahr 2006 setzte den Rahmen für eine Raumnutzung bei zeitgleicher Vermeidung von Schadstoffeinträgen sowie weiterem Natur- und Hochwasserschutz mit möglichen Auswirkungen für Salzwiesen und damit auf die darin lebenden Bodenorganismen.

Auf gesellschaftlicher Ebene entwickelte sich ein zunehmendes Interesse an naturbasierten Lösungen zur Wiederherstellung, Schaffung und zum Erhalt natürlicher Ökosysteme wie Salz- und Seegrasswiesen mit potenziell positiven Auswirkungen auf assoziierte Bodenorganismen.

#### **Maßnahmen: Erfolg und Hindernisse**

Für den Schutz der Bodenbiodiversität und Küsten und Küstengewässer sind der Schutz und die Renaturierung der Salzwiesen essenziell. Kurz gesagt, kann festgehalten werden, dass Maßnahmen wie die Einrichtung des Nationalparks Wattenmeer, die Aufhebung von Drainierung, der Deichrückbau, die Salzwiesenbeweidung und die Salzwiesenrenaturierung neben den positiven Einflüssen auf die Pflanzengesellschaft auch positive Effekte auf die assoziierte Bodenbiota haben (Seiberling & Stock 2009).

## 6.3 Auswirkungen von Veränderung der biologischen Vielfalt auf Ökosystemleistungen an Küsten und in Küstengewässern

### 6.3.1 Einleitung

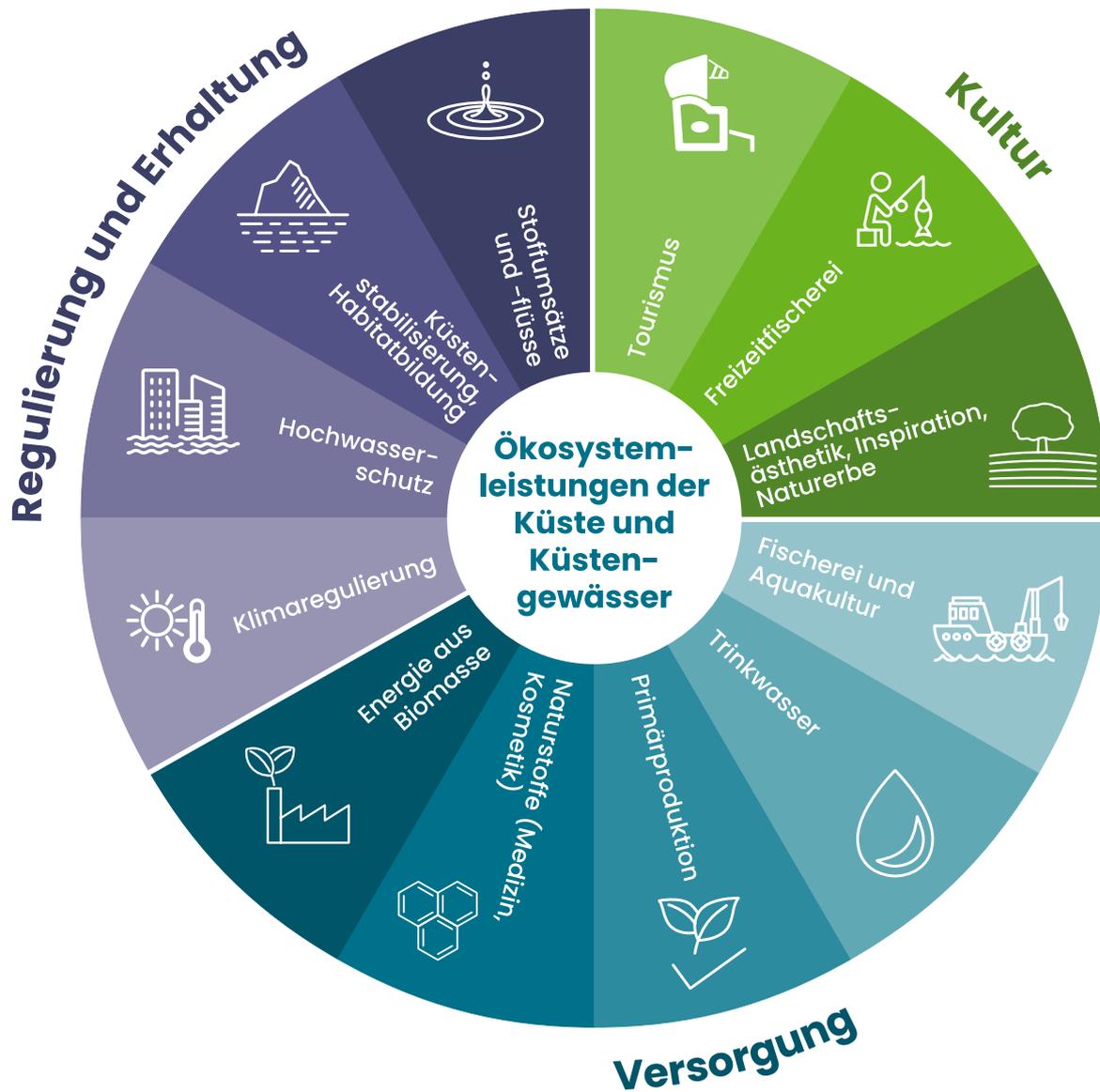
Als Ökosystemleistung (ÖSL) (auch Ökosystemdienstleistung oder engl. ES, Ecosystem Service, oder NCP, Nature's contribution to people) bezeichnet man den Beitrag der Ökosysteme zum menschlichen Wohlbefinden. Aus einem ökologischen Blickwinkel betrachtet, sind ÖSL emergente Eigenschaften der Funktionsfähigkeit von Ökosystemen und bezeichnen diejenigen Prozesse, Eigenschaften und Produkte, die das menschliche Leben ermöglichen und angenehm machen. Die Konzeption von ÖSL wird durchaus kritisch betrachtet (Schröter et al. 2014), besonders auch hinsichtlich ihrer Eignung in der Kommunikation mit Entscheidungsträger:innen (Bekessy et al. 2018).

Jeder ÖSL liegt eine oder mehrere Ökosystemfunktionen (ÖSF) zugrunde. Diese sind quantifizierbare biologische, chemische oder physikalische Prozesse. Nicht jede ÖSF ist Grundlage einer ÖSL, da Letztere erst durch die physische, ökonomische oder ideelle Inwertsetzung

durch den Menschen entstehen. Während einzelne ÖSF wie Ressourcennutzung oft eine saturierende positive Assoziation mit der biologischen Vielfalt zeigen, wird der Zusammenhang linearer, wenn mehrere ÖSF gleichzeitig betrachtet werden (Multifunktionalität, siehe Gamfeldt, Hillebrand & Jonsson 2008; Isbell et al. 2011).

Die aus den ÖSF für Menschen abgeleiteten ÖSL werden im *Faktencheck Artenvielfalt* nach CICES, der »Common International Classification of Ecosystem Services« der Europäischen Umweltagentur, klassifiziert (<https://cices.eu/>, Haines-Young, Potschin 2018). Hierbei sind die Ökosystemleistungen in »biotisch« und »abiotisch« sowie in die Kategorien »Regulierung und Erhaltung«, »Versorgende Leistungen« und »Kulturelle Leistungen« aufgeteilt.

Die nach CICES als »biotisch« definierten ÖSL zeigen an der Küste einen direkten Bezug zur biologischen Vielfalt (Böhnke-Henrichs et al. 2013; Hattam et al. 2015). Dies betrifft regulierende, versorgende und kulturelle Leistungen (Abb. 6.12). In einer qualitativen Zusammenfassung von sieben Fallstudien, darunter drei in direkt an nationale Gewässer angrenzenden Gebieten, ist Küstenbiodiversität allgemein (d. h. über Organismengruppen hinweg) besonders positiv mit Nahrungsbereitstellung,



**Abbildung 6.12:** Überblick über die im *Faktencheck Artenvielfalt* dargestellten Ökosystemleistungen der Küste und Küstengewässer.

Klimaregulierung, Elementzyklen, biologischem Abbau von Substanzen, biologischer Habitatbildung und kultureller Identität sowie Erholung korreliert (Beaumont et al. 2007). Für die Ostsee fand ein systematisches Literaturreview insgesamt 657 Studien zu ÖSL, die allein mit den drei habitatbildenden Artengruppen Seegras, Makroalgen und Muscheln verbunden sind. Dabei handelte es sich vor allem um ÖSL im Bereich der Bereitstellung von Nahrung und Rohmaterialien (533 Belege) und der Habitatbildung (262 Belege) sowie des biologischen Abbaus von Substanzen (215 Belege) (Heckwolf et al. 2021). Diese ÖSL sind direkt von der Anwesenheit der habitatbildenden Arten und der damit assoziierten Vielfalt abhängig. Allerdings fanden die Autor:innen nur bei 1,2 % dieser Studien quantitative Inwertsetzung in einem sozioökonomischen Kontext und benennen damit eine große Forschungslücke.

Auch für die terrestrischen küstennahen Habitate (Salzwiesen, Feuchtgebiete, Dünen, Küstenwälder) ergibt sich der Zusammenhang zwischen biologischer Vielfalt und ÖSL vor allem aus der Tatsache, dass die entsprechenden Habitate alle biogen sind, d.h. sich durch das Vorkommen der habitatbildenden Arten und damit assoziierter Arten ableiten. Der Wert dieser ÖSL wird europaweit auf ca. 500 Mrd. € pro Jahr geschätzt, für deutsche Küsten auf ca. 25 Mrd. € (Paprotny et al. 2021). Da das Vorkommen der Gründungsarten durch den Meeresspiegelanstieg und Küstenerosion massiv gefährdet ist, könnten je nach Klimaszenario bis zu 5,1 % der jährlichen ÖSL verloren gehen, wobei Deutschland neben den Niederlanden und Frankreich den größten Anteil der möglichen Verluste ausmacht (Paprotny et al. 2021).

Im Folgenden findet sich ein genereller Überblick über die Größenordnung verschiedener biodiversitäts-

bezogener ÖSL im Küstenraum. Hierbei fällt auf, dass land- und meerseitige biologische Vielfalt eine gemeinsame Rolle für diese ÖSL aufweisen und verschiedene Leistungen der Küsten sich aus der Meer-Land-Interaktion ergeben. Da wir im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* nicht alle ÖSL ausführlich beschreiben können, werten wir für eine eingehendere Betrachtung des Zusammenhangs zwischen biologischer Vielfalt und ÖSL einige einzelne ÖSL im Kapitel 6.3.2 aus. Diese Auswahl betrifft vor allem ÖSL, die sich geografisch für den deutschen Küstenraum beschreiben lassen, und lässt Aspekte aus, die zwar für Deutschland relevant sind, aber globale ÖSL darstellen (z. B. Klimamitigation durch den globalen Ozean).

### 6.3.1.1 Versorgende Ökosystemleistungen

Der Pro-Kopf-Konsum an **Fischerei- und Aquakulturerzeugnissen** liegt nach Angaben der Branche relativ stabil bei 14 kg pro Jahr, wobei der Bedarf in Deutschland zu 89 % aus Importen gedeckt wird (www.fisch-info.de). Die Anlandungen (Angaben in Tonnen Lebendgewicht, TLW) der deutschen Flotte lagen laut den offiziellen Fangstatistiken von ICES in der Nordsee im Jahr 2021 (57.202 TLW) deutlich unter dem Mittelwert für den Zeitraum 2006–2021 (72.843 TLW). Auch die Anlandungen aus der Ostsee inklusive Skagerrak und Kattegat sind seit dem Jahr 2020 eingebrochen. Hier lagen die Anlandungen im Jahr 2021 mit 17.751 TLW ebenfalls weit unter dem Mittelwert für den Zeitraum 2006–2021 (42.377 TLW). Auch die Erlöse der deutschen Hochsee- und Küstenfischerei lagen laut den Berichten zur Anlandestatistik der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) für 2022 deutlich unter dem Wert des langjährigen Mittels vor 2019 (187 Mio. € gegenüber > 200 Mio. €). Die wirtschaftliche Bedeutung geht jedoch weit über den Erlös der Anlandungen hinaus. Nach Branchenangaben erwirtschafteten die über 36.000 Beschäftigten in Fang, Verarbeitung und Verkauf einen Umsatz von 11,5 Mrd. € (plus ca. fünf Mrd. € im Import). In Abgrenzung zu den terrestrischen Lebensraumkapiteln sei betont, dass es sich hierbei fast ausschließlich um Entnahmen aus natürlichen Lebensräumen (Wildfang) handelt. Zwar erzeugten die Aquakulturbetriebe laut Statistischem Bundesamt im Jahr 2020 18 kt Fische und 14 kt Muscheln, Erstere sind aber zu mehr als 90 % Süßwasserfische. Damit liegt der Anteil mariner Aquakultur bei wenigen Prozent des Gesamtertrages, und die ÖSL beruht damit vor allem auf der natürlichen Reproduktion der Zielarten. Beim Fischfang lässt sich der Bezug zur biologischen Vielfalt direkt über die Bestände der Fischarten,

aber auch indirekt durch den Zusammenhang zwischen biologischer Vielfalt und Stabilität der Erträge nachvollziehen (Kap. 6.3.2.1).

Auf den Inseln haben die Dünen überragende Bedeutung für die **Trinkwasserproduktion**, da sich unter ihnen in Abhängigkeit von Flächengröße und Geländehöhe eine tiefgehende Süßwasserlinse bildet. Ohne diese Süßwasserlinse muss das Trinkwasser für Einwohner:innen und Urlaubsgäste vom Festland antransportiert werden. Die Pflanzendecke der Dünen und damit ihre biologische Vielfalt spielen hier eine essenzielle Rolle für diese ÖSL.

Die **Primärproduktion** ist die Basis der Nahrungsnetze der Küsten und Küstengewässer und damit für die o. g. Fischproduktion. Der bei der **Photosynthese** produzierte Sauerstoff wird von allen aeroben Organismen für die Zellatmung benötigt. Die Bedeutung des Küstenraums lässt sich hierbei nur abschätzen. Projiziert man die mittlere pelagische **Kohlenstofffixierung** der Deutschen Bucht (430 g pro m<sup>2</sup> pro Jahr, Rick et al. [2006]) auf die Fläche der AWZ (28.000 km<sup>2</sup>), ergeben sich 12,04 Mio. t fixierter Kohlenstoff pro Jahr, ohne Berücksichtigung der benthischen Primärproduzenten (Mikrophytobenthos, Makroalgen, Seegras) und der küstennahen Vegetation auf Dünen und Salzwiesen. Die Primärproduktion ist wiederum direkt von der Diversität der Primärproduzenten abhängig (Kap. 6.3.2.2).

Zurzeit sind 30.000 marine **Naturstoffe** mit unterschiedlichen Anwendungspotenzialen in Medizin, Kosmetik und Landwirtschaft bekannt. Die meisten dieser Stoffe sind mikrobieller Herkunft. Das wirtschaftliche Potenzial wird als sehr hoch eingeschätzt, entsprechend gibt es Förderinitiativen für die Erforschung neuer Stoffe (BioProspecting) und die technologische Entwicklung marktreifer Produkte (Tasdemir 2020). Hierbei ist ein klarer Zusammenhang zwischen biologischer und chemischer Diversität und damit dem Potenzial für BioProspecting zu sehen.

In diversen Projekten wird das wirtschaftliche Potenzial mariner Biomasseproduktion zur **Energiegewinnung** untersucht, wobei hier zum einen die Kultivierung von Algen und zum anderen die Nutzung angespülter toter Biomasse diskutiert wird (Shurin et al. 2013). Das Potenzial für algenbasierte Biomasse zur Erzeugung von Biokraftstoffen wurde vor Kurzem in einem Review auch für die deutsche AWZ beleuchtet, mit eher nüchternem Ausblick: Die benötigten Flächen für einen Anteil von ca. 10 % am nationalen Treibstoffbedarf würde hierbei selbst bei günstigen Annahmen ca. ein Drittel der gesamten AWZ beanspruchen (Fernand et al. 2017).

### 6.3.1.2 Regulierende Ökosystemleistungen

Die Aufnahme und Speicherung von Kohlenstoff ist ein direkter Beitrag zur **Klimaregulierung**, der auf der Leistung von Lebewesen beruht. Im Küstenraum ist diese Aufnahme durch mehrere Aspekte an die biologische Vielfalt gekoppelt. Zum einen sind für die Fixierung und Speicherung Habitate biogenen Ursprungs wichtig, da nur die Anwesenheit der entsprechenden Gründungsarten wie Seegras, Schilf, Makroalgen oder Pflanzen der Salzwiesen die Speicherung des Kohlenstoffs erlauben. Diese Blue-Carbon-Ökosysteme leisten damit einen erheblichen Beitrag zur Kohlenstoffbilanz (Kap. 6.3.2.2). Zum anderen zeigen eine Vielzahl von experimentellen Studien zu biologischer Vielfalt und ÖSF, dass die Rate der Primärproduktion in vielen Fällen von der biologischen Vielfalt abhängt, wie Studien zu Phytoplankton (Ptacnik et al. 2008), benthischen Mikro- (Mattiessen & Hillebrand 2006) und Makroalgen (Bracken et al. 2008) und intraspezifischer Diversität von Seegräsern (Abbott et al. 2017; Ehlers, Worm & Reusch 2008) zeigen.

Der Großteil des küstennahen **Hochwasserschutzes** besteht aus anthropogenen Bauwerken (Deichen, Wellenbrechern), aber im Rahmen der Diskussionen zu »Nature Based Solution« wird hier auch der Nutzen einer diversen Deichbepflanzung für eine erhöhte Stabilität der Deiche und die Nutzung biogener Habitate zur Reduktion der kinetischen Wellenenergie ins Spiel gebracht. Salzwiesen haben eine überragende Bedeutung für den Schutz vor Sturmfluten, da sie Wellen brechen und die Wellenenergie verringern, bevor die Wellen auf den Deich treffen (Möller et al. 2014). Ebenso tragen sie zu einer Reduktion von Turbulenzen bei und erhöhen die Stabilität gegenüber Erosion (Neumeier & Amos 2006).

Außer auf Salzwiesen sind Pflanzen zentral für die Entstehung und Stabilisierung von Dünen. Im marinen Bereich sind ebenso Muschelbänke und Seegraswiesen Beispiele für biogen erzeugte Habitate, die durch ihre Gründungsarten (»*foundation species*«) Erosion reduzieren und Sedimente im Küstenraum stabilisieren (**Küstenstabilisierung, Habitatbildung**). Eine ähnliche Funktion kommt dem Mikrophytobenthos und mikrobiellen Matten zu, deren Produktion von Exopolymeren Sedimente stabilisiert (Yallop et al. 1994) und deren Primärproduktion ebenfalls von der Diversität der Gemeinschaft beeinflusst wird (Virta et al. 2019) (Kap. 6.3.2.4, 6.3.2.5).

Die Küsten leisten einen großen Teil der biogeochemischen Zyklen von **Stoffumsätzen und -flüssen** im Erdsystem, da dort terrestrische und marine Prozesse aufeinanderstoßen (Kap. 6.3.2.3). Global stellt die

Küste ca. 7 % der Ozeanfläche, steht aber für 20 % der ozeanischen Primärproduktion und CO<sub>2</sub>-Aufnahme (da Cunha 2020). Eine ebenso überproportionale Bedeutung hat der Küstenraum für den Stickstoffkreislauf, da hier biogen getriebene Prozesse wie Nitrifizierung, Ammonifikation und Denitrifizierung auf engstem Raum gekoppelt stattfinden (Herbert 1999).

### 6.3.1.3 Kulturelle Ökosystemleistungen

Der **Tourismus** an Nord- und Ostseeküste ist ein erheblicher Wirtschaftsfaktor mit insgesamt > 50 Mio. Übernachtungen pro Jahr und 500.000 Beschäftigten. Job et al. (2023) haben durch ökonomische Analysen und Interviews mit Besuchenden herausgefunden, dass allein der Nationalpark Wattenmeer im Jahr 2019/20 eine touristische Wertschöpfung von 846,7 Mio. € erbrachte, wobei 15,3 % der Besucher:innen ihren Aufenthalt explizit aufgrund des Naturerlebens wählen und damit direkt an die biologische Vielfalt koppeln (Kap. 6.3.2.6). Diese Nationalparktourist:innen im engeren Sinne sichern allein fast 5.000 Arbeitsplätze. Aber auch die kulturelle Bedeutung traditioneller Naturnutzung (Fischerei) und der nur hier mögliche Strand- und Wassersport ist für den Tourismus essenziell. Über alle küstennahen Biosphärenreservate (NP Wattenmeer in Schleswig-Holstein, Hamburg und Niedersachsen sowie Rügen) werden daher über 1,1 Mrd. € pro Jahr erwirtschaftet und insgesamt > 46.000 Einkommensäquivalente gesichert (BfN 2023).

Die Information zur Bedeutung von **Freizeitfischerei** ist im Deutschen Meeresangelprogramm (DMAP) systematisch erfasst worden. Für den Zeitraum 2013/14 ermittelten die Autor:innen ca. 197.000 Angler:innen, von denen die überwiegende Mehrheit an der Ostsee fischte. Zusammen ergeben sich dabei in zwölf Monaten fast 2 Mio. Fischtage und ein ökonomisches Potenzial von 184 Mio. € (Ausgaben für die Freizeitfischerei inklusive Reise und Übernachtung) (Weltersbach et al. 2021).

Weltweit sind küstennahe Gesellschaften stark durch ihre Verbindung mit dem Lebensraum gekennzeichnet (**Landschaftsästhetik, Inspiration, Naturerbe**). Eine systematische Analyse der Literatur zu marinen ÖSL (Liquete et al. 2013) zeigte, dass konsequenterweise die meisten hierzu veröffentlichten Studien lokale Aspekte betonten.

## 6.3.2 Ausgewählte Ökosystemleistungen der Küsten und Küstengewässer

Zu jeder der drei großen Kategorien von ÖSL (versorgend, regulierend, kulturell) geben wir im Folgenden einige Beispiele, bei denen es einen klaren Bezug zur

biologischen Vielfalt gibt, entweder weil die ÖSL an eine bestimmte Artengemeinschaft gekoppelt ist oder sich entlang von Gradienten der biologischen Vielfalt verändert.

### 6.3.2.1 Versorgende ÖSL: Fischerei und Aquakultur

In marinen Küstengewässern steht die **Produktion von Fischen und Wirbellosen** (Muscheln, Krabben) bei der ÖSL Nahrungsbereitstellung im Vordergrund, während im terrestrischen Bereich der Küste oft intensive Beweidung stattfindet.

Studien zeigen, dass verschiedene Aspekte von biologischer Vielfalt für die Produktivität der Fische direkt relevant sind (Duffy et al. 2016; Maureaud et al. 2019; Worm et al. 2006), aber der genaue Zusammenhang kontextabhängig zu sein scheint. Demgegenüber ist der Zusammenhang zwischen biologischer Vielfalt und der zeitlichen Stabilität der Biomasse der Fische grundsätzlich positiv (Duffy et al. 2016; Rice et al. 2013). Auf der Basis einer globalen Metaanalyse, die bisher nicht für die deutschen Meere untersucht wurde, postulierten Bernhardt und O'Connor (2021), dass die unterschiedlichen Nährstoffgehalte verschiedener befischter Arten einen positiven Zusammenhang zwischen biologischer Vielfalt und Nährwert ergeben, d.h., dass die Qualität der ÖSL mit zunehmender biologischer Vielfalt steigt.

Der Einfluss der biologischen Vielfalt auf die Fischproduktion ist aber nicht nur durch die Diversität innerhalb einer trophischen Ebene, sondern auch durch Diversitätseffekte über verschiedene trophische Ebenen hinweg gegeben (Duffill Telsnig et al. 2019; Maureaud et al. 2019). Hier legt die wissenschaftliche Literatur zu biologischer Vielfalt und ÖSF einen positiven Zusammenhang nahe (Hodapp et al. 2015; Hodapp, Kraft & Hillebrand 2014; Karlson et al. 2010; Virta et al. 2019) (siehe auch Kap. 6.3.1).

### 6.3.2.2 Regulierende ÖSL: Klimaschutz, Elementzyklen, Habitatbildung

Der Beitrag küstennaher biologischer Vielfalt zum **Klimaschutz** besteht vor allem aus **Hochwasserschutz** und **Kohlenstoffspeicherung** (C-Speicherung). C-Speicherung bezeichnet den Anteil der Primärproduktion, der nicht direkt durch Veratmung wieder freigesetzt wird und sich daher in Böden oder Pflanzenmaterial akkumuliert. Im Küstenbereich findet dies vor allem in den Habitattypen statt, die durch die Anwesenheit und Diversität langlebiger Primärproduzenten gekennzeichnet sind, wie Salzwiesen, Seegraswiesen und Schilfgürtel. Diese Speicherung von »Blue Carbon« beläuft sich jährlich auf etwa 93 kt C durch Seegras- und Salzwie-

sen an deutschen Küsten (Bertram et al. 2021). Für den deutschen Teil der Ostsee akkumuliert sich dies auf einen Bestand von 8,4 Mio. t C, die der Atmosphäre durch Seegraswiesen jährlich entzogen werden (Stevenson et al. 2022). Eine Analyse von Wattenmeersalzwiesen kommt zu einer mittleren langfristigen C-Sequestrierung von 112 g C pro Quadratmeter und Jahr, was ca. der Hälfte des globalen Mittelwerts für Salzwiesen entspricht (Mueller et al. 2019). Für die Niederlande wurden entsprechend mehr, nämlich 240 g C pro Quadratmeter und Jahr, angegeben (Hoefsloot, van der Jagt & van Duin 2020). Für den C-Pool in Salzwiesen ergeben sich aus einer englischen Studie mittlere Bestandsschätzungen von 36,8 kg C pro m<sup>2</sup> (Parker et al. 2020), bei einer Gesamtausdehnung von 40.000 ha über die gesamte Ausbreitung von den Niederlanden bis Dänemark (Esselink et al. 2017) geschätzt sogar 368 kt CO<sub>2</sub>-Äquivalente. Hinzu kommen Schilfgürtel, die allein im Bereich der Darß-Zingst-Bodden ca. 264 kt C speichern (Buczko et al. 2022). Dabei ist nicht nur die C-Speicherung wichtig, auch die Retention von Stickstoff (N) wird maßgeblich durch Feuchtgebiete inklusive der küstennahen Salzwiesen und Schilfgürtel beeinflusst. Schätzungen für das gesamte Einzugsgebiet der Ostsee belaufen sich auf bis zu 100 kt N, die pro Jahr in Feuchtgebieten zurückgehalten werden, ein Wert, der sich durch Renaturierung von Feuchtgebieten auf das 2,5-Fache erhöhen könnte (Jansson, Folke & Langaas 1998).

Der Bezug der C-Speicherung zur biologischen Vielfalt ergibt sich hierbei direkt aus der Tatsache, dass alle drei Habitattypen (Salzwiesen, Seegras, Schilf) von einer bzw. wenigen Arten biogen gebildet werden, d.h., eine Veränderung in der Ausdehnung oder Lebensfähigkeit dieser Arten wirkt sich unmittelbar auf die C-Sequestrierung aus. Hierbei treten aber auch Zielkonflikte mit anderen ÖSL in diesen Habitaten auf. Die Rolle als Kohlenstoffspeicher erfordert, dass Biomasseentnahmen gering gehalten werden, allerdings dienen Salzwiesen und Schilfgürtel oft der Futterproduktion und Rohstoffentnahme (Cebrián-Piqueras et al. 2021).

Beide bisher besprochenen ÖSL, Versorgung mit Nahrungsmitteln und C-Speicherung, sind über die Nährstoffaufnahme der basalen trophischen Ebene, der Autotrophen, an **Elementzyklen** gebunden. In küstennahen marinen Systemen sind viele dieser Elementzyklen durch die Sediment-Wasser-Kopplung definiert, für die der Redoxzustand des Sedimentes eine zentrale Rolle spielt. Die biologische Vielfalt vor allem der bodenlebenden Lebensgemeinschaften beeinflusst diese Kopplung unmittelbar, weil sowohl die Sedimentation und Partikelaufnahme als auch die Mineralisierung und der Ab-

bau organischer Substanzen von biotischen Prozessen (Filtration, Bioturbation, mikrobieller Abbau) abhängen (Karlson, Bonsdorff & Rosenberg 2007). Für Bioturbation und damit verbundene **biogeochemische Prozesse** (Denitrifizierung, Atmung, Nährstoffflüsse) wurde die positive Assoziation mit der biologischen Vielfalt der grabenden Wirbellosen bereits in einer Simulation postuliert (Solan et al. 2004). Dies wurde nachfolgend sowohl experimentell (Braeckman et al. 2010; Norling et al. 2007) als auch in Beobachtungsstudien in Nord- (Meyer et al. 2019; Neumann et al. 2021) und Ostsee (Morys, Powilleit & Forster 2017) verifiziert. Wie stark die Bioturbation von der biologischen Vielfalt abhängt, kann man auch an der Einwanderung neuer Arten ablesen. So führten einwandernde Polychaeten der Gattung *Marenzelleria* zu einer erhöhten Bioturbation und beeinflussten dadurch den Elementtransport zwischen Wassersäule und Sediment lokal (Karlson et al. 2011; Kauppi et al. 2017; Kauppi et al. 2018; Norkko et al. 2012).

Zentral für die **Umsätze an der Wasser-Sediment-Grenze** sind mikrobielle Lebensgemeinschaften, deren funktionelle Zusammensetzung eine wichtige Stellgröße für den Umsatz von Stickstoff (Hutchins & Capone 2022; Pajares & Ramos 2019), Schwefel (Jørgensen, Findlay & Pellerin 2019), Eisen (Reyes et al. 2016) oder Phosphor (Karl 2014) ist (Beck et al. 2017; Brandsma et al. 2013). Neben den Bakterien beeinflusst auch die Zusammensetzung des Mikrophytobenthos den Sauerstoff- und Stickstoffaustausch (Merz et al. 2021; Sundbäck, Miles & Göransson 2000).

Außer Bioturbation ist auch die Tätigkeit filtrierender Organismen für den **Stoffaustausch** relevant. Miesmuschelbänke erhöhen die Mineralisierung der im Phytoplankton gebundenen Nährstoffe und verändern das gelöste N:P-Verhältnis, wie z. B. niederländische Studien gezeigt haben (Prins & Smaal 1994). Manipulative Studien deuten darauf hin, dass eher die Artenzusammensetzung einer Gemeinschaft entscheidend für ihre Filtrationsleistung ist als der Artenreichtum per se (Valdivia et al. 2009).

Eine weitere wichtige regulierende ÖSL, die mit der biologischen Vielfalt der Küsten und Küstengewässer zusammenhängt, ist die **Bildung und Stabilisierung von Habitaten**. Neben autotrophen sind auch tierische Bestandsbildner wie Muscheln oder Polychaeten bedeutend für die faunistische Diversität von z. B. Makroalgen, Makroinvertebraten und Fischen (Gunther 1996; Kristensen et al. 2015; Norling & Kautsky 2007). Das Auftreten einer neuen riffbildenden Art wie der Pazifischen Auster (*Crassostrea gigas*) hatte Einfluss auf fast alle Nahrungsnetzkomponenten der Sylt-Römö-Bucht, im posi-

tiven Sinne vor allem für Organismen des Detritusnahrungsnetzes (Bakterien, Meiofauna), im negativen Sinne für Konkurrenten (andere Filtrierer) und Phytoplankton als ihre Hauptnahrungsquelle (Baird 2012).

Auch die Anwesenheit und Ausdehnung von Seegräswiesen wirkt sich direkt auf Abundanzen und die biologische Vielfalt verschiedener Organismengruppen aus (Pihl et al. 2006; Polte & Asmus 2006a; Polte & Asmus 2006b; Polte, Schanz & Asmus 2005; Rodil et al. 2021). Im niederländischen Wattenmeer konnte darüber hinaus beobachtet werden, dass sich die Landschaftsheterogenität durch eine Interaktion zwischen der Anwesenheit von Seegras und dem Abgrasen durch Wasservögel erhöhte (van der Heide et al. 2012).

Neben diesen klassischen Beispielen Muschelbank und Seegras lässt sich auch bei anderen Arten, die Habitatstrukturen bilden, ein Zusammenhang mit Nahrungserwerb und Rückzugsgebieten von Fischen nachweisen, so z. B. bei *Lanice conchilega* und assoziierten Plattfischen (Rabaut et al. 2013) und anderen Invertebraten (Rabaut et al. 2007; Zühlke et al. 1998).

Eine speziell im Küstenraum wichtige biologische Leistung, die das Habitat verändert, ist die **Sedimentstabilisierung**. Diese findet sowohl durch Seegras im subtidalen Raum als auch durch Salzwiesen im Eu- und Supralitoral sowie durch Makroinvertebraten und benthische Mikroben statt. Seegräser reduzieren Fließgeschwindigkeiten und fangen dadurch feinkörniges Sediment (Bos et al. 2007), was wiederum die Wasserklarheit erhöht. Auch Wirbellose tragen zur Stabilisierung bei. Miesmuschelbänke begünstigen die Primärproduktion benthischer Diatomeen, da sie durch ihre Biofilmbildung hydrodynamischen Stress reduzieren (Beck et al. 2017). Diese Mikroalgen, wie Kieselalgen und Cyanobakterien produzieren C-reiche Exopolymere, die Sedimentpartikel aneinanderbinden und die Resistenz gegen Strömung erhöhen, d. h. eine Resuspension und damit eine Trübung des Wassers verhindern (Hope, Paterson & Thrush 2020; Underwood & Paterson 2003). Während ein Zusammenhang mit der Zusammensetzung von benthischen Lebensgemeinschaften nachgewiesen ist (Hope, Paterson & Thrush 2020), ist eine Verbindung zu emergenten Maßen der biologischen Vielfalt nicht bekannt.

Salzwiesen haben eine bedeutende **Küstenschutzfunktion**, da sie zur Wellenbrechung vor dem Deich beitragen. Deiche an Küstenabschnitten, denen Salzwiesen vorgelagert sind, können im Schnitt etwa einen Meter niedriger gebaut werden als solche an Abschnitten ohne Salzwiesen. Sie stellen damit eine wichtige naturbasierte Lösung für die Anpassung an die Meeresspie-

gelerhöhung dar. Die Salzwiesenvegetation kann auf drei Wegen zur Erhöhung des Bodens beitragen. Erstens können Salzwiesen durch Humusakkumulation zum Aufwuchs beitragen (Langley et al. 2009; Nyman et al. 2006; Schile et al. 2014). Zweitens kann die Vegetation die Wellenenergie dämpfen und die Wasserströmung verlangsamen, was die Schleppkraft verringert und damit die Sedimentation begünstigt (Marjoribanks et al. 2019; Mudd, D'Alpaos & Morris 2010; Schoutens et al. 2020). Drittens können Rhizome und Wurzeln die oberste Bodenschicht mit unteren Bodenschichten verbinden und damit Erosion durch Wellen und Strömung verhindern (Langley et al. 2009; Nyman et al. 2006; Schile et al. 2014). Diese Prozesse werden weniger von der taxonomischen Identität der Arten beeinflusst als von ihren funktionellen Merkmalen und Eigenschaften (Bass et al. 2022). Auch bei der Anpassung an den Meeresspiegelanstieg könnte nicht einheimischen Arten eine besondere Bedeutung zukommen. So zeigen Salzmarschen mit einem höheren Anteil an nicht einheimischen *Spartina anglica* einen größeren Höhenzuwachs (und auch eine höhere biologische Vielfalt) als andere Standorte (Granse, Suchrow & Jensen 2021).

### 6.3.2.3 Kulturelle ÖSL: Tourismus und Wohlbefinden

**Tourismus** ist ein wichtiger Aspekt der Beziehung zwischen Natur und Gesellschaft. Der Zusammenhang zwischen Tourismus und Ökosystemleistungen spiegelt sich einerseits in der direkten Abhängigkeit bestimmter Versorgungsleistungen wie Nahrung, Wasser oder Energie für die anwesenden Besuchenden.

Schwerer zu quantifizieren, jedoch nicht zu vernachlässigen sind Ökosystemleistungen in Form von Effekten, die Natur und die biologische Vielfalt auf das **menschliche Wohlbefinden** haben, wie z. B. **ästhetische Wertschätzung, Erholung, Naturerleben oder spirituelle und religiöse Wertschätzung**. Eine rezente Studie (BfN 2023) zeigt, dass im Mittel über alle Biosphärenreservate 11 % der Besuchenden wegen der Biosphärenreservate dieses Reiseziel aussuchten, ein Wert der zum Beispiel im Niedersächsischen Wattenmeer-Nationalpark noch übertroffen wird (15,3 %). Die Autor:innen betonen zudem, dass diese biodiversitätsaffinen Tourist:innen eine hohe Treue zu ihren Urlaubszielen besitzen. An der Nordseeküste trägt der Status des UNESCO-Weltnaturerbes ebenfalls maßgeblich zur Bedeutung der Nordseeküste als Urlaubsziel bei (BMU 2018a). Biodiversitätsbezogene Naturtourismusangebote wie die jährlich im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer stattfindenden Zugvogeltage (Job, Bittlingmaier & Woltering

2023) oder die Vielzahl von geführten Touren und Veranstaltungen (<https://www.nationalpark-wattenmeer.de/sh/vogelbeobachtung/>) belegen die herausragende regionalökonomische Bedeutung der küstennahen biologischen Vielfalt und Natur.

### 6.3.3 Synergien und Zielkonflikte zwischen biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen an der Küste und in den Küstengewässern

Generell lässt sich für den Lebensraum Küste und Küstengewässer feststellen, dass es eine Vielzahl an ÖSL gibt, die direkt oder indirekt von der biologischen Vielfalt bestimmter Gruppen oder der Ausdehnung einzelner habitatbildender Arten abhängen. In diesen Fällen ist eine direkte **Synergie** zwischen dem Erhalt dieser biologischen Vielfalt und der entsprechenden ÖSL festzustellen. Im Umkehrschluss lassen sich auch negativ verstärkende Effekte beobachten. Ein Beispiel hier ist die **Ausweitung hypoxischer Zonen** durch den anthropogenen Eintrag von N und P in Küstengewässer (siehe auch Kap. 6.4.4.5). Die Hypoxie entsteht durch den sauerstoffzehrenden Abbau des zusätzlich gebildeten organischen Materials, dies reduziert die Abundanz und Diversität der benthischen Fauna (Carstensen et al. 2014b; Conley et al. 2007; Norkko et al. 2019), was wiederum zu einer geringeren Bioturbation und damit geringerer O<sub>2</sub>-Sättigung führt.

**Zielkonflikte** ergeben sich daher weniger aus dem Trade-off verschiedener ÖSL, die jeweils mit biologischer Vielfalt verbunden sind, sondern durch zeitgleich stattfindende andere Nutzungen. Daher ist es ein zentrales Ziel, möglichst viele ÖSL flächig zu vereinen. Synergien zeigen sich vor allem am Beispiel der küstennahen Vegetation, deren Vorhandensein und biologische Vielfalt die ÖSL C-Sequestrierung, Sedimentstabilisierung, Küstenschutz, Elementzyklen und Habitatbildung generiert und für die Identifikation mit dem Lebensraum und damit auch den Tourismus essenziell ist. Konflikte ergeben sich zwischen den ÖSL und anderen Nutzungsformen, wie zum Beispiel der Landwirtschaft. Die küstennahen Niederungen sind zukünftig gleichermaßen gefährdet durch Meeresspiegelanstieg, häufigere Sommertrockenheit, höhere Winterniederschläge und möglicherweise häufigere und höhere Sturmfluten (Shackleton et al. 2016). Schwach geschützte Niederungen an der Ostseeküste mit niedrigen Deichen können bei hohem Meeresspiegelanstieg überflutet werden, stark geschützte Nordseeküsten können stattdessen hinter dem Deich vom Regenwasser überflutet werden, wenn kein natürlicher Abfluss mehr möglich ist. In beiden Fällen sind

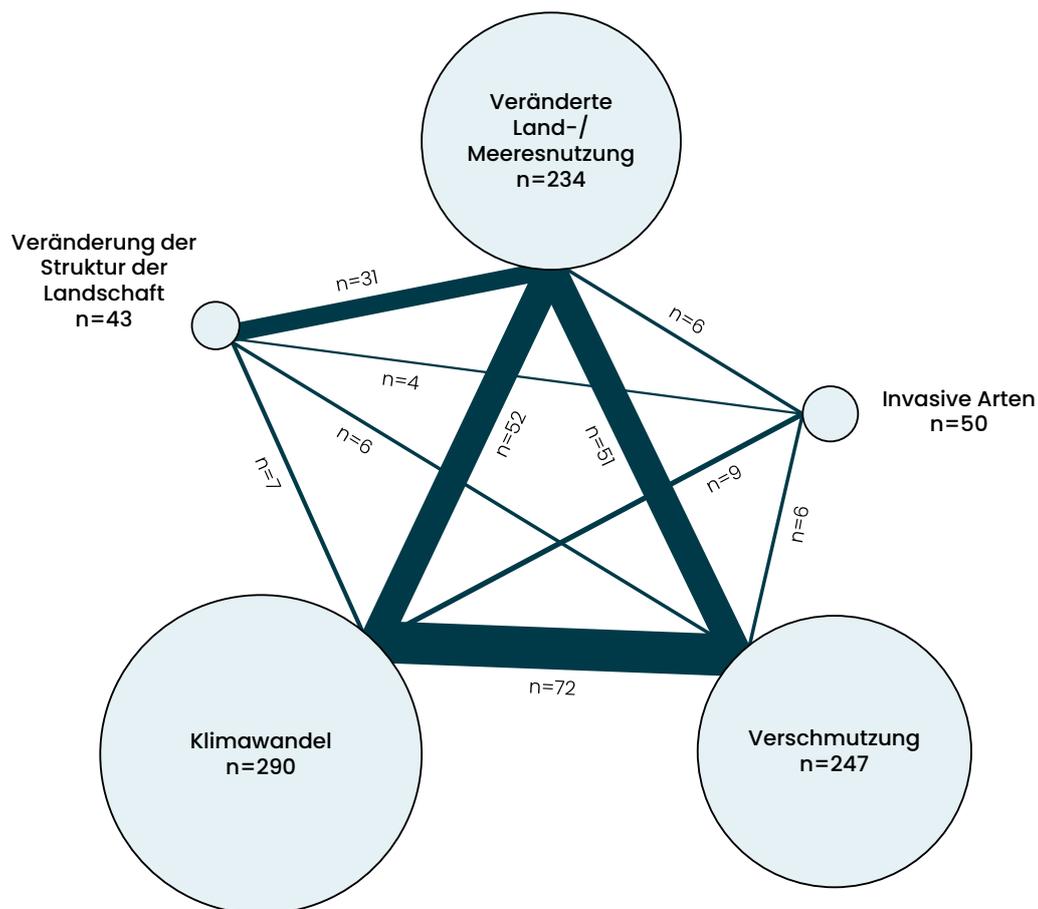
landwirtschaftliche Produktionsleistungen gefährdet. Entwässerungsmaßnahmen in den küstennahen Marschen können zu Bodenversalzungen führen, wenn bei höherem Meeresspiegel die Grundwasserströme vom Meer zum Land fließen, insbesondere in den Sandböden der Ostseeküste. Viele Niederungen bestehen zudem aus Moorböden, die in zukünftig trockeneren Sommern durch Torfmineralisierung große Mengen von Kohlendioxid freisetzen werden (Fenner & Freeman 2011).

## 6.4 Direkte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt an Küsten und in Küstengewässern

### 6.4.1 Einleitung

Als direkte Treiber der Biodiversitätsveränderung werden proximate Faktoren zusammengefasst, bei denen ein direkter Zusammenhang mit dem Vorkommen und der Abundanz von Organismen nachgewiesen oder naheliegend ist. Im Küstenraum fallen diese Treiber in drei große Kategorien. Direkte Nutzung der Meeresgebiete

(6.4.3) umfasst vor allem die Extraktion natürlicher Ressourcen durch Fischerei sowie die Nutzung zur Aquakultur (6.4.3.1, 6.4.3.2), aber auch die Extraktion von Sediment (6.4.3.3). Weitere direkte Nutzungen umfassen die Schifffahrt (6.4.3.4) und die Bautätigkeit im Meer, die sich angesichts der aktuellen Pläne zur Offshore-Windenergie massiv verstärken werden (6.4.3.5). Der Klimawandel als globales Phänomen betrifft die biologische Vielfalt der Küsten und Küstengewässer vor allem durch den Temperatur- und Meeresspiegelanstieg (6.4.4). Die dritte Kategorie umfasst Auswirkungen von lokalen bis regionalen Treibern, die eine direkte Auswirkung auf die marine biologische Vielfalt haben (können), aber oft terrestrischen indirekten Treibern unterliegen. Dies ist im Bereich Verschmutzung der Fall (6.4.5), da der Eintrag von Nähr- und Schadstoffen vor allem durch die landwirtschaftliche und industrielle Nutzung an Land gesteuert wird. Der durch den globalen Warenverkehr bedingte Schiffsverkehr birgt das Risiko der Einschleppung exotischer Arten (6.4.6) und trägt zu einer Veränderung der Küstenlandschaft bei, da die benötigte Infra-



**Abbildung 6.13:** »Forschungsinteresse«: Die Kreise stellen die Anzahl an Veröffentlichungen dar, die sich mit der jeweiligen Direkte-Treiber-Kategorie befassen, und die Linien stellen die Anzahl an Veröffentlichungen dar, die sich mit den beiden Direkte-Treiber-Kategorien befassen, deren Kreise sie verbinden. Die Größe der Kreise und die Strichdicke sind proportional zur jeweiligen Anzahl an Publikationen. Die Informationen dazu entstammen der systematischen Literatursuche für das Kapitel Küste und Küstengewässer sowie spezifisch ausgewählter grauer Literatur.

struktur ebenso Bautätigkeiten bedingt wie Tourismus, Küstenschutz und Energieerzeugung (6.4.2).

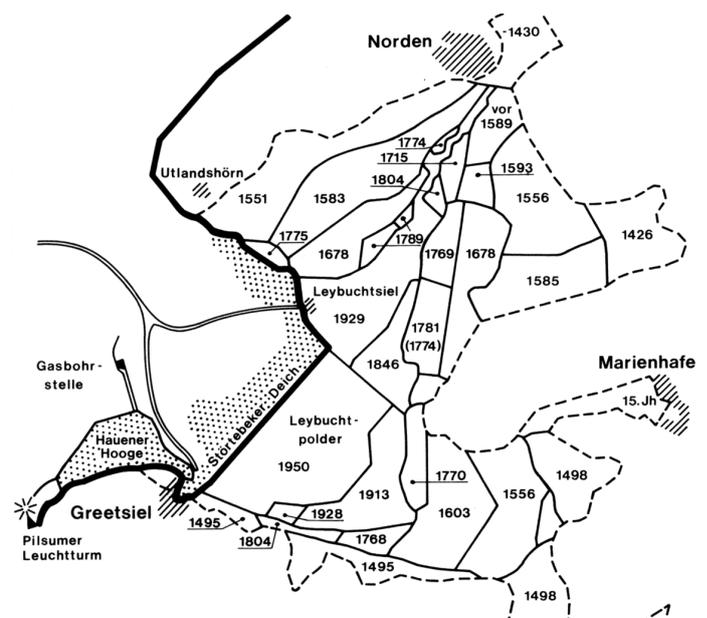
In der südlichen Nordsee hat die Umformung von Habitaten durch den Menschen bereits vor 1.000 Jahren begonnen und die landseitige Hälfte dieses Übergangsbereichs von einem marin bis brackigen, amphibischen Lebensraum in einen terrestrischen Raum mit nutzbar Land und Süßwasserhabitaten umgewandelt (Reise 2005). Durch die wirtschaftliche Entwicklung des Küstenraums wurden küstennahe Habitats wie Salzwiesen und sublitorale Habitats wie Seegraswiesen und Makroalgenbestände in Europa um mehr als 50 % in ihrer Ausdehnung reduziert (Airoidi & Beck 2007; Krause-Jensen et al. 2021). Fischerei wird in Europa seit der menschlichen Besiedlung betrieben, aber erst die Ausübung einer flächigen grundberührenden Fischerei ab dem 19. Jahrhundert hat zu einer massiven Umformung der Küstenbiodiversität geführt, zum Beispiel durch die massive Reduktion von biogenen Riffen (Bennema, Engelhard & Lindeboom 2020). Menschliche Einflüsse auf die Biogeochemie der Küsten lassen sich schon im 19. Jahrhundert nachweisen, aber erst in der Zeit nach dem Zweiten Weltkrieg und im Rahmen der Intensivierung der Landwirtschaft wurde der Küstenraum eutrophiert (Savage, Leavitt & Elmgren 2010; van Beusekom 2005). Die maximale Eutrophierung wurde an den deutschen Küsten in den 1980er-Jahren erreicht, danach wurden durch Klärung und das Verbot phosphathaltiger Waschmittel Reduktionen in den Einträgen bewirkt. Verglichen mit der Fischerei, sind die Auswirkungen des anthropogenen Klimawandels eher rezent, besitzen aber das Potenzial einer massiven Veränderung der biologischen Vielfalt, da sie sowohl die marinen Arten und Lebensräume betreffen als auch ganze Habitattypen der Küsten vom Meeresspiegelanstieg bedroht sind. Viele der verschiedenen direkten Treiber wirken kumulativ (Halpern et al. 2008) (Kap. 6.4.7).

Abbildung 6.13 gibt einen Überblick über die im *Faktencheck Artenvielfalt* identifizierten Studien, die sich mit den direkten Treibern von Biodiversitätsveränderungen befassen. Für den Lebensraum Küste und Küstengewässer ist das Forschungsinteresse an den Treibern »Klimawandel«, »Veränderte Land-/Meeresnutzung« und »Verschmutzung« am größten, wobei die meisten Veröffentlichungen zu Auswirkungen des Klimawandels im systematischen Literaturreview gefunden wurden. Deutlich geringer fiel die Anzahl der Studien aus, die sich mit den beiden anderen Kategorien von direkten Treibern, »Veränderung der Struktur der Landschaft« und »Invasive Arten«, befassen, wobei »Veränderungen der Struktur der Landschaft« häufig zusammen mit Ver-

änderungen in der Meeresnutzung behandelt werden. Darüber hinaus werden besonders häufig Wechselwirkungen zwischen den Treiberkategorien »Klimawandel« und »Verschmutzung« untersucht.

#### 6.4.2 Veränderung der Struktur der Landschaft im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Einer der größten Eingriffe des Menschen in den Lebensraum Küste und dessen biologische Vielfalt begann mit der zunehmenden Besiedlung im zweiten Jahrtausend unserer Zeitrechnung (Dittmer 1954). Während sich an der Nordsee vorherige Besiedlungen an geografische Gegebenheiten gehalten hatten, wurden seit dem Mittelalter durch Deichbau und Landgewinnungsmaßnahmen die Küstenlinien verlagert und stark begründet, wodurch große Anteile der Salzwiesen und Brackwasserröhrichte und somit ein großer Teil des früheren Retentionsraumes des Wattenmeers verloren gingen (Abb. 6.14). Durch die Entwässerung, Verfehnung (Errichtung von landwirtschaftlichen Fehnsiedlungen) und den Salztorfabbau wurde der gesamte Küstenraum verändert. Diese Eingriffe hatten ebenfalls Einfluss auf die Gezeiten und verursachten einen höheren Tidenhub, da das Wasser nicht mehr in verästelten Prielsystemen und Schilfgürteln auflaufen konnte. Ebenso veränderten sie den Sedimenthaushalt vor dem Deich. Da nun weniger Wasser zwischen Wattenmeer und Nordsee zirkulierte, konnten sich die Seegatten zwischen den Inseln verklei-



**Abbildung 6.14:** Veränderung der Nordseeküstenlinie zwischen Greetsiel im Westen und Norden im Osten. Die unterschiedlichen Linien und Jahreszahlen stellen die Verlagerung der Küstenlinie durch Landgewinnungsmaßnahmen seit der ersten Hälfte des 15. Jahrhunderts dar. Quelle: Homeier in: Janssen, Theodor, Die Leybucht, o.J., S. 11.

nern und migrierende Sedimentkörper die Inseln vergrößern (Esselink et al. 2017). Andererseits sind seit diesen Veränderungen Dünen und Strände bei Sturmfluten der Erosion ausgesetzt, da die natürliche Sedimentdynamik eine allmähliche Verlagerung der Inselfedimente nach Osten bzw. Süden verursacht und diese nur mithilfe menschlicher Eingriffe in ihrer aktuellen Position gehalten werden. Als Folge kommt es u. a. auf Sylt und Wangerooge zum Verlust von Strandbereichen. Der Küstenbereich der Nordsee ist damit eine durchgehend anthropogen überformte Landschaft.

Die wichtigsten Änderungen der viel jüngeren Ostsee sind dagegen klimatischer Natur mit Wechseln zwischen oxischen und hypoxischen Zuständen in den letzten 1.000 Jahren. Gleichzeitig lassen sich auch hier menschliche Einflüsse, vor allem auf das landwirtschaftlich genutzte Hinterland, seit Jahrhunderten nachweisen. Gezielter Küstenschutz wurde in der Ostsee vor allem durch Dünenbau und -befestigung sowie Buhnen erzielt, da hier wegen des geringen Tidenhubs geringere Flächenanteile überflutungsgefährdet sind. Ab Mitte des 19. Jahrhunderts wurde auch an der Ostsee mit effektivem Deichbau begonnen.

Aufgrund der massiven anthropogenen Eingriffe in die Landschaft lässt sich heutzutage ein engräumiger Wechsel von naturnahen zu anthropogenen Lebensräumen sowohl an der Nord- als auch an der Ostsee beobachten. In der Nordsee gehören zu den Ersteren das Wattenmeer und die Dünen und Salzwiesen der Barriereinseln, zu den Zweiteren viele Salzwiesen des Festlandes, die Deiche und Entwässerungsgräben sowie die Acker- und Grünlandschaften auf den Festlandmarschen (Esselink et al. 2017). Vor dem Hauptdeich wurden durch Lahnungsbau Salzwiesen entwickelt, die aber am Festland durch vielfach rechtwinklig angelegte Lahnungsfelder und die Entwässerung durch parallele Gruppen anstatt durch mäandernde Priele eine einförmigere Landschaftsstruktur aufweisen als die räumlich heterogeneren und diverseren Salzwiesen der Barriereinseln. Die Festlandsalzwiesen wurden früher vielfach landwirtschaftlich beweidet, insbesondere die nicht täglich überfluteten oberen Salzwiesen (Esselink et al. 2017). Ab den 1990er-Jahren wurde die Beweidung allerdings auf vielen Salzwiesenstandorten aufgegeben.

Die Vegetation der Strände ist in beiden Meeren durch Badetourismus stark beeinträchtigt. Dünen im Umkreis der Siedlungen sind als Schutzdünen umgestaltet und mit Faschinen und Anpflanzungen mit Strandhafer festgelegt worden. Jahrhundertelange Beweidung der Dünen führte zur Aushagerung und zur Dominanz von krautigen Pflanzen. Seit etwa 100 Jahren geht die Be-

weidung zurück und ist in den Dünenlandschaften der Nationalparks größtenteils eingestellt. Chronosequenzen von Luftbildern zeigen, dass damit auf den älteren Grau- und Braundünen eine Verwaldung einhergeht, anfangs vor allem mit Sanddorn und Weidengebüschen, aber auch mit Eichen, Birken und Spätblühenden Traubenkirschen. Um dem Meeresspiegelanstieg zu begegnen, wird auch im Niedersächsischen Wattenmeer (Norderney, Spiekeroog) das »Overwashing« gefördert, d. h. die Zerstörung der Dünen bei starken Sturmfluten, deren Sandmassen in den dahinterliegenden Salzwiesen verteilt werden und somit die Landoberfläche erhöhen.

### 6.4.3 Veränderte Land- und Meeresnutzung und direkte Ressourcenentnahme im Lebensraum Küste und Küstengewässer

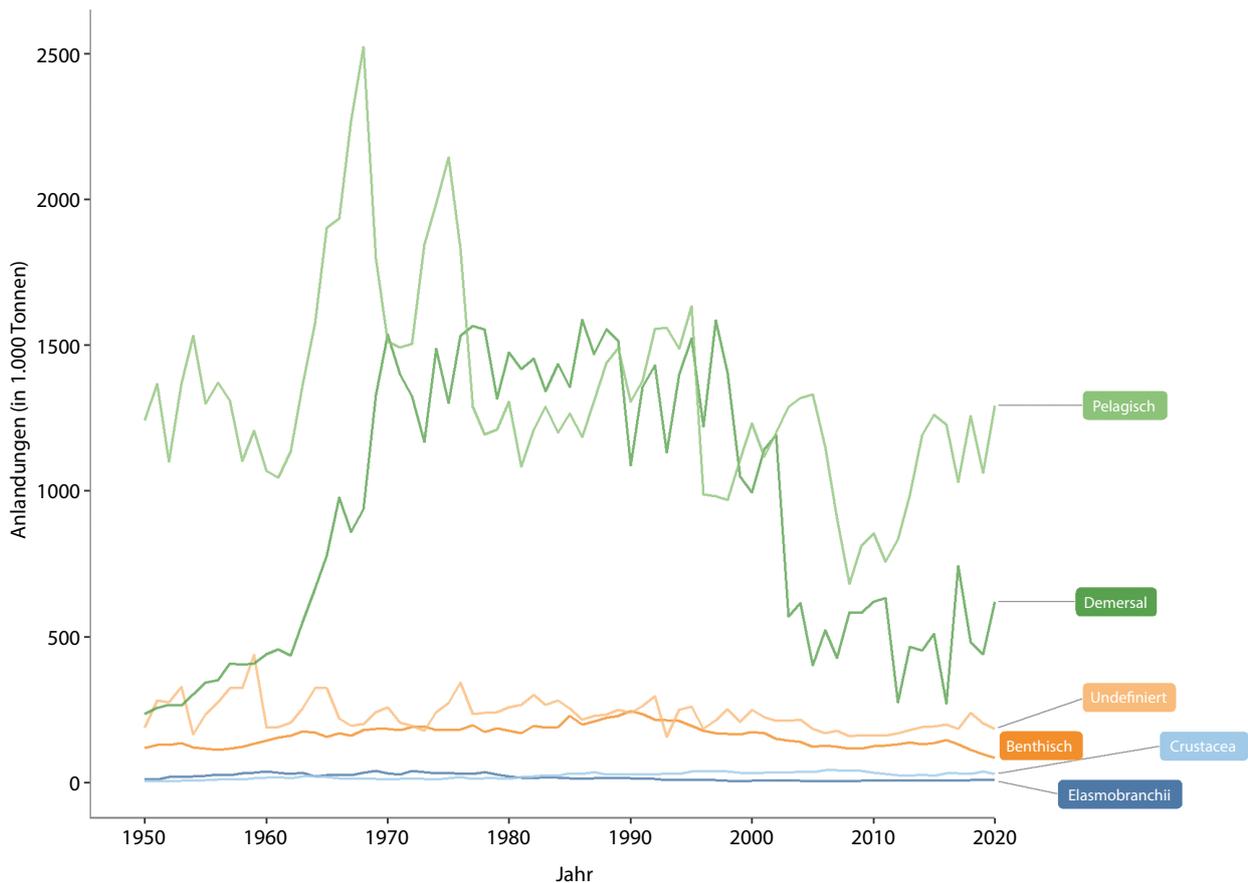
Die Fischerei im Meer wird oft in ihren Auswirkungen mit der Landwirtschaft gleichgesetzt. Sie ist auf nationaler Ebene im gleichen Ministerium angesiedelt (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, BMEL) und unterliegt analog zur Gemeinsamen Agrarpolitik auch einer EU-weiten Regulierung (Gemeinsame Fischereipolitik, GFP, Kap. 6.5.2.4). Daher ist zu betonen, dass es sich hierbei um die Entnahme von Organismen aus dem natürlichen Ökosystem handelt, ähnlich wie bei der Jagd, nur dass sie in weit größerem Maße stattfindet (Kap. 6.4.3.1). In jüngerer Zeit ist durch Aquakultur ein »agrikultureller« Aspekt der Nutzung hinzugekommen (Kap. 6.4.3.2). Die Entnahme von Sand und Kies verändert die biologische Vielfalt ebenfalls direkt (Kap. 6.4.3.3). Zu den weiteren Nutzungen gehören die Schifffahrt (Kap. 6.4.3.4) und die Installation von Offshore-Windkraftanlagen (Kap. 6.4.3.5).

#### 6.4.3.1 Fischerei

**Fischerei** ist eine von diversen menschlichen Aktivitäten, die kumulativ auf die Ökosysteme von Nord- und Ostsee wirken (Andersen et al. 2015; Guşatu et al. 2021; Kenny et al. 2018, S. 20). Fischereiiintensität als Treiber mit einem Effekt auf die lokale biologische Vielfalt ist nach mehreren Kriterien zu bewerten: (a) ihrem Einfluss auf die befischten Arten selbst, (b) den Auswirkungen auf die Populationen anderer Arten über ungewollte Beifänge und Veränderungen der Nahrungsnetze und (c) der Wirkung auf lokale Habitate, insbesondere durch den mechanischen Einfluss der Fischerei.

#### Fischereien in Nord- und Ostsee

In der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee tragen verschiedene Nationen auf Basis der Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) der EU zur Fischereiiintensität bei. Der



**Abbildung 6.15:** Fischanlandungen (in 1000 Tonnen) aus der erweiterten Nordsee zwischen 1950 und 2020 nach ICES Daten, Grafik modifiziert, Quelle: ICES.

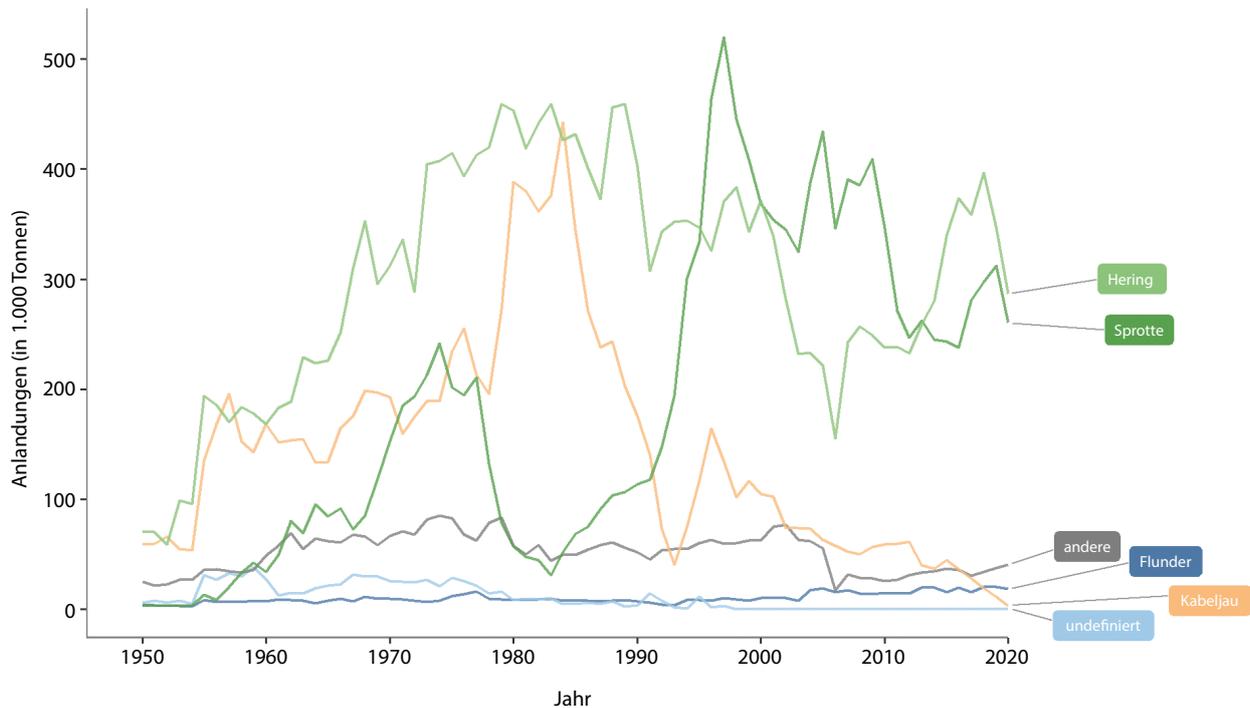
Anteil des Fischereiaufwands deutscher Schiffe ist dabei deutlich geringer als der internationaler. Das Küstenmeer innerhalb der 12-Seemeilen-Zone wird vorwiegend von kleineren und überwiegend deutschen Schiffen genutzt.

Die Fischereiintensität in der **Nordsee** ist erheblich, begründet dadurch, dass diese flache, produktive Schelfmeerregion von dicht besiedelten Nationen umschlossen ist und schon lange stark genutzt wird, besonders intensiv nach den 1950er-Jahren (Capuzzo et al. 2018; Emeis et al. 2015; Frid et al. 2000). Seit Jahrhunderten hat der Mensch durch Fischerei Einfluss auf die biologische Vielfalt der Nordseefische ausgeübt, sowohl in den Küstenzonen inklusive dem Wattenmeer (Lotze 2007) als auch in der offenen Nordsee (Fock 2014; Fock, Kloppmann & Probst 2014; Gessner, Spratte & Kirschbaum 2011). Fischereiaktivitäten haben die Bestandsentwicklungen vieler Nordseearten geprägt, auch verschiedener Taxa im Beifang (vergl. Kap. 6.4.3.1). Allerdings hat hier der Fischereiaufwand über die letzten Jahrzehnte deutlich abgenommen. Für die Nordsee insgesamt erreichten die Anlandungen pelagischer Arten Ende der 1960er-Jahre bis Mitte der 1970er Maximalwerte, während die demersale Fischerei die größten Anlandungen zwischen 1970 und Mitte der 1990er-Jahren verzeichnete

(ICES; Abb. 6.15). Für beide Fischereizweige haben sich die jährlichen Fangmengen seither erheblich reduziert (Abb. 6.15). Für einige Fischarten spielt ebenso die Freizeitfischerei eine große Rolle, z. B. beim Seebarsch (*Dicentrarchus labrax*) erzielt sie teils ähnlich hohe Anlandungen wie die kommerzielle Fischerei.

Im deutschen Küstenmeer der Nordsee dominiert Fischerei auf Nordseegarnelen (*Crangon crangon*, »Krabben«). Die Krabbenfischerei findet auch innerhalb der Wattenmeer-Nationalparks statt, wo ihr Betrieb dem entsprechenden Nationalparkgesetz (NPG) unterliegt. Innerhalb der Schutzzone 1 des Schleswig-Holsteinischen Nationalparks (NP) gibt es ein nutzungsfreies Gebiet. Ansonsten ist Krabbenfischerei im NP zulässig, wobei sie sich am Schutzzweck des NPs zu orientieren, d. h. die natürliche Entwicklung des Wattenmeers zu gewährleisten und seine besondere Eigenart zu bewahren hat. Die Fischerei auf Miesmuscheln findet lokal begrenzt statt und ist nach dem Landesfischereigesetz reguliert. Die Gewinnung von Herz- und Schwertmuscheln ist in den Wattenmeer-Nationalparks seit Anfang der 1990er-Jahre gänzlich untersagt.

In der **Ostsee** wird die Küstenfischerei von sehr vielen kleinen Schiffen, häufig im Nebenerwerb, betrieben.



**Abbildung 6.16:** Fischanlandungen (in 1000 Tonnen) aus Ostsee zwischen 1950 und 2020 nach ICES Daten, Grafik modifiziert, Quelle: ICES.

An der Ostseeküste geht ein signifikanter Anteil der Fänge von Dorsch, Lachs und Meerforelle auf die Freizeitangelfischerei zurück, sodass für diese inzwischen auch Tagesfangmengenbegrenzungen festgelegt werden (Haase et al. 2022).

In den deutschen Ostseegewässern konzentriert sich die kommerzielle Fischerei im Wesentlichen auf drei Arten, nämlich Sprotte, Hering und Dorsch (<https://www.ices.dk/advice/ESD/Pages/Baltic-Sea-Selective-species-extraction.aspx>). Die Gesamtanlandungen nahmen seit den 1950er-Jahren aufgrund der technologischen Entwicklung der Flotte, aber auch der Minenräumung und damit verbundenen Flächenerweiterung nach dem 2. Weltkrieg zunächst kontinuierlich zu. Der Zusammenbruch der Dorschfischerei seit Beginn der 1980er-Jahre mit einem Rückgang der Anlandungen von 400.000 t pro Jahr auf null in den letzten Jahren führte zunächst zu erheblich steigenden pelagischen Fangmengen an Sprotten mit einem Höchststand Ende der 1990er-Jahre. Heringsanlandungen erreichten Mitte der 1970er-Jahre bis 1990 jährlich um 400.000 t (Abb. 6.16).

### Fangempfehlungen und Fangquoten

Die erlaubten Fangmengen (Fangquoten) für die einzelnen Fischbestände in Nord- und Ostsee werden jährlich neu festgelegt. Dies geschieht für die europäischen Meeresgebiete auf EU-Ebene und ist Ergebnis eines politischen Prozesses, an dessen Anfang die wissenschaftlichen Fangempfehlungen des ICES stehen. Die operativ

umgesetzten Fangregulierungen sind also nicht unbedingt (und häufig nicht) identisch mit dem, was in Modellen auf Basis von Fischerei- und Monitoringdaten als der maximale Dauerertrag (MSY) einer nachhaltigen Fischerei ermittelt wurde.

**Überfischung wird als eine Ursache für den schlechten Zustand wichtiger Fischbestände in der Ostsee angesehen, da die politisch vereinbarten Fangquoten bis vor einigen Jahren häufig jenseits der Empfehlungen lagen (z. B. für die Dorsch- und Heringsbestände der westlichen Ostsee).** In den letzten Jahren erfolgte eine stärkere Orientierung an den empfohlenen Fangquoten, um auf negative Bestandsentwicklungen entsprechend zu reagieren. Für den Dorsch hat dies bisher allerdings nicht zu einer Erholung geführt. Möllmann et al. (2021) argumentieren aufgrund einer Analyse von ICES-Daten, dass die Dorschbestände Anfang der 2000er-Jahre einen Kippunkt überschritten haben und sich inzwischen in einem wenig produktiven Systemzustand befinden, der durch Überfischung verursacht und durch klimatische Veränderungen nun verfestigt wird. Gleichmaßen überstieg der Fischereidruck auf die Heringsbestände der westlichen Ostsee (Frühjahrslaicher) über lange Zeit den MSY-Richtwert deutlich. Aufgrund der immer geringer werdenden Abundanzen mussten die Fangquoten in der westlichen Ostsee schrittweise und in den Jahren 2017–2021 noch einmal drastisch um weitere 94 % gesenkt werden. Auch hier scheint der Klimawandel eine Erholung der Bestände trotz geringer Fangquoten zu er-

schweren (Moll et al. 2018; Polte et al. 2021). Aktuell liegt der Bestand des Herings der westlichen Ostsee unter dem Limitreferenzpunkt für die Laicherbiomasse, und seine Nachwuchsproduktion ist weiterhin sehr schwach. Die Empfehlung lautet unverändert auf Schließung der Fischerei 2024, weil es keine Fangmenge gibt, die eine Erholung des Bestandes bis 2025 bewirken könnte (www.fischbestaende-online.de).

### Auswirkungen von Fischerei auf die biologische Vielfalt

Mobile bodenberührende Fischereimethoden bewirken eine Abrasion der oberen Sedimentschichten mit entsprechendem Einfluss auf die dort angesiedelte Epi- und Infauna (ICES 2016; Kenny et al. 2018); sie haben daher einen direkten **Einfluss auf benthische Lebensgemeinschaften** und deren biologische Vielfalt (Callaway 2007; Frid et al. 2000). Negative Einflüsse der Miesmuschelfischerei im Wattenmeer zeigten McLaverty et al. (2020) auf, Hiddink et al. (2003) für die Herzmuschelfischerei, die allerdings mittlerweile im deutschen Wattenmeer verboten ist (s. o.).

Die Krabbenfischerei führt nicht nur zu hohen Beifangraten bei Jungfischen, sondern wirkt sich durch Beifänge juveniler Garnelen zusätzlich negativ auf den Nachwuchs der befischten Krabbenvorkommen aus (Ulleweit, Stransky & Panten 2010). Fischbeifänge betreffen vorwiegend junge Schollen, Klieschen, Heringe und Wittling sowie Grundeln (Ulleweit, Stransky & Panten 2010; für einen Vergleich mit Beifängen der Plattfischfischerei nach Biomasse siehe Beare et al. 2013b, Tab. 5). Weil die Geschirre der Krabbenkutter wesentlich leichter sind als die in der Plattfischfischerei eingesetzten großen Baumkurren, haben sie weniger Einfluss auf benthische Habitatstrukturen und Lebensgemeinschaften. In einer Studie zu Effekten der Krabbenfischerei auf die Benthosgemeinschaften im Wattenmeer (CRANIMPACT) bewerteten Fock et al. (2023) die Wirkung der üblichen Fischereimethode auf einen für die Garnelenfischerei typischen Habitattyp (»Fein- und Mittelsand mit Rippelstruktur«; für andere Habitate lässt sich daraus keine Aussage ableiten). Signifikante Unterschiede zwischen experimentell befischten Flächen und unbefischten Kontrollflächen traten für einzelne Arten der Endo- und Epifauna auf, für die die modellierte Effektdauer einer vierfachen Überfischung bei 13–20 Tagen lag. Insgesamt kamen die Autoren zu der Schlussfolgerung, dass die Endofauna der untersuchten Lebensraumtypen resilient gegen eine geringe Fischereiintensität von bis zu ca. 1,5 Überfischungen pro Jahr ist. Allerdings wurde der Nachweis von Fischereiaus-

wirkungen durch die erhebliche kleinskalige Variabilität der Lebensgemeinschaften erschwert. CRANIMPACT konnte die Frage nicht beantworten, inwieweit die heute beobachteten Gemeinschaften durch die mehr als hundertjährige fischereiliche Nutzung der Nordsee bereits geprägt sind: Referenzdaten lagen teilweise erst seit den 1920er-Jahren vor (Lister Ley), als es schon eine Garnelenfischerei gab. Die Referenzflächen im dänischen Wattenmeer sind erst seit den 1970er-Jahren mit einem Fischereiverbot belegt.

**Unbeabsichtigter Beifang** von Nichtzielarten kann deren Populationen in Mitleidenschaft ziehen. Hierbei reagieren die Populationen großer, langlebiger Fischarten mit geringen Reproduktionsraten besonders empfindlich (Reynolds et al. 2005), sodass Haie und Rochen besonders betroffen sind (Dulvy et al. 2000; Jennings, Greenstreet & Reynolds 1999). Für die Nordsee zählen hierzu der Dornhai (*Squallus acanthias*), Glattrochen (*Dipturus* spp.) und Heringshai (*Lamna nasus*) (ICES).

Fischereidruck wirkt sich auf unterschiedliche Weise auch auf Seevögel aus: Zum einen hat die Menge an gefangenem Fisch Einfluss auf das Nahrungsnetz und die Verfügbarkeit von Beuteorganismen für Vögel, zum anderen stellen Stellnetze eine Gefahr für tauchende Seevögel dar (Bellebaum et al. 2013). Einige Seevogelarten profitieren jedoch auch von der Fischerei, indem sie als Schiffsfolger Fischereiabfälle nutzen (Garthe & Hüppop 1994; Garthe & Scherp 2003). Allerdings wirkt dies ebenfalls einer natürlichen Populationsentwicklung entgegen, da die entsprechenden Vogelarten im Vergleich zu anderen Arten so überproportional in ihrer Populationsentwicklung begünstigt werden.

Fischereiaktivitäten haben auch Auswirkungen auf verschiedene Meeressäuger, indem sie die Nahrungsvorgängigkeit für diese Topprädatoren beeinflussen (Herr, Fock & Siebert 2009) oder die marinen Säuger in suboptimale Habitate verdrängen (Koschinski 2001). Eine große Gefahr besteht für Meeressäuger, insbesondere für Schweinswale, in geringerem Maße aber auch für Robben (Cosgrove et al. 2016), durch den potenziellen Beifang (Brownell et al. 2019), insbesondere in der Stellnetzfisherei in der Ostsee (Koschinski 2001; Siebert et al. 2020). Lärmbelastung und potenziell auch Gehörschäden behindern Schweinswale in der Echoortung von Stellnetzen (Au & Jones 1991; Nielsen et al. 2012; Wohlsein et al. 2019). Dies muss bei der Etablierung von Beifangvermeidungsmethoden berücksichtigt werden. Aktuell werden vor allem akustische Pinger eingesetzt, aber auch andere Methoden werden derzeit entwickelt und getestet (Bariumsulfat). Ein weiterer Nebeneffekt der Fischerei sind verloren gegangene Netzteile, so-

nannte Geisternetze, in denen sich Meeressäuger verfangen und daran verenden können (Unger et al. 2017).

#### 6.4.3.2 Aquakultur

An der deutschen Nordseeküste ist aufgrund der starken Strömungen und des trüben Wassers mit hohem Schwebstoffgehalt Aquakultur in Käfigen nicht rentabel. Im Nationalpark Wattenmeer ist sie außerdem verboten. An der Ostsee ist die Aquakultur nach der Wiedervereinigung auf einen Bruchteil der früheren Produktion zurückgegangen (Rosenthal & Hilge 2000). Ein Ausbau der momentanen Produktion hat in den letzten Jahren immer wieder stagniert und wird speziell für die Ostsee aufgrund der ohnehin zu hohen Nährstofflast kritisch gesehen.

Seit einigen Jahren gibt es Bestrebungen, Offshore-Windkraftanlagen und das durch sie bereitgestellte Hartsubstrat für nachhaltige Formen der marinen Aquakultur zu nutzen, z. B. IMTA (integrierte multitrophische Aquakultur), d. h. die gleichzeitige Kultivierung von Nährstoff freisetzenden (Fische, Garnelen) und Nährstoff zehrenden Organismen (Muscheln, Algen) (Buck et al. 2018; Buck & Langan 2017).

#### 6.4.3.3 Sand- und Kiesabbau

Sand, Kies und Steine werden als Rohstoffe im maritimen Bausektor, in der Baustoffindustrie und bei der Umsetzung von Küstenschutzmaßnahmen benötigt.

Dem MSRL-Zustandsbericht zufolge wurden im Zeitraum 2011–2016 im Küstenmeer der **Ostsee** Sand und Kiessand für den Küstenschutz auf etwa 5,2 km<sup>2</sup> und für gewerbliche Zwecke auf rund 21 km<sup>2</sup> abgebaut. Im Bereich der Küstengewässer nach WRRL (1-sm-Zone) erfolgten keine Entnahmen. Gleiches gilt für die AWZ der Ostsee im Bewertungszeitraum. Die in der AWZ der **Nordsee** abgebauten Rohstoffe werden im Gegensatz zur Ostsee zu einem bedeutenden Teil für Baumaßnahmen an Land verwendet. Hier standen 267,3 km<sup>2</sup> innerhalb der AWZ zum Abbau zur Verfügung. In den Küstengewässern nach WRRL (1-sm-Zone) erfolgte kein Abbau, aber eines der größten Extraktionsgebiete (Westerland III) liegt im Nationalpark Wattenmeer. Hier werden jährlich 1,1 Mio. t Sand zum Strandaushub und zur Befestigung von Sylt entnommen (Schultze & Nehls 2017). Der Abbau mariner Rohstoffe wird aufgrund der steigenden Nachfrage weiter anwachsen.

Primär verändert die Sedimententnahme (wie auch die Sedimentverklappung) den benthischen Lebensraum durch eine Veränderung der Sedimenttopologie und -charakteristika. Anhand einer Sandentnahme von 320.000 m<sup>3</sup> in der westlichen Ostsee ließ sich erkennen,

dass ein Jahr nach der Entnahme zwar die Biomasse und Abundanz der vor allem betroffenen Makroinvertebraten sich erholt hatte, jedoch nicht die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft, da vor allem sensitive Arten sich nicht zeitnah erholen (Boyd et al. 2005; Krause, Diesing & Arlt 2010; van der Veer, Bergman & Beukema 1985). Zum gleichen Ergebnis kam eine experimentelle Verklappungsstudie in der Mecklenburger Bucht (Powilleit, Kleine & Leuchs 2006). Diese **Diskrepanz zwischen funktioneller Erholung und Erholung der Artenzahl** ist ein häufig beobachtetes Phänomen (Hillebrand & Kunze 2020). In der Tat scheinen die Auswirkungen noch mehrere Jahrzehnte nach der Entnahme sichtbar, und eine Erholung könnte durch positive Feedbacks nach Etablierung einer neuen Lebensgemeinschaft komplett ausbleiben (Mielck et al. 2021).

#### 6.4.3.4 Schifffahrt

Potenziell negative ökologische Auswirkungen der Seeschifffahrt sind vielfältig. Einerseits hat die **Freisetzung von Schadstoffen, Öl, Chemikalien und Schwermetallen und Schiffsemissionen** einen erheblichen Anteil an der Verschmutzung der Meeresumwelt und ihrer Bewohner (Kap. 6.4.5). Zusätzlich wirken sich die durch die Schifffahrt bedingte **Lärmverschmutzung** ebenso wie **visuelle Störungen** negativ auf den Zustand von Meeresorganismen aus. Ein prominentes Beispiel ist der Schweinswal, aber auch andere Organismengruppen wie bestimmte Fisch- und Vogelarten werden aufgrund hoher Fluchtdistanzen negativ beeinträchtigt. Zusätzlich können havariebedingte Ölaustritte und illegale Müllentsorgung erhebliche schädigende Auswirkungen für die Küstenökosysteme nach sich ziehen. Außerdem gilt die Schifffahrt als wichtigster Vektor für die **Einschleppung nicht einheimischer Arten** und Häfen daher als Hotspots der Einwanderung (Leppäkoski et al. 2002).

Die Schaffung bzw. Anpassung von Fahrrinnen und deren Freihaltung durch kontinuierlich erforderliches Dredging führen zu erheblichen Veränderungen der Geomorphologie der Küstensedimente, vor allem wird die Sedimentheterogenität reduziert (van Dijk et al. 2021). Damit einher gehen Veränderungen der biologischen Vielfalt, vor allem direkt nach dem Dredgen, die durch die Zunahme opportunistischer Arten charakterisiert sind (Gutperlet et al. 2015).

#### 6.4.3.5 Offshore-Windenergie und andere Konstruktionen in den Küstengewässern

Seit dem Frühjahr 2022 stellen die angespannte Lage auf dem Energiemarkt und die daraus resultierenden Pläne der Bundesregierung, die Stromversorgung bis zum Jahr

2035 nahezu vollständig auf erneuerbare Energien umzustellen, die Raumplanung vor große Herausforderungen. Die veranschlagten **Ausbauziele für Windenergie auf See** auf mindestens 30 Gigawatt bis zum Jahr 2030, mindestens 40 Gigawatt bis zum Jahr 2035 und mindestens 70 Gigawatt bis zum Jahr 2045 **erfordern eine Flächenbereitstellung für Windkraftanlagen und dazugehörige Kabelleitungen, die aufgrund der hohen Nutzungsdichte in der deutschen Nord- und Ostsee nur zulasten anderer Nutzungsformen, so auch des Naturschutzes, erfolgen kann.** Existierende und geplante Offshore-Windkraftanlagen überlappen sich auch mit Rekrutierungsgebieten für benthische Fische wie z. B. Plattfische (Barbut et al. 2020).

Die potenziellen Auswirkungen dieser Anlagen auf die biologische Vielfalt sind vielseitig und betreffen sowohl den Auf- und Abbau als auch den Betrieb (Bennun et al. 2021; Galparsoro et al. 2022). Der massive Ausbau der erneuerbaren Energien auf See führt zu erheblichen bau- und betriebsbedingten Belastungen durch Lärm, aber auch durch den Schiffsverkehr zu den Anlagen. **Lärmauswirkungen** sind vor allem für marine Säuger bekannt und beinhalten Verhaltensänderungen ebenso wie **physische Schäden an Hörorganen** (Kellermann, Eskildsen & Frank 2006). Daher werden eko-lokalisierende Arten wie Schweinswale von Konstruktionsorten verdrängt (Carstensen, Henriksen & Teilmann 2006). Außer der Lärmbelastung (Schwemmer et al. 2011) gilt für **Seevögel und ziehende Landvögel** zusätzlich das **Risiko von Kollisionen mit Rotorblättern**, zusätzlich erleiden die Zugvögel **Energieverluste durch Ausweichmanöver** (Hüppop et al. 2006a; Hüppop et al. 2006b). Seevögel wie Taucher, Töpel oder Alke werden aus den Anlagegebieten vertrieben (Garthe et al. 2023; Heinänen et al. 2020; Peschko et al. 2021; Peschko, Mercker & Garthe 2020). Auch hier findet eine Gewöhnung nur langsam statt (Peschko et al. 2020a). Die räumlichen Auswirkungen strahlen dabei weit über die lokale Anlage hinaus, bei Tauchern (*Gavia* sp.) waren diese über eine Entfernung von bis zu 16 km zu verzeichnen (Mendel et al. 2019). Kürzliche Untersuchungen zeigten, dass Offshore-Windkraftanlagen bei vielen Vögeln auch in Bezug auf die Flughöhe innerhalb ihrer direkten Flugrouten liegen und viele Tiere deshalb Ausweichbewegungen ausführen (Schwemmer et al. 2023).

Eine Abschätzung auf der Basis von Totfunden auf einer einzelnen Offshore-Plattform ergab eine Mortalität von jährlich mindestens 150 Vögeln je Anlage, bei über 1.000 solcher Strukturen allein in der Nordsee ergibt das eine Mortalität im Bereich von 100.000 Vögeln (Hüppop et al. 2016).

Die Auswirkungen von OWFs auf die benthische Fauna erscheint demgegenüber unklarer und kontextspezifischer (Klunder et al. 2020). An den Anlagen selbst bilden sich **neue Hartsubstratgemeinschaften, die die Artenzusammensetzung der betroffenen Gebiete stark verändern und zu einer Erhöhung der biologischen Vielfalt führen können.** Hiervon dürften vor allem sessile Filtrierer profitieren, die durch ihre hohe Filtrationsleistung einen signifikanten Einfluss auf Ökosystemprozesse haben (Krone et al. 2013). Diese zusätzliche Besiedlung auf künstlich geschaffenen Habitatstrukturen, die ursprünglich in diesem Raum nicht existierten, entspricht allerdings nicht einer natürlichen Besiedlung des Lebensraumes. An den Stützen verändert sich auch die Zusammensetzung der Fischfauna. In einer Studie gingen höhere Gesamtabundanz mit reduzierter Vielfalt im Vergleich zu Referenzgebieten einher (Wilhelmsson, Malm & Öhman 2006). Die Vertreibung von natürlich an den Standorten der Anlagen vorkommenden Arten scheint nicht durch die Arten, die von den Strukturen profitieren, ausgeglichen zu werden (Stenberg et al. 2015).

Neben den Offshore-Windkraftanlagen können ähnliche Aspekte auch für andere direkte Eingriffe postuliert werden. **Öl- und Gasförderung** bergen trotz Auflagen zu Risikomanagement und Schutzvorrichtungen die Gefahr von **Havarien und Schadstoffaustritten**, die je nach Menge und Art die Meeresökosysteme empfindlich belasten können. Die mit der Verlegung und dem Betrieb von Pipelines und Seekabeln verbundenen Belastungen für Meeresorganismen sind u. a. der zeitweise **Verlust von Nahrungsflächen, Störungen durch Schallemission, Scheueffekte und Trübungsfahnen, die sich insbesondere auf Benthosarten, Fische und Nahrungsnetze auswirken.** Durch die Bautätigkeiten kommt es ebenso zu Störungen und starken Beeinträchtigungen im Eulitoral. Diese negativen Effekte treten beim Abbau der Anlagen erneut auf (Coolen et al. 2020). Gleichzeitig gibt es wiederum hartsubstrataffine Arten des Benthos, die sich auf Pipelines ansiedeln (Lacey & Hayes 2020).

#### 6.4.4 Verschmutzung im Lebensraum Küste und Küstengewässer

##### 6.4.4.1 Nährstoffeinträge

Anthropogen bedingte Nährstoffeinträge durch Flüsse und Atmosphäre haben sich für die Nord- und Ostsee seit Beginn des 20. Jahrhunderts bis in die 1980er-Jahre vervielfacht. Die Haupteintragswege für die südliche **Nordsee** sind vor allem die großen Flusssysteme Elbe-Weser und Rhein-Maas (van Beusekom et al. 2019). **Seit**

dem Höhepunkt der eingeleiteten Stoffmengen in den 1980er-Jahren sind die Einträge mittlerweile um 69 % bei Stickstoff (N) und 92 % bei Phosphor (P) zurückgegangen (Abb. 6.17). Damit zeigt sich auch die deutlich erfolgreichere P-Reduktion: Bezieht man Variationen in der Menge des Abflusses mit ein, so hat sich die eingetragene N-Konzentration in den letzten 40 Jahren halbiert, die eingetragene P-Konzentration reduzierte sich um 2/3. Durch diese Veränderung erhöhte sich das N:P-Verhältnis des Eintrags deutlich (van Beusekom et al. 2019).

Obwohl die deutschen Nährstoffeinträge aus Flüssen in die Ostsee zwischen den 1980er- und 2010er-Jahren ebenfalls um 65 % (40.835 t) für Stickstoff und 78 % (2.844 t) für Phosphor zurückgegangen sind (Stoffeintragsmodell MoRe, MSRL), **hielt außer in einigen der Küstengewässer keiner der HELCOM-Eutrophierungsindikatoren die Schwellenwerte ein** (HELCOM 2018a).

Für die deutschen Übergangs- und Küstengewässer (d. h. den Zuständigkeitsbereich der EU-WRRL) im Bereich der Nord- und Ostsee stellt das Umweltbundesamt fest, dass 2021 weder der nach EU-WRRL angestrebte »gute Zustand« noch das »gute ökologische Potenzial« erreicht wurden, und macht **Nährstoffeinträge weiterhin als Hauptproblem für das Verfehlen der Gewässergüteziele verantwortlich** (BMUV & UBA 2022). Eine wesentliche Ursache der nach wie vor hohen Nährstoffbelastungen sind diffuse Einträge aus der Landwirtschaft, welche das Grundwasser belasten und zur Eutrophierung von Oberflächengewässern einschließlich der Küsten- und Übergangsgewässer führen.

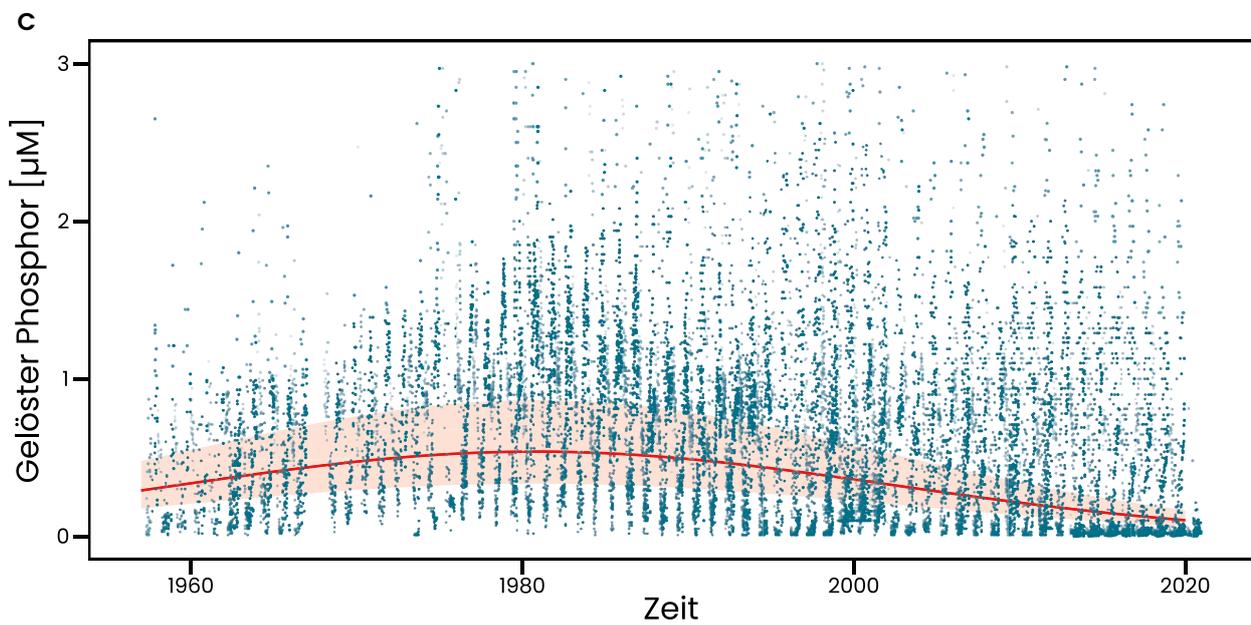
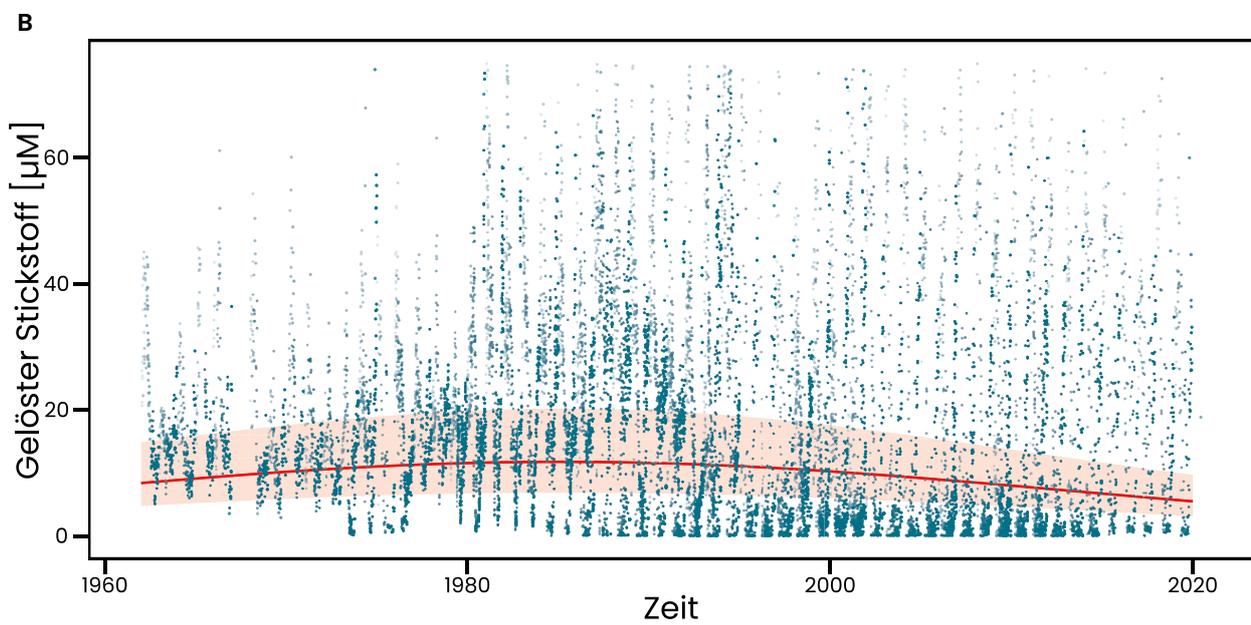
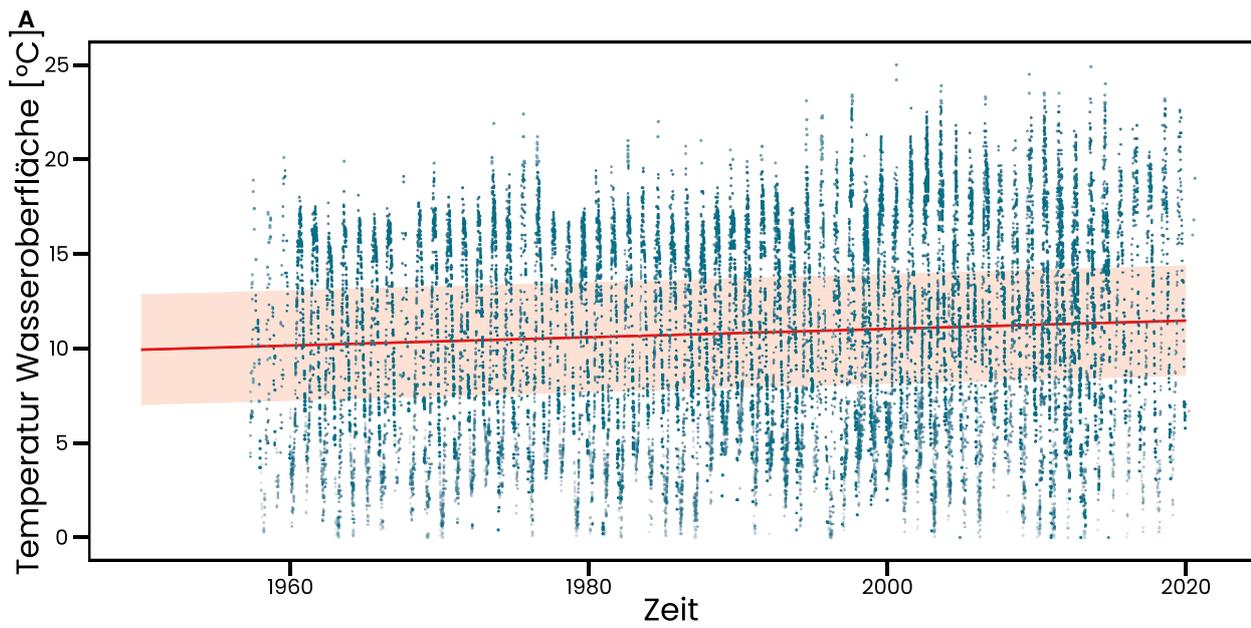
Eine Trübung des Wassers bei hohen Nährstoffgehalten durch vermehrtes Algenwachstum und Überwuchs durch Epiphyten (Werner, Graiff & Matthiessen 2016) wirkt sich vor allem auf benthische Primärproduzenten wie Mikroalgen oder Makrophyten negativ aus und führte zu einem **starken Rückgang von Seegraswiesen** (Krause-Jensen et al. 2021). Dieser Verlust an Habitatbildnern hat eine **Veränderung von komplexen, dreidimensionalen Lebensgemeinschaften hin zu flachen, vereinfachten Gemeinschaften** zur Folge (Airoldi, Balata & Beck 2008) und damit deutliche Auswirkungen auf die biologische Vielfalt. Trotz der beeindruckenden Reduktion der Nährstoffeinträge ab den 1980er-Jahren ist die Erholungsrate des Seegrases dabei gering. Davon betroffen sind auch die Laichgebiete von Fischbeständen wie dem Hering (Frühjahrs-laicher) der westlichen Ostsee (Kanstinger et al. 2018; von Nordheim et al. 2020). Letztlich kann sich eine durch die Eutrophierung hervorgerufene Veränderung des Nahrungs-

angebots ebenfalls auf die Dominanzstruktur höherer trophischer Ebenen wie zum Beispiel Seevogelpopulationen auswirken (Hötker et al. 2010; Morelli et al. 2021; Skov et al. 2011).

In der Nordsee hatten die zusätzlich eingeleiteten Nährstoffe zu einer **Zunahme der Biomasse und Veränderung der Artenzusammensetzung** benthischer Gemeinschaften geführt (Schückel & Kröncke 2013). Im Makrozoobenthos der Nordsee lassen sich in den letzten Jahren wieder eine langsame Veränderung in der Zusammensetzung und eine Reduktion der Biomasse feststellen, was als Reaktion auf die zurückgehenden Nährstoffgehalte interpretiert wird (Meyer et al. 2018).

Anders als im Benthos ist trotz sinkender Nährstoffkonzentrationen (Wiltshire et al. 2008) eine **gleichbleibend hohe Phytoplanktonbiomasse** sowohl in der Helgoland Reede (Boersma et al. 2015; Wiltshire et al. 2008), dem Wattenmeer (Antonucci di Carvalho et al. 2023; Prins, Desmit & Baretta-Bekker 2012), der Sylt-Roads-Zeitreihe (Rick et al. 2023) als auch in Modellen (Sarker & Wiltshire 2017; Scharfe & Wiltshire 2019; Xu, Lemmen & Wirtz 2020) festzustellen. Mögliche Ursachen können Veränderungen von Salinität, Trübung, Stickstoff/Silikon(N/Si)-Verhältnisse sowie Temperatur und Fraßdruck sein (Rick et al. 2023; Scharfe & Wiltshire 2019; Wiltshire et al. 2015). Allerdings ist aufgrund der gestiegenen N:P-Verhältnisse (Wiltshire et al. 2008) vor allem küstennah über die letzten Jahrzehnte eine **zunehmende P-Limitation des Phytoplanktons** zu erkennen (Dajka et al. 2022), während die offene Nordsee bei insgesamt deutlich geringeren Konzentrationen eher N-limitiert scheint (Burson et al. 2016). In angrenzenden Küstengebieten der Nordsee ist mit dieser P-Limitation eine Reduktion der *Phaeocystis*-Blüten und der Dinoflagellaten verbunden (Burson et al. 2016; Prins, Desmit & Baretta-Bekker 2012).

**Abbildung 6.17:** Zeitserien für Temperatur (A) und Nährstoffgehalte (B, C) aus Nord- und Ostsee-Monitoringprogrammen. Daten wurden aus Langzeitmessungen im Wattenmeer ([https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/200138/Analysis\\_of\\_the\\_Dutch\\_and\\_German\\_phytoplankton\\_datasets\\_of\\_the\\_Wadden\\_Sea.pdf](https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/200138/Analysis_of_the_Dutch_and_German_phytoplankton_datasets_of_the_Wadden_Sea.pdf)), auf Helgoland (Wiltshire, Ecker & Kirstein o.J.), bei Sylt (Rick et al. 2015), von Boknis Eck (Bange & Malien 2015) und von MUDAB (BfG, <https://geoportal.bafg.de/MUDABAnwendung/>) extrahiert. Nur Oberflächenwasserdaten wurden verwendet (für Stickstoff und Phosphor, Tiefe < 10 m). Es handelt sich um Daten aus Monitoringprobenahmen. In allen drei Plots wurden die Achsen aus Lesbarkeitsgründen leicht begrenzt, weshalb eine geringe Zahl an Datenpunkten (< 1 % aller Datenpunkte) nicht in den Plots gezeigt ist. Alle Daten wurden für die Trendberechnungen (gemischtes lineares Model) verwendet. Die Transparenz der Datenpunkte nimmt von Januar bis Dezember zu.



Eine weitere Folge der immer noch hohen Nährstoffbelastung sind **Algenmassenentwicklungen**, die einerseits im Fall von Blaualgenblüten toxisch sein können und andererseits beim Abbau der großen Mengen von Biomasse am Meeresboden zu Sauerstoffmangel führen. Vor allem die **Ostsee ist aufgrund ihrer langen Verweilzeiten (Ostsee: 25–35 Jahre, Nordsee: drei bis vier Jahre) und der starken Schichtung des Wasserkörpers besonders anfällig für die Bildung von bodennahen Sauerstoffmangelzonen** (Kap. 6.4.4.5). Zusätzlich hat die zunehmende Hypoxie in den Bodenschichten der zentralen Ostsee dazu geführt, dass Phosphat und Ammonium aus den anoxischen Sedimenten wieder in die Wassersäule gelöst werden. Dies stellt neben den externen Quellen für diese Nährstoffe nun eine immer größer werdende interne Quelle dar. Dieser Prozess kann auch während der saisonal auftretenden Sauerstoffarmut in den Küstenregionen beobachtet werden (Bonaglia et al. 2016; Savchuk 2018; Stigebrandt & Andersson 2020).

#### 6.4.4.2 Schadstoffeinträge

Schädliche Auswirkungen auf die Meeresumwelt und ihre Organismen haben vor allem sogenannte PBT-Stoffe, die sich durch lange Abbauezeiten (Persistenz), Anreicherung in Lebewesen (Bioakkumulation) und Giftigkeit (Toxizität) auszeichnen. PBT-Stoffe sind noch Jahrzehnte nach ihrer Anwendung in der Meeresumwelt zu finden. Zu ihnen gehören sowohl persistente organische Schadstoffe wie Polychlorierte Biphenyle (PCB, z. B. DDT), Dioxine, Hexachlorbenzene oder diverse Pestizide als auch anorganische Stoffe wie Quecksilber.

Die Haupteintragsquellen sind für die Nord- und Ostsee indirekte Schadstoffeinträge über Flüsse und die Atmosphäre. Atmosphärische Einträge stammen vor allem aus dem Verkehr, Verbrennungsanlagen und der Seeschifffahrt (Barregard et al. 2019). In der Ostsee machen atmosphärische Einträge, die nicht aus dem Wassereinzugsgebiet stammen, beispielsweise 60 % der Cadmium-, 84 % der Blei- und 79 % der Quecksilberdeposition aus (UBA). Allerdings verursacht die Schifffahrt auch direkt eine chronische Verschmutzung durch Öl (Chrastansky & Callies 2009).

Obwohl die meisten MSRL-Indikatoren zu Schadstoffen für die **Nordsee** abnehmende Trends aufweisen, konnte der gute Umweltzustand nicht erreicht werden, was größtenteils auf eine weiterhin zu hohe Belastung durch Quecksilber zurückzuführen ist. Der nationale Indikator für Cäsium-137 zeigt zwar ebenfalls eine stetige Abnahme, dennoch wurde für die deutsche AWZ ein zu hoher Wert ermittelt. In den deutschen Territorialgewässern lagen die Werte allerdings unterhalb des Schwellen-

werts. Schadstoffgehalte in Miesmuscheln (Deskriptor D9) liegen in den deutschen Nordseegewässern ebenfalls unterhalb der festgelegten Schwellenwerte.

Für die südliche und westliche **Ostsee** blieben die Schadstoffkonzentrationen in den letzten sechs Jahren weitgehend unverändert und sind nach wie vor zu hoch. In der Kieler und Mecklenburger Bucht überschreiten fünf von sieben bewerteten Substanzen die Schwellenwerte. Im Arkonabecken und im Bornholmer Becken überschreiten fünf von zwölf bzw. sechs von zehn die Schwellenwerte des guten chemischen Zustands (nach WRRL). Vor allem ubiquitär vorkommende Schadstoffe wie Quecksilber und polybromierte Diphenylether (PBDE) weisen zu hohe Konzentrationen auf. Der HELCOM-Indikator Aktivitätskonzentrationen von Cs-137 zeigte ebenfalls zu hohe Konzentrationen an.

Der neue nach HELCOM prioritäre Stoff Perfluorotansulfonsäure (PFOS) lag in Biota unterhalb des Schwellenwerts, in Küstengewässern allerdings deutlich darüber. Für die AWZ liegen bisher keine Daten vor, aber eine schwedische Studie zu Vogeleiern fand eine 30-fache Erhöhung der PFOS-Konzentration von 1968 bis 2003 (Holmström, Järnberg & Bignert 2005). Allerdings wurden die Schadstoffe, die maßgeblich zu den Einbrüchen im Bruterfolg der Vögel geführt hatten (vor allem DDT und PCB), schon in den 1980er-Jahren verboten, was auch zu einem Rückgang der Belastung in Vogeleiern führte (Jörundsdóttir et al. 2006). Zudem zeigt sich der Rückgang der PCB-artigen Stoffe nicht in allen Organismen, wie Untersuchungen am Hering (*Clupea harengus*) in der Ostsee zeigen (Miller et al. 2013).

**Zahlreiche Studien belegen die negativen Effekte, die Schadstoffe auf Meeresorganismen haben können.** Dazu gehören **verringertes Bruterfolg** bei Vögeln durch DDTs und PCBs (Helander et al. 2002; Herrmann et al. 2011; Herrmann & Heuck 2019), **verringerte Wachstumsraten und Fortpflanzungserfolge** in mehreren Molluskenarten durch Tributylzinn in Antifouling-Anstrichen (Bauer et al. 1997; Nehring 2000; Oehlmann et al. 1998; Parmentier et al. 2019) und **Beeinträchtigungen des Reproduktionserfolgs durch Wachstumshemmung** (Pinkney, Matteson & Wright 1990) sowie **Störung in der Gonadenentwicklung** (Scholz & Klüver 2009) **und im Lipidstoffwechsel** (Belpaire & Goemans 2007) bei Fischen. Auch die Verschmutzung durch Öl- und Gasbohrung führt zu Verlusten vor allem der benthischen Fauna, die zeitlich und räumlich größer sind als der lokale direkte Eingriff (Ellis, Fraser & Russell 2012). Durch die Bioakkumulation vieler Schadstoffe sind vor allem Topprädatoren einer hohen Anreicherung von Schadstoffen ausgesetzt. Viele der schon länger

bekanntesten Schadstoffe sind mittlerweile verboten, allerdings werden permanent neue Schadstoffe entwickelt.

Chemische Schadstoffbelastungen, etwa durch persistente Schadstoffe wie DDT, PCBs, PBDEs, Toxaphene und Quecksilber, standen ab den 1970er-Jahren im Verdacht, negative Auswirkungen auf die Reproduktion sowie das Immun- und Hormonsystem von marinen Säugern zu haben (Beineke et al. 2005; Drescher, Harms & Huschenbeth 1977; Jepson et al. 2016; Kannan et al. 2000; Siebert et al. 1999; Van Loveren et al. 2000), und wurden als Ursache für verschiedene Erkrankungen nachgewiesen (Bäcklin et al. 2021; Helle, Olsson & Jensen 1976; Schmidt et al. 2020). Ein Zusammenhang zwischen erhöhten Schadstoffbelastungen in Schweinswalen und chronischen Erkrankungen wird vermutet (Siebert et al. 1999; Wunschimann et al. 2001). In der Ostsee wird eine Reihe von charakteristischen Erkrankungen des Immunsystems, des Darmtrakts und der Reproduktionsorgane in Kegelrobben, der sogenannte »Baltic Seal Disease Complex«, mit persistenten Schadstoffen in Zusammenhang gebracht (Lakemeyer et al. 2020). PCB-Belastungen in Meeressäugern haben nach wie vor eine Höhe, die Auswirkungen bei den Tieren erwarten lassen (Bredhult et al. 2008; Nyman et al. 2002; Siebert 2012; Yap et al. 2012).

#### 6.4.4.3 Müll, Makro- und Mikroplastik

Meeremüll und besonders die langsam abbaubaren Kunststoffe stellen global eine immer größer werdende Gefahr für Meeresorganismen dar, da Tiere sich in Müllteilen verfangen, diese mit der Nahrung aufnehmen oder sich daran verletzen (Poloczanska et al. 2013; Roman et al. 2020). Abfallmengen aus Verpackungsmüll, vor allem Kunststoffe, wachsen seit Jahrzehnten stetig an. In Deutschland ist der Verpackungsverbrauch zur Entsorgung zwischen 2010 und 2020 um 17,3 % auf 18.777 kt gestiegen. Davon waren 3.219 kt allein Kunststoffverpackungen (Burger, Cayé & Schüler 2022). Weltweit ist die Plastikproduktion von 1,7 Mio. t in den 1950er-Jahren auf 391 Mio. t im Jahr 2021 angewachsen, wovon 4,8–12,7 Mio. t jährlich über die Küsten in den Ozean gelangen (Meyerjürgens et al. 2023 und Referenzen darin). Der über die Flüsse eingeleitete Anteil ist hierbei wohl kleiner als angenommen, ein Großteil scheint lokal direkt eingebracht zu werden (Schöneich-Argent, Dau & Freund 2020).

An der südlichen Nordseeküste wurden bei Strand-surveys im Mittel pro 100 m Strandabschnitt 389 Müllteile gefunden, fast 90 % davon bestanden aus Kunststoffen, und die meisten Teile entstammten der Fischereiindustrie und Verpackungen (Schulz et al. 2015).

Ungefähr 60 % der Mägen von Eissturmvögeln überschritten den festgelegten Schwellenwert von 0,1 g Plastikmüll im Mageninhalt pro Tier. Über die letzten zehn Jahre konnte für diesen MSRL-Indikator keine Veränderung verzeichnet werden.

Generell liegen die Mengen an Abfällen am Meeresboden in der Nordsee deutlich über denen der Ostsee (Int-Veen et al. 2021; Kammann et al. 2018). An der Ostsee wird ebenfalls seit 2012/13 ein Strandmüll-Spülsaummonitoring durchgeführt und Müllteile im Rahmen des Baltic International Trawl Surveys (BITS) erfasst. Auch hier fehlen allerdings Langzeitdatenreihen, die die Auswirkungen von Müll auf Meeresorganismen belegen könnten. Die MSRL-Bewertung stützt sich für die Ostsee auf den letzten HELCOM-Statusbericht. Dieser stellt fest, dass 70 % des Meeremülls aus Kunststoffen bestehen, wobei bei der Strandmüllsammmlung große Unterschiede in der räumlichen Verteilung entlang der Ostseeküste verzeichnet wurden. Haupteintragsquelle ist hier der Tourismus (Haseler et al. 2018; Schernewski et al. 2018).

Zusätzlich zu großen Müllteilen ist die Menge an Mikroplastikteilen (< 5 mm) im Meer und Organismen in den Fokus gerückt. Hier lassen sich auch in Biota wie Muscheln hohe bzw. steigende Konzentrationen finden (Halbach et al. 2022), allerdings sieht der MSRL-Zustandsbericht von einer Aussage hinsichtlich der Kriterien der Menge und Verteilung von Mikroplastikpartikeln und deren Auswirkungen auf Meeresorganismen ab, da die Methodik der bisher dazu veröffentlichten Studien sich unterscheidet. Tatsächlich variieren die wissenschaftlichen Ergebnisse in Bezug auf die Anzahl der Meerestiere mit Mikroplastikpartikeln im Magen-Darm-Trakt zwischen < 1 und 40 % (Beer et al. 2018; Fischer 2019; Foekema et al. 2013; Kühn et al. 2020; Rummel et al. 2016; Wesch et al. 2016a; Wesch et al. 2016b). Hermsen et al. (2017) vermuten methodische Unterschiede als Ursache für die hohe Variabilität.

In den letzten Jahren wurden eine Reihe von Studien zu trophischem Transfer von Mikroplastikpartikeln und damit verbundenen potenziell schädlichen Auswirkungen für Topprädatoren und den menschlichen Verzehr von Meerestieren durchgeführt. Schädliche Auswirkungen oder eine Korrelation zwischen Schadstoffen im Muskelgewebe mit der Anzahl an ingestierten Partikeln wurden bisher nicht bestätigt (Ogonowski et al. 2019). Eine gesundheitsschädliche Wirkung von Mikroplastik für Topprädatoren und den Menschen wurde ebenfalls als eher gering eingeschätzt (Garrido Gamarro et al. 2020; Lusher, Hollman & Mendoza 2017), allerdings wurde darauf hingewiesen, dass die Datenlage zu die-

sen Fragestellungen noch sehr begrenzt ist (Barboza et al. 2018; Carbery, O'Connor & Palanisami 2018; EFSA CONTAM Panel 2016).

#### 6.4.4.4 Beseitigung Munition, Kampfmittel

In der deutschen Nord- und Ostsee lagern Altlasten von ca. 1,6 Mio. t konventioneller Munition und 5.000 t chemischer Kampfstoffe, die im Zweiten Weltkrieg durch Militäroperationen oder danach durch Verklappung versenkt wurden (UBA 2023). Im Rahmen mehrerer nationaler und internationaler Forschungsprojekte haben zahlreiche Studien sprengstofftypische chemische Munitionsbestandteile in Meerwasser, Sedimenten und Organismen nachweisen können. Von 17 verschiedenen Verbindungen, die in deutschen Küstengewässern gemessen wurden, kamen TNT, RDX und DNB am häufigsten vor. Munitionsversenkungsgebiete wie z. B. die Kolberger Heide oder Bereiche in der Lübecker Bucht wiesen die höchsten Konzentrationen auf, aber mit deutlichen Unterschieden zwischen den Gebieten (Beck et al. 2018; Greinert 2019). Diese Daten belegen die weitverbreitete Freisetzung von Schadstoffen aus mariner Munition, die damit eine Quelle chemischer Verunreinigungen in küstennahen Meeressystemen ist, deren Stärke in Zukunft wahrscheinlich zunehmen wird.

Bislang stehen nur wenige Daten zur Verfügung, um die Auswirkungen munitionsbedingter Verschmutzung auf bestimmte Organismengruppen des Küstenraums abzuschätzen. In Labor- und Feldstudien wurden die **Aufnahme und Akkumulation der toxischen Chemikalien in tierischem Gewebe** nachgewiesen (Greinert 2019; Maser & Strehse 2020; Schuster et al. 2021; Strehse et al. 2017). Diese Aufnahme korreliert positiv mit den Expositionskonzentrationen und führt zu gesundheitlichen Beeinträchtigungen der exponierten Organismen. Außerdem bestehen neben den großen **Auswirkungen, die Sprengungen über große Distanzen auf Meeressäuger haben können** (Kap. 6.4.4.5), große Sorgen bezüglich der Konsequenzen, wenn die Munitionshüllen durchrosten und die Bestandteile der Sprengsätze sowie chemische Substanzen wie Senfgas oder TNT im marinen Ökosystem freigesetzt werden (Slobodnik et al. 2022).

Aktuell beruhen diese Ergebnisse nur auf einigen wenigen Pilotstudien, beziehen sich nur auf kleine geografische Gebiete und nur wenige Modellorganismen. Außerdem wurden wichtige Arten, die verschiedene Ebenen der marinen Nahrungskette repräsentieren, noch nicht im Detail untersucht. Dies zu ändern ist der Anspruch des DAM-Projektes CONMAR ([www.conmar-munition.eu](http://www.conmar-munition.eu)). Die Zuständigkeiten für die Sanierung und Gefah-

renabwehr von Altlastenmunition sind auf die unterschiedlichen Kampfmittelbeseitigungsdienste der fünf Küstenbundesländer verteilt. Ein strukturierter Entscheidungsprozess wird dadurch verkompliziert, dass Munitionsbestandteile bis jetzt noch nicht Teil des institutionalisierten Bund-Länder-Messprogramms (BLMP) sind und die Zuständigkeiten für die Probenahme und Analyse erst noch geregelt werden müssen.

#### 6.4.4.5 Lärmverschmutzung

Durch die steigenden anthropogenen Aktivitäten nimmt auch der Unterwasserlärm in Nord- und Ostsee zu, was sich zunehmend negativ auf marine Organismen auswirkt (Duarte et al. 2021). Hier spielt die kommerzielle Schifffahrt eine große Rolle, die durch den Weltmarkt weiter zunimmt, aber auch touristische Aktivitäten wie Fähren, Ausflugschiffe, Speedboote, Jetskis und Kreuzfahrtschiffe (Emeis et al. 2015; Frisk 2012). Untersuchungen haben gezeigt, dass hörempfindliche Tiere wie Schweinswale und Robben regelmäßig Schifflärm ausgesetzt sind und dies zu Verhaltensstörungen führen kann (Mikkelsen et al. 2019; Nachtsheim et al. 2023; Wisniewska et al. 2018). Der zunehmende Bau von Offshore-Konstruktionen wie beispielsweise Offshore-Windparks (Schaffeld et al. 2020; Teilmann & Carstensen 2012; Tougaard et al. 2009), Brücken, Tunnel und Plattformen führt zu einem erheblichen lang anhaltenden Lärmeintrag. Hinzu kommt die enorme Anzahl an Munitionsaltlasten in den deutschen Gewässern (Böttcher et al. 2011; Greinert 2019). Diese müssen häufig bei Aktivitäten wie der Konstruktion von Offshore-Windkraftanlagen, Verlegung von Kabeln oder Pipelines oder der Verlegung von Schifffahrtsstraßen gesprengt werden, da sie nicht geborgen werden können (Kap. 6.4.5.4). Ein Beispiel ist die Sprengung von 42 britischen Seeminen in der Nähe des FFH-Schutzgebiets Fehmarnbelt, die zum Tod von zehn von 24 untersuchten Schweinswalen führte (Siebert et al. 2022).

#### 6.4.5 Klimawandel im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Die direkten Konsequenzen des Klimawandels auf Küstenmeere beschränken sich nicht auf die Veränderung der Temperatur und deren Extrema, sondern umfassen auch Veränderungen im Säuregehalt (Versauerung) und Sauerstoffgehalt (Hypoxie, Anoxie) des Wassers. Alle Habitate des Land-See-Übergangs sind darüber hinaus direkt vom Meeresspiegelanstieg betroffen. In ihrer Bedeutung für den jetzigen und zukünftigen Wandel der biologischen Vielfalt werden wir diese Aspekte nacheinander betrachten.

#### 6.4.5.1 Anstieg des Temperaturmittelwerts

Der **Temperaturanstieg in den Randmeeren Nordsee und Ostsee übertrifft den globalen Mittelwert der Ozeanerwärmung**. Von 1955 bis 2020 stieg die Wassertemperatur, gemittelt über Nord- und Ostsee, um 1,5°C (Wert ergibt sich aus Datenauswertungen der in Abb. 6.17 gezeigten Temperaturdaten). Der Anstieg der Wassertemperaturen variiert allerdings deutlich zwischen einzelnen Teilbereichen von Nord- und Ostsee. Von 1969 bis 2017 stieg die mittlere jährliche Oberflächentemperatur der Nordsee um 1,3°C (UBA 2019), doppelt so schnell wie die globale Erwärmung des Meeres von 0,75°C. Verschiedene Modelle konvergieren auf eine erwartete Erwärmung in diesem Jahrhundert von ca. 2°C (Schrum et al. 2016). Für die Ostsee ist die historische Erwärmung mit 1,65°C von 1990 bis 2018 sogar noch höher und eine weitere Erhöhung bis 2100 zu erwarten (Ahola et al. 2021). In flachen Küstenbereichen verläuft die Erwärmung abermals schneller, so wurden im niedersächsischen Wattenmeer mittlere Temperaturzuwächse von 2,1°C über die letzten beiden Dekaden gemessen (Hillebrand et al. 2022).

Räumlich sind **veränderte Verbreitungsgebiete** eine klare Folge des Klimawandels (Poloczanska et al. 2013) und zeigen sogar höhere Raten der Verschiebung von Verbreitungsgebieten als bei terrestrischen und Süßwasserorganismen (Chen et al. 2011; Parmesan & Yohe 2003). Dies führt auch zu einem **höheren Austausch von Arten (Turnover)** über die Zeit im Vergleich zu Artengemeinschaften an Land (Blowes et al. 2019) und verschiebt lokale Artentrends zumindest zeitweise zu Artzunahmen (Hillebrand et al. 2018b). Auch für die deutsche Nord- und Ostsee wurde ein (oft zeitverzögertes) Verschieben des Vorkommens von Arten mit veränderter Temperatur berichtet (Hiddink, Burrows & García Molinos 2015; Hiddink & ter Hofstede 2008).

Außer Veränderungen der Verbreitungsgebiete sind auch **Änderungen in der Phänologie und Wechselwirkungen zwischen Arten** (zeitliches Mismatch) Folge des Klimawandels. Diese ökologischen Einflüsse können damit gravierender sein als die isolierten direkten Änderungen von Umweltvariablen (Kahru, Elmgren & Savchuk 2016). Während z. B. das Phytoplankton zu Jahresbeginn vor allem lichtlimitiert ist und wenig auf Temperatur reagiert, ist der Lebenszyklus der Konsumenten oft direkt temperaturkontrolliert. So findet die Rekrutierung der Muschel *Macoma baltica* im Wattenmeer in warmen Jahren früher statt, während die Frühjahrsblüte des Phytoplanktons sich kaum verschiebt. Folglich kommt es in warmen Jahren zu einem frühen Larvenauftritt bei geringem Nahrungsangebot, wo-

durch der Rekrutierungserfolg dieser wichtigen Schlüsselart sinkt (Philippart et al. 2003). Ähnliches gilt für den frühjahrslaichenden Hering der westlichen Ostsee (Polte et al. 2021).

Neben Veränderungen in der Zusammensetzung von Artengemeinschaften und Verbreitungsgebieten lassen sich auch **Veränderungen innerhalb von Arten zeigen**. Die deutlichste Reaktion ist eine **Verkleinerung der Organismen**, wie sie z. B. für Fische (Baudron et al. 2014; Ikpewe et al. 2021) und Phytoplankton (Hillebrand et al. 2022) in Verbindung mit Erwärmung gebracht wurde. Passend zu dieser Verkleinerungstendenz ist auch, dass die Bedeutung heterotroph-mikrobieller Prozesse mit zunehmender Erwärmung steigen wird (Sarmiento et al. 2010).

#### 6.4.5.2 Hitzewellen

Marine Hitzewellen sind als zeitlich begrenzte Vorkommen ungewöhnlich hoher Meeresoberflächentemperaturen definiert (Hobday et al. 2016). Hauptsächlich angetrieben durch die globale Erwärmung, haben die Anzahl und Ausdehnung dieser Extremereignisse global in den letzten Jahrzehnten zugenommen (Holbrook et al. 2019; Oliver et al. 2018). Die marinen Hitzewellen in der Nord- und Ostsee wurden zeitlich meist mit Hochdruckwetterlagen und gleichzeitigen terrestrischen Hitzewellen in Verbindung gebracht (Borgman et al. 2022). So wurden in der Nordsee in den Jahren 2003, 2006, 2014 und 2016 die bisher höchsten Jahresmitteltemperaturen gemessen, die meist auf eine extreme Erwärmung in den Sommermonaten zurückzuführen war (Oberflächentemperaturanalysen, BSH). In der Ostsee wurden zuletzt in den Jahren 2014 und 2018 Rekordwerte verzeichnet (Oberflächentemperaturanalysen, BSH).

Während für das Berichtsgebiet keine expliziten Synthesen vorliegen, kann aus Erfahrungen anderer Gebiete wie dem Mittelmeer (Garrabou et al. 2022) und der Tatsache, dass marine Organismen näher an ihrem Temperaturmaximum leben als terrestrische (Pinsky et al. 2019), ein **erhebliches Risiko für Mortalitätsereignisse** abgeleitet werden. Für einige habitatbildende Arten wie Seegras wurde dies bereits in den Küstengewässern Deutschlands gezeigt (Reusch et al. 2005). Ohne eine rasche evolutionäre Anpassung an die zunehmenden Temperaturen und Hitzeperioden kann es sein, dass die Seegrasbestände mit dem fortschreitenden Klimawandel nicht Schritt halten können (Ehlers, Worm & Reusch 2008). Aufgrund der unterschiedlichen Toleranzen gegenüber Temperaturveränderungen und -extremen einzelner Arten wird sich auch ohne Letalereignisse die **strukturelle und funktionelle Zusammensetzung von**

**Artengemeinschaften** mit hoher Wahrscheinlichkeit ändern (Pansch et al. 2018; Viitasalo & Bonsdorff 2022).

#### 6.4.5.3 Meeresspiegelanstieg

Der Anstieg des mittleren Meeresspiegels kann in den Pegel­daten der deutschen Nord- (Wahl et al. 2013) und Ostsee (Gräwe et al. 2019) nachgewiesen werden. Pegel­beobachtungen in der Nordsee deuten darauf hin, dass der absolute Meeresspiegel im Zeitraum von 1900 bis 2009 um etwa 1,5 mm pro Jahr gestiegen ist (Wahl et al. 2013). Der Meeresspiegel wird auch in Zukunft weiter ansteigen (IPCC 2022), eine Beschleunigung des Anstiegs wurde an der Nordsee bereits festgestellt (Stefelbauer et al. 2022) und ist für die Ostsee vorhergesagt (Hofstede, Matelski & Stock 2019).

Dabei ist es wesentlich, auch längere Zeiträume in den Blick zu nehmen, also bis 2300. Für diese Zeiträume gibt es Vorhersagen mit einem wesentlich höheren Grad an Unsicherheit, die je nach Emissionsszenario eine Spannweite von zwei bis 16 m aufweisen (Fox-Kemper 2021). Während bei einem Anstieg um zwei Meter noch eine »*Hold the line*«-Anpassungsstrategie an der Festlandsküste der Nordsee möglich wäre, indem bestehende Deiche erhöht und verstärkt werden, ist es fraglich, ob diese Strategie auch bei wesentlich höheren Meeresspiegelanstiegswerten in den kommenden Jahrhunderten geeignet ist. Die Alternative wäre ein »*managed realignment*«, also ein Zurücknehmen der Küstenlinie auf höher gelegene Gebiete, was aber an der Nordseeküste und in den Ästuaren von Elbe, Weser, Ems und Eider die Aufgabe von großen Teilen der Marschlandschaft bis zur Geestkante zur Folge hätte. Vorher müsste nicht nur der Bau neuer Seedeiche, sondern vor allem die Umsiedlung und der Rückbau von Siedlungen, Verkehrswegen, technischer Infrastruktur, den großen Mülldeponien u. a. bei Varel und Esens sowie nährstoffbelasteten Ackerböden und schadstoffbelasteten urbanen Böden geschehen, um nicht eine dystopische Wattlandschaft mit zerfallenden Zivilisationsresten vor der zurückgesetzten neuen Küstenlinie zu erzeugen.

Die zukünftige Bedrohung der biologischen Vielfalt der Nordseeküste bei einer »*Hold the line*«-Perspektive liegt vor allem in der Begrenzung durch 8–9 m hohe und bis zu 100 m breite Seedeiche, aufgrund derer die Festlandsalzwiesen und Wattflächen nicht mehr landeinwärts migrieren können (»*coastal squeeze*«). **Das zukünftige Überleben des gesamten Wattenmeerökosystems in seiner derzeitigen Form hängt davon ab, ob der Meeresspiegelanstieg durch Sedimenteintrag und -aufwuchs kompensiert werden kann**, was bisher unklar ist (Lodder et al. 2019; Oost et al. 2017). Eine Überflu-

tung des Wattenmeers würde auch andere Organismengruppen und Habitattypen massiv beeinträchtigen. Die Reduktion des für das Benthos zur Verfügung stehenden Areals würde mit entsprechenden Biomasseverlusten und reduzierten ÖSL einhergehen, nahrungssuchende Zugvögel würden Bestandsabnahmen erleiden, da die Nahrung vor Ort oder für die Migrationsrouten nicht ausreicht. Bei anderen hohen trophischen Ebenen wie Fischen und Meeressäugern käme es ebenfalls zu geringerem Reproduktionserfolg und Populationsabnahmen.

Selbst eine »temporäre« Überflutung von einigen Jahren würde den Artenbestand des Wattenmeers und der Salzwiesen erheblich gefährden, da diese spezialisierten Organismen keine Ausweichmöglichkeit haben. Eine Studie im Wattenmeer Schleswig-Holsteins legt nahe, dass einigen Pionierarten wie dem Schlickgras (*Spartina anglica*) eine entscheidende Rolle zukommen kann, da *Spartina*-besetzte Habitate einen höheren Sedimentaufwuchs und gar einen zeitlichen Diversitätsgewinn aufwiesen (Granse, Suchrow & Jensen 2021).

Des Weiteren wird durch den Meeresspiegelanstieg der Bedarf an Sand für den Schutz von sandigen Küstenabschnitten durch Sandaufspülung ansteigen. Sandaufspülung stellt einen wichtigen Baustein des Küstenschutzes und -anpassung in Deutschland dar, vor allem zum Schutz der durch Erosion und Überflutung bedrohten Barriereinseln der Nord- (Friesische Inseln) und Ostsee (insbesondere Fischland-Darß-Zingst und Hiddensee), welche auch das Festland dahinter vor Hochwasserereignissen schützen (MELUND 2022). Die Sandaufspülung kann eine Reihe von negativen ökologischen Auswirkungen haben, wie z. B. die Zerstörung von Habitaten an der Entnahmestelle (siehe auch Kap. 6.4.3.3), die Beeinträchtigung von filtrierenden Organismen und der Photosynthese durch Trübung des Wassers und das Bedecken und Ersticken von benthischen Organismen an der Auftragsstelle (Staudt et al. 2021).

Die Niederungsgebiete der Ostsee werden nur von niedrigen Deichen geschützt. In Mecklenburg-Vorpommern werden diese Deiche nur noch um Siedlungsgebiete von staatlichen Stellen unterhalten, an anderen Stellen sind die Landnutzenden selbst aufgefordert, dies zu tun. Hier sind die Bedingungen für eine landeinwärts gerichtete Migration der Küstenvegetation wesentlich besser, sie kann sich allerdings entlang der Flusstäler von Warnow, Recknitz und Peene weit ins Hinterland erstrecken. Zugleich wird bei Meeresspiegelanstieg die aus Moränenmaterial bestehende und damit relativ weiche Steilküste stärker erodieren und zurückweichen, sodass Sediment für den Aufwuchs von Stränden, Haken und Nehrungen zur Verfügung steht.

#### 6.4.5.4 Versauerung

Die klimawandelbedingte Versauerung (sinkende pH-Werte) der Ozeane hat weltweit erhebliche Konsequenzen für marine Ökosysteme. Diese globalen Aspekte stellen sich aber für die regionalen Gegebenheiten der südlichen Nordsee und der Ostsee durchaus differenziert dar, da zum einen eine enge Kopplung zur Primärproduktion und damit zur Eutrophierung auftritt und zum anderen eine hohe natürliche Variabilität des pH-Werts zu beobachten ist (Huthnance et al. 2016). Trotz dieser natürlichen Variabilität in küstennahen Meeren überlagert die Versauerung durch die Aufnahme von anthropogenem CO<sub>2</sub> Prozesse der natürlichen und eutrophierungsinduzierten pH-Schwankungen erheblich und verstärkt diese (Blackford & Gilbert 2007; Cai et al. 2011). Die Modellierung von Szenarien legt nahe, dass die Versauerung in der Ostsee einen bis zu dreifachen Anstieg des Säuregehalts (Verringerung des pH-Werts um 0,2–0,4 Einheiten) bis zum Jahr 2100 erreichen könnte (Havenhand 2012). Für die Nordsee ergibt sich als Mittelwert verschiedener Ensemblemodelle eine Reduktion des pH-Werts um 0,27 Einheiten (Schrum et al. 2016).

Vor allem kalkbildende Organismen wie einige Phytoplanktongruppen (Coccolithophoridae) und Wirbellose (Muscheln, Schnecken, Echinodermaten) sind hiervon betroffen, da die Kalkbildung ein pH-abhängiger Prozess ist (Wittmann & Pörtner 2013). Da viele dieser Organismen biogene Habitatbildner sind, z. B. in Riffen, ist eine negative Auswirkung auf die biologische Vielfalt anderer Gruppen wahrscheinlich, was große Veränderungen in der Artenzusammensetzung zur Folge hätte (Nagelkerken & Connell 2022; Sunday et al. 2017). Der Prozess der Aufnahme von anthropogenem CO<sub>2</sub> und die damit verbundene pH-Wert-Abnahme (Ozeanversauerung) ist im Vergleich zu Veränderungen des pCO<sub>2</sub> auf geologischen Zeitskalen schnell, kann aber langsam im Vergleich zu den Zeitskalen der physiologischen Akklimatisierung und der evolutionären Anpassung vieler mariner Mikroorganismen sein (Joint, Doney & Karl 2011). Daher ist es bedeutend, dass es unter Coccolithophoriden eine hohe Tendenz zu phänotypischer Toleranz und Unterschiede zwischen Genotypen gibt (Hattich et al. 2017). So wurden auch noch keine statistischen Zusammenhänge zwischen der Abundanz kalzifizierender Phytoplankter und dem reduzierten pH-Wert der Nordsee gefunden (Beare et al. 2013a). Allerdings zeigen experimentelle Studien durchaus das Potenzial für Verschiebungen in der Artenzusammensetzung und trophischen Struktur des Phytoplanktons (Horn et al. 2020).

#### 6.4.5.5 Sauerstoffmangel

Sauerstoff ist von essenzieller Bedeutung für marine Lebewesen und biogeochemische Umsetzungs- und Abbauprozesse im Meer. Seit Mitte des 20. Jahrhunderts nehmen jedoch weltweit küstennahe Bereiche mit sehr wenig oder gar keinem Sauerstoff zu (Breitburg et al. 2018; Diaz & Rosenberg 2008; Rabalais et al. 2010). Als Hauptursachen für Sauerstoffmangel (< 2 mg pro l) generell und in deutschen Gewässern werden die Eutrophierung (Kap. 6.4.4) und in zunehmendem Maße der Klimawandel (Kap. 6.4.5) aufgeführt (Altieri & Gedan 2015; Carstensen et al. 2014b; Rabalais et al. 2010; Vahtera et al. 2007).

**Die Ostsee ist anfällig für die Bildung von Sauerstoffmangel- und sauerstofffreien Zonen.** Begünstigt wird dies außerdem durch die **ständig stabile Schichtung**, die nur durch gelegentliche Zuströme von salzhaltigerem Wasser aus der Nordsee aufgebrochen wird. Ohne den Austausch innerhalb der Wasserschichten kann kein sauerstoffhaltiges Oberflächenwasser in tiefere Sauerstoffmangelzonen gelangen. **Die zusätzliche durch den Klimawandel bedingte Erwärmung der Wassertemperaturen trägt weiter zu einer Stabilisierung der Wasserschichten und somit zur Ausdehnung von Sauerstoffmangelgebieten bei.** Im Jahr 2018 wurde die bisher größte Ausdehnung sauerstofffreier Zonen seit 1960 innerhalb der Ostsee gemessen (Almroth-Rosell et al. 2021). Diese Flächen haben sich zwischen 1950 und 2000 von 10.000 km<sup>2</sup> auf über 60.000 km<sup>2</sup> ausgeweitet (Carstensen et al. 2014b; Carstensen et al. 2014a). Die relativ flache und geschichtete Übergangszone zwischen Nord- und Ostsee weist ebenso vermehrt Vorkommen sauerstoffarmer Bereiche auf (Bendtsen & Hansen 2013; HELCOM 2003). Auch hier trägt die globale Erwärmung zu erhöhten Respirationsraten (Sauerstoffverbrauch) und geringeren Mengen an gelöstem Sauerstoff in den wärmeren Wassermassen bei (Bendtsen & Hansen 2013). In der Nordsee inklusive Küstenregionen der Deutschen Bucht bilden sich im Sommer immer wieder räumlich und zeitlich begrenzt Sauerstoffmangelzonen, deren Häufigkeit und Ausdehnung als Folge der Klimaerwärmung zunehmen werden (Topcu & Brockmann 2015).

Die Auswirkungen auf marine Organismen sind vielfältig. Dorscheier benötigen für ihre Entwicklung tief liegende Habitate mit einem hohen Sauerstoffanteil. Diese werden aufgrund der sich ausdehnenden sauerstoffarmen Bereiche weniger und so das Überleben der nächsten Jahrgänge erschwert, was zusammen mit den steigenden Oberflächenwassertemperaturen (Mackenzie et al. 2007) als Ursache für die ausbleibende Erho-

lung der Dorschbestände der westlichen Ostsee gesehen wird. In Sauerstoffmangelperioden in der Nord-Ostsee-Übergangszonen im Jahr 2002 und 2003 wurden vier Wochen hypoxischer Bedingungen als Schwellenwert für ein massenhaftes Absterben der benthischen Artengemeinschaften ermittelt (Hansen, Josefson & Petersen 2004). **Schon einige Tage geringer Sauerstoffgehalte können sich auf das Verhalten und die Physiologie von benthischen Lebewesen auswirken** (Carstensen et al. 2014b; Diaz & Rosenberg 2008; Josefson, Norkko & Norkko 2012; Rabalais et al. 2010; Villnäs et al. 2012). Sauerstoffmangel ist deshalb in Teilen der Ostsee der maßgebliche Umweltfaktor, der die Verteilung von benthischen Organismen bestimmt und zu teilweise großen Bereichen ohne jegliche Bodenfauna geführt hat (Conley et al. 2009; Karlson, Rosenberg & Bonsdorff 2002; Villnäs & Norkko 2011). Auch in den deutschen Teilen der Ostsee gibt es immer wieder lokal und zeitlich begrenzte Perioden von Sauerstoffmangel in Küstenbereichen (Conley et al. 2011), die teilweise auch zu Fischsterben geführt haben (Carstensen & Conley 2019).

#### 6.4.6 Invasive Arten im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Eingeschleppte Arten teilen sich auf in sehr auffällige und schnell zu entdeckende Organismen und solche, die sich zuerst der direkten Beobachtung entziehen. Früh erkannt werden meist Arten, die neben ihrem auffälligen Erscheinungsbild auch wirtschaftlichen Schaden anrichten. Ein Beispiel ist die Holzbohrmuschel (*Teredo navalis*), die in Nord- und Ostsee an künstlichen Küstenstrukturen erheblichen Schaden anrichtet, weshalb auf Tropenhölzer und Beton als Baustoff umgestellt wurde. Weit weniger früh erkannt werden Weichbodenorganismen, die endobenthisch und versteckt im Sediment der Nord- und Ostsee leben. Einige werden erst dann auffällig, wenn ihre Schalen nach dem Tod der Organismen in großen Mengen an den Strand gespült werden. Dazu gehört die Amerikanische Schwertmuschel (*Ensis leei*), die sich Ende der 1970er-Jahre an der Nordseeküste etabliert hat (Armonies & Reise 1998). Sie ist heute eine der häufigsten Muschelarten im Gebiet und stellt eine wichtige Nahrungsquelle für tauchende und muschelfressende Vögel dar (z. B. Trauerenten [*Melanitta nigra*]). In der Ostsee hat sich der aus Nordamerika stammende Polychaet *Marenzelleria viridis* seit Mitte der 1980er-Jahre stark ausgebreitet und kurze Zeit danach in einigen Gebieten Dichten von bis zu 30.000 Individuen pro m<sup>2</sup> erreicht (Zettler et al. 2002). Der Wurm zeigt ein häufiges Entwicklungsmuster von Populationen eingeschleppter Arten. Dieses beginnt mit einer

langsamem Etablierungsphase, nach der ein exponentieller Dichteanstieg erfolgt. Anschließend greifen bestandsregulierende Faktoren im Ökosystem. Dazu gehört, dass Krankheiten auftreten oder auch heimische Räuber die neue Art als Beute annehmen, sodass sich die Bestandsdichten auf einem niedrigeren Niveau einpendeln. Trotz der zeitweise hohen Dichten hat dieser Wurm keine Effekte verursacht, welche die Bestände des heimischen Makrozoobenthos beeinflusst hätten. **Insgesamt sind bisher durch die Einschleppung von im Sediment lebenden Organismen in Nord- und Ostsee keine gravierenden Auswirkungen für heimische Organismen beobachtet worden.**

Viele der eingeschleppten Arten sind festsitzende Organismen, da besonders sie Schiffsrümpfe und Aquakulturorganismen als Siedlungssubstrat nutzen, wie die in der Ostsee häufig vorkommende Seepockenart *Amphibalanus improvisus*. Für sessile Arten sind die sedimentgeprägten deutschen Meeresgebiete der Nord- und Ostsee nicht der bevorzugte Lebensraum, da ihnen Hartböden zur Ansiedlung fehlen. Manche schaffen es dennoch, sich zu etablieren. Ein prägnantes Beispiel ist die Pazifische Auster (*Magallana gigas*), die für Aquakulturzwecke Mitte der 1980er-Jahre in das nördliche Wattenmeer eingeführt wurde und das südliche Wattenmeer, aus den Niederlanden kommend, erfolgreich besiedelt hat (Wehrmann et al. 2000). Mit Beginn des neuen Jahrtausends hat sie sich hier massenhaft ausgebreitet, und ihre Bestände steigen auch in der westlichen Ostsee. An der Nordseeküste haben sich die Larven der Austern auf Schalen der heimischen Miesmuschel (*Mytilus edulis*) angesiedelt und so gemischte Riffe aus Miesmuscheln und eingeschleppten Austern gebildet. Die anfängliche Befürchtung, dass die Miesmuschel von den Austern verdrängt wird, hat sich nicht bewahrheitet. Die Miesmuscheln wandern aktiv an den Boden der gemischten Riffe und bleiben aufgrund der Nahrungskonkurrenz im Mittel etwas kleiner, sind aber dort besser vor räuberischen Krebsen und Vögeln sowie schädlichem Seepockenbewuchs geschützt (Buschbaum, Cornelius & Goedknecht 2016; Eschweiler & Christensen 2011). Somit hat die Ausbreitung einer eingeschleppten Art zu einer neuen Struktur im heimischen Lebensraum geführt, wodurch sich neue Arteninteraktionen ausgebildet haben.

Eine der neueren auffälligen Ausbreitungen ist das massive Vorkommen zweier neuer Krebsarten. Die Pazifischen Felsenkrabben *Hemigrapsus sanguineus* und *Hemigrapsus takanoi* werden seit 2004 in der südöstlichen Nordsee beobachtet und erreichen Dichten von bis zu 250 Individuen pro m<sup>2</sup> in Austernriffen, die für sie ein

bevorzugtes Habitat darstellen. Hier treten sie in Wechselwirkungen mit heimischen Strandkrabben (*Carcinus maenas*), deren Nahrungsspektrum sich überschneidet (Cornelius, Wagner & Buschbaum 2021). Die langfristigen Effekte sind noch völlig unklar, wobei aber eine Verdrängung von *C. maenas* nicht erwartet wird.

**Bisher wenig beachtet wurden die Effekte von eingeschleppten Parasiten bzw. die Wechselwirkung von heimischen Parasiten mit eingeschleppten Arten.** So können Parasiten frei lebend in ein Ökosystem eingebracht werden, wo sie dann heimische Arten befallen. Darüber hinaus dienen eingeschleppte Arten auch als Wirte für Krankheiten und Parasiten in ihrem Ursprungsgebiet, und diese bringen sie in das neue Ökosystem mit (Goedknecht et al. 2016; Goedknecht et al. 2017). So wurde mit Pazifischen Austern der parasitische Copepode *Mytilicola orientalis* in die Nordsee eingeschleppt. Hier befällt er auch heimische Miesmuscheln, Herzmuscheln *Cerastoderma edule* und Baltische Plattmuscheln (*Macoma balthica*). Eingeschleppte Arten können auch heimischen Parasiten als Wirt dienen, wodurch die Gesamtmenge an Parasiten im Ökosystem erhöht wird. Neben einer Erhöhung der Parasitenlast in einem Ökosystem durch eingeschleppte Arten sind aber auch parasitenreduzierende Auswirkungen bekannt. Dies ist dann der Fall, wenn ein heimischer Parasit einen eingeschleppten Wirt befällt, sich aber in ihm nicht weiter vermehren kann, sodass ein Ausdünnungseffekt erfolgt.

**Die Effekte von eingeschleppten Arten sind vielschichtig und komplex sowie in Raum und Zeit nicht vorhersehbar.** Wissenschaftliche Untersuchungen zu eingeschleppten Arten in Küstenökosystemen zielten bisher vorwiegend auf ökosystemschiädigende Auswirkungen ab, wobei eine solche Effekteinschätzung einer starken subjektiven Komponente unterliegt. Ziel muss es sein, Einschleppungen generell weitestgehend zu verhindern, da sie eine anthropogene Veränderung des Lebensraumes darstellen.

#### 6.4.7 Andere direkte Treiber und Treiberinteraktionen im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Im Gegensatz zu kontrollierbaren Laborbedingungen sind die Gegebenheiten in der Meeresumwelt häufig vom Vorkommen multipler Stressoren anthropogener und natürlicher Ursprungs geprägt (Halpern et al. 2008). Interaktionen zwischen den Stressoren (Hall & Anderson 1995; Schipper et al. 2009) sowie Interaktionen zwischen den Stressoren und Organismen (Hall & Anderson 1995) können zu kumulativen Effekten führen (Siedentop 2005), die allein durch Erkenntnisse zu

den Wirkungen der einzelnen Stressoren nicht erklärbar sind und im holistischen Zusammenspiel mit der Umwelt und den anderen Stressoren betrachtet werden müssen (siehe Definitionen in European Commission 1999; Judd, Backhaus & Goodsir 2015; Eilers 2021).

Verschiedene europäische Richtlinien schreiben einen ökosystembasierten Ansatz vor, welcher eine kumulative Bewertung umfasst (z. B. MSRL). In der Regel wird zur Einschätzung eines kumulativen Effektes der Erwartungswert der Wirkung der Einzelstressoren dem tatsächlichen Beobachtungswert der kombinierten Stressoren gegenübergestellt und als synergistisch (höher) oder antagonistisch (niedriger) klassifiziert (Folt et al. 1999).

**Kumulative Effekte sind jedoch schwer quantifizierbar und vorhersagbar, da es vielfach an belastbaren Daten für viele Arten(-gruppen) mangelt und viele Mechanismen noch unbekannt sind.** Es gibt zwar einige quantitative Ansätze zur Ermittlung kumulativer Effekte, die mit Umweltdaten oder mit Modellorganismen getestet wurden (z. B. Eilers 2021; Parravicini et al. 2012; Piet et al. 2017), jedoch gibt es kein etabliertes Standardverfahren, das allgemeine Vergleiche verschiedener Untersuchungsergebnisse erlauben würde.

Innerhalb der HELCOM-Bewertung wird gebietsweise ermittelt, wo multiple Stressoren räumlich verdichtet auftreten und sich mit dem Vorkommen verschiedener Ökosystemkomponenten mit unterschiedlicher Sensitivität gegenüber den Stressoren überlagern (Methodik basierend auf Halpern et al. 2008, HELCOM 2018a). So werden Gebiete lokalisiert, die besonderer Beobachtung bedürfen. Zur weiteren Beurteilung und zum Vergleich dient außerdem der Baltic Sea Pressure Index (BSPI, HELCOM 2018a), der sich auf die Stärke der anthropogenen Belastungssituation unabhängig von der räumlichen Verbreitung der Ökosystemkomponenten konzentriert. Generell zeigt der BSPI eine räumliche Häufung von menschlichen Aktivitäten an vielen Küstengebieten, so auch an der deutschen Ostseeküste.

Für einige Gebiete der Nordsee (Andersen et al. 2013; Andersen et al. 2020) und für weitere europäische Meeresgebiete (Korpinen et al. 2021) wurde ebenfalls eine auf Halpern et al. (2008) basierende Methode angewendet. Hier muss allerdings berücksichtigt werden, dass die Umweltbedingungen in der Nordsee durch Ebbe und Flut sowie durch die Meeresströmungen dynamischer sind, was Auswirkungen auf die räumliche Verteilung der kumulativen Effekte hat. Innerhalb der OSPAR-Bewertung wird versucht, Ursache-Wirkungs-Wege zu identifizieren und so menschliche Aktivitäten, Belastungen und Ökosystemkomponenten miteinander zu verschneiden (OSPAR 2017).

## 6.5 Indirekte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt an Küsten und in Küstengewässern

### 6.5.1 Einleitung

Die Küsten und küstennahen marinen Lebensräume stellen in vielerlei Hinsicht eine Besonderheit in Bezug auf indirekte Treiber dar. Zum einen findet man hier noch mehr als in terrestrischen Lebensräumen eine **ausgeprägte Mehrebenenstruktur rechtlicher Vorgaben, politischer Zielsetzungen, zuständiger Institutionen und politisch-organisatorischer Steuerungsprozesse**. Diese weist zudem durch die Lage im Land-See-Übergangsbereich eine komplexe Struktur mit oftmals räumlich und fachlich getrennten Richtlinien und Zuständigkeiten auf. Als Konsequenz müssen Vorgaben zum

Biodiversitätsschutz auf unterschiedlichen politischen Ebenen getroffen und umgesetzt werden (Kap. 6.5.2.1). Zum anderen befinden sich sowohl die **Küstenbereiche als auch die Gewässer fast ausschließlich in öffentlicher Hand**, weshalb sich wirtschaftliche, politische und gesellschaftliche Entwicklungen dort über die maritime Raumordnungsplanung (Kap. 6.5.2.2) deutlicher auswirken können, als das bei Privatbesitz der Fall ist. Der dritte große Unterschied zu terrestrischen Lebensräumen liegt in der viel **geringeren Zugänglichkeit der marinen Lebensräume**. Häufig fehlt es an Wissen, inwieweit Veränderungen in Küstenbereichen und marinen Lebensräumen problematische Konsequenzen für die Umwelt und für die Allgemeinheit mit sich bringen (Kap. 6.5.4.4 Ocean Literacy). **Da es sich bei diesen Lebensräumen, egal ob Pelagial, Strand oder Küsten-**

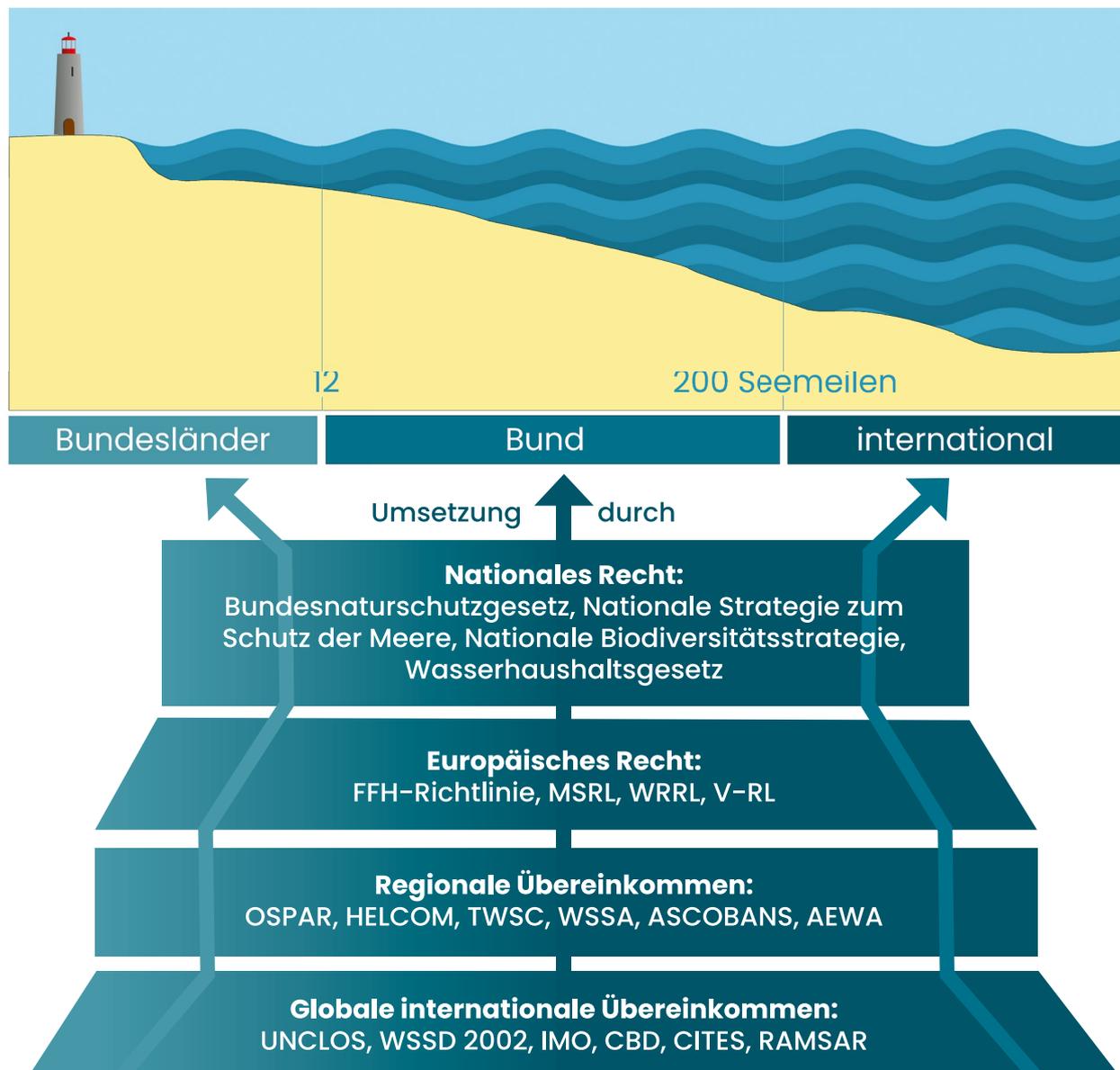


Abbildung 6.18: Mehrebenenstruktur und Zuständigkeiten der rechtlichen und politischen Rahmenbedingungen des Meeresnaturschutzes.

**dünen, aber überwiegend um Allgemeingut handelt, wäre ein informierter gesellschaftlicher Diskurs zu den Folgen menschlicher Eingriffe und anstehenden Entwicklungen** (Kap. 6.5.4.3 Küstenschutz, Biodiversität vs. Klimaschutz) **umso wichtiger**.

Bei der Planung von operationalen Zielen und Managementstrategien geht es oft darum, ein Gleichgewicht zwischen dem Schutz und der Nutzung natürlicher Ressourcen herzustellen. Wer entscheidet, welche natürlichen Ressourcen erhalten oder genutzt werden sollen? Hierbei bilden Landeigentümer:innen, Bundes- oder Kommunalbehörden, Wissenschaftler:innen, Wirtschaftsvertreter:innen und die Öffentlichkeit eine vielfältige Gruppe von Interessenvertreter:innen mit einer Vielzahl von Perspektiven, Motivationen, früheren Erfahrungen und Interessen in Bezug auf ein bestimmtes Projekt (Madden & McQuinn 2014). Daraus ergibt sich eine Vielzahl von Akteur:innen, die von den Vereinten Nationen (UN) mit ihren Organisationen und Behörden über zwischenstaatliche Organisationen bis auf die nationale Ebene reichen.

Zu den wesentlichen Beratungsbehörden auf nationaler Ebene gehören u. a. das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), BfN, UBA, die Thünen-Institute und die Umweltprobenbank. In der AWZ sind Bundesbehörden für die Umsetzung der Gesetze und Richtlinien verantwortlich (BMUV, BfN, BSH, BLE, Wasser und Schifffahrtsverwaltung des Bundes WSV). In den Küstengewässern innerhalb der 12-Seemeilen-Zone sind vor allem die Küstenländer mit den entsprechenden Einrichtungen für den Natur- und Gewässerschutz verantwortlich. Neben den verschiedenen Landesbehörden wird ein Großteil der Naturschutzregelungen vor allem durch die Nationalparkverwaltungen umgesetzt. Hinzu kommen wirtschaftliche Akteur:innen wie z. B. Unternehmen, Verbände, Vereine, die Interessen im Bereich der Öl- und Gasförderung, der Offshore-Windenergie-Produktion, der Rohstoffentnahme (Sand und Kies), des Tourismus und der Fischerei vertreten, sowie nicht wirtschaftliche Akteur:innen bzw. Träger:innen öffentlicher Belange, die für den Schutz der Meeresumwelt eintreten, wie beispielsweise BUND, WWF, NABU, DUH.

### 6.5.2 Politische und rechtliche Treiber im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Politische Entwicklungen, aber auch die formalen Governancestrukturen und Prozesse nehmen indirekt Einfluss auf die Entwicklung und Veränderung der biologischen Vielfalt. Im folgenden Kapitel wird insbesondere der für das Thema »Biologische Vielfalt« im Küsten-

raum relevante rechtlich-politische Rahmen berücksichtigt. Aber auch die unterschiedlichen Institutionen und Akteur:innen, die über Steuerungs- und Managementprozesse eingebunden sind, spielen hier eine wichtige Rolle. Sie liefern Expert:innenwissen und unterstützen Entscheidungsfindungen, treiben die Umsetzung politischer Ziele voran oder führen Maßnahmen durch und kontrollieren deren Umsetzung (Kap. 6.5.1).

#### 6.5.2.1 Meeresgovernance

Hinter der räumlich und fachlich fragmentierten Mehrebenenstruktur der Küsten- und Meeresgovernance (Abb. 6.18) stehen Strategien, Abkommen, Initiativen und Rechtsvorgaben, die als politische und rechtliche Treiber indirekt auf die biologische Vielfalt wirken, da sie z. B. in der maritimen Raumplanung berücksichtigt werden müssen. **Das internationale Recht liefert hier oftmals einen Rahmen, der jedoch erst Wirkung erlangen kann, indem er in nationales Recht überführt und durch konkrete Maßnahmen zum Schutz der biologischen Vielfalt, wie beispielsweise die Einrichtung von Schutzgebieten, umgesetzt wird.**

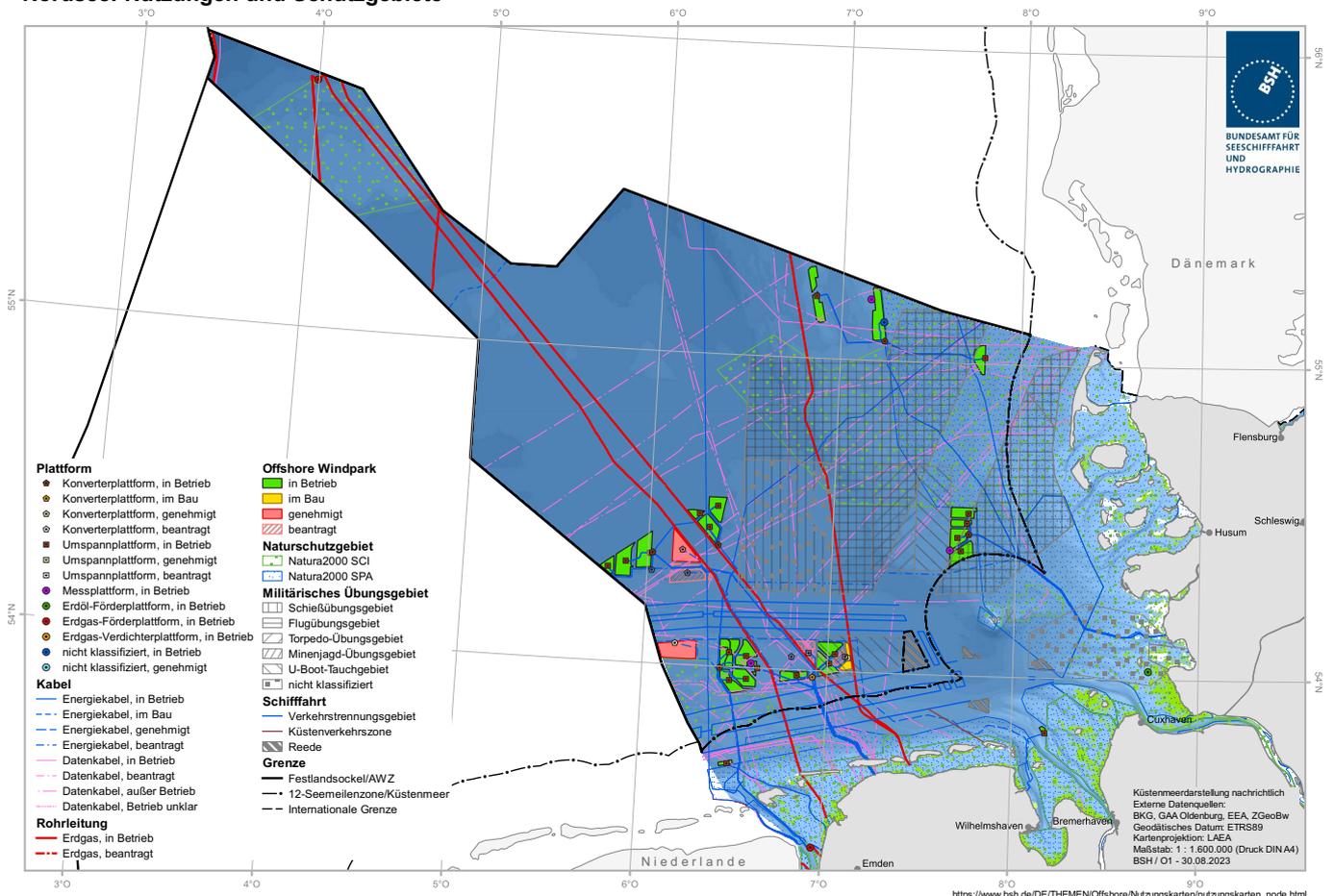
Als übergeordneter Rechtsrahmen ist hier auf das Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (United Nations Convention on the Law of the Sea, UNCLOS) zu verweisen, das als »Verfassung der Meere« (Mondre & Kuhn 2017) neben der Festlegung von räumlich-juristischen Zuständigkeiten allen Unterzeichnerstaaten den Schutz der Meeresumwelt explizit zur Aufgabe macht und eine »ganzheitliche Sicht auf Meeresschutz und -nutzung« einfordert. Auch die Biodiversitätskonvention (Convention on Biological Diversity, CBD) und das im Jahr 2022 verabschiedete Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework, die Bonner Konvention zum Schutz wandernder Arten (CMS) und die RAMSAR-Konvention wirken (indirekt) auf den Erhalt der biologischen Vielfalt im Küstenraum. So sind z. B. im Rahmen der RAMSAR-Konvention Wattflächen von Nord- und Ostsee sowie Boddengewässer der Ostsee als Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung unter Schutz gestellt. Aber auch nicht explizit auf Biodiversitätsschutz ausgerichtete multilaterale Abkommen wie die von der internationalen Schifffahrtsbehörde (IMO) verwalteten Konventionen (London-Konvention/-Protokoll), das MARPOL-Übereinkommen und das Ballastwasser-übereinkommen spielen für den Schutz der biologischen Vielfalt im Küstenraum eine wichtige Rolle, da sie wesentliche Aspekte für den Erhalt von biologischer Vielfalt aufgreifen und ebenfalls über regionale und nationale Richtlinien und Vorgaben, Strategien und Maßnahmen ergänzt und umgesetzt werden. Die Agenda 2030 für

nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nationen setzt darüber hinaus einen wichtigen Rahmen, indem sie mit dem Nachhaltigkeitsziel 14 nicht nur ein dezidiertes Ziel für Schutz und nachhaltige Nutzung von Meeren und Küsten beinhaltet, sondern von den UN-Mitgliedstaaten eine ganzheitliche Herangehensweise fordert.

Für den Schutz der biologischen Vielfalt im Meeres- und Küstenraum sind weiterhin die Vorgaben der EU relevant, beispielsweise die MSRL sowie die FFH-RL, die V-RL (siehe auch Kap. 6.2.1.1) und die Verordnung über invasive Arten – und natürlich die EU-Biodiversitätsstrategie für 2030. Weitere EU-Richtlinien wie die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und die Nitratrichtlinie richten sich zwar nicht explizit an die Meeresumwelt, sie sind aber dennoch bedeutsam für den Schutz der marinen biologischen Vielfalt, da sie das Erreichen einer guten Wasserqualität im Zulauf der Meere, d. h. an Fließgewässern und für das Grundwasser, vorsehen. Hier wird auch ersichtlich, wie eng Meere und Küsten mit dem dahinterliegenden Land »verbunden« sind – **Meeresnaturschutz kann nur gelingen, wenn diffuse Einträge z. B. aus der Landwirtschaft reguliert werden** (Kap. 6.4.5.2).

Auf nationaler Ebene werden diese EU-Richtlinien, aber auch übergeordnete internationale Abkommen über verschiedene Gesetze in nationales Recht umgesetzt, wie das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) und die Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV), das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) oder die Oberflächengewässerverordnung (OGewV). Für diese Rahmengesetze liegen in den Bundesländern jeweils Landesgesetze und Verordnungen vor, welche von den jeweiligen Landesbehörden durchgesetzt werden. Darüber hinaus enthalten die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS), die Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie und das Aktionsprogramm natürlicher Klimaschutz (ANK) dezidierte Ziele und Maßnahmenvorschläge, die für den Bereich der Küsten und Küstengewässer von Bedeutung sind und den nationalen politischen Handlungsrahmen ausformulieren. **Eine Nationale Strategie zum Schutz der Meere bzw. »Meeresoffensive« wurde von der Bundesregierung im Februar 2022 beim Ocean Summit in Frankreich angekündigt und soll durch den ebenfalls im Jahr 2022 neu eingesetzten Meeresbeauftragten der Bundesregierung koordiniert werden.**

**Nordsee: Nutzungen und Schutzgebiete**



**Abbildung 6.19:** Nutzungen und Schutzgebiete der deutschen Nordsee. Quelle: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg/Rostock.

Diese könnte zukünftig in Bezug auf politisch-rechtliche Treiber für die deutschen Küsten einen neuen Impetus bringen.

6.5.2.2 Raumnutzung und Eingriffsregelung

Der Empfehlung des EU-Parlaments (2002/413/EG) von 2002 folgend, verabschiedete die Bundesregierung im Jahr 2006 eine **nationale Strategie für ein Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM)**. Allgemein sieht die deutsche IKZM-Strategie die Zusammenführung der verschiedenen Nutzungsansprüche (Abb. 6.19, Abb. 6.20) unter der Gewährleistung der Schutzinteressen des Küstenraums in Form von Vermeidung von Schadstoffeinträgen, sparsamem Umgang mit der Ressource »Fläche«, Naturschutz und Hochwasserschutz vor. Die Leistungsfähigkeit und Belastbarkeit der Küstenumwelt sollen hierbei die Leitplanken für eine umweltschonende und gleichzeitig ökonomisch nachhaltige Entwicklung des Küstenraums bilden.

Im Jahr 2014 wurde schließlich vom EU-Parlament und Rat eine Richtlinie zur Schaffung eines Rahmens für die **maritime Raumplanung** (2014/89/EU, MRO-RL)

veröffentlicht, welche 2017 durch die Novelle zum Raumordnungsgesetz in deutsches Recht umgesetzt wurde. Sie fordert die **planerische Koordinierung von Nutzungen in den Meeresgebieten unter Anwendung eines ökosystemaren Ansatzes und unter Berücksichtigung der Land-Meer-Beziehungen in Anlehnung an das IKZM**. Die Regelung der Raumnutzung obliegt in der AWZ dem Bund, während die einzelnen Küstenbundesländer für die Raumordnungsplanung der Küstenbereiche innerhalb der 12-Seemeilen-Zone zuständig sind.

In Bezug auf Naturschutz und die biologische Vielfalt bedeutet dies vor allem, dass Schutzgebiete in der Raumordnungsplanung berücksichtigt werden müssen. Bei Änderungen und Ergänzungen in den Raumordnungsplänen, die die Schutzzwecke dieser Gebiete beeinträchtigen, müssen die Eingriffe mit dem BNatSchG und der EU-Kommission abgestimmt werden. Darüber hinaus gilt die **naturschutzrechtliche Eingriffsregelung** (Kapitel 3 des BNatSchG) auch außerhalb von Schutzgebieten. Sie zielt zuallererst auf die Unterlassung vermeidbarer Eingriffe in die Natur ab. Kommt es durch einen Eingriff zu einer erheblichen Beeinträchtigung in

Ostsee: Nutzungen und Schutzgebiete

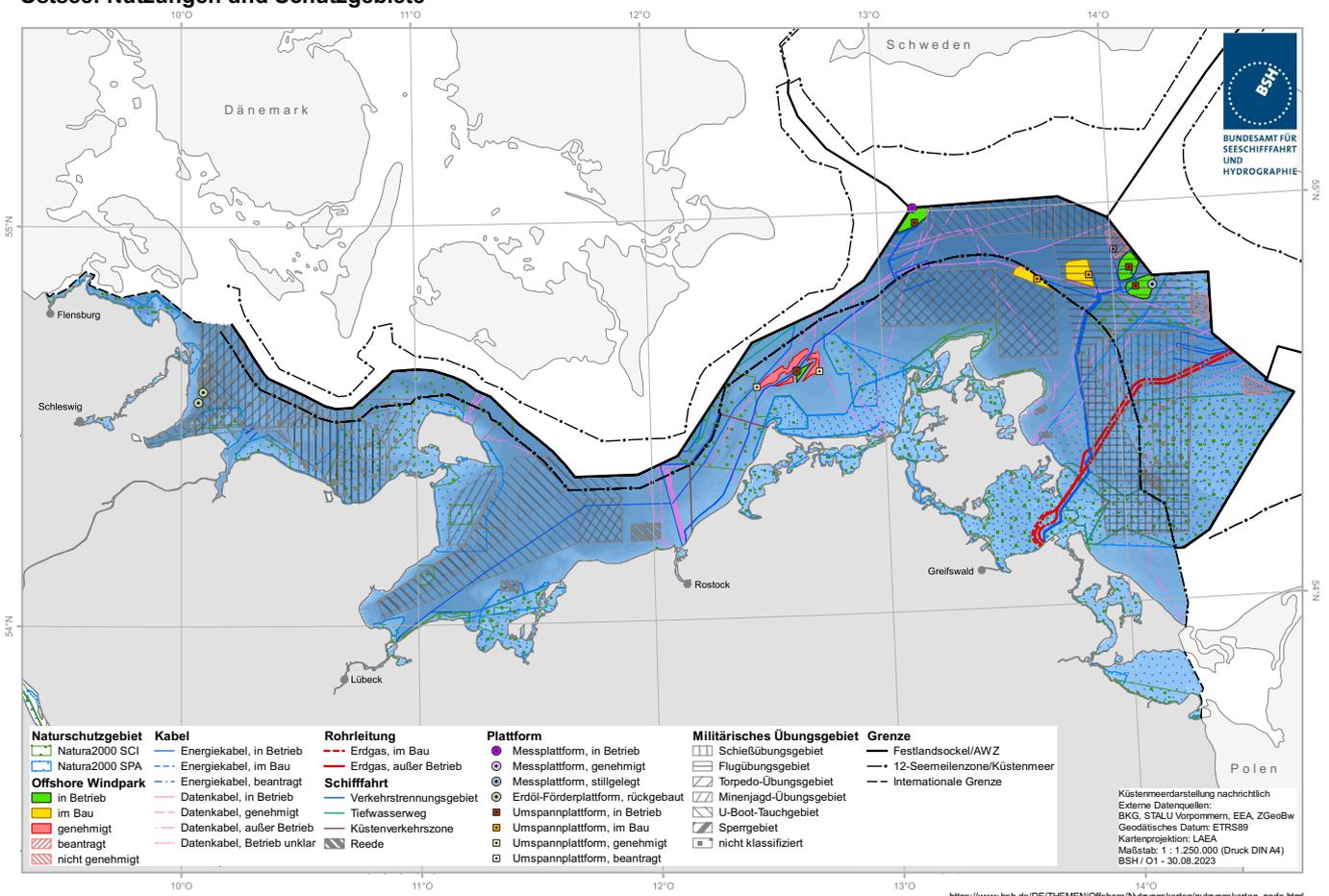


Abbildung 6.20: Nutzungen und Schutzgebiete der deutschen Ostsee. Quelle: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg/Rostock.

die Funktions- und Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts oder des Landschaftsbildes, so müssen entsprechend der Schwere des Eingriffs Kompensationsmaßnahmen (Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen) oder Ersatzzahlungen durch den Verursacher erbracht werden. In marinen Bereichen stellt sich hier vielfach das Problem, dass Eingriffe, die innerhalb der offenen Gewässer durchgeführt werden, aufgrund fehlender Flächen für Ersatzmaßnahmen im gleichen Lebensraumtyp nur an anderer Stelle kompensiert werden können oder Ersatzzahlungen geleistet werden.

### 6.5.2.3 Wirksamkeit von Meeresschutzrichtlinien und Biodiversitätsstrategien

Auf europäischer Ebene stellen die MSRL und die EU-Biodiversitätsstrategie wichtige Handlungsrahmen für den Schutz und Erhalt der biologischen Vielfalt dar – und dies durch die erläuterte Durchregulierung bis auf Landesebene auch für den Bereich der Küsten und Küstengewässer von Nord- und Ostsee. Als Richtlinie zur »Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt« adressiert die MSRL Themen, die über verschiedene andere Richtlinien und Instrumente reguliert werden (Trouwborst & Dotinga 2011). Indem die MSRL Arten, Habitate und ökologische Aspekte zusammenführt, bietet sie den Rahmen für einen umfassenden Schutz- und Managementansatz (Trouwborst & Dotinga 2011) – sofern dieser entsprechend umgesetzt wird. Auf Naturschutz bezogene Instrumente wie die FFH- und Vogelschutzrichtlinie der EU sind daher wichtige Komponenten für die Umsetzung der MSRL (Trouwborst & Dotinga 2011). Wie Knefelkamp et al. (2022) jedoch erörtern, wurden die **für 2020 festgesetzten Ziele zum Schutz der Meeresumwelt für die deutsche Nordsee nicht erreicht** und auch in den **Gebieten, die für den Schutz mariner Arten oder Lebensräume vorgesehen und entsprechend ausgewiesen wurden, vielfach verfehlt**. Die Autoren führen als **Hauptgründe »die größtenteils nicht eingeschränkten ökonomisch begründeten Nutzungen mit ihren direkten und indirekten Auswirkungen«** an und verweisen auf die Notwendigkeit, Belastungen durch Fischerei, Nähr- und Schadstoffeinträge und den Klimawandel zu verringern und strenge Schutzzonen einzurichten, um eine Zustandsverbesserung und ausreichenden Schutz der biologischen Vielfalt zu erreichen (Knefelkamp et al. 2022). Um die in der MSRL formulierten Ziele z. B. für den Bereich der Nordsee zu erreichen, genügt also nicht die (erfolgreiche) Umsetzung von Abkommen zum Arten- und Naturschutz. Es sind hier weitergehende Anstrengungen erforderlich, die sich

an Prinzipien wie dem Ökosystemansatz oder dem Vorsorgeprinzip orientieren. Aber auch Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen wie die Renaturierung von Salzwiesen können einen wichtigen Beitrag leisten und in einem gewissen Rahmen Eingriffe kompensieren, die beispielsweise im Zuge des Ausbaus von Offshore-Windkraftanlagen und dazugehöriger Infrastruktur wertvolle Habitate beeinträchtigen.

In Bezug auf Umweltmonitoring liegen mit den vielfältigen Richtlinien auf EU- und regionaler Ebene und deren Umsetzungen über nationale Strategien und Maßnahmenprogramme auf den ersten Blick umfassende Vorgaben vor. Wie Kahlert et al. (2020) jedoch aufzeigen, bestehen beispielsweise für den Ostseeraum trotz alledem deutliche Schwachstellen, sodass **Vorgaben, die durch die WRRL und MSRL der EU und den Baltic Sea Action Plan der HELCOM in Bezug auf Monitoring gemacht werden, nicht ausreichend umgesetzt werden**.

Die EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 wurde im Mai 2020 auf den Weg gebracht und hat zum Ziel, bis 2030 die biologische Vielfalt in Europa »auf den Weg der Erholung« zu führen (Europäische Union 2021). Als eine der zentralen Strategien des Green Deals der EU sieht die EU-Biodiversitätsstrategie unter anderem vor, dass bis 2030 mindestens 30 % der Land- und Meeresgebiete in Europa unter Schutz gestellt werden (Kap. 6.6.2.1).

In einem Sonderbericht mahnt der Europäische Rechnungshof an, dass die EU zwar einen umfassenden Rahmen für den Meeresschutz geschaffen, die avisierten Ziele jedoch nicht erreicht habe. Der Sonderbericht hebt hervor, dass die Meeresschutzgebiete der EU nicht den Schutz gewährten, den sie leisten sollten, und die gesetzlich geforderte Abstimmung von Fischerei- und Meeresschutzpolitik nur eingeschränkt stattfinde (Europäischer Rechnungshof 2020). Zum gleichen Ergebnis in Bezug auf die unzureichende Schutzfunktion der Meeresschutzgebiete in der EU inklusive Deutschland kommen auch wissenschaftliche Studien (BfN & BMU 2020; Dureuil et al. 2018; Krause et al. 2022a; von Nordheim et al. 2017; Roessger, Claudet & Horta e Costa 2022). Für die deutsche Nordsee wurden mittlerweile über die EU-Verordnung über die Gemeinsame Fischereipolitik (GFP) neue Maßnahmen festgelegt, um in den Natura-2000-Gebieten der deutschen AWZ (Sylder Außenriff, Borkum-Riffgrund, Doggerbank und Östliche Deutsche Bucht) durch Beschränkung oder Untersagung bestimmter Fischereitechniken der Berufsfischerei einen besseren Schutz der Meeresumwelt zu erreichen.

Um einen guten Umweltstatus zu erreichen, ist weiterhin in der EU-Biodiversitätsstrategie verankert, dass

im marinen Bereich zusätzlich zur Unterschutzstellung von Meeresgebieten auch die Wiederherstellung von kohlenstoffreichen Ökosystemen wie Seegraswiesen und von bedeutenden Fischlaich- und -aufzuchtgebieten vorgebracht werden muss. Rechtlich verbindliche Vorgaben zur Wiederherstellung von Ökosystemen wurden 2022 durch die EU-Kommission vorgelegt und 2023 im Europäischen Konzil und Parlament beraten – die Umsetzung des gefundenen Kompromisses steht noch aus (European Council, 20.6.2023; Euractiv, 6.7.2023; European Council, 22.11.2023). Cortina-Segarra et al. (2021) zeigen, dass **Umsetzungshindernisse in Bezug auf die Wiederherstellung von Ökosystemen vor allem im sozio-ökonomischen Bereich liegen und nicht im Umweltbereich**. So behinderten gemäß den befragten Expert:innen vor allem **mangelnde finanzielle Mittel, Interessenkonflikte und mangelnde politische Priorisierung** die angestrebte Wiederherstellung von Natur und Ökosystemen. Die seit 2007 bestehende deutsche Nationale Biodiversitätsstrategie (BMUB 2007) hat für den Geltungsbereich Deutschlands zwar konkrete Ziele für einen verbesserten Biodiversitätsschutz formuliert, ihre mangelnde Umsetzung und Zielerreichung werden jedoch allumfassend bemängelt (Zinngrebe et al. 2021).

#### 6.5.2.4 EU-Fischereipolitik und ihre Wirksamkeit

Die Fischbestände in den deutschen Küstenmeeren und der ausschließlichen Wirtschaftszone werden im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) der Europäischen Union bewirtschaftet. Insbesondere werden die Fangobergrenzen (Total Allowable Catches, TACs) gemäß dem Seerechtsübereinkommen (Artikel 61 UNCLOS) durch die GFP festgelegt. Dabei werden jährlich die erlaubten Gesamtfangmengen für die wirtschaftlich wichtigen Fischarten bestimmt. Für die meisten Fischbestände legt der Ministerrat (die Fischerei- oder Landwirtschaftsminister:innen der EU-Mitgliedstaaten) auf Basis der gesetzlichen Grundlagen des Europäischen Parlaments diese Fangmengen jährlich fest. Diese Entscheidungen sollen sich auf wissenschaftliche Empfehlungen des Internationalen Rats für Meeresforschung (ICES) und des wissenschaftlich-technisch-ökonomischen Komitees für Fischerei (STECF) durch die Europäische Kommission stützen. Die insgesamt erlaubten Mengen lagen in der Vergangenheit jedoch oft über der Menge, die die wissenschaftlichen Gremien empfohlen haben (Voss et al. 2015), manchmal in einem Ausmaß, dass die Fangquoten keine wirksame Beschränkung der fischereilichen Aktivität bedeuteten (Opitz et al. 2016; Quaas et al. 2012). Ein Grund dafür ist das Prinzip der »relativen Stabilität«, dem gemäß die Mitgliedstaaten

einen festgelegten Prozentsatz der erlaubten Gesamtfangmenge als Quote bekommen. So kommt es vor, dass diese Quote für manche Mitgliedstaaten die Fangmenge tatsächlich begrenzt, während sie für andere keine echte Beschränkung darstellt. Die in der Vergangenheit zu großzügig festgelegten Fangquoten sind ein Grund für den schlechten Zustand von Fischbeständen in Nord- und Ostsee (Froese et al. 2018). Insbesondere schreiben Möllmann et al. (2021) den Kollaps des Dorschbestands in der westlichen Ostsee – neben dem Klimawandel – den über lange Zeit zu hoch bemessenen Fangquoten zu.

Neben europäischen Regulierungen gibt es auch Regulierungen der Bundesländer. Diese gelten insbesondere für Arten, die nicht durch europäisch festgelegte Gesamtfangmengen reguliert sind. Hier gibt es für viele Arten Aufwandsbeschränkungen und Mindestanlandegrößen, welche die Fischerei darauf beschränken, nur eine begrenzte Anzahl von Langleinen, Kiemennetzen oder Reusen einzusetzen. Bundesländer können ebenfalls Arten, die nicht gefangen werden dürfen, Schonzeiten, erlaubte Fangmethoden innerhalb der 3-Seemeilen-Zone (deutsche Küstengewässer) und Fischschutzgebiete und Schutz der Laichgründe festlegen (Döring et al. 2020). Generell führen allerdings viele Maßnahmen zu höheren Kosten und bieten daher keine Anreize zur Einhaltung (Döring et al. 2020).

Auf nationaler Ebene ist Ende 2022 die Leitbildkommission Zukunft Ostseefischerei ins Leben gerufen worden, die Ende 2023 ihren Abschlussbericht mit konkreten Maßnahmenvorschlägen vorgelegt hat (BMEL, 2023). Im Frühjahr 2024 hat auch die im Koalitionsvertrag vorgesehene Zukunftskommission Fischerei ihre Arbeit aufgenommen.

#### 6.5.2.5 Vorgaben und Maßnahmen in Bezug auf Verschmutzung, Abfälle und anderweitige Einträge und deren Wirksamkeit

Zahlreiche Strategien, Richtlinien und Maßnahmen sind in den vergangenen Jahrzehnten auf den Weg gebracht worden, um Verschmutzungen und Einträge in Küstengebieten und auf See zu reduzieren und die Folgen abzumildern. Zu den übergeordneten Leitzielen, die in diesem Zusammenhang für den Meeres- und Küstenraum zu nennen sind, zählen u. a. die Nachhaltigkeitsziele 14 (»Leben unter Wasser«) der Agenda 2030 für eine nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nationen. Aber auch Ziele wie »Nachhaltiger Konsum und nachhaltige Produktion« (Nachhaltigkeitsziel 12) sind hier beispielsweise in Bezug auf Vermeidung von Abfalleinträgen relevant. Diese werden in der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie aufgegriffen und über Maßnahmen- und

Monitoringprogramme weiter in die politische Umsetzung geführt. Aber auch das erst jüngst unter der Biodiversitätskonvention verabschiedete »**Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework**« (GBF) stellt die **Notwendigkeit der Reduktion von Verschmutzung und den damit einhergehenden Folgen als globales Ziel für den Schutz der biologischen Vielfalt** heraus (CBD 2022). Dies und das aktuell unter den Vereinten Nationen verhandelte globale Abkommen zur Beendigung der Plastikvermüllung von Umwelt und Meeren verweisen auf die nach wie vor bestehenden Lücken und geringe Wirksamkeit bestehender Maßnahmen auf den Biodiversitätsschutz. Dies gilt auch für die deutschen Küsten und Küstengewässer. Die Nationale Biodiversitätsstrategie (NBS), die erstmals 2007 beschlossen wurde, ist die zentrale Naturschutzstrategie der Bundesregierung und das wesentliche Instrument zur Umsetzung internationaler Übereinkommen zum Schutz, Erhalt und der nachhaltigen Nutzung von Biodiversität. Seit 2021 befindet sie sich in der Fortentwicklung.

In den frühen 1980er-Jahren war Eutrophierung, hervorgerufen durch Nährstoffeinträge (Stickstoff, Phosphor), einer der wesentlichen auf die Ostsee wirkenden Treiber mit negativen Folgen für Wasserqualität und Biodiversität (HELCOM 1987; HELCOM 2009; HELCOM 2018a). Vor diesem Hintergrund wurden 1988 mit der Ministererklärung der **Helsinki-Konvention** (HELCOM Ministerial Declaration) Maßnahmen beschlossen mit dem Ziel, die Nährstoffeinträge in die Ostsee um 50 % zu reduzieren. Das 1992 erneuerte Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets (»Neue« Helsinki-Konvention 1992; BGBl. 1994 II S. 1397) ist im Vergleich zu seinem Vorläufer von 1974 umfassender und bezieht sich auf die gesamte Meeresumwelt (siehe auch Kap. 6.2.1.2). Das jüngste Gutachten für den Zeitraum 2011–2016 stufte trotz der beschlossenen Eintrags- und Reduktionsziele noch immer mindestens 97 % der Ostsee als »eutrophiert« ein (HELCOM 2018a). Daraufhin wurden im aktualisierten BSAP (HELCOM 2021) regional differenzierte Eintragsziele definiert. Diese legen maximal zulässige Einträge (Maximum Allowable Inputs, MAI) und länderspezifische Reduktionsziele (Country-Allocated Reduction Targets, CART) fest.

Auch für die Nordsee und das Wattenmeer wurden im Rahmen der Trilateralen Wattenmeer-Zusammenarbeit (seit 1978) und des für den Nordostatlantik geltenden **OSPAR-Übereinkommens** (seit 1992) umfangreiche Monitoring- und Maßnahmenprogramme auf den Weg gebracht, um damit letztlich nicht nur die Wasserqualität zu verbessern, sondern auch entsprechend posi-

tive Wirkungen auf die biologische Vielfalt zu erzielen (siehe auch Kap. 6.2.1.2, 6.4.5.1).

Die **Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie** (Die Bundesregierung 2021) greift das Thema Nährstoffeinträge an verschiedenen Punkten auf. So soll gemäß Unterziel 14.1 bis 2025 die Verschmutzung der Meere durch Plastikmüll und Nährstoffeinträge verhütet und erheblich verringert werden. Die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie verweist diesbezüglich auf die 2017 novellierte und 2020 erneut geänderte Düngeverordnung, welche die EU-Richtlinie 91/676/EWG (»Nitratrichtlinie«) im Jahr 1996 in deutsches Recht umsetzte.

Die im Jahr 2020 zuletzt novellierte Düngeverordnung und damit einhergehende Vorgaben sollten einen wesentlichen Beitrag zur Reduktion der Stickstoffüberschüsse leisten. Von 1992 bis 2016 konnte zwar ein Rückgang der Stickstoffüberschüsse verzeichnet werden, dies wurde aber vor allem auf rückläufige Tierbestände zurückgeführt. Eine Zielerreichung bis 2030 scheint angesichts einer Verlangsamung dieses Trends fraglich (Die Bundesregierung 2021). Hier zeigt sich, wie eng Agrarpolitik und agrarpolitische Maßnahmen mit dem Thema Meeresschutz verknüpft sind. Sowohl die Umsetzung der Richtlinien zum Meeres- und Gewässerschutz als auch die Umsetzung der Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nationen und der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie erfordern in Bezug auf Nährstoffeinträge in Küsten- und Meeresgewässer, aber auch hinsichtlich anderer Verschmutzungsthematiken ein Zusammendenken und abgestimmte Maßnahmen (Neumann, Unger & Visbeck 2018; Nilsson et al. 2018; Schmidt et al. 2017).

Neben Nährstoffeinträgen werden auch Aspekte der **Abfallentsorgung** in einem engen rechtlich-politischen Rahmen behandelt. Um die hohen und weiterhin steigenden Mengen an Abfällen zu verringern, strebt die EU bis zum Jahr 2050 das Erreichen einer Kreislaufwirtschaft an. Dafür wurde im Rahmen des Green Deal der EU und in Einklang mit dem EU-2050-Klimaneutralitätsziel im Jahr 2015 ein Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft formuliert, in dem die EU-Kommission den Rahmen für eine nachhaltige Produktpolitik und branchenspezifische Instrumente für das schnellere Erreichen einer Kreislaufwirtschaft und Verbesserungen in der Abfallpolitik vorschlägt. Eine erste **EU-Strategie für Kunststoffe in der Kreislaufwirtschaft** wurde im Januar 2018 angenommen, nach der bis zum Jahr 2030 alle Kunststoffverpackungen auf dem EU-Markt recyclingfähig sein müssen. Die EU verpflichtet ihre Mitgliedstaaten zu weiteren Maßnahmen und dazu, jährlich über den Verbrauch und die Verwertung von Verpackungen zu be-

richten. Um speziell den Verbleib von Abfällen im Meer zu verringern, wurde 2019 die Richtlinie (EU) 2019/883 des Europäischen Parlaments und des Rates über Hafenauffangeinrichtungen für die Entladung von Abfällen von Schiffen beschlossen. Die Menge an Müll und Plastik im Meer und deren Auswirkung auf Meeresorganismen gehen als Deskriptoren in die Bewertung des guten Umweltzustands in den MSRL-Zustandsbericht mit ein.

Maßnahmen in der Schifffahrt werden über die MSRL angestoßen und zielen beispielsweise darauf ab, den Ausstoß von Stickoxiden zu reduzieren, um luftseitige Nährstoffeinträge in Nord- und Ostsee zu verringern (Die Bundesregierung 2021). In diesem Zusammenhang wird auch auf die bestehenden Verpflichtungen im Rahmen des Göteborg-Protokolls unter der UNECE-Luftreinhaltekonvention und der EU-Richtlinie zu nationalen Emissionsminderungsverpflichtungen (neue NEC-RL 2016/2284) verwiesen, für deren Umsetzung im **nationalen Luftreinhalteprogramm** der Bundesrepublik Deutschland die notwendigen Maßnahmen dargelegt werden (Die Bundesregierung 2021).

Die WRRL fordert die Bewertung des ökologischen Zustands aller Oberflächengewässer anhand von auf EU-Ebene festgelegten Umweltqualitätsnormen für insgesamt 50 schädliche Stoffe und Stoffgruppen (u. a. Metalle, Pflanzenschutzmittel, POPs). Die Stoffe und ihre Normen werden in der Oberflächengewässerverordnung aufgelistet. Auch in der MSRL sind Vorgaben zu Nährstoffen und einigen Chemikalien verankert, was eine weitere Reduzierung der erlaubten Einträge dieser Stoffe über Fließgewässer bedeutet.

#### 6.5.2.6 Küstenschutz

Die Küstenschutzbehörden haben für eine Verbesserung der Küstenschutzinfrastruktur im Hinblick auf den zukünftigen Meeresspiegelanstieg ein Vorsorgemaß eingeführt, das die Erhöhung der bestehenden Deichanlagen angibt. Für neu zu errichtende oder zu verstärkende Küstenschutzanlagen mit einer Nutzungsdauer von 100 Jahren wurde zunächst ein Vorsorgemaß von 20 cm festgelegt, welches schrittweise auf 50 cm und zuletzt, als Reaktion auf den IPCC-Sonderbericht (Oppenheimer et al. 2019), auf 1,0 m aktualisiert wurde (LAWA 2020). Darüber hinaus haben die Bundesländer Schleswig-Holstein und Niedersachsen in ihren jüngst aktualisierten **Küstenschutzmasterplänen** beschlossen, an der Nordseeküste sogenannte Klimadeiche mit einer breiteren Scheitelhöhe und einem tieferen Fundament zu bauen, um im Falle eines schnellen Anstieges des Meeresspiegels eine zukünftige Erhöhung um einen weiteren Meter zu ermöglichen (MELUND 2022; NLWKN 2021).

#### 6.5.2.7 Nicht einheimische Arten

Auf europäischer Ebene ist man sich der Bedeutung von eingeschleppten marinen Arten bewusst und hat diese deshalb in der europäischen Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (EU-MSRL) bedacht. Hier sind eingeschleppte Arten einer von elf Faktoren, um den ökologischen Zustand der Meere zu beschreiben. Bei der Entwicklung von Bewertungssystemen im Rahmen der EU-MSRL besteht internationale Einigkeit darüber, nicht die Auswirkungen neuer Arten zu bewerten. Bewertet wird die Rate der Einschleppungen, also die Anzahl neuer Arten pro Zeitintervall in einem Meeresgebiet, und diese sollte möglichst klein sein. Für die deutschen Küsten steht mit einem bestehenden Schnellerfassungsuntersuchungsprogramm ein gutes Werkzeug zur Verfügung, um diese Bewertung durchzuführen.

Am wirkungsvollsten ist die Prävention, indem möglichst wenige Arten überhaupt in das heimische Ökosystem eingeschleppt werden. Im Jahr 2017 trat das **Ballastwasserübereinkommen** international in Kraft, das eine Behandlung von Ballastwasser zur Vermeidung von Artenverschleppungen vorschreibt. Dies war ein wichtiger Schritt, wogegen weitere Vektoren für Einschleppungen bisher weniger berücksichtigt werden (z. B. Aquakulturorganismen).

### 6.5.3 Wirtschaftliche und technologische Treiber im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Wirtschaftliche Kräfte und Veränderungen wie Angebot und Nachfrage (z. B. in Bezug auf Fisch, Naturschutz oder auch Urlaub und Freizeitgestaltung), die sogenannte Blaue Ökonomie und Aspekte wie Küstentourismus und Kreuzfahrt, aber auch technologische Innovationen und Handel wirken auf direkte Treiber und haben damit eine indirekte Wirkung auf die biologische Vielfalt von Küsten und Küstengewässern. Hierbei entstehen Nutzungskonkurrenzen zwischen verschiedenen Interessengruppen und Nutzungsformen. Das eindringlichste Beispiel für die Bedeutung wirtschaftlicher indirekter Treiber und ihrer Auswirkungen auf die biologische Vielfalt kommt aus der Nutzung biologischer Ressourcen (Kap. 6.5.3.1).

#### 6.5.3.1 Fischerei

Das **Seerechtsübereinkommen** (UNCLOS, Artikel 61) und die **Gemeinsame Fischereipolitik** der EU haben als Zielgröße für das Management der Fischbestände den maximalen nachhaltigen Dauerertrag (Maximum Sustainable Yield, MSY). Der MSY hängt zunächst von der biologischen Produktivität der Fischbestände ab. Für eine Fischerei, die streng nach dem MSY-Prinzip be-

wirtschaftet wird, sollte es also keinen Zusammenhang zwischen Fischpopulation und wirtschaftlich-technologischen indirekten Treibern geben. Insbesondere dürften ökonomische Größen wie Fischpreise oder Fangkosten keine direkte Rolle spielen.

Für die Fischereien ohne wirksame Beschränkung der Fangmengen wirkt sich die ökonomische Profitabilität – die abhängig ist von Fischpreisen und Fangkosten – aber sehr wohl auf den Fischereidruck und die Fangmengen der Fischerei aus (Quaas & Skonhofs 2022). Insbesondere legt die ökonomische Theorie nahe, dass es in diesen Fällen eine negative Korrelation zwischen dem Fischpreis und der Fischbestandsgröße gibt. Für wichtige deutsche Fischereien wie die Dorschfischerei in der Ostsee findet man eine solche negative Korrelation (Tahvonen, Quaas & Voss 2018). Eine Erhöhung der Fischpreise bewirkt folglich eine Erhöhung des Fangaufwands und hat damit einen negativen Effekt auf den Fischbestand.

Die GFP schreibt vor, dass **Fischereisubventionen** nicht die Fangkapazität erhöhen dürfen. Darum werden Subventionen für Maßnahmen eingesetzt, die die Umweltverträglichkeit des Fischfangs verbessern (z. B. sauberere Antriebstechnologien), oder für die temporäre oder dauerhafte Stilllegung von Fangschiffen. Allerdings können auch solche Subventionen indirekt die Fangkapazität erhöhen, da sie die Fischerei attraktiver machen (Clark, Munro & Sumaila 2005).

Dabei interagieren Politik und Wirtschaft in diesem Bereich durchaus mit unterschiedlichem Impetus. Einerseits erhalten viele Fischereibetriebe Förderungen und Subventionen, u. a. im Rahmen des Europäischen Meeres-, Fischerei- und Aquakulturfonds (EMFAF). Andererseits wird versucht, Härten durch politische Gegebenheiten wirtschaftlich abzufedern. So gibt es eine EU-Brexit-Anpassungsreserve für besonders benachteiligte Fischereibetriebe und Beihilfen zum Ausgleich gestiegener Kraftstoffpreise aufgrund der Aggression Russlands gegen die Ukraine. Unterstützt werden auch Besatz- und Fischartenhilfsmaßnahmen in Schleswig-Holstein sowie die Förderung der Lokalen Fischereiaktionsgruppen (FLAG) zur Umsetzung des Europäischen Meeres- und Fischereifonds (EMFF, siehe auch Kap. 6.5.2.4)

Der Schiffsdiesel in der Fischerei ist weitgehend steuer- und zollfrei, während die Energiesteuer auf 1000 l Diesel normalerweise 470,40 Euro beträgt (Stand 2022). Der Energieverbrauch in Fischerei und Aquakultur ist zwar in den letzten Jahren kontinuierlich gesunken, betrug aber auch 2020 noch 1.112 TJ (Quelle: Datenbank Statistisches Bundesamt). Aus Diesel erzeugt, läge die Steuerlast auf diesen Energieverbrauch normalerweise bei ca. 14 Mio. €. Die **Schiffsdieselsteuerbefreiung** für die Küs-

tenfischerei sollte zwischen 2022 und 2024 wegfallen, was aber aufgrund des Ukrainekriegs und der daraus resultierenden Preissteigerung vorerst verschoben wurde.

### 6.5.3.2 Energiewende und Energiekrise

**Offshore-Windenergie** (OWE) gilt als zentrales Element einer dekarbonisierten Energieversorgung. Im Jahr 2019 waren bereits global 10 % aller neu installierten Windkraftinstallationen offshore, ein Potenzial, das bis 2025 auf 20 % steigen soll (Galparsoro et al. 2022). In Deutschland wurden große Gebiete in der südlichen Nordsee und der Deutschen Bucht für die OWE ausgewiesen, davon 35 % in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) in der Nordsee. Diese stehen folglich z. B. nicht mehr für die Fischerei und Schifffahrt zur Verfügung. Somit wächst andererseits der Druck für eine Co-Nutzung von Windenergie und Aquakultur und weiteren wirtschaftlichen und technologischen Raumnutzungen (Stelzenmüller et al. 2021) (Kap. 6.5.2.2).

Dem gegenüber stehen ehrgeizige Ziele der internationalen Umweltpolitik für den gebietsbezogenen Meeresschutz. Zu den weiteren politischen Treibern gehören die UN-Ziele für nachhaltige Entwicklung, insbesondere Ziel 14 »Leben unter Wasser«, sowie die EU-weite und nationale Biodiversitäts- und Klimapolitik. Der Deskriptor D11 der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie legt fest, dass »die Einleitung von Energie, einschließlich Unterwasserlärm, auf einem Niveau erfolgen muss, das die Meeresumwelt nicht nachteilig beeinflusst«.

Flüssiggas (LNG) soll als maritimer Treibstoff die Emissionen von Schiffen deutlich senken. Jedoch werden wichtige Fragen zur Umweltbilanz, Lifecycle-Betrachtung und Infrastruktur oft nicht ausreichend diskutiert oder sind noch ungeklärt. Die ersten schwimmenden LNG-Terminals in Deutschland in Wilhelmshaven wurden im Winter 2022/23 eröffnet. Das Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz und die Unternehmen Uniper, RWE und EnBW/VNG hatten vorab ein »Memorandum of Understanding« (MoU) über die Lieferung der schwimmenden LNG-Terminals in Brunsbüttel und Wilhelmshaven unterzeichnet. Damit soll Planungssicherheit für die Lieferung und den Betrieb der Spezialschiffe geschaffen werden, die als Terminals und zur Regasifizierung von verflüssigtem Erdgas dienen, die Floating Storage and Regasification Units (FSRUs). Die Unternehmen, die die Absichtserklärung unterzeichnet haben, haben sich verpflichtet, die erforderlichen Gasmengen zu liefern. Kritik kommt hier vonseiten des Naturschutzes. Weder die Auswirkungen auf die Klimakrise noch die Folgen für die hochsensible Meeresumwelt am Rande des Nationalparks und des

Weltnaturerbes Wattenmeer wurden ausreichend untersucht und gewürdigt. Eine dringend erforderliche Umweltverträglichkeitsprüfung in Bezug auf die geplanten Biozideinleitungen und deren Auswirkungen auf den Lebensraum Wattenmeer wurde mit Verweis auf das LNG-Beschleunigungsgesetz ausgesetzt.

### 6.5.3.3 Technologische Weiterentwicklungen

Für den Schutz der Meere sind technologische Ansätze und Innovationen von entscheidender Bedeutung. Die Überwachung und Berichterstattung über den Zustand der Weltmeere, unterstützt durch modernste Informations- und Kommunikationstechnologien (IKT), können die Rechenschaftspflicht stärken, das Bewusstsein schärfen und Maßnahmen zum Schutz und zur Erhaltung der Meeresumwelt anregen. So liefert beispielsweise die satellitengestützte Überwachung zeitnahe und genaue Ozeanmessungen und -daten auf globaler Ebene, während lokale Sensoren, sogenannte Profiler, präzise In-situ-Messungen in Echtzeit liefern können. Künstliche Intelligenz (KI) kann dann diese »Big Data« durchforschen, um kurz- und langfristige Trends bei der biologischen Vielfalt, der Verschmutzung und der Entwicklung der Ökosysteme zu erkennen und so bei der Maßnahmenplanung zu unterstützen.

Im Bereich der Fischerei gibt es eine Vielzahl von Projekten zur Implementierung ökosystemverträglicher Fangmethoden in der Fischerei. Diese zielen zum Beispiel darauf ab, ungewollten Beifang in Stellnetzen zu verhindern, welcher eine der größten Gefährdungen für Schweinswale und Meeresvögel darstellt (z. B. Kratzer et al. 2022). Verschiedene fangtechnische Maßnahmen können unbeabsichtigte Beifänge in der Grundschleppnetzerei reduzieren (z. B. Santos et al. 2018; Santos et al. 2022). In der Krabbenfischerei wurden Netze erprobt, die den Beifang juveniler Krabben schlicht durch größere Maschen reduzieren können, aber gleichzeitig ökonomisch vielversprechend sind (Günther et al. 2021). Weiterhin wurden Möglichkeiten getestet, auf Scheuer-schutz der Krabbennetze durch sogenannte Dolly Ropes zu verzichten, deren Kunststofffasern sich im Meeresmüll wiederfinden (Stepputtis et al. 2022). Das BMU hat das Forschungsvorhaben »Entwicklung von alternativen Managementansätzen zur Minimierung der Konflikte zwischen der Stellnetzerei und Naturschutzzielen und Schutzgütern in der AWZ der Ostsee« (STELLA) initiiert, um vorausgegangene Arbeiten fortzusetzen. Darin werden ökosystemgerechte Fanggeräte und Methoden entwickelt und erprobt, welche den Beifang von Meeressäugern und Seevögeln vermeiden bzw. reduzieren sollen. Generell sind technische Lösungen zur Mi-

nimierung des Beifangs von Nichtzielarten noch nicht ausgereift und Gegenstand aktueller Forschung.

### 6.5.3.4 Tourismusindustrie

Touristische Aktivitäten können auf verschiedene Weise Umweltbeeinträchtigungen für Küstenlebensräume darstellen. Außer den direkten Effekten wie Störungen der Tierwelt, Vertritt von Pflanzen und Müll (Kap. 6.4.5.3) kann der Tourismus die Umwelt auch durch den Verbrauch von Energie und den Ausstoß von Luftschadstoffen beeinflussen. Tourismus ist somit ein komplexer indirekter Treiber, der durch Mobilität, Unterbringung und Verpflegung in Bezug auf Umweltbelastungen und -auswirkungen eine große Rolle spielt.

Im Jahr 2021 wurden in Deutschland insgesamt 310 Mio. Übernachtungen festgestellt, davon waren ca. 10 % Gäste aus dem Ausland. Damit hat sich die Tourismuswirtschaft gegenüber dem vom Lockdown geprägten Jahr 2020 um 2,7 % erholt, bleibt aber um 37,4 % unter dem Jahr 2019 (Quelle: Statistisches Bundesamt).

Im Lebensraum Küste ist der Übernachtungstourismus strukturell vorherrschend, mit häufig längeren Aufenthalten als in den übrigen touristischen Gebieten oder zumindest in ausgeglichenem Verhältnis zum Tagesgastaufkommen. Die regionalökonomischen Effekte des Tourismus im Lebensraum Küste lassen sich wie folgt beziffern: Im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer und den Halligen wurden 520.000 Besuchstage ausgewertet. Daraus ergab sich ein Bruttoumsatz von knapp 30,0 Mio. €. Für das Niedersächsische Wattenmeer ergab sich bei 21.745.000 Besuchstagen ein Bruttoumsatz von gut 1,6 Mrd. €. Für das Hamburgische Wattenmeer lagen die Besuchstage bei ca. 59.000 mit einem Bruttoumsatz von knapp 3 Mio. € (BfN 2023).

Der Koalitionsvertrag für die 20. Legislaturperiode sieht eine Vereinbarung einer nationalen Tourismusstrategie vor und betont die Bedeutung des inländischen Tourismus als wichtigen Wirtschaftsfaktors mit großem Zukunftspotenzial. Der Deutsche Klimafonds Tourismus soll der Tourismusbranche ermöglichen, wirksame Treibhausgasreduktionen im Einklang mit den nationalen Klimaschutzzielen in Deutschland zu entwickeln, einzuführen und zu dokumentieren. Darüber hinaus sollen die Tourismusindustrie sowie die Reisenden stärker für das Thema Klima- und Umweltschutz sensibilisiert werden.

### 6.5.4 Gesellschaftliche Treiber im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Gesellschaftliche Prozesse und Trends, die sich beispielsweise über Verbraucherpräferenzen und Handlungsstrukturen ausdrücken, aber auch Veränderungen

von Bewusstsein, Wahrnehmungen, demografischen Entwicklungen und sozioökonomischen Strukturen beeinflussen die Veränderung der biologischen Vielfalt im Bereich der deutschen Küsten und Küstengewässer. Zu diesen Bereichen besteht noch enormer Forschungsbedarf, da soziologische Erkenntnisse über Alltagspraktiken der Küstenbevölkerung und anderer Stakeholder bislang fehlen. Um diese Lücken zu schließen, bedarf es ethnografischer Langzeitstudien, kollaborativer Forschung zwischen Sozial- und Naturwissenschaftler:innen und Mixed-Methods-Ansätze ergänzend zu Fragebogensurveys und quantitativen Erhebungen, z. B. zur Strukturentwicklung in Küstenregionen. Dennoch lassen sich für diesen Lebensraum vor allem für den Küstenschutz (6.5.4.1), das Konsumverhalten (6.5.4.2), den Klimaschutz (6.5.4.3) und den gesellschaftlichen Bezug zu marinen Lebensräumen sowie Ocean Literacy (6.5.4.4) einige Aspekte und Entwicklungen beschreiben.

#### 6.5.4.1 Küstenschutz

Ein gesellschaftlicher Trend, der mit der Notwendigkeit, den Küstenschutz aufgrund des Meeresspiegelanstiegs und der damit potenziell einhergehenden negativen Auswirkungen auf Ökosysteme (Kap. 6.5.2) auszuweiten, einhergeht, ist ein zunehmendes Interesse an sogenannten naturbasierten Lösungen (NBL). NBL beinhalten eine Reihe von Anpassungsmaßnahmen, welche auf der Wiederherstellung, Schaffung und Erhaltung von natürlich dissipativen Küsten- bzw. Meeresökosystemen wie Stranddüensystemen, Salzwiesen und Seegraswiesen zum Schutz vor Küstenerosion, Überflutung und dem Meeresspiegelanstieg basieren (Pontee 2013; Spalding et al. 2014; Temmerman et al. 2013). Inwieweit sich Küstenschutz- und Naturschutzziele gleichzeitig mittels NBL erreichen lassen, ist allerdings noch unklar, weil das zuverlässige quantitative Verständnis der Schutzleistung von NBL, welches notwendig wäre, um diese in die Standards des Küsteningenieurwesens zu integrieren, noch fehlt. Generell fehlt es an konzeptionellen Möglichkeiten, Küstenschutz-, Naturschutz- und Biodiversitätsziele zu integrieren.

Ein zweiter wichtiger gesellschaftlicher Trend im Küstenschutz vor dem Hintergrund des Meeresspiegelanstiegs ist die zunehmende Diskussion und Durchführung von Deichrückverlegungsprojekten und der damit verbundenen Wiederherstellung natürlicher Feuchtbiotope, vor allem in landwirtschaftlich genutzten Poldern. Die Bedeutung solcher Projekte haben die Küstenschutzbehörden in Deutschland auch offiziell eingeräumt (Kiesel et al. 2020). Dies ist ein bemerkenswerter institutioneller Wandel, denn in den letzten Jahrzehnten und

Jahrhunderten war die gesellschaftlich akzeptierte Norm, niemals eine Küstenschutzlinie aufzugeben. Nichtsdestotrotz bleibt die Deichrückverlegung gesellschaftlich umstritten (Vega-Leinert, Stoll-Kleemann & Wegener 2018) und führt häufig zu sozialen Konflikten zwischen Gemeinden, Landeigentümer:innen, Landwirt:innen, Naturschutzbefürwortenden und den verantwortlichen Landesbehörden (Vega-Leinert, Stoll-Kleemann & Wegener 2018; Wulf 2021). Deichrückverlegungen (siehe auch Kap. 6.6.3.3) wurden in der Vergangenheit in unterschiedlichem Ausmaß an der Nord- und Ostseeküste umgesetzt. An der Nordseeküste wurden bisher 17 solcher Maßnahmen umgesetzt, an der Ostseeküste gab es rund 20 Projekte, insbesondere in Mecklenburg-Vorpommern. Der Hauptgrund war jedoch nicht der Meeresspiegelanstieg. Zumeist dienten die Rückverlegungsflächen als Ausgleichsflächen für Bau- und Infrastrukturprojekte. Momentan findet allerdings ein Umdenken statt, das eine Durchführung dieser Art von Maßnahmen auch ohne Kompensationsverpflichtung im Sinne des Natur- und Klimaschutzes in den Vordergrund rückt.

#### 6.5.4.2 Konsumverhalten

Zusammen mit dem Anstieg der Weltbevölkerung und des Konsums haben sich die Entnahmen von Fisch und Meeresfrüchten in den letzten 50 Jahren vervierfacht (Quaas & Skonhøft 2022). Bei der Wahl zwischen ökologisch gekennzeichneten Meeresfrüchten aus Wildfang gegenüber nicht gekennzeichneten Meeresfrüchten scheinen Konsument:innen Erstere zu bevorzugen (Bronnmann & Asche 2017). Außerdem bevorzugen sie wild gefangenen Fisch gegenüber Fisch aus Aquakultur (Bronnmann & Asche 2017). Deutsche Fischkonsument:innen haben eine deutliche Präferenz für nachhaltig gefangenen Fisch. Bronnmann et al. (2021) fanden, dass die Wahrscheinlichkeit, ein Kabeljaufilet zu kaufen, um 25 % zunimmt, wenn er aus einer zertifiziert nachhaltigen Fischerei stammt. Dieser Effekt ist hauptsächlich darauf zurückzuführen, dass es den Fischkonsument:innen wichtig ist, dass der Bestand nicht überfischt wird (Bronnmann et al. 2021).

Damit bedienen die Nachhaltigkeitslabels für die Fischerei und die Aquakultur eine wachsende Nachfrage. Konsument:innen können eine große oder kleine Diversität an Meeresfrüchten bevorzugen. Je größer die Präferenz für bestimmte Fischarten ohne die Bereitschaft, auf andere Arten auszuweichen, desto wichtiger ist eine Regulierung der Fischerei, und zwar in Bezug auf möglichst viele Fischbestände (Quaas & Requate 2013).

Nachhaltigkeitslabels sind damit ein dringend nötiges und wichtiges Instrument, allerdings müssen diese

immer wieder überprüft werden, um notwendige Anpassungen der Zertifizierungsstandards durchzuführen. Zuletzt ist die MSC-Zertifizierung immer wieder in die Kritik geraten, speziell in Bezug auf ein fehlendes Vorsorgeprinzip, die Zertifizierung von Fischereien mit zerstörerischen Fangmethoden sowie die Zertifizierung von Fischereien mit hohem Beifang oder überfischten Beständen, Interessenkonflikte mit der Industrie und das Fehlen sozialer Faktoren.

#### 6.5.4.3 Gesellschaftlicher Bezug zu marinen Lebensräumen und Ocean Literacy

Das Konzept der Ocean Literacy (Ozean bzw. Meereskompetenz) wurde erstmals in den frühen 2000er-Jahren eingeführt und hat sich in den letzten Jahren weiterentwickelt, nicht zuletzt seit es als Mechanismus für Veränderungen in die Ziele der UN-Ozeandekade aufgenommen wurde.

Ocean Literacy bezeichnet das Verständnis für den Einfluss der Ozeane auf den Einzelnen und den Einfluss jedes Einzelnen auf die Ozeane. Die European Ocean Coalition (EU4Ocean) verbindet verschiedene Organisationen, Projekte und Menschen, die zur Aufklärung über die Ozeane und zur nachhaltigen Bewirtschaftung der Ozeane beitragen. Diese von der Europäischen Kommission unterstützte, von unten nach oben gerichtete Initiative zielt darauf ab, die Stimmen der Europäer:innen zu vereinen, um den Ozean zu einem Anliegen aller zu machen. Die Vision für die künftige Bewirtschaftung der europäischen Meere wird in der Integrierten Meerespolitik skizziert, die eine integrierte meerespolitische Steuerung fordert, um die Einbeziehung der Interessengruppen, kohärente Agenden, die Abschaffung des sektoralen Denkens und die Einrichtung sektorübergreifender Managementstrukturen zu fördern (European Commission 1999).

In Deutschland gibt es eine Reihe von Maßnahmen und Initiativen für Kompetenz im Bereich der Ozeane. Dazu zählen etliche Spiele, kurze Dokumentarfilme, Cartoons, eine IT-Plattform für den Austausch von Wissen über die Meere, ein Bildungsmodul für Kinder/Schulen und Weiterbildungsinitiativen für Fischer:innen.

#### 6.5.4.4 Auswirkungen von Krisen, Pandemien

Die Coronapandemie war einer der ersten ernsthaften Tests, wie die Wissenschaft die Entscheidungsfindung angesichts einer unmittelbaren globalen Bedrohung informieren kann, und hat gezeigt, wie wichtige Erkenntnisse über das Zusammenspiel von Wissenschaft, Gesellschaft und Politik zusammenwirken. Die gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Auswirkungen

von COVID-19 haben gezeigt, dass wir uns auf mögliche künftige Pandemien vorbereiten und deren Folgen abschätzen müssen.

Über fast zwei Jahrzehnte haben nationale und internationale Risikobewertungsaktivitäten deutlich gemacht, wie hoch die Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer globalen Pandemie ist und welche massiven internationalen, sozialen und wirtschaftlichen Verwerfungen zu erwarten sind (z. B. Ross, Crowe & Tyndall 2015; World Health Organization 2017). Dennoch, als die Covid-19-Pandemie über die Welt hereinbrach, waren die Reaktionen nationaler und internationaler Entscheidungsträger:innen unterschiedlich (Dewi et al. 2020), viele Reaktionen waren zu langsam, schlecht koordiniert oder sogar widersprüchlich.

Im Hinblick auf die Covid-19-Pandemie beschloss das BMU 2020 ein eigenes Corona-Response-Maßnahmenpaket zur kurzfristigen Unterstützung von Entwicklungs- und Schwellenländern bei der Bewältigung der Krise. Das BMU stellte hierfür etwa 68 Mio. € aus Mitteln der Internationalen Klimaschutzinitiative (IKI) bereit. Ein Schwerpunkt der Maßnahmen liegt dabei auch auf der Pandemieprävention. Das Paket umfasst unter anderem Soforthilfen für Schutzgebiete und Biodiversitätshotspots, die Förderung klima- und biodiversitätsfreundlicher wirtschaftlicher Neustarts und Projekte zur Stärkung der Widerstandsfähigkeit gegenüber zukünftigen Pandemien. Im Rahmen der IKI unterstützt auch das BMU mit einem großen Beitrag den globalen Biodiversitätserhalt und die nachhaltige Nutzung der Meere und Küsten.

#### 6.5.5 Synergien/Konflikte zwischen indirekten Treibern und biologischer Vielfalt

Indirekte Treiber spielen nicht nur eine wichtige Rolle bei der Beeinflussung direkter Treiber der Biodiversitätsveränderung und damit einhergehender Prozesse in Ökosystemen (Kap. 6.4, 6.6). Sie haben auch komplexe Beziehungen untereinander, die zu einer Verstärkung anthropogener Einflüsse führen können, da sie im Küstenbereich auf einen begrenzten, mehrfach genutzten geografischen Raum einwirken. Sozioökonomische und demografische Trends haben einen großen Einfluss auf die Verbrauchsmuster, was sich wiederum auf die Nachfrage nach Fisch auswirken kann oder den Bedarf an naturnaher Erholung. Für die Küste ergibt sich ein deutliches Beispiel aus dem Ziel der Einführung einer sauberen und nachhaltigeren Energieerzeugung, die auf der einen Seite verspricht, das Ausmaß der klimabedingten Biodiversitätsveränderung zu reduzieren, aber gleichzeitig mehrere direkte negative Treiber wie Bau-

maßnahmen, Habitatzerstörung und Lärmbelästigung zumindest temporär erhöht. Hiervon sind vor allem Populationen beeinträchtigt, die bereits einen erheblichen Gefährdungsstatus aufweisen (hohe trophische Ebenen, lange Lebensdauer). Ein zweites Beispiel ist die Sedimentdynamik, die von wirtschaftlichen (Freihalten von Fahrrinnen, Sand als Baumaterial) und politischen (Aufspülungen zum Küstenschutz) indirekten Treibern so weit beeinflusst wurde, dass eine mehrfache Belastung der Küstenbiodiversität durch Entnahme und Deposition auftritt.

Ein Beispiel für mögliche Synergien ergibt sich im Zusammenwirken von Klimawandel und Biodiversitätsverlust, zwei der momentan größten Herausforderungen und Risiken für unsere Gesellschaft. Bisherige politische Strategien nehmen die Probleme des Klimawandels und des Biodiversitätsverlustes unabhängig voneinander in Angriff, dabei sind Klimawandel und biologische Vielfalt eng miteinander verwoben (Pörtner et al. 2021; Shin et al. 2022). Daher hängen globale Maßnahmen zur Eindämmung beziehungsweise der Umkehrung des Verlustes der biologischen Vielfalt und die Begrenzung des Klimawandels auf 1,5 °C stark voneinander ab (UNFCCC 2016; CBD 2022). Die marine biologische Vielfalt sowie die Interaktionen der Arten sind dabei entscheidend für die Erhaltung der globalen Klimastabilität (Pörtner et al. 2021). Die Erhaltung der Integrität der marinen biologischen Vielfalt und der marinen Kohlenstoffspeicherung muss im Mittelpunkt der Erreichung der nationalen sowie der globalen Biodiversitäts- und Klimaziele stehen (Pörtner et al. 2021).

Seegraswiesen, Salzwiesen oder auch marine Sedimente können durch ihre Fähigkeit, CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre aufzunehmen und zu speichern, einen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Möglicherweise kann dieses Potenzial durch geeignete Rehabilitations- oder Wiederansiedlungsmaßnahmen erhöht werden – und neben dem Klimaschutz so auch dem Biodiversitätsschutz dienen (Röschel et al. 2022). Andere Ansätze, die darauf abzielen, die Aufnahme- und Speicherkapazität mariner und küstennaher Ökosysteme zu erhöhen, fallen in den Bereich technologischer Verfahren, wie beispielsweise die Meeresalkalisierung. Diese marinen Kohlenstoffsenkentechnologien befinden sich überwiegend noch in der Forschungs- und Entwicklungsphase. Für eine breite Anwendung fehlen sowohl umfassende Kenntnisse über mögliche ungewollte Nebeneffekte als auch ein abgestimmter Regulierungs- und Managementrahmen, der sicherstellt, dass Klimaschutz und Biodiversitätsschutz sich nicht gegenseitig ausschließen (Röschel & Neumann 2023).

Die politischen Verknüpfungen zwischen biologischer Vielfalt und Klimawandel haben sich in den letzten Jahren verstärkt. Beispiele hierfür sind der gemeinsame IPBES-IPCC-Bericht (Pörtner et al. 2021) und der von der UNFCR einberufene Dialog über Ozean und Klimawandel (Dobush et al. 2022). Auch die Verhandlungen auf der COP und der UN-Generalversammlung haben die bestehenden Abkommen angepasst, um die Handlungsoptionen und Maßnahmen, die sowohl für die biologische Vielfalt als auch für den Klimawandel wichtig sind, in den Vordergrund zu stellen, wie zum Beispiel das 30-mal-30-Ziel.

## 6.6 Instrumente und Maßnahmen: Erfolg und Hindernisse an Küsten und in Küstengewässern

### 6.6.1 Einleitung

#### 6.6.1.1 Definition von Instrumenten und Maßnahmen im *Faktencheck Artenvielfalt*

Im *Faktencheck Artenvielfalt* wird im Bereich Naturschutz zwischen Instrumenten und Maßnahmen unterschieden (Kap. 2.5). Hierbei bezieht sich der Begriff »Instrument« auf politisch-rechtliche Richtlinien, Konventionen, Gesetze und Abkommen, welche die Rahmenbedingungen und Anreize für die Förderung der biologischen Vielfalt schaffen. Zu »Maßnahmen« werden ausschließlich direkte naturschutzfachliche Eingriffe in die Landschaft gezählt. Der *Faktencheck Artenvielfalt* unterscheidet innerhalb der Maßnahmen weiter zwischen drei Maßnahmentypen: 1) Flächenschutzmaßnahmen in Form von Schutzgebieten, 2) Managementmaßnahmen, die sich auf die dauerhafte Nutzung oder Bewirtschaftung einer Fläche beziehen, und 3) Impulsmaßnahmen, die nach einmaligen Eingriffen oder Installationen die Natur wieder sich selbst überlassen.

Die Unterscheidung zwischen Instrumenten und Maßnahmen deckt sich nicht mit der Definition von Maßnahmen innerhalb von Richtlinien wie z. B. der MSRL oder WRRL, in deren Maßnahmenkatalogen sowohl Maßnahmen als auch Instrumente und Initiativen unter dem Oberbegriff »Maßnahmen« aufgelistet werden. Hierbei werden mit Ausnahme der Errichtung von Schutzgebieten im marinen Bereich deutlich seltener Naturschutzmaßnahmen in der Fläche umgesetzt als in terrestrischen Lebensräumen. Stattdessen findet Naturschutz in marinen Lebensräumen vor allem durch die Regelung des Umgangs mit der Natur durch Abkommen, Gesetze und Richtlinien statt. Dennoch gibt es eine Reihe an Naturschutzmaßnahmen, die nach der Definition des *Faktencheck Artenvielfalt* in Management- oder

Impulsmaßnahmen in der Fläche kategorisiert werden können. Zu Letzteren gehören u. a. Wiederansiedlungsprogramme (6.6.3.3), während die Wiederherstellung (Renaturierung) oder Neuschaffung von Habitaten zur Kategorie der Managementmaßnahmen (6.6.3.2) gezählt werden.

#### 6.6.1.2 Besonderheiten von Instrumenten und Maßnahmen im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Mit wenigen Ausnahmen, wie z. B. den vor allem in Niedersachsen durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen in Salzwiesen, zielen Instrumente und Schutzmaßnahmen in marinen Bereichen in erster Linie auf eine Reduktion von bestehenden Belastungen oder die Prävention vor zusätzlichen belastenden Nutzungsformen ab. Dies ist anders als in vielen terrestrischen Lebensräumen, in denen häufig zusätzliche Maßnahmen z. B. Renaturierung oder Managementmaßnahmen ausgeübt werden (Kramer et al. 2017). Ein weiterer Unterschied ergibt sich aus den politischen und rechtlichen Gegebenheiten, da sowohl die Nutzung der Meere als auch Naturschutz nicht auf rein nationaler Ebene verhandel- und durchführbar sind. Aufgrund dessen ergibt sich für das Management der Küsten und Küstengewässer ein komplexes Konstrukt aus Abstimmungsprozessen auf unterschiedlichen politischen und raumzeitlichen Ebenen (siehe auch Kap. 6.5.2). Zum Beispiel kann in der AWZ die Seeschifffahrt nur international durch die Vorgaben des Seerechtsübereinkommens reguliert werden. Regelungen für das Fischereimanagement richten sich (bis auf Ausnahmen in sehr küstennahen Bereichen, etwa der 3-Meilen-Zone) nach der Gemeinsamen Fischereipolitik der Europäischen Union. Einige weitere Nutzungsformen sind aufgrund von grundsätzlichen Gefährdungseinschätzungen verboten, während zulassungspflichtige Nutzungen in der Regel Verträglichkeitsprüfungen gemäß europäischem Recht unterliegen (FFH-Richtlinie).

#### 6.6.1.3 Überblick zu biodiversitätsfördernden Instrumenten und Maßnahmen

Als Folge der Mehrebenenstruktur der marinen Naturschutzpolitik (Kap. 6.5.1) und der sich daraus ergebenden Vielzahl von Zuständigkeiten gibt es Managementpläne und -regelungen, die sich auf eine oder mehrere Richtlinien und Gesetzgebungen mit eng oder breit gefassten Naturschutzziele beziehen können.

So unterliegen die Wattenmeer-Nationalparks in ähnlicher oder gleicher Gebietskulisse einer Vielfalt von Schutzkategorien. Dazu gehören u. a. das UNESCO-

Weltkulturerbe mit entsprechendem Managementplan (der gerade noch in Bearbeitung ist), UNESCO-Biosphärenreservate, OSPAR-Schutzgebiete, Schutzgebiete nach der RAMSAR-Konvention, Particularly Sensitive Sea Area nach der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation, Schutzgebiete der Trilateralen Wattenmeerzusammenarbeit (TWSC) und Artenschutzabkommen für Seehunde (WSSA, Agreement on the Conservation of seals in the Wadden Sea), Schweinswale (ASCOBANS, Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas) und Rastvögel (AEWA, Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds). Außerdem sind die Nationalparks bei der EU-Kommission als FFH- und Vogelschutzgebiete gemeldet und unterliegen den Bestimmungen der EU-Wasser- und EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinien.

Die Umsetzung dieser gesetzlichen Vorgaben und nationalen sowie internationalen Verpflichtungen erfolgt durch eine Vielzahl von unterschiedlichsten Maßnahmen, die in Managementplänen festgeschrieben sind. Dazu zählen u. a. Zonierungskonzepte, die in den einzelnen Nationalparks in unterschiedlicher Form festlegen, welche Nutzungsformen in welchen Teilen des Nationalparks gestattet sind. Hierbei gilt für alle Nationalparks die Vorgabe, dass mindestens 50 % der Nationalparkfläche einem strengen Schutz unterliegen sollen, auch wenn diese Vorgabe bisher noch in keinem der Nationalparks eingehalten wird. Ebenso dienen die bundesweit geltende Befahrensregelung von Bundeswasserstraßen und Konzepte zur Besucherlenkung dazu, die Belastung durch menschliche Aktivitäten und Nutzungen in besonders schützenswerten Bereichen so gering wie möglich zu halten. Ein weiterer wichtiger Bestandteil des Nationalparkmanagements ist die Öffentlichkeitsarbeit. Unterstützt durch Ranger:innen vor Ort und Naturschutzverbände, werden in diesem Rahmen zahlreiche Informations- und Bildungsangebote umgesetzt. Dabei spielen auch Verträge mit Partnerorganisationen und Initiativen unter Beteiligung von Naturerlebnisanbieter:innen, Tourismuspartner:innen u. v. m. eine wichtige Rolle.

Zusätzlich gibt es eine Reihe von Maßnahmen, die nur in einzelnen Bundesländern gelten oder unterschiedlich umgesetzt werden. Dazu gehören z. B. Bewirtschaftungspläne für Muschelzucht und -fischerei sowie Artenschutzkonzepte, die auf Grundlage der FFH- und Vogelschutzrichtlinie erarbeitet werden, aber sich am Arteninventar und -bestand des jeweiligen Bundeslandes orientieren. Ebenso werden Konzepte für ein Prädationsmanagement innerhalb der Flächen der Nationalparks auf die lokalen Bedingungen

angepasst. Der Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer verfolgt darüber hinaus ein klares Programm für Renaturierungsmaßnahmen.

### 6.6.2 Ausgewählte Instrumente an Küsten und in Küstengewässern

Wie bereits im Kapitel 6.5.2 beschrieben, spielen sich politisch-rechtlichen Prozesse und folglich die daraus generierten Instrumente und Richtlinien auf einer Vielzahl von politischen und organisatorischen Ebenen ab.

Auf EU-Ebene zählen zu den Naturschutzinstrumenten, die sich auf den Bereich der Küsten und Küstengewässer beziehen, einerseits EU-Richtlinien und -Konventionen, wie z. B. die MSRL, die WRRL, die FFH-RL und die V-RL, andererseits zusätzliche internationale Abkommen wie OSPAR und HELCOM, die Trilaterale Wattenmeerzusammenarbeit, und Schutzkonzepte für einzelne Arten und Artengruppen, wie z. B. die Wadden Sea Flyway Initiative oder auch Abkommen zur Erhaltung der Kleinwale in der Nord- und Ostsee, des Nordostatlantiks und der Irischen See.

Einen Fokus auf Biodiversitätsschutz haben dabei die MSRL, FFH-RL und V-RL. Z. B. zielen die Schutzkonzepte des aus FFH-RL- und V-RL-Schutzgebieten bestehenden Natura-2000-Netzwerks direkt auf den Erhalt der Artenvielfalt ab. Die MSRL verwendet ebenfalls Kriterien mit direktem Bezug zur biologischen Vielfalt (Deskriptor D1 – Biologische Vielfalt und Deskriptor D2 – nicht einheimische Arten). Weitere Deskriptoren beziehen ebenfalls Indikatoren der strukturellen und funktionellen Diversität von Artengemeinschaften mit ein.

In Bezug auf verschiedene Treiber von Biodiversitätsveränderung gibt es ebenfalls eine Reihe von politischen Instrumenten. Die **Gemeinsame Fischereipolitik** (GFP) der EU (Kap. 6.5.2.4.) hat seit den Änderungen von 2013 (Vertrag von Lissabon) ebenfalls langfristig die ökologische, wirtschaftliche und gesellschaftliche Nachhaltigkeit von Fischfang und Aquakultur zum Ziel, welches unter anderem den langfristigen Erhalt befischter Fischbestände und somit das Überleben dieser Populationen gewährleisten soll. Als Reaktion auf das globale Rahmenabkommen für den Schutz der biologischen Vielfalt (CBD 2022) veröffentlichte die EU-Kommission Anfang 2023 den »EU-Aktionsplan: Schutz und Wiederherstellung von Meeresökosystemen für eine nachhaltige und widerstandsfähige Fischerei«, der u. a. zur Erreichung des Ziels 30 % geschützter Fläche der EU-Meere beitragen soll.

Das im Jahr 2017 international in Kraft getretene **Ballastwasserübereinkommen** (Kap. 6.5.2.7.) zielt auf die Vermeidung der Einschleppung nicht einheimischer

Arten über den globalen Schiffsverkehr ab und ist somit auch ein Instrument, das die Förderung der biologischen Vielfalt als Kernziel hat.

Auf nationaler Ebene gehört vor allem das **Bundesnaturschutzgesetz** (BNatSchG) zu den wichtigen Naturschutzinstrumenten, da es viele der EU-weiten Richtlinien in deutsches Recht überführt, so z. B. die FFH- und V-RL. Zusätzlich regelt das BNatSchG den Schutz in Bezug auf weitere gesetzlich geschützte Biotope (§ 30, BNatSchG) innerhalb Deutschlands.

Auf Bund- und Länderebene gehört ebenso die **marine Raumplanung** zu den politischen Instrumenten, die großen Einfluss auf die biologische Vielfalt nehmen können, da sie die flächigen Anteile verschiedener Nutzungsformen inklusive Naturschutz maßgeblich regelt.

Im Zuge der Umweltfolgenabschätzung und -bewältigung gibt es auf nationaler Ebene (z. B. **Eingriffsregelung** nach dem BNatSchG) und auf EU-Ebene (z. B. **FFH-Verträglichkeitsprüfung**) eine Reihe an Instrumenten, die die Leistung und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts und den Erhalt geschützter Lebensräume und Arten im Rahmen von Bauprojekten gewährleisten sollen und im Falle fehlender Vermeidbarkeit zu Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen verpflichten.

### 6.6.3 Ausgewählte Maßnahmen an Küsten und in Küstengewässern

#### 6.6.3.1 Flächenschutzmaßnahmen

In den deutschen Gebieten der Nord- und Ostsee wurden seit den 1980er-Jahren knapp 40 % der Gesamtfläche der deutschen Küsten und Küstengewässer zu Schutzgebieten erklärt (Abb. 6.21).

Innerhalb der 12-Meilen-Zone der Nordsee gehören dazu die drei großen Nordseernationalparks Niedersächsisches Wattenmeer, Hamburgisches Wattenmeer und Holsteinisches Wattenmeer, die zusammen eine Fläche von über 8.300 km<sup>2</sup> umfassen. In der Ostsee gibt es zwei Nationalparks mit einer Gesamtfläche von gut 800 km<sup>2</sup>, den Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft und den Nationalpark Jasmund auf Rügen. Ein weiterer Nationalpark in der Ostsee war im Gespräch, wurde allerdings vorerst nicht weiterverfolgt.

Für die Unterschutzstellung von Gebieten außerhalb der 12-Meilen-Zone bedarf es Abstimmung mit und Beachtung von rechtlichen Regelungen, die über nationale Befugnisse hinausgehen, weshalb es dort erst in den 2000er-Jahren zur Errichtung von Naturschutzgebieten (NSG) kam. Die zehn Natura-2000-Gebiete in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) von Nord- und Ostsee sind in sechs NSG zusammengefasst worden und seit dem 22.09.2017 unter Schutz gestellt.

Hierzu zählen:

- Borkum Riffgrund, Nordsee
- Doggerbank, Nordsee
- Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht, Nordsee
- Fehmarnbelt, Ostsee
- Kadetrinne, Ostsee
- Pommersche Bucht – Rönnebank, Ostsee

Offiziell hat Deutschland mit seinen ausgewiesenen Schutzgebieten das Ziel der Europäischen Union von mindestens 30 % geschützter Meeresflächen erreicht, allerdings sollen laut EU 10 % der nationalen Meeresflächen einen strengen Schutzstatus erhalten. Die Definition des Begriffs »streng geschützt« ist dabei gleichgesetzt mit »non-intervention«, also frei von menschlichen Eingriffen.

Eigentlich gilt für die NSG momentan schon aufgrund des Status als Natura-2000-Gebiet, dass alle Veränderungen und Störungen unzulässig sind, die zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Gebiete in ihren für die Erhaltungsziele oder ihren Schutzzweck maßgeblichen Bestandteilen führen können. Allerdings werden in den Schutzgebietsverordnungen, die für jedes NSG

Sonderregelungen und Ausnahmen festlegen, der Flugverkehr, die Schifffahrt, nach internationalem Recht erlaubte militärische Nutzungen und die berufsmäßige Seefischerei und teilweise auch die Freizeitfischerei von Nutzungseinschränkungen ausgenommen. Bisher gibt es in den deutschen Küstengewässern nur eine Fläche von < 1 % bei Sylt, die jegliche Nutzungsformen ausschließt (Nullnutzungszone) und somit als streng geschützt gilt. Bis 2030 sind die EU-Vertragsstaaten dazu verpflichtet, die von der EU festgelegten Schutzmaßnahmen umzusetzen. Andernfalls drohen Vertragsverletzungsverfahren. Eines dieser Verfahren lief seit 2021 gegen Deutschland aufgrund unzureichender Umsetzung der FFH-Richtlinie. Der Europäische Gerichtshof hat nun im September 2023 entschieden, dass die Bundesregierung zumindest in einem Teil der Natura-2000-Gebiete bei den Maßnahmen nachbessern muss, andernfalls drohen Strafzahlungen.

Managementmaßnahmen für **Naturschutzgebiete in der AWZ** sind in den vom BfN veröffentlichten Managementplänen beschrieben. Diese wurden allerdings erst im Jahr 2020 für die Nordsee-NSGs und im Jahr 2022 für die Ostsee-NSGs veröffentlicht, sodass entsprechend

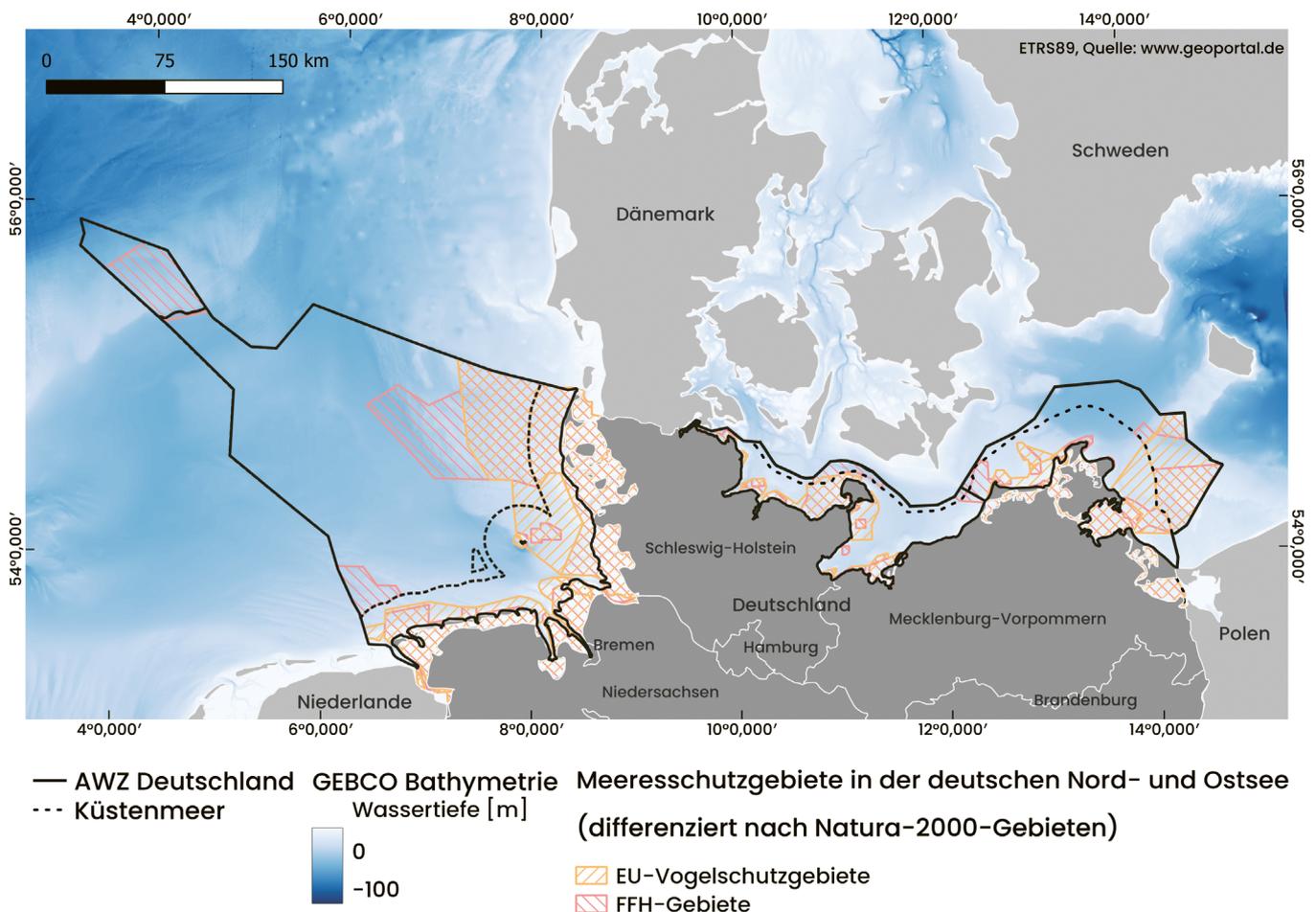


Abbildung 6.21: Karte der FFH- und Vogelschutzrichtlinie in den deutschen Gewässern von Nord- und Ostsee.

formulierte Maßnahmen erst langsam in die Umsetzung kommen. Maßnahmen richten sich nach den jeweiligen Schutzgütern (z. B. nach FFH-Richtlinie geschützte Lebensraumtypen oder Arten) sowie aktuellen und künftigen Nutzungsauswirkungen auf diese Schutzgüter und werden nach Eignung, Priorität und Notwendigkeit eingestuft. Das Mindestziel, ein günstiger Erhaltungszustand der Schutzgüter, kann sowohl über Reduzierung von Belastungen als auch durch aktive Wiederherstellungsmaßnahmen erreicht werden. Wichtig im Managementkontext ist aufgrund der hohen Nutzungsüberlagerung (auch innerhalb der Schutzgebiete) die Berücksichtigung der NSG in der Fortschreibung der Raumordnungsplanung. Diese wird ebenso wie Navigationshinweise für die Seeschifffahrt als flankierende Maßnahme zur schnelleren Erreichung der Schutzzwecke der anderen Maßnahmen eingesetzt und zählt zur Maßnahmengruppe MG1. Die eigentlichen Maßnahmen sind in sechs weitere Maßnahmengruppen (MG2-MG7) unterteilt:

- MG2 – Minimierung des Beifangs von Nichtzielarten und der negativen Auswirkungen des Fangs von Zielarten sowie Reduzierung der Veränderung und Zerstörung von Habitaten; z. B. ökosystemgerechtes Fischereimanagement im Rahmen der GFP (Gemeinsamen Fischereipolitik der EU), Untersuchung von Auswirkungen der Berufsfischerei auf Schutzgüter
- MG3 – Reduzierung von Barrierewirkungen, Schalleinträgen und Kollisionen; z. B. schutzbezogenes Management zur Lärmreduzierung im NSG
- MG4 – Reduzierung von Beeinträchtigungen und Gefährdungen durch Altlasten, Abfall und Schadstoffe; z. B. möglicher Rückbau von Rohrleitungen, schadarme Beseitigung von Munitionsaltlasten
- MG5 – Wiederansiedlung von Arten bzw. Wiederherstellung von LRT in ihren typischen Ausprägungen; z. B. Europäische Auster
- MG6 – Kooperation und Kommunikation; z. B. Kooperation zwischen BfN und Fischereiforschungsinstituten zur Verbesserung der Verträglichkeit der Fischerei mit dem Schutzzweck
- MG7 – Überwachung und Kontrolle; z. B. Entwicklung und Etablierung eines gebietsbezogenen Nutzungsmonitorings im NSG und in seinem nahen Umfeld

Das Naturschutzmanagement der **Nationalparks der deutschen Küsten (innerhalb der 12-Seemeilen-Zone)** basiert auf dem Ökosystemansatz und wird in seiner Umsetzung rechtlich durch die Nationalparkgesetze geregelt, welche die nationale Umsetzung der EU-Richtli-

nien (FFH-RL, WRRL, MSRL, V-RL) darstellen. Die vier Richtlinien weisen jedoch aufgrund ihrer unterschiedlichen Zielsetzung strukturelle Unterschiede und systematische Mängel in Bezug auf den Systemschutz des Wattenmeers auf, woraus sich konzeptionelle Unterschiede in der Anwendung ergeben. Zusätzlich gibt es starke Abweichungen in ihrer nationalen Umsetzung. Infolgedessen sind sie als Basis für die konkrete Managementplanung nur bedingt geeignet (CWSS [2010], siehe Tabelle 1, S.11 Vergleich zwischen FFH+VRL, WRRL, MSRL).

Für das Wattenmeer wurde deshalb ein trilaterales Konzept der »Gemeinsamen Ziele« entwickelt, wobei es sich im Wesentlichen um ein integriertes Ökosystemkonzept handelt, das die EU-Richtlinien und die Weltnaturerbkriterien in vollem Umfang abdeckt. Auf Basis dieses »Wattenmeerplans 2010« (CWSS 2010) wurde in den letzten Jahren auf trilateraler Ebene ein »Single integrated Management Plan« (SIMP) erarbeitet, welcher die vielen Vereinbarungen, Strategien und Aktivitäten der trilateralen Zusammenarbeit integriert und somit für das gesamte Wattenmeergebiet ein integriertes Management zulässt (CWSS 2023).

Naturschutzmaßnahmen in den Wattenmeer-Nationalparks basieren auf wissenschaftlichen Erkenntnissen. Anhand von Monitoringprogrammen und Forschungsprojekten wird ermittelt, welche Maßnahmen sinnvoll sind und ob sie erfolgreich sind. Dabei geht es auch um die Abwägung zwischen Artenschutz und Prozessschutz. Es ist das zentrale Ziel von Nationalparks, natürliche Prozesse ohne menschlichen Einfluss ablaufen zu lassen. Dies kann jedoch dazu führen, dass sich für einzelne, auch besonders schützenswerte Arten die Lebensbedingungen verschlechtern. Hier wird auf Grundlage wissenschaftlicher Daten und der Gesetzeslage entschieden, ob Arten- oder Prozessschutz Vorrang haben soll. Forschung und Monitoring zeigen ebenfalls, wo die Grenzen des Handelns innerhalb des Gebiets liegen und wo ein Handeln auf übergeordneter, internationaler Ebene geboten ist, um der globalen Verantwortung des Biodiversitätserhalts auch in Zukunft gerecht zu werden.

Für die beiden Nationalparks der Ostsee wurden jeweils eigene Managementpläne entwickelt. Wie in der Nordsee steht auch hier der Prozessschutz als Schutzzweck an erster Stelle. Auch hier müssen die Maßnahmenkonzepte mit anderen Artenschutzkonzepten innerhalb der Nationalparkgrenzen abgestimmt werden (Prozessschutz versus Artenschutz, EUROPARC Deutschland 2010a; EUROPARC Deutschland 2010b).

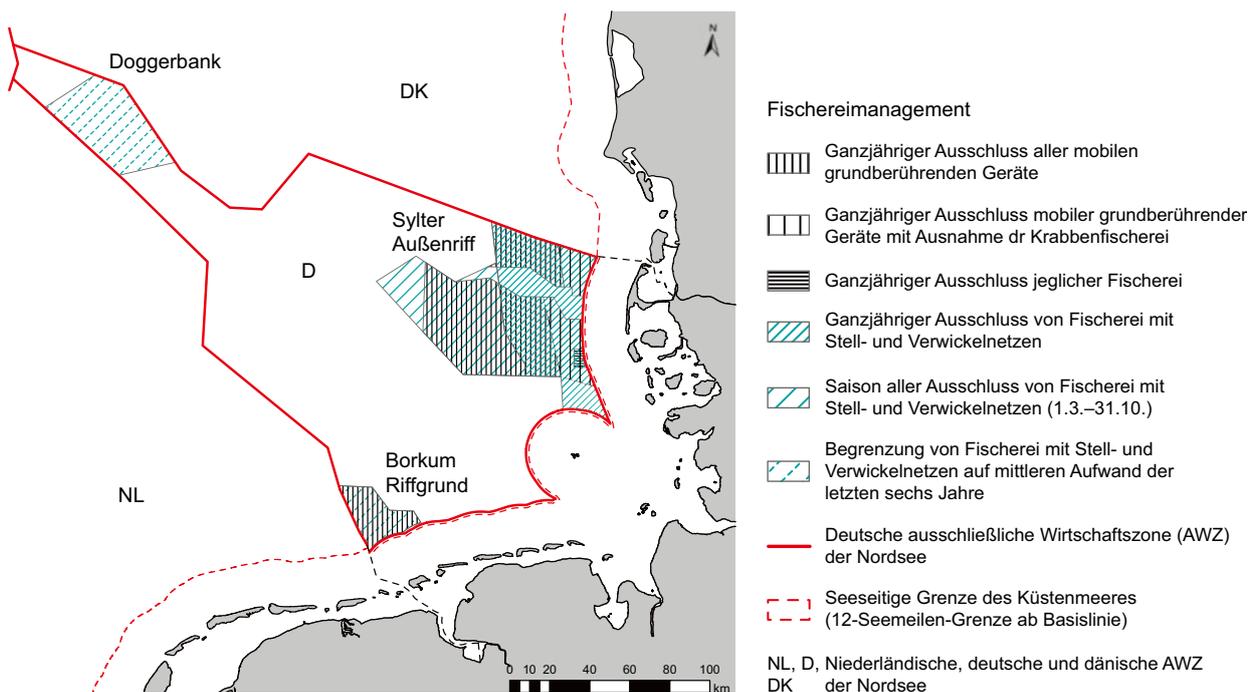
Da jeder Nationalpark seinen eigenen Managementplan verfolgt, der unter anderem den Regelungen des je-

weiligen Bundeslandes entsprechen muss, ergeben sich Unterschiede in der Art und Ausprägung zugelassener Nutzungsformen. Generell werden alle Nationalparks in zwei bis drei Nutzungszonen unterteilt, für die entsprechende Unterschiede in den dort zugelassenen Nutzungsformen bestehen. Die Kernzone (teilweise auch Schutzzone I oder Ruhezone genannt) hat dabei vorrangig die Gewährleistung des ungestörten Ablaufs natürlicher Prozesse als Ziel, wobei das nicht bedeutet, dass andere Nutzungsformen komplett ausgeschlossen sind. In den verbleibenden Bereichen der Nationalparks nehmen die Anzahl und das Ausmaß der erlaubten Nutzungsformen zu.

### 6.6.3.2 Managementmaßnahmen

Zu den Managementmaßnahmen im Bereich Küste und Küstengewässer zählt das **Fischereimanagement**, das gemäß der EU-Fischereipolitik das Ziel verfolgt, die befischten Arten selbst nachhaltig zu bewirtschaften, Überfischung zu vermeiden und einen maximalen Dauerertrag (Maximum Sustainable Yield, MSY) zu erreichen. Gleichzeitig orientiert sich ein ökosystembasiertes Fischereimanagement am Schutz des Ökosystems. Innerhalb von Schutzgebieten sind deren spezielle Schutzziele einzuhalten. Das bedeutet, dass das Fischereimanagement außer auf den Schutz befischter Arten ebenso auf die Schonung benthischer Habitate ausgerichtet sein muss. Dies gilt insbesondere, da es sich bei der überwiegenden Mehrheit der Fischereiaktivitäten

in den deutschen Gewässern um demersale (grundberührende) Fischerei handelt, welche vor allem benthische Habitate stark beeinträchtigt. Zusätzlich zur Regulierung durch Fangquoten als Teil der GFP der EU können die Behörden Vorgaben zum Fischereiaufwand (z. B. Fangtage auf See, Größe der Schiffe oder der gesamten Fischereiflotte) machen oder Sperrgebiete und Schließzeiten ausrufen. Weitere mögliche Maßnahmen beziehen sich auf die verwendeten Fanggeräte (z. B. Maschenweite, Selektivität von Fanggeräten), um den Beifang von Nichtzielarten zu vermeiden. Die Maßnahmen zur Beifangreduktion sind allerdings erst in den jüngsten Dekaden verstärkt eingesetzt worden, und Beifänge sind aufgrund von Ausnahmeregelungen in manchen Fischereien weiterhin hoch (Bellebaum et al. 2013; Marchowski et al. 2020). Zur Vermeidung des ungewollten Beifangs von Seevögeln und marinen Säugern, der vor allem in der Stellnetzfisherei relevant ist, gibt es verschiedene technische und konfliktlösende Ansätze, die bereits verwendet, teils noch optimiert werden (Sonntag et al. 2012). Zur Umsetzung der V-RL sind 2023 im Bereich des Sylter Außenriffs Maßnahmen in Kraft getreten. In diesem Gebiet überlappen sich Schutzzonen, die durch diese Richtlinie bzw. durch die FFH-RL adressiert werden. Für die Schonung und den Erhalt benthischer Habitate und deren Organismen kommen ebenfalls Verbotszonen und Regelungen zur Verwendung bestimmter Fanggeräte infrage. Bereits vor über zehn Jahren wurden Vorschläge für kleinräumige Fischereimanage-



**Abbildung 6.22:** Karte der im Jahr 2023 implementierten Fischereimanagementmaßnahmen in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee. Quelle: Thünen-Institut.

mentmaßnahmen in den Natura-2000-Gebieten der Nord- und Ostsee entwickelt (Sell et al. 2011), die im politischen Prozess zwischen Bund, Anrainerstaaten und EU-Kommission jedoch mehrfach verhandelt und verändert wurden. Erst 2023 sind in den Natura-2000-Gebieten der Nordsee-AWZ Fischereimanagementmaßnahmen in Kraft getreten. Diese regeln in kleinräumiger Zonierung ganzjährig bzw. saisonal den Ausschluss spezifischer Fanggeräte (Abb. 6.22)

Eine weitere Gruppe von Managementmaßnahmen beruht auf Vereinbarungen zur Reduktion der Belastung der Nährstoffeinträge. In der Umsetzung der WRRL und MSRL wurde im Rahmen von OSPAR und HELCOM ein Wert von 2,8 mg N pro l für Flüsse in die Nordsee und 2,6 mg pro l für Flüsse in die Ostsee beschlossen. Die größten Veränderungen gehen jedoch auf die in den letzten 50 Jahren erheblich erweiterte Abwasserbehandlung von Abwässern aus Haushalten und Industrie zurück. Seit 1999 haben alle EU-Staaten den Urban Wastewater Treatment Act in nationales Recht umgesetzt, P-haltige Tenside wurden aus Waschmitteln entfernt und dadurch die Belastung der küstennahen Gewässer gesenkt. Im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer führte die Reduktion der Eutrophierung z. B. zu einer Erholung der Seegrasbestände, sodass die Seegraswiesen heute eine höhere Ausdehnung haben als in den 1930er-Jahren (Dolch, Buschbaum & Reise 2013). Modelle sagen eine entsprechende Erholung des seegrassoziierten Nahrungsnetzes voraus (Horn et al. 2021).

Weitere Maßnahmen beinhalten die Reduzierung von Lärmverschmutzung während der Installation und des Betriebs von Konstruktionen in den Küstengewässern und bei der Sprengung von Munitionsaltlasten sowie die Reduzierung von Schadstoffeinträgen in die Gewässer. Besucherlenkung und Befahrensregelungen sind ebenfalls eine etablierte Maßnahmenkategorie im Naturschutzmanagement, die sich auf viele Artengruppen und damit auf die biologische Vielfalt im Allgemeinen positiv auswirken. Die Konzepte dafür werden als Teil der Managementpläne der einzelnen Nationalparks erarbeitet und umgesetzt.

### 6.6.3.3 Impulsmaßnahmen

Unter Impulsmaßnahmen fallen im Küstenbereich eine Reihe von **Renaturierungsmaßnahmen**, die anthropogen überformte Landschaften wieder in ihren natürlichen Ursprung zurückversetzen sollen. Dazu zählen z. B. die Renaturierung von Salzwiesen durch Öffnung von Sommerdeichen und Deichrückverlegungen. Ebenso zählen laufende Projekte zur Wiederherstellung der Bestände der Europäischen Auster in der Nordsee, die Wie-

deransiedlung des Europäischen Störs (*Acipenser sturio*) und des Baltischen Störs (*Acipenser oxyrinchus*) oder auch die Wiederaufforstung von Seegrasbeständen in einigen Teilen der Ostsee zu typischen Impulsmaßnahmen im Bereich Küste und Küstengewässer. Auf einige dieser Projekte und ihre Auswirkungen auf die biologische Vielfalt werden wir im Folgenden exemplarisch eingehen.

Generell sind Impulsmaßnahmen im marinen Bereich meist mit einem erheblichen logistischen und finanziellen Aufwand verbunden. Viele der Maßnahmen werden deshalb bisher nur als Teil von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für Bauvorhaben oder breit angelegten Forschungsprojekten durchgeführt. Restaurationsmaßnahmen müssen wie alle anderen Maßnahmen immer vor dem Hintergrund der möglichen Beeinträchtigung des Ablaufens ungestörter natürlicher Prozesse bewertet werden.

**Salzwiesen** (Nordseeküste) und **Salzgrasländer** (Ostseeküste) stellen nicht nur wichtige Lebensräume für speziell angepasste Arten dar, sondern tragen ebenfalls zur Regulierung des marinen Stoffhaushalts (Boormann 2003; Dausse et al. 2005; Olff et al. 1997), zum Küstenschutz (Möller 2006) und als wichtige Rast-, Ruhe- und Rückzugsorte für verschiedene Organismengruppen (Boesch & Turner 1984; Hälterlein, Bunje & Potel 2003; Mathieson et al. 2000) bei. Die besonders im 20. Jahrhundert vorangetriebene Eindeichung von Salzwiesenstandorten sowie die intensive Bewirtschaftung (Beweidung, Mahd) haben zu großen Verlusten an naturnahen Salzwiesenflächen geführt (Dijkema 1987; Kempf 1987). Mittlerweile stellt die Renaturierung von Salzwiesen jedoch für verschiedene Nutzergruppen eine attraktive Lösung dar (Beispiel: Rundwanderweg Langwarder Groden Abb. 6.23). Einerseits lohnt sich die Bewirtschaftung der dem Deich vorgelagerten Salzwiesen heute oftmals nicht mehr. Zum anderen ist der Deichrückbau und damit die Wiedervernässung von Salzwiesen eine (zumindest mittelfristig, Kap. 6.4.4.3) günstigere Antwort auf den klimawandelbedingten Meeresspiegelanstieg als eine weitere Erhöhung der Deiche (Ledoux et al. 2005; Mossakowski 2023; Rupp-Armstrong & Nicholls 2007; Seiberling & Stock 2009). Abgesehen von diesen ökonomischen Faktoren, werden durch die Renaturierungsmaßnahmen nicht nur die biologische Vielfalt gefördert, sondern die natürlichen hydrologischen und hydromorphologischen Prozesse wie z. B. Sedimentation wieder zugelassen. Außerdem ergeben sich aus der Wiederherstellung von natürlichen Küstenlebensräumen eine Aufwertung der Region und eine größere Attraktivität für den Tourismus (Knoblauch et al. 2012; MacDonald et al. 2020; Wulf 2021). Folglich werden einige der Pro-



**Abbildung 6.23:** Renaturierungsmaßnahme Langwarder Groden. Das linke Foto zeigt den Langwarder Groden vor der Maßnahmenumsetzung im Jahr 2013 (Foto N. Hecker, NLPV). Rechts sieht man den gleichen Küstenabschnitt im Jahr 2018, vier Jahre nach der Maßnahmenumsetzung (Foto N. Hecker, NLPV).

jekte nicht mehr ausschließlich aus Naturschutzgründen verwirklicht.

An der Ostseeküste wird die Wiederherstellung von Salzgraswiesen oder die Wiedervernässung von Küstenmooren durch **Deichrückverlegungen** erzielt. Dabei werden an der Ostseeküste, die keinen durchgehenden Küstenschutz durch Deiche aufweist, meist lange und unzureichend ausgebaute Regionaldeiche durch kürzere sogenannte Landesschutzdeiche zum Schutz von Siedlungen ersetzt (Wulf 2021). Der positive Effekt von Deichrückverlegungen auf die biologische Vielfalt, insbesondere auf die Artenvielfalt von Salzgrünlandpflanzen und Küstenvögeln, ist unumstritten (Bernhardt & Koch 2003; Seiberling & Stock 2009; Wolters, Garbutt & Bakker 2005).

Seit Beginn der 1980er-Jahre wurden zahlreiche **Renaturierungs- und Deichrückverlegungsvorhaben** an der deutschen Nord- und Ostseeküste umgesetzt (Eselink et al. 2017; Mossakowski 2023; Wolters 2006). Im Nationalpark Wattenmeer wurden bis heute allein 17 Renaturierungsprojekte in Salzgraswiesen auf einer Fläche von rund 1.000 ha durchgeführt (Rupprecht et al. 2023). Dabei werden entweder Vor- oder Sommerdeiche geöffnet, Entwässerungsgräben verfüllt oder der Oberboden abgetragen, um das Abfließen natürlicher Prozesse wiederherzustellen. Die Entwicklung des Lebensraums im Anschluss an die Maßnahme wird durch ein umfassendes Monitoringprogramm (Überflutungshäufigkeit, Prielentwicklung, Vegetation, Sedimentation, Vorkommen von Brut- und Gastvögeln sowie weiteren Organismengruppen) dokumentiert.

Es gibt bisher nur wenige, noch in der Forschungs- und Entwicklungsphase steckende **Wiederansiedlungs-**

**programme**, d.h. Bestrebungen, ehemals einheimische habitatbildende Arten wieder in den deutschen Gewässern zu etablieren. Diese zielen vor allem auf die Austernriffe und Seegraswiesen ab. **Austernriffe** und Muschelbänke gelten aufgrund ihrer vielfältigen Funktionen wie z. B. Nahrung, Siedlungssubstrat, Versteck und Siedlungsraum und Laichgrund als Hotspot mariner Biodiversität. Sie tragen ebenfalls zu wichtigen Ökosystemfunktionen wie der Filtration des Meerwassers, der benthopelagischen Kopplung, Sedimentstabilisierung und allgemein einer Aufwertung der umliegenden Ökosysteme bei (Beck et al. 2011a; Pogoda 2019). Durch den über Jahrhunderte zu hohen Fischereidruck haben sich jedoch ihre Vorkommen stark verringert, weshalb sie mittlerweile als biogene Rifftypen der temperierten Breiten zu den am stärksten bedrohten Habitaten weltweit zählen (Airoidi & Beck 2007). Aufgrund ihrer ökologischen Bedeutung werden Austernriffe u. a. als besonders geschützter Lebensraumtyp »Riff« gelistet und haben einen prioritären Schutzstatus erhalten. Eine Machbarkeitsstudie aus dem Jahr 2014 stellte fest, dass eine Wiederansiedlung der **Europäischen Auster** (*Ostrea edulis*) in der Deutschen Nordsee grundsätzlich möglich erscheint, weshalb seitdem innerhalb des vom BMBF und BMU geförderten Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens (RESTORE) und in weiteren Projekten entsprechende Methoden zur Wiederherstellung der Bestände der Europäischen Auster untersucht werden (Pineda Metz et al. 2023; Pogoda et al. 2023). **Seegraswiesen** haben als sogenannte Ökosystemingenieure eine große Bedeutung für die biologische Vielfalt von Küstenlebensräumen (Kap. 6.3.2.2). In großen Arealen dienen sie vielen Fischarten zur Nahrungs-

aufnahme, als Laichstätte und Kinderstube für ihre Jungen. Auch die biologische Vielfalt vieler Invertebrate und Mikroorganismen wird positiv durch die Anwesenheit von Seegraswiesen beeinflusst, u. a. auch durch das Herausfiltern vieler Krankheitserreger und Schadstoffe. Als ein weiteres öffentlichkeitswirksames Argument hat in den letzten Jahren ebenfalls die Fähigkeit der CO<sub>2</sub>-Speicherung für Unterstützung von Wiederansiedlungsprojekten von Seegraswiesen gesorgt (Mengis et al. 2022; Stevenson et al. 2022). Wiederansiedlungsversuche von Seegras werden weltweit in Küstenregionen durchgeführt (van Duren et al. 2013; Govers et al. 2022; Tan et al. 2020). In der deutschen Ostsee werden die Forschungsarbeiten zu Möglichkeiten und Erfolgsfaktoren bei Wiederansiedlungsversuchen bisher hauptsächlich am GEOMAR (Projekt SeaStore, <https://www.seegraswiesen.de/>) durchgeführt. Weitere wichtige Ökosystemingenieure sind *Sabellaria*-Arten (*Sabellaria spinulosa*, *Sabellaria alveolata*). Allerdings sind die letzten der von den Polychaeten gebildeten biogenen Riffe, welche zahlreichen weiteren marinen Arten als Lebensraum und Versteck dienen, im deutschen Nordseeraum mittlerweile verschwunden. Im aktuellen Maßnahmenprogramm der MSRL wurden deshalb Maßnahmen zur Wiederansiedlung von »Sabellaria-Riffen« beschlossen. Ziel ist es nicht, die Organismen aktiv wieder anzusiedeln, sondern die natürlichen Bedingungen so weit wiederherzustellen, dass sich die Art von selbst wieder ansiedeln kann. Dafür sollen in einem ersten Schritt geeignete Wiederansiedlungsflächen ausgewiesen werden.

#### 6.6.4 Evaluation von Instrumenten und Maßnahmen für biologische Vielfalt

Generell findet keine flächendeckende und systematische Evaluierung von einzelnen Naturschutzmaßnahmen in der Nord- und Ostsee statt. Deshalb werden hier exemplarisch und soweit möglich die wichtigsten Instrumente und Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirksamkeit in Bezug auf den Biodiversitätsschutz beschrieben.

Die **Wirksamkeit der MSRL** als Instrument kann zum aktuellen Zeitpunkt nicht bewertet werden, da die meisten Maßnahmen sich immer noch in der Entwicklungs- und Abstimmungsphase befinden und eine Umsetzung noch nicht stattgefunden hat (siehe auch Kap. 6.5.2.3). Eine Wirksamkeitsanalyse des MSRL-Maßnahmenprogramms (BMUV 2022) stellt fest, dass die im Maßnahmenprogramm genannten Instrumente und Maßnahmen grundsätzlich dafür geeignet sind, die Erreichung der Umweltziele zu unterstützen. Eine Einschätzung des Wirkpotenzials von Maßnahmen ist allerdings mit großen Unsicherheiten verbunden, da dieses

Potenzial maßgeblich von einer wirkungsvollen Ausgestaltung und Umsetzung der Maßnahmen abhängt. Eine konkrete Formulierung zur Durchführung von Maßnahmen steht vielfach noch aus. Dies gilt unter anderem für die zum Schutz der marinen Biodiversität geplanten Maßnahmen.

Die **naturschutzrechtliche Eingriffsregelung** nach dem BNatSchG und die **Umweltverträglichkeitsprüfungen nach FFH-RL** stellen aktuell für den Küstenraum die wirkungsvollsten Naturschutzinstrumente dar, da geplante Bauprojekte und Maßnahmen geprüft werden müssen und gegebenenfalls untersagt werden können oder entsprechende Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen durchzuführen sind. So wird im Küstenraum die überwiegende Mehrheit von Renaturierungsmaßnahmen als Teil von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen von Bauvorhaben finanziert und durchgeführt.

Bei der Bewertung der Zielerreichung von **Renaturierungsmaßnahmen** spielen bei Salzwiesenrenaturierungen sowohl abiotische Prozesse der Salzwiesenentwicklung als auch die Struktur und Zusammensetzung der Vegetation und die Nutzung der Fläche durch Brut- und Gastvögel eine Rolle. Die Ergebnisse können hierbei, je nach Maßnahmentyp, Geländehöhe, Ausgangsvegetation und anthropogenen Strukturen, in den einzelnen Kriterien sehr unterschiedlich ausfallen (Esselink et al. 2017; Rupprecht et al. 2023). In Bezug auf die biologische Vielfalt erzielen manche Maßnahmen schon nach kurzer Zeit eine deutliche Steigerung in der Anzahl der gewünschten Zielarten (Bernhardt & Koch 2003; Seiberling & Stock 2009; Wolters, Garbutt & Bakker 2005; z. B. Langwarder Groden). Andere Renaturierungsprojekte erhöhten die Artenvielfalt, allerdings nicht unbedingt die Abundanzen der Arten, auf die sie ausgerichtet waren (Hellwig & Körber 2017). Letztlich ist das grundlegende Ziel von Renaturierungsmaßnahmen allerdings eine Aufwertung von Lebensräumen hin zu mehr Naturnähe und natürlicher Dynamik und somit nicht allein an Artenzahlen oder -inventar geknüpft.

Die sechs **Naturschutzgebiete in der deutschen AWZ** erfüllen bisher ihren Schutzzweck nur in geringem Maße. Obwohl die Gebiete von der deutschen Regierung bereits im Jahr 2004 als Natura-2000-Gebiete gemeldet wurden, erhielten sie erst im Jahr 2017 den Status als Naturschutzgebiet unter deutschem Recht. Daraufhin wurden Managementpläne entwickelt, die in den Jahren 2020 und 2022 eingeführt wurden. Erst 2023 wurden erste Einschränkungen der Fischerei innerhalb der Naturschutzgebiete vorgeschrieben. Bis dahin wurden die direkten Treiberkategorien mit den größten negativen Auswirkungen auf die biologische Vielfalt (Schifffahrt,

kommerzielle Fischerei, militärische Nutzung, Energiegewinnung) trotz des Naturschutzstatus nicht reguliert.

Im Gegensatz zu den AWZ-Naturschutzgebieten sind in den **Nationalparks** einige Nutzungsformen verboten. Andere Nutzungsformen wurden reguliert, aber nicht ausgeschlossen, z. B. Miesmuschelfischerei. Deutsche Nationalparks werden alle zehn Jahre evaluiert. Die letzten Evaluierungsberichte für die deutschen Küsternationalparks wurden allerdings zwischen den Jahren 2010 bis 2012 veröffentlicht und geben somit nicht die aktuelle Situation wieder. Die Fertigstellung der nächsten Evaluationsberichte ist für 2024 bzw. die kommenden Jahre vorgesehen. Einige übergreifende Punkte, die von der Bewertungskommission in der letzten Evaluation angemerkt wurden und trotz einiger Verbesserungen vielfach noch gelten, sind (1) ein zu geringer Anteil nutzungsfreier Flächen, (2) die sich teilweise entgegenstehenden Rechtsgrundlagen, die sich vor allem aus der Aufteilung von Zuständigkeiten und Gesetzgebung zwischen Bund und Ländern ergeben und Auswirkungen auf die Ziele der Nationalparks haben sowie zu Nutzungskonflikten führen, und (3) eingeschränkte behördliche Zuständigkeiten aufseiten der Nationalparkverwaltung für das NP-Gebiet. Zusätzlich wurde bemängelt, dass mit Ausnahme des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer bis zum Untersuchungszeitraum keine sozioökonomischen Daten in Bezug auf die Nationalparks erhoben wurden (EUROPARC Deutschland 2010a; EUROPARC Deutschland 2010b; EUROPARC Deutschland 2012; EUROPARC Deutschland 2018). Auch hier hat sich seit der Veröffentlichung der letzten Berichte einiges getan. Generell haben die Küsternationalparks Deutschlands seit ihrer Errichtung mithilfe der Zonierungskonzepte und der in 6.6.3 beschriebenen vielfältigen Maßnahmen vor allem im terrestrischen und eulitoralischen Bereich der Küsten und Küstengewässer gute Fortschritte in Bezug auf Natur- und Biodiversitätsschutz gemacht (Esselink et al. 2017; Rupprecht et al. 2023).

Der Zustand der Wattenmeer-Nationalparks wird zusätzlich trilateral (NL, DK, DE) im Quality Status Report beschrieben, wobei die Evaluation von Maßnahmen in den jeweiligen Unterkapiteln angesprochen wird. Regionenübergreifende Zusammenarbeit (HELCOM, OSPAR, Trilaterale Wattenmeerzusammenarbeit) kann sich bei entsprechendem Handlungswillen aller Beteiligten generell positiv auswirken. Dabei ist allein die Formulierung gemeinsamer Ziele wie z. B. in gemeinsamen Managementplänen ein wichtiger Schritt, welcher Naturschutzbelangen und deren Umsetzung bei Verhandlungen auf verschiedenen politischen Ebenen weiteres

Gewicht geben kann. Einige positive Beispiele für Maßnahmen, die innerhalb der trilateralen Wattenmeerzusammenarbeit auf den Weg gebracht wurden, sind z. B. die Umsetzung des Seal-Management-Plans und die Flyway Initiative. Ebenfalls erfolgreich waren Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstofffrachten in die Nordsee, wodurch sich einige Seegrasbestände deutlich erholen konnten.

Die mehrjährigen Zyklen aus Zustandsbewertung, Monitoring und Maßnahmen, die innerhalb der Berichtspflichten von HELCOM, OSPAR, WRRL und MSRL durchlaufen werden, dienen der Evaluierung und Nachbesserung von Maßnahmen. **Allerdings besteht das Grundproblem des Biodiversitätsschutzes in den deutschen Meeren trotz vielfältiger Renaturierungs- und Biodiversitätsschutzmaßnahmen entlang der Küste (Nationalparks) vor allem im marinen Bereich in der fehlenden Umsetzung von Maßnahmen.** Maßnahmen müssen wirksam implementiert und auch kontrolliert werden, um sich ihrem Schutzziel entsprechend auswirken zu können. Ebenso ist politischer Umsetzungswille erforderlich, da jede noch so durchdachte Richtlinie und Maßnahme wirkungslos bleibt, wenn sie in endlosen Verhandlungsschleifen über die konkrete Umsetzung stecken bleibt oder von der Politik nur unzureichend berücksichtigt wird. Beispiele hierfür sind die bisherigen Umsetzungen der Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) der EU (Kap. 6.5.2.4) und die Regulierungen der Nitratreinleitungen aus der Landwirtschaft (Nitratrichtlinie, Düngeverordnung).

Eine Regulierung der etablierten Nutzungsformen (Fischerei, Schifffahrt) und die Reduzierung ihrer vielfach schädigenden Wirkungen auf das Ökosystem und der darin vorkommenden Arten können sich auf einzelne Wirtschaftszweige stark auswirken, was zu Konflikten zwischen Naturschutz- und ökonomischen Interessen führt. Zuzüglich zu diesem ohnehin hohen Konfliktpotenzial haben mangelnde interdisziplinäre Forschung und der nur schwach professionalisierte Erkenntnistransfer zwischen Natur- und Gesellschaftswissenschaften dazu geführt, dass bisher wenig sozialwissenschaftliche Erkenntnisse über gesellschaftliche Prozesse und Dynamiken in die Gestaltung der Umsetzung von Maßnahmen mit gesellschaftlichen Auswirkungen einfließen konnten. So ziehen sich Konflikte oft über lange Zeiträume, bevor mit der Umsetzung begonnen werden kann. Der Bedarf an inter- und transdisziplinärer Forschung wird in den kommenden Jahren weiter ansteigen, da sich ausweitende Nutzungsformen (Ausbau Offshore-Windenergieerzeugung, Gas- und Ölförderung, Konstruktionen von LNG-Terminals),

die sich aus der aktuell angespannten Lage am Energiemarkt ergeben, und der damit verbundene zusätzliche Flächenbedarf künftig zu weiteren Konflikten mit Naturschutzbelangen führen werden.

Eine zusätzliche Schwierigkeit in Bezug auf die Umsetzung von Instrumenten und Maßnahmen ist, dass viele Richtlinien aufgrund der Größe und schwierigen Überwachbarkeit der Meeresgebiete schwer kontrollierbar und ihre Effektivität deshalb nur bedingt evaluierbar sind.

Um Maßnahmen in Bezug auf einzelne Nutzungsformen und deren Auswirkungen auf die biologische Vielfalt und marine Ökosysteme im Allgemeinen ableiten und umsetzen zu können, fehlt es für einige Organismengruppen zudem an Wissen über kausale Zusammenhänge und geeignete Indikatoren. Teilweise sind bisher geltende Wirkungsgefüge auch als Folge des Klimawandels nicht mehr aktuell und müssen erneut bestimmt und bewertet werden. Um dieser Aufgabe gerecht zu werden, sind vielfach der Austausch von Wissen und Daten zwischen Wissenschaft und behördlichem Monitoring in Deutschland zu schwach ausgeprägt. Zusätzlich sind weite Teile der AWZ trotz erfolgreicher Weiterentwicklung in der Methodik noch nicht flächendeckend kartiert, womit die Grundlage für eine Erarbeitung notwendiger und passender Maßnahmen nicht gegeben ist.

## 6.7 Handlungsbedarfe und Handlungsoptionen zum Biodiversitätsschutz an der Küste und in Küstengewässern

### 6.7.1 Generelle Rahmenbedingungen für Handlungsbedarfe und -optionen

Die Küsten und Küstengewässer befinden sich fast ausschließlich in öffentlicher Hand, gleichzeitig sind die meisten direkten und indirekten Treiber des marinen Biodiversitätswandels nicht lokal, sondern regional oder global zu verorten. Daher liegt der Schwerpunkt der Handlungsbedarfe und -optionen im **politisch-regulatorischen Bereich** und bedarf einer **internationalen Koordination**. Beides führt oft zu langwierigen Prozessen in der Entstehung von Instrumenten und Maßnahmen und nach Beschlussfassung oft langfristigen Folgen mit geringem Rahmen für Anpassungen. Da diese Rahmenbedingungen viele der Handlungsbedarfe (Kap. 6.7.2) begründen und Handlungsoptionen einschränken oder befördern (Kap. 6.7.3), werden sie hier (auch in Zusammenfassung vorheriger Kapitel im Lebensraum Küste) aufgelistet.

- In seiner aktuellen Ausprägung ist das Wattenmeer einer der natürlichsten Lebensräume, die wir in

Deutschland haben, allerdings sind generell die Küstenlinie und Küstengewässer ähnlich vom Menschen überformt wie terrestrische Nutz- und Kulturräume des Offenlandes oder des Waldes. Landseitig ist die Küste in ihrer jetzigen Ausprägung durch Jahrhunderte des Deichbaus, der Landgewinnung und der Landwirtschaft entstanden.

- Die Steuerung dieser Nutzungen unterliegt einer stringenten **Raumplanung**, die sich als Marine Spatial Planning (MSP) als eigenes Forschungs- und Umsetzungsfeld entwickelt hat. Die Raumplanung basiert auf dem Raumordnungsgesetz, das im Jahr 2017 novelliert wurde und dessen Grundsätze auch für den Meeresraum gelten (Janssen et al. 2022). Hierbei wäre es aus Sicht des BfN empfehlenswert gewesen, **meeresraumspezifische Grundsätze** zu etablieren, die die spezifischen Eigenschaften wie nicht stationäre Wassermassen, die große Ausdehnung und Freiraumstruktur des Meeres und die komplexen Wechselwirkungen zwischen Land und Meer abbilden. Dies ist leider nicht erfolgt, sodass die Planung im Prinzip mit einem flächengestützten Ansatz wie an Land erfolgt.
- Die bisher größten **Veränderungen der biologischen Vielfalt** im Lebensraum Küste und Küstengewässer sind vor allem auf **direkte Eingriffe** (Fischfang, Küstenschutz, Baumaßnahmen) und Verschmutzung (Nährstoffe, Schadstoffe) zurückzuführen (Kap. 6.4). Aktuell und in Zukunft spielt jedoch der Klimawandel als Treiber von Veränderungen in der biologischen Vielfalt eine immer größere Rolle, wie die bereits stattfindende polwärtige Verschiebung von Verbreitungsgebieten deutlich macht. Diese findet im Meer über alle Organismengruppen hinweg deutlich schneller statt als an Land (Poloczanska et al. 2013). Die hohe passive Mobilität durch Strömungen und die Abwesenheit von geografischen Dispersionsbarrieren (z. B. Gebirge, Flüsse) begünstigen diese rapide Veränderung, die sich in Zukunft noch deutlich erweitern wird (Hodapp et al. 2023).
- Auch die im vorherigen Punkt genannten direkten Eingriffe sind oft nicht lokal in Entstehung oder Auswirkung. Die **Verschmutzungen sind terrestrischen Ursprungs** und beeinflussen die Küstengewässer vor allem durch den Transport aus Fließ- und Grundgewässern, deponieren also die Produkte (agrar-)wirtschaftlichen Handelns im Meer. Der Nährstoffeintrag wird dabei indirekt durch die Gemeinsame Agrarpolitik der EU beeinflusst und daher überregional angetrieben. Die EU setzt mit der Gemeinsamen Fischereipolitik auch den Rahmen für Fischerei als einen

**Box 6.2:** Transformationsbox – Wattenmeer: Nationalpark und Weltnaturerbe

Entlang der deutschen Nordseeküste erstrecken sich heute lückenlos die Nationalparks Schleswig-Holsteinisches, Niedersächsisches und Hamburgisches Wattenmeer. Das gesamte Wattenmeer der südöstlichen Nordsee wurde 2014 zum Weltnaturerbe erklärt. In den Jahrzehnten zuvor war das Wattenmeer jedoch durch diverse Nutzungen geprägt, die starke Biodiversitätsverluste verursachten.

**Indirekte Treiber des Biodiversitätsverlustes:** Zunächst war das Meer ein weitgehend unregulierter Raum, sodass industrielle und allgemein wirtschaftliche Entwicklungen sich negativ vor allem durch Verschmutzung, Vergiftung und Eutrophierung auswirkten. Zudem führten Eindeichungen aus Küstenschutz- und Landbewirtschaftungsgründen über Jahrhunderte hinweg zu einer massiven Verkleinerung von Wattflächen und Salzwiesen. Umweltschutzmaßnahmen gegen Nährstoffeinträge aus Landwirtschaft und Industrie fehlten noch weitgehend, ebenso wie Ansätze zu ökosystembasiertem Management in den (EU-) Agrar- und Fischereipolitiken. Als Folge von Einleitungen und Ölverunreinigungen verendeten viele Tiere. Auf den Inseln beeinträchtigten Bauentwicklungen aufgrund des wachsenden und zum wichtigsten Wirtschaftsfaktor werdenden Tourismus die Dünenlebensräume. Die Artenvielfalt von Salzwiesen verarmte durch intensive Beweidung oder verschwand durch Landgewinnungsmaßnahmen gebietsweise gänzlich. Einen flächenbezogenen Naturschutz gab es nicht, der Schutz von Rast- und Brutvögeln stand seit Beginn des 20. Jahrhunderts nur kleinräumig (v. a. auf unbesiedelten Inseln) im Fokus.

**Positive Biodiversitätsänderungen:** Mittlerweile zeichnen sich diverse positive Entwicklungen ab, darunter die Erholung von Salzwiesen und Dünen, da der zunehmende Einsatz extensiver Nutzungsformen die natürliche Dynamik ökologischer und geologischer Prozesse vermehrt wieder zulässt. Seegrasbestände konnten sich infolge verminderter Eutrophierung wieder ausdehnen. Durch die Einstellung der Jagd haben die Populationsgrößen von Seehunden, Kegelrobben (Wiederbesiedlung) sowie verschiedener Brut- und Zugvogelarten deutlich zugenommen. Die Beendigung der Dünnsäureverklappung führte zu gesünderen Artengemeinschaften und das Verbot von Pestiziden wie DDT zu einem Rückgang von Schadstoffen in Vogeleiern. Die Regulierung der Muschelfischerei bewirkte eine Bestandssicherung der Miesmuscheln; Herzmuscheln werden gänzlich geschützt.

**Hindernisse & Widerstände:** Über viele Jahrzehnte hinweg standen vielfältige Nutzungsinteressen wie Landgewinnung, Fischerei, Sand- und Kiesgewinnung, Öl- und Gasförderung, Kabelverlegung, Tourismus und Schifffahrt mit weitreichenden Fahrwasservertiefungen und Verklappungen dem Naturschutz entgegen. Widerstand zeigte z.T. auch die lokale Bevölkerung, als Nutzungsrechte wie die Wattenjagd oder das Sammeln von Vogeleiern infrage standen. Bis heute sind verschiedene Nutzungen immer noch wenig reguliert. Die Krabbenfischerei ist aufgrund regionalpolitischer Prioritäten kaum eingeschränkt, sodass sie durch Beifänge sowie ihre grundbe-

rührende Fischereitechnik weiterhin in gewissem Umfang Einfluss auf die biologische Vielfalt und Habitate nimmt.

**Wichtigste Erfolgsfaktoren:** 1985, 1986 und 1990 wurden die drei Wattenmeer-Nationalparks mit einhergehenden zahlreichen Nutzungseinschränkungen und Regelungen (Zonierung, Wegegebot etc.) für einen konsequenten Schutz der natürlichen Dynamik des Ökosystems eingerichtet. Der Einrichtung gingen gesellschaftlicher Druck als Reaktion auf die Umweltprobleme der 1970er Jahre und die bereits vor über 110 Jahren begonnene intensive (Öffentlichkeits-)Arbeit von Naturschutzvereinen und anderen (auch staatlichen) Organisationen voraus. Seither hat sich der Naturschutz professionalisiert und ist ein fester Partner in Programmen für den Biodiversitätsschutz und der Umweltbildung. Forschung, auch mit Freiwilligen, liefert durch Monitoringprogramme und auch experimentelle Studien Datengrundlagen, die faktenbasiertes Entscheiden ermöglichen. Dabei setzen die Nationalparks auch überregionale Rechtsetzungen (europäisches Naturschutzrecht Natura 2000 u. v. m.) im Biodiversitätsschutz um; Renaturierungsmaßnahmen sind ein neuer Schwerpunkt. Die Ernennung des Wattenmeers zum UNESCO-Naturerbe fördert und entwickelt die essenzielle länderübergreifende Zusammenarbeit zwischen Dänemark, Deutschland und den Niederlanden gezielt weiter und verstärkt – auch durch den Ausbau eines naturverträglichen Tourismus – in der Bevölkerung die Wahrnehmung des Wattenmeers als bedrohtes und schützenswertes Gut. Einige Nutzungskonflikte konnten durch runde Tische und sektorübergreifende Zusammenarbeit gelöst werden, auch wenn diese zuweilen „von oben“ angeordnet werden muss.

**Transformationspotenzial:** Die Einrichtung von Nationalparks und die Anerkennung als Weltnaturerbe sind zugleich Folge (früherer) und Antreiber (weitergehender) gesellschaftlicher Transformationsprozesse. Die Erfahrung aus der erfolgreichen Verzahnung von zunehmend professionalisiertem Naturschutz und politischer Gestaltung von Maßnahmen, auch unter Einbeziehung verschiedener Akteure, können wegweisend für zukünftige Prozesse werden. So sollte geprüft werden, welche Erfahrungen auf die diskutierte Planung eines Nationalparks Ostsee übertragbar sind. Gleichzeitig kann für die Entwicklung weiterer Politiken im Wattenmeer selbst – z.B. im Zusammenhang mit den aktuellen erweiterten Anforderungen im Meeresschutz – dort auf etablierte Kooperationen aufgebaut werden. Angebote im Ökotourismus, z.B. Nationalpark-Partnerprogramme, können regionale Unternehmen stärken. In der trilateralen Wattenmeerforschung entsteht Potenzial, Daten aus behördlichem und NGO-basiertem Monitoring übergreifend auszuwerten. Parallel dazu bieten sich Möglichkeiten für Umweltbildungs- und Nachhaltigkeitsveranstaltungen, Citizen-Science-Ansätze und die Integration von Wissen zur Wattenmeerökologie in Lehrmaterialien für schulisches und selbstorganisiertes Lernen.

*Quelle: Inhalte dieser Box sind das Ergebnis einer Expert:innenbefragung*

weiteren direkten Eingriff. Diese überregionale Verantwortung und die nicht einzuschränkende aktive und passive Mobilität der Organismen im Meer begrenzen die Möglichkeiten, statische »Refugien« für den Biodiversitätsschutz zu schaffen. Daraus folgt, dass flächengestütztes Management nur eine Handlungsoption sein kann und jede stationäre Maßnahme eine adaptive Strategie für sich ändernde Umweltbedingungen voraussetzt.

- Eine weitere Konsequenz des durch die hohe Konnektivität bedingten schnellen Biodiversitätswandels ist das **Fehlen einer Rückkehr zu einem vorherigen Zustand** der biologischen Vielfalt. Auch wenn die ursprünglichen Gründe für die Veränderungen reduziert werden, sind die Lebensgemeinschaften in ihrer Antwort auf das sich ändernde Klima erheblich verändert. Reise et al. (2008) (siehe auch Reise 2005) belegen dies eindrucksvoll am Beispiel des Wattenmeers. Dort konnten einige anthropogene Einflüsse (z. B. Eutrophierung) zurückgefahren und ein erheblicher Schutzstatus erreicht werden. Dennoch führten die veränderten klimatischen Bedingungen und die Einführung nicht einheimischer Arten zu neuen Artenzusammensetzungen und veränderten Ökosystemprozessen. Rishworth et al. (2020) fanden gleichfalls in einer Zeitreihenanalyse für die Nordsee keine Anzeichen für eine Rückkehr, sondern eine **kontinuierliche Drift zu neuen Lebensgemeinschaften**. Weitere Veränderungen in der Artenzusammensetzung werden sich aufgrund von Meeresspiegel-, Temperaturanstieg und Versauerung nicht vermeiden lassen.

Zusammenfassend wurde Naturschutz im Meer lange Zeit von Konzepten dominiert, die dem terrestrischen Naturschutz entnommen sind und vor allem lokale, flächenbezogene Maßnahmen beinhalten. Das Meer ist für diese Handlungsoptionen aber nur teilweise geeignet, und die Etablierungszeit für flächenbezogenes Management ist außerdem deutlich verlangsamt. Daher gibt es **Bestrebungen, über das Flächenmanagement hinausgehende Beiträge zum Biodiversitätsschutz zu entwickeln**. Die Erkenntnis dieses Handlungsbedarfs lässt sich sowohl in der Nationalen Meeresstrategie erkennen als auch in der Besetzung eines neuen Meeresbeauftragten der Bundesregierung mit Sebastian Unger. Die UN-Dekade zum nachhaltigen Umgang mit dem Ozean (2021–2030) und die Meeresoffensive der aktuellen Bundesregierung geben den Besonderheiten des Lebensraums und der dortigen Handlungsmöglichkeiten einen weiteren Rahmen.

## 6.7.2 Handlungsbedarfe

Aus den Ergebnissen des *Faktencheck Artenvielfalt* lassen sich Handlungsbedarfe definieren, die es für den Lebensraum Küste und Küstengewässer prioritär zu entwickeln gilt. Diese werden ergänzt durch Ergebnisse eines Positionspapiers der Abteilung Meeresnaturschutz des BfN (von Nordheim et al. 2017), das eine Reihe primärer Ziele definiert.

### 6.7.2.1 Operationale Ziele und Indikatoren

Sowohl die Agenda 2030 der Vereinten Nationen als auch die deutsche Nationale Biodiversitätsstrategie (BMUB 2007) bauen darauf, konkrete Zielvorgaben für einen gegebenen Zeitpunkt zu formulieren. Die ursprünglichen Ziele der NBS waren für 2010 formuliert und verlangten ein Aufhalten der negativen Biodiversitätsentwicklung, eine positive Trendentwicklung hin zu höherer Vielfalt, eine Verringerung der Anteile gefährdeter Arten und Lebensraumtypen sowie den Schutz von 10 % der Landesfläche, wobei 2 % explizit als Wildnis entstehen sollten. Für Küsten und Meere sollten der Gute Umweltzustand (GES = good environmental status), der in der MSRL gefordert ist, bis 2015 bzw. 2021 erreicht werden, die weiteren Ziele waren analog zum generellen Ansatz der Stopp weiterer negativer Entwicklungen und eine Trendumkehr sowie – spezifisch – die Wiederansiedlung des Störs und anderer in deutschen Gewässern ausgestorbener mariner Arten. Die NBS wird derzeit überarbeitet und soll die Aspekte der Montreal-Kunming-Vereinbarung einbauen, aber auch zu einer Vereinfachung der Zielformulierung führen. Das Ziel der MSRL, bis 2020 einen »Guten Umweltzustand der Meere« zu erreichen, konnte nicht erreicht werden, sodass die erforderlichen Anstrengungen für die Umsetzung der MSRL sowohl national als auch auf regionaler (OSPAR und HELCOM) und europäischer Ebene weiterzuführen sind.

Dieser Überarbeitung vorausgreifend, besteht ein erheblicher Handlungsbedarf in der **Formulierung operativer Ziele** für den (marinen) Biodiversitätsschutz und dazu passender **Indikatorik**. Der qualitativen Zielentwicklung muss ein gesellschaftlicher und wissenschaftlicher Diskurs vorangehen, wie auch in vielen der o. g. Beispiele geschehen. Diese Ziele werden aber nur dann operational, wenn mit der Zielsetzung konkrete Handlungsempfehlungen einhergehen. Die bisherigen Ziele zur Trendumkehr, Flächenanteilen des Naturschutzes und Wiederansiedlung werden diesem Anspruch nur teilweise gerecht. Wenn sie durch konkrete Zahlenwerte manifestiert sind, wie bei den Flächenzielen, sind diese oft nicht mit konkreten Maßnahmen ver-

bunden. Die Ausweisung von Schutzgebieten alleine hat jedoch nur einen geringen Einfluss auf die biologische Vielfalt, wenn sie nicht von entsprechenden Regelungen untermauert werden (Kap. 6.7.2.2, Umsetzung von Maßnahmen). Außerdem sind diese Ziele oft nicht an konkrete Biodiversitätsszenarien gekoppelt, die es für den Ozean bisher nur auf globaler Ebene gibt (Hodapp et al. 2023), aber nicht konkretisiert für regionale Gewässer wie die deutschen Nationalgewässer und AWZ.

Bei den anderen Zielen der NBS stellt sich die Frage nach der Messbarkeit und den Erwartungen zur zeitlichen Dynamik. Der erste Aspekt betrifft die auch bereits für den Deskriptor D1 Biodiversität der MSRL unbefriedigend gelöste Frage, wie das komplexe Geschehen des Biodiversitätswandels numerisch abgebildet werden kann, wenn gleichzeitig die meisten verfügbaren Maße aufwandsabhängig und durch eine Vielzahl von Randbedingungen statistisch beeinflusst sind (Chase & Knight 2013). Die verwendeten Indikatoren und Metriken sind daher oft unbefriedigende Kompromisse zwischen der Dokumentation der Zielerreichung und wissenschaftlich sinnvoller und möglicher Messbarkeit. Der Vielzahl an möglichen essenziellen Biodiversitätsvariablen steht in der Praxis oft eine Reduktion auf zugängliche Indikatoren gegenüber, beim Indikatorenbericht zur NBS (BMU 2019) sind dies z. B. Populationstrends ausgewählter Vogelarten. Die MSRL verwendet die Verhältnisse der Abundanzen bestimmter Organismengruppen wie Diatomeen:Dinoflagellaten im Phytoplankton (Wasmund et al. 2017), Cladoceren:Copepoden im Zooplankton (Gorokhova et al. 2016) oder generell anderer Organismengruppen (Thorpe et al. 2022) als Indikatoren. All diese Maße sind vergleichsweise indirekte Indikatoren für biologische Vielfalt, noch weniger tragen sie jedoch dazu bei, den Erreichungsgrad der gesellschaftlichen Ziele für den Meeresnaturschutz messbar zu machen. Die wissenschaftlich fundierte Prüfung (und ggf. Entwicklung neuer) biodiversitätsnaher Indikatoren zur Erreichung der Zielvorstellungen ist daher ein zweiter Handlungsbedarf, der unter Berücksichtigung unterschiedlicher mariner Biodiversitätsszenarien vorangetrieben werden muss.

Hierzu gehört auch der zweite o. g. Aspekt des zeitlichen Horizonts für die Erwartungshaltung zur **Implementierung von Maßnahmen**. Unter sich ändernden Umweltbedingungen ist eine zeitliche Verzögerung der Biodiversitätsentwicklung gegeben, die sich durch ein Ungleichgewicht aus lokaler Einwanderung und lokalem Aussterben ergibt (Kuczynski, Ontiveros & Hillebrand 2023). Für marine Systeme mit ihren hohen Einwanderungsraten ist hier zu erwarten, dass negative

Konsequenzen in Bezug auf die Anzahl der Arten erst sehr langfristig sichtbar werden, da vom Wandel benachteiligte Arten nicht so schnell verloren gehen, wie neue Arten einwandern (Hillebrand et al. 2018a). Allerdings trifft dieser Punkt umgekehrt auch auf positive Effekte von Handlungen zu, hier muss seitens des Naturschutzes klar kommuniziert werden, dass positive Effekte ebenfalls mit erheblicher Verzögerung auftreten werden und entsprechend lange Laufzeiten für Interventionsmaßnahmen eingeplant werden müssen. Kuczynski et al. (2023) schätzen – allerdings für Süßwasserfische und nicht für marine Organismen –, dass die Verzögerung Jahrzehnte umfassen kann und damit weit über die gewöhnliche Laufzeit temporärer Interventionen hinausgeht. Eine realistische Abschätzung der zeitlichen Auswirkung negativer und positiver Handlungen im Küstenraum muss der Bewertung von Risiken, aber auch von Maßnahmen zugrunde liegen.

#### 6.7.2.2 Effektive Schutzgebietsverwaltung und Schutzgebietsmanagement

Die Nationalparks des Wattenmeers nehmen als Teil ihres Auftrags, eine großräumige natürliche Dynamik des Ökosystems zuzulassen, erhebliche Einschnitte in die Betretung und Benutzung der Gebiete durch Menschen vor und haben eine Vielzahl von Maßnahmen zum Schutz der biologischen Vielfalt umgesetzt (Kap. 6.6, Box 6.4). Gleiches gilt nicht im selben Maße für die Meeresschutzgebiete der deutschen AWZ. Aufgrund des offenen Charakters der Küstengewässer kann das adäquate Management der Schutzgebiete, das für alle europäischen MPAs erreicht werden soll, nur durch eine Reduzierung der Belastungen durch menschliche Nutzungen erfolgen (Krause et al. 2022a). Dies ist aber nur in geringem Ausmaß in der AWZ gegeben.

Erste Maßnahmen zur **Einschränkung der grundberührenden Fischerei** wurden in Teilgebieten oder saisonal in den Natura-2000-Gebieten in AWZ der Nordsee nach langjährigen Verhandlungen im Jahr 2023 umgesetzt. Für die Natura-2000-Gebiete der Ostsee konnten bisher keinerlei Fischereimanagementmaßnahmen umgesetzt werden. Für den **Flug- und Schiffsverkehr** über und in den Naturschutzgebieten gibt es derzeit keine Einschränkung. Bisher wurde der **Ausbau der Offshore-Windenergie** außerhalb der marinen NSGs in der AWZ geplant. Mit den ambitionierten Zielen der Energiewende ist hier jedoch von anderen Prioritäten auszugehen; so wird bereits eine Vereinbarkeit mit den Zielen des NSG Doggerbank geprüft (Krause et al. 2022a). Neben der Maßnahmenstellung muss auch eine effektive Maßnahmenkontrolle durchgeführt werden, auch

hier gibt es seitens der marinen Naturschutzgebiete Nachholbedarf.

Bisher erfüllen die **Meeresschutzgebiete in der AWZ ihre Schutzfunktion nur sehr eingeschränkt**. Um dies zu ändern, müssten die dort stattfindenden Nutzungsformen stärker eingeschränkt werden. Auch die erwähnten kürzlich umgesetzten Fischereimanagementmaßnahmen in den AWZ NSGs der Nordsee ändern nichts an der Tatsache, dass es an **Ruheräumen** für Meeresorganismen mangelt. Diese sind aber für einen effektiven Schutz der Meeresumwelt und ihrer Organismen aufgrund der kumulativen Wirkung multipler Stressoren notwendig. Ihr Fehlen wird deshalb auch als ein primärer Grund für das Verfehlen des guten Zustands der zu schützenden marinen Arten und Lebensräume angesehen (Krause et al. 2022a). Daher muss ein umfangreiches, effektives **Schutzgebietsmanagement mit einer detaillierten Überwachung** eingerichtet werden für die Natura-2000- und NSG-Gebiete, um zu gewährleisten, dass sich der Zustand der marinen Biodiversität in den Naturschutzgebieten der deutschen AWZ deutlich verbessert (von Nordheim et al. 2017). Neben dem regulatorischen Handlungsbedarf spielt auch die Überwindung des o.g. **Umsetzungsdefizits** eine zentrale Rolle, da beschlossene Maßnahmen nicht umgesetzt oder in ihrer Umsetzung nicht nachverfolgt werden können. Im Zuge eines effektiven Schutzgebietsmanagements müssen Nutzungsinteressen berücksichtigt werden, sodass der Themenkomplex Akzeptanz der Schutzgebiete ein stärkeres Gewicht bekommt (von Nordheim et al. 2017).

Die unter 6.7.1 beschriebenen Rahmenbedingungen von Biodiversitätsschutz im Meer lassen isolierte lokale Maßnahmen nicht sinnvoll erscheinen. Ein kohärentes Netzwerk von Meeresschutzgebieten in deutschen, europäischen und globalen Meeren mit ausreichenden Schutzmaßnahmen für eine natürliche Entwicklung soll Rückzugsgebiete für marine Arten sichern, »Spillover-Effekte« u. a. für Fischbestände fördern und marine Lebensräume erhalten. Dieses muss im Rahmen internationaler Übereinkommen und Richtlinien erfolgen. Gleichzeitig bedarf es der Entwicklung flächenunabhängiger Schutzkonzepte (Kap. 6.7.2.4).

### 6.7.2.3 Ökosystemarer Ansatz in der marinen Raumordnung

Die **Spezifika des Meeresraums werden in der Raumordnungsgesetzgebung nur unzureichend abgebildet** (Kap. 6.7.1), aber auch die Einstufigkeit des Verfahrens führt zu einer potenziell zu großzügigen Nutzungsausweisung, da eine Konkretisierung durch nachgeschaltete Behörden nicht vorgesehen ist und die Landschaftspla-

nung in der AWZ nicht zur Anwendung kommt (Janssen et al. 2022). Außerdem wurden die MPAs nur nachrichtlich in die Raumordnungspläne übernommen, und ihr Schutzstatus beruht daher nicht auf einer raumordnerischen Entscheidung. Da das Raumordnungsgesetz selbst aber nur vergleichsweise allgemeine Aussagen zu spezifischen Belastungsgrenzen macht, ist hier eine Konkretisierung ein wichtiger Handlungsbedarf. Es ist hierbei von besonderer Bedeutung, den Ökosystemansatz beim Management menschlicher Aktivitäten im Meer gemäß den OSPAR- und Helsinki-Übereinkommen unter Wahrung des Vorsorge- und Verursacherprinzips weiterzuentwickeln und anzuwenden. Als besonders zielführend wird hierbei die Ausweisung von Vorranggebieten für den Naturschutz in der marinen Raumordnung angesehen, da diese verpflichtend beachtet werden müssen, aber auch die Ausweisung von Vorbehaltsgebieten, die in nachfolgenden Verfahren zumindest berücksichtigt werden müssen (Janssen et al. 2022, S. 20). Ziel einer solchen marinen Raumordnung ist es, eine ökosystemverträgliche nachhaltige Nutzung der Meere zu erreichen, die der marinen Lebensvielfalt nicht schadet und die Grenzen der Belastbarkeit der marinen Ökosysteme als »unverhandelbaren« Rahmen der Raumordnung anerkennt (von Nordheim et al. 2017). Hierbei ist auch eine weitergehende Zielfestlegung für den Arten- und Biotopschutz außerhalb der MPAs notwendig, zum Beispiel in Pufferzonen.

### 6.7.2.4 Nicht flächenbezogene Maßnahmen

Der flächenbezogene Ansatz stellt aktuell das primäre, fast einzige Instrument des Meeresnaturschutzes dar, da Nutzungsaufgaben und Schutzmaßnahmen an bestimmte Gebiete gebunden werden. Gerade im Lebensraum Küste und Küstengewässer kommt dieser Flächenbezug an Grenzen. Zum einen erweist er sich als nicht zielführend für hochmobile Arten, die für einen Teil ihres Lebenszyklus oder ihres Aktionsradius die Schutzgebiete verlassen. Zum anderen sind marine Organismen in ihrer Verbreitung generell näher an ihrer maximalen Temperaturtoleranz als terrestrische (Pinsky et al. 2019), sodass sie den mit dem Klimawandel einhergehenden Temperaturerwärmungen schneller und konsistenter folgen (Lenoir et al. 2020). Angesichts teilweise jahrzehntelanger Prozesse zur Etablierung von MPAs birgt ein reiner Flächenansatz also das Problem, dass die zu schützende biologische Vielfalt nicht an diese Fläche gebunden ist. Hier besteht Handlungsbedarf in der **Entwicklung von adaptiven Naturschutzkonzepten**, die an das Vorkommen der Arten oder Lebensgemeinschaften gekoppelt sind, was mit technologischen

Herausforderungen (Echtzeitbeobachtung der zu schützenden Arten) einhergeht, aber auch rechtliche Aspekte zum Schutz außerhalb klassischer Planungsinstrumente erfordert.

Ein zweites Argument für die Entwicklung weiterer Maßnahmen entsteht durch diejenige Küstenbiodiversität, die eben nicht mobil, sondern physiogeografisch an einen bestimmten Ort gebunden ist. Dies sind vom **Meeresspiegelanstieg bedrohte Ökosysteme** wie Wattenmeer oder Salzgraswiesen, aber auch an Land nistende Seevögel, die durch polwärts wandernde Nahrungsorganismen erhöhte Flugdistanzen zurücklegen müssen und damit geringere Fitness erleiden. In beiden Fällen ist der Schutz der Fläche (der Seegraswiese oder der Nistkolonie) nicht ausreichend, um den Verlust des gesamten Ökosystems oder der Artengruppe zu vermeiden, da dieser die zugrunde liegende Problematik nicht behebt. Für die küstennahen Habitate gibt es daher zusätzlichen Handlungsbedarf, da zwischen einem Bestehenbleiben des starren Küstenschutzes (*»hold the line«*) und der Aufgabe desselben für die Schaffung von Ausweichhabitaten (*»managed retreat«*) entschieden werden muss. Letzteres bedeutet nichts weniger als die Aufgabe eines jahrhundertalten Konzepts der Küstensicherheit und Landgewinnung hin zum Überdenken neuer Landnutzungsoptionen und erstmaliger Aufgabe menschlich genutzten Küstenlandes. Daher muss hier eine breite gesellschaftliche Diskussion jedweder Entscheidung vorangehen.

Eine dritte Kategorie nicht flächenbezogener Maßnahmen sind beispielhafte Arten- und Biotopschutzmaßnahmen, zum Beispiel die Nachzucht und Wiederansiedlung der Europäischen und Baltischen Störe oder die Wiederansiedlung der Europäischen Auster in der Nordsee, die als Habitatbildner für biogene Riffe mit artreichen Biozönosen von Bedeutung ist. Generell ist bei diesen Maßnahmen wie auch bei Renaturierungen zu prüfen, inwieweit diese gelingen können, wenn das Ökosystem sich aufgrund multipler Faktoren weit von dem Zustand entfernt hat, in dem diese Arten bestandsbildend waren.

### 6.7.3 Handlungsoptionen

Die in Kapitel 6.7.2 beschriebenen Handlungsbedarfe sind nicht erst seit dem *Faktencheck Artenvielfalt* bekannt und haben deswegen bereits die Diskussion von Handlungsoptionen nach sich gezogen. In vielen Fällen ergeben sich die Optionen direkt aus der Bedarfsformulierung (Tab. 6.1). Dies ist aufgrund der eingangs beschriebenen Verantwortlichkeit der öffentlichen Hand für den größten Teil des Küstenraums oft eine Option auf regulatorischer oder politischer Ebene. Dies birgt

die Chance, dass bei entsprechendem politischen Willen eine schnelle und weitreichende Umsetzung der Optionen möglich ist, aber genauso das Risiko, dass keine private Initiative fehlenden Handlungswillen ersetzen kann. Da viele Optionen eine Fortschreibung des Bedarfs sind, werden wir sie im Folgenden nicht erneut beschreiben, sondern fokussieren darauf, erste Entwicklungen und Erfolge zum transformativen Potenzial dieser Optionen zu skizzieren.

Die Beschreibung von **Zielkonflikten und konkreten Handlungsoptionen** lässt sich nur in einem **transdisziplinären Prozess** erarbeiten. Rezent Förderlinien des Bundes und der Länder zielen auf die Etablierung dieses Prozesses im Meeres- und Küstenraum ab, eingebettet in Aktivitäten zur UN-Ozeandekade und der Deutschen Allianz für Meeresforschung (DAM). Als ein wichtiges Instrument zur Etablierung von Transdisziplinarität wurde das – aus der Stadtforschung stammende – Instrument der Reallabore in die marine Forschung und gesellschaftliche Diskussion eingebracht. Im Rahmen des Projektes Gute Küste Niedersachsen (Schlurmann et al. 2020), des Reallabors Eckernförder Bucht 2030 (<https://oceanandsociety.org/de/projekte/reallabor-eckernfoerder-bucht-2030>) und neu zu etablierender Reallabore im Rahmen der Mission *sustainmare* der DAM (<https://www.sustainmare.de/index.php.de>) ist das Werkzeug der transdisziplinären Forschung auch im marinen Bereich angekommen (Grünhagen et al. 2022). Dieser Trend setzt sich in aktuellen Ausschreibungen fort und befördert neben der Etablierung von Handlungsoptionen auch die disziplinäre Sichtbarkeit der marinen Sozialwissenschaften, deren Beitrag für das Gelingen der transformativen Ansätze unerlässlich ist (Shipman & Stojanovic 2007). Gleichzeitig treten in dieser Diskussion einige der Hindernisse wieder zutage, die im deutlich älteren Ansatz des Integrativen Küstenzonenmanagements (IKZM) bereits angesprochen wurden (Shipman & Stojanovic 2007): **Mehrebenengovernance** mit überlappenden Kompetenzen, **Umsetzungsdefizit**, mangelnde Partizipationsmöglichkeit für gesellschaftliche Gruppen und **mangelnder Informationsfluss** an der Schnittstelle zwischen Politik und Wissenschaft. Eine weitere Erkenntnis ist, dass effektiver Meeresbiodiversitätsschutz an Land beginnt, da hier viele der (in-) direkten Treiber lokalisiert sind, deren Effekte von der Vielfalt im Küstenraum absorbiert oder toleriert werden müssen (Eutrophierung, Verschmutzung).

Neben einer erforderlichen erhöhten **Integration verschiedener Disziplinen der marinen Forschung** in transdisziplinären Forschungszusammenhängen ist daher die **Informationsverfügbarkeit und -aufbe-**

**reitung** ein zentrales Handlungsfeld. Ersteres zielt auf ein gutes **Meeresmonitoring** als essenzielle Arbeitsgrundlage für alle Handlungsoptionen ab. Zwar stehen im Lebensraum Küste und Küstengewässer eine Reihe von Messprogrammen zur Verfügung (Kap 6.2), diese sind aber oft durch spezifische Ziele motiviert und in den angewandten Methoden nicht harmonisiert. Hier ließe sich erheblicher Mehrertrag in einer integrierten Strategie erzielen, die durch zeitlich und räumlich koordinierte Beprobung verschiedener Elemente der biologischen Vielfalt (Plankton und Benthos, Primärproduzenten und Konsumenten) und relevanter Umweltparameter erlaubt, genauere Aussagen zu Veränderungen und ihren direkten Treibern zu geben. Hierbei muss für den o. g. ökosystemaren Ansatz unbedingt eine Erweiterung auf Mikroben und molekulare Erfassungsmethoden erfolgen. Mit der Etablierung eines Nationalen Monitoringzentrums für Biodiversität (<https://www.monitoringzentrum.de/>) ist in Deutschland ein wichtiger Schritt in diese Richtung getan, dennoch sind aufgrund verschiedener Zuständigkeiten und historisch

gewachsener Abläufe die Verfügbarkeiten der Biodiversitätsdaten nur dezentral zu eruieren. Mit den nicht öffentlichen Daten aus Umweltverträglichkeitsprüfungen fehlt ein Aspekt der Untersuchung vollkommen. Hier eine Veröffentlichungspflicht einzuführen, wäre eine besonders lohnenswerte Maßnahme. Neben der Informationsgenese ist die Informationsaufbereitung eine zweite wichtige Komponente in diesem Bereich. Hierzu bedarf es angesichts einer unüberschaubaren Anzahl an Ansätzen und Metriken einer Möglichkeit, den Transfer in wichtigen Punkten zusammenzuführen.

Eine wichtige Handlungsoption ist auch der **verbesserte Wissensdialog mit der Gesellschaft**, zu sehr wird der Biodiversitätswandel noch als akzessorisches Problem des Klimawandels wahrgenommen, während der Kenntnisstand zu Habitaten, Organismen und Ökosystemprozessen nicht ausgeprägt ist, speziell im Hinblick auf die direkte Wechselwirkung mit menschlichem Wohlbefinden. Dieser Aspekt spielt im marinen System eine besondere Rolle, da dessen biologische Vielfalt für viele nicht direkt erfahrbar ist.

**Tabelle 6.1:** Beschriebene Handlungsbedarfe zum Schutz der biologischen Vielfalt im Lebensraum Küste und Küstengewässer sowie damit einhergehende Handlungsoptionen.

Handlungsbedarfe	Handlungsoptionen
Entwicklung operationaler Ziele (7.2.1)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zielentwicklung in gesellschaftlichem Dialog und durch das transdisziplinäre Co-Design von Interventionen</li> <li>• Etablierung von wissenschaftlich fundierten Szenarien und Vergleich der Ziele mit unbelasteten Zuständen (Baselines)</li> <li>• Sozialwissenschaftliche Forschung zu operationalen Zielen und deren gesellschaftlicher Akzeptanz</li> </ul>
Prüfung und ggf. Entwicklung geeigneter Indikatorik (7.2.1)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wissenschaftliche Studien zu Indikatoren und ihren Limitationen</li> <li>• Prüfung existierender und Entwicklung neuer Bewertungsrahmen für die Indikatoren</li> <li>• Nationale Meeresmonitoringstrategie</li> </ul>
Integration realistischer Zeitperspektiven (7.2.1)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Langfristige, projektlaufzeitenunabhängige Maßnahmenplanung</li> <li>• Nutzung paläoökologischer Daten zur Baseline-Rekonstruktion</li> <li>• Entwicklung regionaler Szenarien für zukünftige Biodiversitätsentwicklung im Küstenbereich</li> </ul>
Effektive Schutzmaßnahmen (7.2.2)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Überwindung des Regulations- und Umsetzungsdefizits</li> </ul>
Einbindung der Schutzgebiete in Netzwerke (7.2.2)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wissenschaftliche Studien zur Konnektivität zwischen MPAs an den europäischen Küsten, Entwicklung von »<i>climate-smarten</i>« Lokalitäten, die zukünftige Klimaszenarien einbeziehen</li> <li>• Entwicklung und Umsetzung netzwerkspezifischer Schutzmaßnahmen</li> </ul>
Ökosystemare Raumordnung (7.2.3)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Konkretisierung der Grundsätze der Raumordnung unter Berücksichtigung mariner Spezifika</li> <li>• Ausweisung von Vorranggebieten für den Naturschutz</li> </ul>
Schutzmaßnahmen für mobile Arten und Lebensgemeinschaften (7.2.4)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Populationsschutz in Echtzeit</li> <li>• Internationale Übereinkommen zur Minderung nicht flächenbezogener negativer Einflüsse</li> </ul>
Diskussion eines adaptiven Küstenschutzes mit Ausweichräumen für bedrohte Lebensraumtypen (7.2.4)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Breite gesellschaftliche Diskussion von Notwendigkeit von und Bereitschaft zur Etablierung dieser Ausweichräume</li> </ul>

## Literaturverzeichnis

- Aarts G., Brasseur S., Poos J. J., Schop J., Kirkwood R., van Kooten T., Mul E., Reijnders P., Rijnsdorp A. D. & Tulp I. (2019): Top-down pressure on a coastal ecosystem by harbor seals. *Ecosphere* 10 (1): e02538. DOI: 10.1002/ecs2.2538
- Abbott J. M., Grosberg R. K., Williams S. L. & Stachowicz J. J. (2017): Multiple dimensions of intraspecific diversity affect biomass of eelgrass and its associated community. *Ecology* 98 (12): 3152–3164. DOI: 10.1002/ecy.2037
- Ahola M., Bergström L., Blomqvist M., Boedeker D., Börgel F., Carlén I., Carlund T., Carstensen J., Christensen J. P. A., Futter M., Gaget E., Glibko O., Gröger M., Dierschke V., Dieterich C. et al. (2021): Climate change in the Baltic Sea: 2021 fact sheet. HELCOM
- Airoldi L. & Beck M. (2007): Loss, Status and Trends for Coastal Marine Habitats of Europe. R. Gibson, R. Atkinson & J. Gordon (Hrsg.): 20074975: 345–405. DOI: 10.1201/9781420050943.ch7
- Airoldi L., Balata D. & Beck M. W. (2008): The Gray Zone: Relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366 (1): 8–15. DOI: 10.1016/j.jembe.2008.07.034
- Akimova A., Núñez-Riboni I., Kempf A. & Taylor M. H. (2016): Spatially-Resolved Influence of Temperature and Salinity on Stock and Recruitment Variability of Commercially Important Fishes in the North Sea. *PloS One* 11 (9): e0161917. DOI: 10.1371/journal.pone.0161917
- Almroth-Rosell E., Wählström I., Hansson M., Väli G., Eilola K., Andersson P., Viktorsson L., Hieronymus M. & Arneborg L. (2021): A Regime Shift Toward a More Anoxic Environment in a Eutrophic Sea in Northern Europe. *Frontiers in Marine Science* 8. DOI: 10.3389/fmars.2021.799936
- Altieri A. H. & Gedan K. B. (2015): Climate change and dead zones. *Global Change Biology* 21 (4): 1395–1406. DOI: 10.1111/gcb.12754
- Andersen J., Stock A., Heinänen S., Mannerla M. & Vinther M. (2013): Human uses, pressures and impacts in the eastern North Sea
- Andersen J. H., Halpern B. S., Korpinen S., Murray C. & Reker J. (2015): Baltic Sea biodiversity status vs. cumulative human pressures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 161: 88–92. DOI: 10.1016/j.ecss.2015.05.002
- Andersen J. H., Al-Hamdani Z., Harvey E. T., Kallenbach E., Murray C. & Stock A. (2020): Relative impacts of multiple human stressors in estuaries and coastal waters in the North Sea – Baltic Sea transition zone. *Science of The Total Environment* 704: 135316. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135316
- Andreasen H., Ross S., Siebert U., Andersen N., Ronnenberg K. & Gilles A. (2017): Diet composition and food consumption rate of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic Sea. *Marine Mammal Science* 33 (4): 1053–1079. DOI: 10.1111/mms.12421
- Andrén E. (1999): Changes in the Composition of the Diatom Flora During the Last Century Indicate Increased Eutrophication of the Oder Estuary, South-western Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48 (6): 665–676. DOI: 10.1006/ecss.1999.0480
- Antonucci di Carvalho J., Rönn L., Prins T. & Hillebrand H. (2023): Temporal change in phytoplankton diversity and functional group composition. *Marine Biodiversity* 53(72), 11 S. DOI: 10.1007/s12526-023-01382-9
- Apstein C. (1906): Plankton in Nord- und Ostsee auf den deutschen Terminfahrten, 1. Teil (Volumina 1903). *Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen. Abteilung Kiel N. F.* 9: 1–26
- Armonies W. & Reise K. (1998): On the population development of the introduced razor clam *Ensis americanus* near the island of Sylt (North Sea). *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 52 (3): 291–300. DOI: 10.1007/BF02908903
- Armonies W. (2017): Long-term change of meiofaunal species composition in a sandy beach, with description of 7 new species of Platyhelminthes. *Helgoland Marine Research* 71 (1): 12. DOI: 10.1186/s10152-017-0492-0
- Armonies W. (2021): Who lives where? Macrobenthic species distribution over sediment types and depth classes in the eastern North Sea. *Helgoland Marine Research* 75 (1): 8. DOI: 10.1186/s10152-021-00552-1
- Ask J., Rowe O., Brugel S., Stromgren M., Bystrom P. & Andersson A. (2016): Importance of coastal primary production in the northern Baltic Sea. *AMBIO* 45 (6): 635–648. DOI: 10.1007/s13280-016-0778-5
- Asmus R. M. & Bauerfeind E. (1994): The microphytobenthos of Königshafen—spatial and seasonal distribution on a sandy tidal flat. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 48 (2): 257–276. DOI: 10.1007/BF02367040
- Au Whitlow W. L. & Jones L. (1991): Acoustic Reflectivity of Nets: Implications Concerning Incidental Take of Dolphins. *Marine Mammal Science* 7 (3): 258–273. DOI: 10.1111/j.1748-7692.1991.tb00101.x
- Baird D. (2012): Effect of invasive species on the structure and function of the Sylt-Romo ecosystem, northern Wadden Sea, over three time periods. *Marine Ecology Progress Series* 462: 143–162. DOI: 10.3354/meps09837
- Baker-Austin C., Trinanés J. A., Taylor N. G. H., Hartnell R., Siitonen A. & Martínez-Urtaza J. (2013): Emerging *Vibrio* risk at high latitudes in response to ocean warming. *Nature Climate Change* 3 (1): 73–77. DOI: 10.1038/nclimate1628
- Balke T., Stock M., Jensen K., Bouma T. J. & Kleyer M. (2016): A global analysis of the seaward salt marsh extent: The importance of tidal range. *Water Resources Research* 52 (5): 3775–3786. DOI: 10.1002/2015WR018318
- Bange H. W. & Malien F. (2015): Hydrochemistry from time series station Boknis Eck from 1957 to 2014. DOI: 10.1594/PANGAEA.855693
- Baptist M. J., van der Wal J. T., Folmer E. O., Gräwe U. & Elschot K. (2019): An ecotope map of the trilateral Wadden Sea. *Journal of Sea Research* 152: 101761. DOI: 10.1016/j.seares.2019.05.003

- Barboza L. G. A., Dick Vethaak A., Lavorante B. R. B. O., Lundebye A.-K. & Guilhermino L. (2018): Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin* 133: 336–348. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.05.047
- Barbut L., Vastenhouw B., Vigin L., Degraer S., Volckaert F. A. M. & Lacroix G. (2020): The proportion of flatfish recruitment in the North Sea potentially affected by offshore windfarms. *ICES Journal of Marine Science* 77 (3): 1227–1237. DOI: 10.1093/icesjms/fsz050
- Barregard L., Molnár P., Jonson J. E. & Stockfelt L. (2019): Impact on Population Health of Baltic Shipping Emissions. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16 (11): 1954. DOI: 10.3390/ijerph16111954
- Bartsch I. & Kuhlenskamp R. (2000): The marine macroalgae of Helgoland (North Sea): an annotated list of records between 1845 and 1999. *Helgoland Marine Research* 54 (4): 160–189. DOI: 10.1007/s101520000050
- Bartsch I. & Tittley I. (2004): The rocky intertidal biotopes of Helgoland: present and past. *Helgoland marine research* 58 (4): 289–302. DOI: 10.1007/s10152-004-0194-2
- Bartsch I. & Kuhlenskamp R. (2009): Entwicklung der Makrophytenvegetation bei Helgoland vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie = Development of macrophyte vegetation off Helgoland against the background of the EU Water Framework Directive. *Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee, 2009/1*. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg 1: 1–8
- Bass J., Granse D., Hache I., Jensen K., Karius V., Minden V., Stock M., Suchrow S. & Kleyer M. (2022): Plant traits affect vertical accretion of salt marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 276: 108010. DOI: 10.1016/j.ecss.2022.108010
- Bauchau V., Horn H. & Overdijk O. (1998): Survival of Spoonbills on Wadden Sea Islands. *Journal of Avian Biology* 29 (2): 177. DOI: 10.2307/3677196
- Baudron A. R., Needle C. L., Rijnsdorp A. D. & Tara Marshall C. (2014): Warming temperatures and smaller body sizes: synchronous changes in growth of North Sea fishes. *Global Change Biology* 20 (4): 1023–1031. DOI: 10.1111/gcb.12514
- Bauer B., Fioroni P., Schulte-Oehlmann U., Oehlmann J. & Kalbfus W. (1997): The use of *Littorina littorea* for tributyltin (TBT) effect monitoring – Results from the German TBT survey 1994/1995 and laboratory experiments. *Environmental Pollution* 96 (3): 299–309. DOI: 10.1016/S0269-7491(97)00049-3
- Bauerfeind E., Hickel W., Niermann U. & Westernhagen H. V. (1990): Phytoplankton biomass and potential nutrient limitation of phytoplankton development in the southeastern North Sea in spring 1985 and 1986. *Netherlands Journal of Sea Research* 25 (1): 131–142. DOI: 10.1016/0077-7579(90)90014-8
- Beare D. J., Burns F., Greig A., Jones E. G., Peach K., Kienzle M., McKenzie E. & Reid D. G. (2004): Long-term increases in prevalence of North Sea fishes having southern biogeographic affinities. *Marine Ecology Progress Series* 284: 269–278. DOI: 10.3354/meps284269
- Beare D., McQuatters-Gollop A., Hammen T. van der, Machiels M., Teoh S. J. & Hall-Spencer J. M. (2013a): Long-Term Trends in Calcifying Plankton and pH in the North Sea. *PLOS ONE* 8 (5): e61175. DOI: 10.1371/journal.pone.0061175
- Beare D., Rijnsdorp A. D., Blaesberg M., Damm U., Egekvist J., Fock H., Kloppmann M., Röckmann C., Schroeder A., Schulze T., Tulp I., Ulrich C., Van Hal R., Van Kooten T. & Verweij M. (2013b): Evaluating the effect of fishery closures: Lessons learnt from the Plaice Box. 84 (NA). DOI: 10.1016/j.seares.2013.04.002
- Beaugrand G., Brander K. M., Alistair Lindley J., Souissi S. & Reid P. C. (2003): Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. *Nature* 426 (6967): 661–664. DOI: 10.1038/nature02164
- Beaugrand G. & Ibanez F. (2004): Monitoring marine plankton ecosystems.: II: Long-term changes in North Sea calanoid copepods in relation to hydro-climatic variability. *Marine Ecology Progress Series* 284: 35–47. DOI: 10.3354/meps284035
- Beaugrand G. & Kirby R. R. (2010): Climate, plankton and cod. *Global Change Biology* 16 (4): 1268–1280. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.02063.x
- Beaumont N., Austen M., Atkins J., Burdon D., Degraer S., Dentinho T., Derous S., Holm P., Horton T., van Ierland E., Marboe A., Starkey D., Townsend M. & Zarzycki T. (2007): Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin* 54 (3): 253–265. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2006.12.003
- Beck A. J., Gledhill M., Schlosser C., Stamer B., Böttcher C., Sternheim J., Greinert J. & Achterberg E. P. (2018): Spread, Behavior, and Ecosystem Consequences of Conventional Munitions Compounds in Coastal Marine Waters. *Frontiers in Marine Science* 5. DOI: 10.3389/fmars.2018.00141
- Beck M., Brumbaugh R., Airoidi L., Carranza A., Coen L., Crawford C., Defeo O., Edgar G., Hancock B., Kay M., Lenihan H., Luckenbach M., Toropova C., Zhang G. & Guo X. (2011a): Oyster Reefs at Risk and Recommendations for Conservation, Restoration, and Management. *BioScience* 61: 107–116. DOI: 10.1525/bio.2011.61.2.5
- Beck M., Riedel T., Graue J., Köster J., Kowalski N., Wu C. S., Wegener G., Lipsewers Y., Freund H., Böttcher M. E., Brumsack H.-J., Cypionka H., Rullkötter J. & Engelen B. (2011b): Imprint of past and present environmental conditions on microbiology and biogeochemistry of coastal Quaternary sediments. *Biogeosciences* 8 (1): 55–68. DOI: 10.5194/bg-8-55-2011
- Beck M., Reckhardt A., Amelsberg J., Bartholomä A., Brumsack H.-J., Cypionka H., Dittmar T., Engelen B., Greskowiak J., Hillebrand H., Holtappels M., Neuholz R., Köster J., Kuypers M. M. M., Massmann G. et al. (2017): The drivers of biogeochemistry in beach ecosystems: A cross-shore transect from the dunes to the low-water line. *Marine Chemistry* 190: 35–50. DOI: 10.1016/j.marchem.2017.01.001
- Becker P. H. & Erdelen M. (1987): Die Bestandsentwicklung von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste 1950–1979. *Journal für Ornithologie* 128 (1): 1–32. DOI: 10.1007/BF01644788
- Beer S., Garm A., Huwer B., Dierking J. & Nielsen T. G. (2018): No increase in marine microplastic concentration

- over the last three decades – A case study from the Baltic Sea. *The Science of the Total Environment* 621: 1272–1279. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.101
- van Beest F. M., Mews S., Elkenkamp S., Schuhmann P., Tso-lak D., Wobbe T., Bartolino V., Bastardie F., Dietz R., von Dorrien C., Galatius A., Karlsson O., McConnell B., Nabe-Nielsen J., Olsen M. T. et al. (2019): Classifying grey seal behaviour in relation to environmental variability and commercial fishing activity – a multivariate hidden Markov model. *Scientific Reports* 9 (1): 5642. DOI: 10.1038/s41598-019-42109-w
- Beineke A., Siebert U., McLachlan M., Bruhn R., Thron K., Failing K., Müller G. & Baumgärtner W. (2005): Investigations of the Potential Influence of Environmental Contaminants on the Thymus and Spleen of Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena*). *Environmental Science & Technology* 39 (11): 3933–3938. DOI: 10.1021/es048709j
- Bekessy S. A., Runge M. C., Kusmanoff A. M., Keith D. A. & Wintle B. A. (2018): Ask not what nature can do for you: A critique of ecosystem services as a communication strategy. *Biological Conservation* 224: 71–74. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.05.017
- Bellebaum J., Schirmeister B., Sonntag N. & Garthe S. (2013): Decreasing but still high: bycatch of seabirds in gillnet fisheries along the German Baltic coast. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23 (2): 210–221. DOI: 10.1002/aqc.2285
- Bellebaum J., Kube J., Schulz A., Skov H. & Wendeln H. (2014): Decline of Long-tailed Duck *Clangula hyemalis* numbers in the Pomeranian Bay revealed by two different survey methods. *Ornis Fennica* 91: 129–137
- Belpaire C. & Goemans G. (2007): Eels: contaminant cocktails pinpointing environmental contamination. *ICES Journal of Marine Science* 64 (7): 1423–1436. DOI: 10.1093/icesjms/fsm121
- Bendtsen J. & Hansen J. L. S. (2013): A model of life cycle, connectivity and population stability of benthic macro-invertebrates in the North Sea/Baltic Sea transition zone. *Ecological Modelling* 267: 54–65. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2013.07.012
- Benke H., Bräger S., Dähne M., Gallus A., Hansen S., Honnef C. G., Jabbusch M., Koblitz J. C., Krügel K., Liebschner A., Narberhaus I. & Verfuß U. K. (2014): Baltic Sea harbour porpoise populations: status and conservation needs derived from recent survey results. *Marine Ecology Progress Series* 495: 275
- Bennema F. P., Engelhard G. H. & Lindeboom H. (2020): *Ostrea edulis* beds in the central North Sea: delineation, ecology, and restoration. *ICES Journal of Marine Science* 77 (7–8): 2694–2705. DOI: 10.1093/icesjms/fsaa134
- Bennun L., van Bochove J., Ng C., Fletcher C., Wilson D., Phair N. & Carbone G. (2021): Mitigating biodiversity impacts associated with solar and wind energy development. Guidelines for project developers. Switzerland: IUCN and Cambridge, UK: The biodiversity Consultancy. Gland
- Berg T. & Meyer T. (2015): Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren MarBIT. Bewertung des ökologischen Zustandes des Makrozoobenthos in den inneren und äußeren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der WRRL. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. Güstrow
- Berg T., Kuhlmann T. & Meyer T. (2017): Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren MarBIT. Bewertung des Zustandes des Makrozoobenthos in den Küstengewässern und im Küstenmeer der deutschen Ostsee nach den Vorgaben der WRRL und der MSRL. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. Güstrow
- Bernhardt J. R. & O'Connor M. I. (2021): Aquatic biodiversity enhances multiple nutritional benefits to humans. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118 (15): e1917487118. DOI: 10.1073/pnas.1917487118
- Bernhardt K.-G. & Koch M. (2003): Restoration of a salt marsh system: temporal change of plant species diversity and composition. *Basic and Applied Ecology* 4 (5): 441–451. DOI: 10.1078/1439-1791-00180
- Bertram C., Quaas M., Reusch T. B. H., Vafeidis A. T., Wolff C. & Rickels W. (2021): The blue carbon wealth of nations. *Nature Climate Change* 11 (8): 704–709. DOI: 10.1038/s41558-021-01089-4
- Beukhof E., Dencker T., Pecuchet L. & Lindegren M. (2019): Spatio-temporal variation in marine fish traits reveals community-wide responses to environmental change. *Marine Ecology Progress Series* 610: 205–222. DOI: 10.3354/meps12826
- van Beusekom J. E. E., Carstensen J., Dolch T., Grage A., Hofmeister R., Lenhart H., Kerimoglu O., Kolbe K., Pätsch J., Rick J., Rönn L. & Ruitter H. (2019): Wadden Sea Eutrophication: Long-Term Trends and Regional Differences. *Frontiers in Marine Science* 6. DOI: 10.3389/fmars.2019.00370
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2019): FFH-Bericht 2019 | BfN. Bundesamt für Naturschutz
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2023): Regionalökonomische Effekte des Tourismus in Biosphärenreservaten Deutschlands. Ein wissenschaftlicher Beitrag zum Integrativen Monitoring- Programm für Großschutzgebiete aus sozioökonomischer Perspektive. Bundesamt für Naturschutz BfN. Bonn. 108 S.
- BfN & BMU (2020): Die Lage der Natur in Deutschland. Ergebnisse von EU-Vogelschutz- und FFH-Bericht. 62 S.
- Blackford J. C. & Gilbert F. J. (2007): pH variability and CO<sub>2</sub> induced acidification in the North Sea. *Journal of Marine Systems* 64 (1): 229–241. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2006.03.016
- Blanchet M.-A., Primicerio R., Frainer A., Kortsch S., Skern-Mauritzen M., Dolgov A. V. & Aschan M. (2019): The role of marine mammals in the Barents Sea foodweb. *ICES Journal of Marine Science* 76 (Supplement\_1): i37–i53. DOI: 10.1093/icesjms/fsz136
- Blindow I., Dahlke S., Dewart A., Flüge S., Hendreschke M., Kerkow A. & Meyer J. (2016): Long-term and interannual changes of submerged macrophytes and their associated diaspore reservoir in a shallow southern Baltic Sea bay: influence of eutrophication and climate. *Hydrobiologia* 778 (1): 121–136. DOI: 10.1007/s10750-016-2655-4
- Blowes S. A., Supp S. R., Antão L. H., Bates A., Bruelheide H., Chase J. M., Moyes F., Magurran A., McGill B., Myers-Smith I. H., Winter M., Bjorkman A. D., Bowler D. E.,

- Byrnes J. E. K., Gonzalez A. et al. (2019): The geography of biodiversity change in marine and terrestrial assemblages. *Science* 366 (6463): 339–345. DOI: 10.1126/science.aaw1620
- BMU (2018a): Zustand der deutschen Nordseegewässer 2018. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) Referat WR I 5. 191 S.
- BMU (2018b): Zustand der deutschen Ostseegewässer 2018. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) Referat WR I 5. 194 S.
- BMU (2019): Indikatorenbericht 2019 der Bundesregierung zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. Berlin
- BMUB (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Berlin
- BMUV (2022): Wirksamkeitsanalyse des MSRL-Maßnahmenprogramms zum Schutz der deutschen Meeresgewässer in Nord- und Ostsee 2016–2021. BLANO
- BMUV & UBA (2022): Die Wasserrahmenrichtlinie – Gewässer in Deutschland 2021. Fortschritte und Herausforderungen. Bonn, Dessau. 124 S.
- Boersma M., Wiltshire K. H., Kong S.-M., Greve W. & Renz J. (2015): Long-term change in the copepod community in the southern German Bight. *Journal of Sea Research* 101: 41–50. DOI: 10.1016/j.seares.2014.12.004
- Boesch D. F. & Turner R. E. (1984): Dependence of fishery species on salt marshes: The role of food and refuge. *Estuaries* 7 (4): 460–468. DOI: 10.2307/1351627
- Böhnke-Henrichs A., Baulcomb C., Koss R., Hussain S. S. & de Groot R. S. (2013): Typology and indicators of ecosystem services for marine spatial planning and management. *Journal of Environmental Management* 130: 135–145. DOI: 10.1016/j.jenvman.2013.08.027
- Bonaglia S., Klawonn I., De Brabandere L., Deutsch B., Thandrup B. & Brüchert V. (2016): Denitrification and DNRA at the Baltic Sea oxic – anoxic interface: Substrate spectrum and kinetics. *Limnology and Oceanography* 61 (5): 1900–1915. DOI: 10.1002/lno.10343
- Boormann L. (2003): Saltmarsh Review: An overview of coastal saltmarshes, their dynamic and sensitivity characteristics for conservation and management. JNCC. Peterborough
- Borgman E., Pedersen M. F., Upadhyay Stæhr P. A. & Fischer-Bogason R. (2022): Marine heatwaves in Northern Sea areas: Occurrence, effects, and expected frequencies. *PlanMiljø*
- Bos A., Bouma T., de Kort G. & van Katwijk M. (2007): Ecosystem engineering by annual intertidal seagrass beds: Sediment accretion and modification. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 74 (1–2): 344–348. DOI: 10.1016/j.ecss.2007.04.006
- Böttcher C., Knobloch T., Rühl N.-P., Sternheim J., Wichert U. & Wöhler J. (2011): Munitionsbelastung der deutschen Meeresgewässer. Bestandsaufnahme und Empfehlungen (Stand 2011). Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee
- Boyd S. E., Limpenny D. S., Rees H. L. & Cooper K. M. (2005): The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging). *ICES Journal of Marine Science* 62 (2): 145–162. DOI: 10.1016/j.icesjms.2004.11.014
- Boyi J. O., Heße E., Rohner S., Säurich J., Siebert U., Gilles A. & Lehnert K. (2022): Deciphering Eurasian otter (*Lutra lutra* L.) and seal (*Phoca vitulina* L.; *Halichoerus grypus* F.) diet: Metabarcoding tailored for fresh and saltwater fish species. *Molecular Ecology* 31 (19): 5089–5106. DOI: 10.1111/mec.16635
- Bracken M. E. S., Friberg S. E., Gonzalez-Dorantes C. A. & Williams S. L. (2008): Functional consequences of realistic biodiversity changes in a marine ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (3): 924–928. DOI: 10.1073/pnas.0704103105
- Braeckman U., Provoost P., Gribsholt B., Van Gansbeke D., Middelburg J., Soetaert K., Vincx M. & Vanaverbeke J. (2010): Role of macrofauna functional traits and density in biogeochemical fluxes and bioturbation. *Marine Ecology Progress Series* 399: 173–186. DOI: 10.3354/meps08336
- Brandsma J., Martínez J. M., Slagter H. A., Evans C. & Brussaard C. P. D. (2013): Microbial biogeography of the North Sea during summer. *Biogeochemistry* 113 (1): 119–136. DOI: 10.1007/s10533-012-9783-3
- Brandt K. (1892): Über Anpassungserscheinungen und Art der Verbreitung von Hochseetieren. Ergebnisse der Planktonexpedition. Bd. I. Kiel und Leipzig. Bd. I: 36 pp.
- Brandt K. (1897): Die Fauna der Ostsee, insbesondere die der Kieler Bucht. 7: 10–34
- Brasseur S. M. J. M., Petel T. van P., Gerrodette T., Meesters E., Reijnders P. J. H. & Aarts G. M. (2015): Rapid recovery of Dutch gray seal colonies fueled by immigration. *Marine Mammal Science* 31 (2): 405–426. DOI: 10.1111/mms.12160
- Brasseur S. M. J. M., Reijnders P. J. H., Cremer J., Meesters E., Kirkwood R., Jensen L. F., Jeß A., Galatius A., Teilmann J. & Aarts G. (2018): Echoes from the past: Regional variations in recovery within a harbour seal population. *PLOS ONE* 13 (1): e0189674. DOI: 10.1371/journal.pone.0189674
- Bredhult C., Bäcklin B.-M., Bignert A. & Olovsson M. (2008): Study of the relation between the incidence of uterine leiomyomas and the concentrations of PCB and DDT in Baltic gray seals. *Reproductive Toxicology* 25 (2): 247–255. DOI: 10.1016/j.reprotox.2007.11.008
- Breitburg D., Levin L. A., Oschlies A., Grégoire M., Chavez F. P., Conley D. J., Garçon V., Gilbert D., Gutiérrez D., Isensee K., Jacinto G. S., Limburg K. E., Montes I., Naqvi S. W. A., Pitcher G. C. et al. (2018): Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science (New York, N. Y.)* 359 (6371): eaam7240. DOI: 10.1126/science.aam7240
- Breitfeld M. (2023): Am seidenen Faden? Bestandssituation der Webspinnen-Artengemeinschaft (Arachnida: Araneae) auf der Nordseeinsel Mellum. Eine Vergleichsstudie nach 35 Jahren. Bachelorarbeit im Studiengang Biologie. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. Oldenburg
- Brinkhoff T., Giebel H.-A. & Simon M. (2008): Diversity, ecology, and genomics of the Roseobacter clade: a short overview. *Archives of Microbiology* 189 (6): 531–539. DOI: 10.1007/s00203-008-0353-y

- Bäcklin, B.-M., Persson, S., Faxneld, S., Rigét, F.F., Roos, A.M. (2021): Temporal and Geographical Variation of Intestinal Ulcers in Grey Seals (*Halichoerus grypus*) and Environmental Contaminants in Baltic Biota during Four Decades. *Animals: an open access journal from MDPI* 11 (10): 2968. DOI: 10.3390/ani11102968
- Bronnmann J. & Asche F. (2017): Sustainable Seafood From Aquaculture and Wild Fisheries: Insights From a Discrete Choice Experiment in Germany. *Ecological Economics* 142: 113–119. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2017.06.005
- Bronnmann J., Stoeven M. T., Quaas M. & Asche F. (2021): Measuring motivations for choosing ecolabeled seafood: Environmental concerns and warm glow. *Land Economics* 97 (3): 641–654. DOI: 10.3368/wple.97.3.101119-0147 R
- Brownell R., Reeves R., Read A., Smith B., Thomas P., Ralls K., Amano M., Berggren P., Chit A., Collins T., Currey R., Dollar L., Genov T., Hobbs R., Krieb D. et al. (2019): Bycatch in gillnet fisheries threatens Critically Endangered small cetaceans and other aquatic megafauna. *Endangered Species Research* 40: 285–296. DOI: 10.3354/esr00994
- Buck B. H. & Langan R. (Hrsg.) (2017): *Aquaculture Perspective of Multi-Use Sites in the Open Ocean: The Untapped Potential for Marine Resources in the Anthropocene*. Springer Nature
- Buck B. H., Troell M. F., Krause G., Angel D. L., Grote B. & Chopin T. (2018): State of the Art and Challenges for Offshore Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA). *Frontiers in Marine Science* 5: 165. DOI: 10.3389/fmars.2018.00165
- Buczko U., Jurasinski G., Glatzel S. & Karstens S. (2022): Blue Carbon in Coastal Phragmites Wetlands Along the Southern Baltic Sea. *Estuaries and Coasts* 45 (7): 2274–2282. DOI: 10.1007/s12237-022-01085-7
- Buhs F. & Reise K. (1997): Epibenthic fauna dredged from tidal channels in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein: spatial patterns and a long-term decline. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 51 (3): 343–359. DOI: 10.1007/BF02908719
- Burger A., Cayé N. & Schüler K. (2022): *Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2020 – Abschlussbericht*. Umweltbundesamt
- Burson A., Stomp M., Akil L., Brussaard C. & Huisman J. (2016): Unbalanced reduction of nutrient loads has created an offshore gradient from phosphorus to nitrogen limitation in the North Sea. *Limnology and Oceanography* 61 (3): 869–888. DOI: 10.1002/lno.10257
- Buschbaum C., Cornelius A. & Goedknecht M. A. (2016): Deeply hidden inside introduced biogenic structures – Pacific oyster reefs reduce detrimental barnacle overgrowth on native blue mussels. *Journal of Sea Research* 117: 20–26. DOI: 10.1016/j.seares.2016.09.002
- Buschbaum C. & Lackschewitz D. (2018): Wie können marine Neobiota erfasst, bewertet und kontrolliert werden? 93: 428–433. DOI: 10.17433/9.2018.50153621.428-433
- Büttger H., Asmus H., Asmus R., Buschbaum C., Dittmann S. & Nehls G. (2008): Community dynamics of intertidal soft-bottom mussel beds over two decades. *Helgoländer Marine Research* 62 (1): 23–36. DOI: 10.1007/s10152-007-0099-y
- Büttger H., Nehls G. & Stoddard P. (2013): The history of intertidal blue mussel beds in the North Frisian Wadden Sea in the 20th century: Can we define reference conditions for conservation targets by analysing aerial photographs? *J Sea Res* 87: 91–102. DOI: 10.1016/j.seares.2013.12.001
- Cai W.-J., Hu X., Huang W.-J., Murrell M. C., Lehrter J. C., Lohrenz S. E., Chou W.-C., Zhai W., Hollibaugh J. T., Wang Y., Zhao P., Guo X., Gundersen K., Dai M. & Gong G.-C. (2011): Acidification of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication. *Nature Geoscience* 4 (11): 766–770. DOI: 10.1038/ngeo1297
- Callaway R. (2007): A century of North Sea epibenthos and trawling: comparison between 1902–1912, 1982–1985 and 2000. *Marine Ecology Progress Series* 346: 27
- Capuzzo E., Lynam C. P., Barry J., Stephens D., Forster R. M., Greenwood N., McQuatters-Gollop A., Silva T., van Leeuwen S. M. & Engelhard G. H. (2018): A decline in primary production in the North Sea over 25 years, associated with reductions in zooplankton abundance and fish stock recruitment. *Global Change Biology* 24 (1): e352–e364. DOI: 10.1111/gcb.13916
- Carbery M., O'Connor W. & Palanisami T. (2018): Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment International* 115: 400–409. DOI: 10.1016/j.envint.2018.03.007
- Carstensen J., Henriksen O. D. & Teilmann J. (2006): Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). *Marine Ecology Progress Series* 321: 295–308. DOI: 10.3354/meps321295
- Carstensen J., Andersen J. H., Gustafsson B. G. & Conley D. J. (2014a): Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111 (15): 5628–5633. DOI: 10.1073/pnas.1323156111
- Carstensen J., Conley D. J., Bonsdorff E., Gustafsson B. G., Hietanen S., Janas U., Jilbert T., Maximov A., Norkko A., Norkko J., Reed D. C., Slomp C. P., Timmermann K. & Voss M. (2014b): Hypoxia in the Baltic Sea: Biogeochemical Cycles, Benthic Fauna, and Management. *Ambio* 43 (1): 26–36. DOI: 10.1007/s13280-013-0474-7
- Carstensen J. & Conley D. J. (2019): Baltic Sea Hypoxia Takes Many Shapes and Sizes. *Limnology and Oceanography Bulletin* 28 (4): 125–129. DOI: 10.1002/lob.10350
- CBD – Convention on Biological Diversity (2022): 15/4. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. Montreal, Canada. 1 S.
- Cebrián-Piqueras M. A., Trinogga J., Trenkamp A., Minden V., Maier M. & Mantilla-Contreras J. (2021): Digging into the roots: understanding direct and indirect drivers of ecosystem service trade-offs in coastal grasslands via plant functional traits. *Environmental Monitoring and Assessment* 193 (1): 271. DOI: 10.1007/s10661-020-08817-x
- Cervenci A., Esser W., Maier M., Oberdiek N., Thyen S., Wellbrock A. & Exo K.-M. (2011): Can differences in incubation patterns of Common Redshanks *Tringa totanus* be explained by variations in predation risk? *Journal of Ornithology* 152 (4): 1033–1043. DOI: 10.1007/s10336-011-0696-z

- Chase J. M. & Knight T. M. (2013): Scale-dependent effect sizes of ecological drivers on biodiversity: why standardised sampling is not enough. *H. Cornell (Hrsg.): Ecology Letters* 16: 17–26. DOI: 10.1111/ele.12112
- Chen I.-C., Hill J. K., Ohlemüller R., Roy D. B. & Thomas C. D. (2011): Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. *Science* 333 (6045): 1024–1026. DOI: 10.1126/science.1206432
- Chrastansky A. & Callies U. (2009): Model-based long-term reconstruction of weather-driven variations in chronic oil pollution along the German North Sea coast. *Marine Pollution Bulletin* 58 (7): 967–975. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.03.009
- Chytrý M., Tichý L., Hennekens S., Knollova I., Janssen J., Rodwell J., Peterka T., Marcenò C., Landucci F., Danihelka J., Hájek M., Dengler J., Novák P., Zúkal D., Jiménez-Alfaro B. et al. (2020): EUNIS Habitat Classification: Expert system, characteristic species combinations and distribution maps of European habitats. *Applied Vegetation Science* 23: 648–675. DOI: 10.1111/avsc.12519
- Clark C. W., Munro G. R. & Sumaila U. R. (2005): Subsidies, buybacks, and sustainable fisheries. *Journal of Environmental Economics and Management* 50 (1): 47–58. DOI: 10.1016/j.jeem.2004.11.002
- Colijn F. & Ludden J. (1983): Primary production of phytoplankton in the Ems-Dollard estuary, in: Colijn F. Primary production in the Ems-Dollard estuary. PhD Thesis. 123 S. Rijksuniversiteit Groningen. 38–99
- Conley D., Carstensen J., Aertebjerg G., Christensen P., Dalsgaard T., Hansen J. & Josefson A. (2007): Long-term changes and impacts of hypoxia in Danish coastal waters. *Ecological Applications* 17 (5): S165–S184. DOI: 10.1890/05-0766.1
- Conley D. J., Björck S., Bonsdorff E., Carstensen J., Destouni G., Gustafsson B. G., Hietanen S., Kortekaas M., Kuosa H., Markus Meier H. E., Müller-Karulis B., Nordberg K., Norkko A., Nürnberg G., Pitkänen H. et al. (2009): Hypoxia-Related Processes in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* 43 (10): 3412–3420. DOI: 10.1021/es802762a
- Conley D. J., Carstensen J., Aigars J., Axe P., Bonsdorff E., Eremina T., Hahti B.-M., Humborg C., Jonsson P., Kotta J., Lännegren C., Larsson U., Maximov A., Medina M. R., Lysiak-Pastuszek E. et al. (2011): Hypoxia Is Increasing in the Coastal Zone of the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* 45 (16): 6777–6783. DOI: 10.1021/es201212r
- Coolen J. W. P., Bittner O., Driessen F. M. F., van Dongen U., Siahaya M. S., de Groot W., Mavraki N., Bolam S. G. & van der Weide B. (2020): Ecological implications of removing a concrete gas platform in the North Sea. *Journal of Sea Research* 166: 101968. DOI: 10.1016/j.seares.2020.101968
- Cornelius A., Wagner K. & Buschbaum C. (2021): Prey preferences, consumption rates and predation effects of Asian shore crabs (*Hemigrapsus takanoi*) in comparison to native shore crabs (*Carcinus maenas*) in northwestern Europe. *Marine Biodiversity* 51 (5): 75. DOI: 10.1007/s12526-021-01207-7
- Corten A. (2013): Recruitment depressions in North Sea herring. *ICES Journal of Marine Science* 70 (1): 1–15. DOI: 10.1093/icesjms/fss187
- Cortina-Segarra J., García-Sánchez I., Grace M., Andrés P., Baker S., Bullock C., Declerck K., Dicks L. V., Fisher J. L., Frouz J., Klimkowska A., Kyriazopoulos A. P., Moreno-Mateos D., Rodríguez-González P. M., Sarkki S. et al. (2021): Barriers to ecological restoration in Europe: expert perspectives. *Restoration Ecology* 29 (4): e13346. DOI: 10.1111/rec.13346
- Cosgrove R., Gosch M., Reid D., Sheridan M., Chopin N., Jessopp M. & Cronin M. (2016): Seal bycatch in gillnet and entangling net fisheries in Irish waters. *Fisheries Research* 183: 192–199. DOI: 10.1016/j.fishres.2016.06.007
- Couperus B., Gastauer S., Fässler S. M. M., Tulp I., van der Veer H. W. & Poos J. J. (2016): Abundance and tidal behaviour of pelagic fish in the gateway to the Wadden Sea. *Journal of Sea Research* 109: 42–51. DOI: 10.1016/j.seares.2016.01.007
- da Cunha L. C. (2020): Coastal Nutrient Supply and Global Ocean Biogeochemistry. In: W. Leal Filho, A. M. Azul, L. Brandli, A. Lange Salvia & T. Wall (Hrsg.): *Life Below Water. Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals*. Springer International Publishing, Cham: 1–12
- CWSS (2010): *Wattenmeerplan 2010*. Common Wadden Sea Secretariat, Westerland/Sylt. 89 S.
- CWSS (2023): *The SIMP Integrated Management Plan for ONE Wadden Sea World Heritage*. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Deutschland. 48 S.
- Czeck R. & Paul M. (2008): Grey seals – a homecoming species in the Wadden Sea. *Senckenbergiana maritima* 38 (2): 143–146. DOI: 10.1007/BF03055290
- Daan N. (2006): Spatial and temporal trends in species richness and abundance for southerly and northerly components of the North Sea fish community separately, based on IBTS data 197702005
- Dajka J., di Carvalho J., Ryabov A., Scheiffarth G., Ronn L., Dekker R., Peters K., Leberecht B. & Hillebrand H. (2022): Modeling drivers of biodiversity change emphasizes the need for multivariate assessments and rescaled targeting for management. *Conservation Science and Practice* 4 (10). DOI: 10.1111/csp2.12794
- Dale A. W., Bertics V. J., Treude T., Sommer S. & Wallmann K. (2013): Modeling benthic – pelagic nutrient exchange processes and porewater distributions in a seasonally hypoxic sediment: evidence for massive phosphate release by *Beggiatoa*? *Biogeosciences (BG)* 10 (2): 629–651. DOI: 10.5194/bg-10-629-2013
- Damseaux F., Siebert U., Pomeroy P., Lepoint G. & Das K. (2021): Habitat and resource segregation of two sympatric seals in the North Sea. *Science of The Total Environment* 764: 142842. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142842
- Darr A., Gogina M. & Zettler M. (2014): Functional changes in benthic communities along a salinity gradient – a western Baltic case study. *Journal of Sea Research* 85: 315–324. DOI: 10.1016/j.seares.2013.06.003
- Das K., Vossen A., Tolley K., Víkingsson G., Thron K., Müller G., Baumgärtner W. & Siebert U. (2006): Interfollicular Fibrosis in the Thyroid of the Harbour Porpoise: An

- Endocrine Disruption? *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 51 (4): 720–729. DOI: 10.1007/s00244-005-0098-4
- Dausse A., Mérot P., Bouzillé J.-B., Bonis A. & Lefeuvre J.-C. (2005): Variability of nutrient and particulate matter fluxes between the sea and a polder after partial tidal restoration, Northwestern France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64 (2): 295–306. DOI: 10.1016/j.ecss.2005.02.023
- Davies B. F. R., Gernez P., Geraud A., Oiry S., Rosa P., Zoffoli M. L. & Barille L. (2023): Multi- and hyperspectral classification of soft-bottom intertidal vegetation using a spectral library for coastal biodiversity remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 290: 113554. DOI: 10.1016/j.rse.2023.113554
- Desholm M., Christensen T. K., Scheiffarth G., Hario M., Andersson A., Ens B., Camphuysen C. J., Nillson L., Waltho C. M., Lorentsen S., Kuresoo A., Kats R., Fleet D. & Fox A. D. (2002): Status of the Baltic/Wadden Sea population of the Common Eider *Somateria m. mollissima*. *Wildfowl & Wetlands Trust* 53: 167–203
- Desmit X., Nohe A., Borges A. V., Prins T., De Cauwer K., Lagring R., Van der Zande D. & Sabbe K. (2020): Changes in chlorophyll concentration and phenology in the North Sea in relation to de-eutrophication and sea surface warming. *Limnology and Oceanography* 65 (4): 828–847. DOI: 10.1002/lno.11351
- Dewi A., Nurmandi A., Rochmawati E., Purnomo E. P., Dimas Rizqi M., Azzahra A., Benedictos S., Suardi W. & Tri Kusuma Dewi D. (2020): Global policy responses to the COVID-19 pandemic: proportionate adaptation and policy experimentation: a study of country policy response variation to the COVID-19 pandemic. *Health Promotion Perspectives* 10 (4): 359–365. DOI: 10.34172/hpp.2020.54
- Di Pane J., Wiltshire K. H., McLean M., Boersma M. & Meunier C. L. (2022): Environmentally induced functional shifts in phytoplankton and their potential consequences for ecosystem functioning. *Global Change Biology* 28 (8): 2804–2819. DOI: 10.1111/gcb.16098
- Diaz R. J. & Rosenberg R. (2008): Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science* 321 (5891): 926–929. DOI: 10.1126/science.1156401
- Die Bundesregierung (2021): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Weiterentwicklung 2021. Berlin
- Dierrsen H. M., Ackleson S. G., Joyce K. E., Hestir E. L., Castagna A., Lavender S. & McManus M. A. (2021): Living up to the Hype of Hyperspectral Aquatic Remote Sensing: Science, Resources and Outlook. *Frontiers in Environmental Science* 9: 649528. DOI: 10.3389/fenvs.2021.649528
- van Dijk W. M., Cox J. R., Leuven J. R. F. W., Cleveringa J., Taal M., Hiatt M. R., Sonke W., Verbeek K., Speckmann B. & Kleinhans M. G. (2021): The vulnerability of tidal flats and multi-channel estuaries to dredging and disposal. *Anthropocene Coasts* 4 (1): 36–60. DOI: 10.1139/anc-2020-0006
- Dijkema K. S. (1987): Geography of the salt marshes in Europe. *Zeitschrift für Geomorphologie*. 31(4), 489–499. DOI: 10.1127/zfg/31/1987/489
- Dippner J. W. & Kröncke I. (2015): Ecological forecasting in the presence of abrupt regime shifts. *Journal of Marine Systems* 150: 34–40. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2015.05.009
- Ergänzung:
- Ditria E. M., Buelow C. A., Gonzalez-Rivero M. & Connolly R. M. (2022): Artificial intelligence and automated monitoring for assisting conservation of marine ecosystems: A perspective. *Frontiers in Marine Science* 9. 14 S. DOI: 10.3389/fmars.2022.918104
- Dittmer E. (1954): Der Mensch als geologischer Faktor an der Nordseeküste. *E&G Quaternary Science Journal* 4/5 (1): 210–215. DOI: 10.3285/eg.04-5.1.18
- Dobush B.-J., Gallo N. D., Guerra M., Guilloux B., Holland E., Seabrook S. & Levin L. A. (2022): A new way forward for ocean-climate policy as reflected in the UNFCCC Ocean and Climate Change Dialogue submissions. *Climate Policy* 22 (2): 254–271. DOI: 10.1080/14693062.2021.1990004
- Dolch T., Buschbaum C. & Reise K. (2013): Persisting intertidal seagrass beds in the northern Wadden Sea since the 1930s. *Journal of Sea Research* 82: 134–141. DOI: 10.1016/j.seares.2012.04.007
- Döring R., Berkenhagen J., Hentsch S. & Kraus G. (2020): Small-Scale Fisheries in Germany: A Disappearing Profession? In: J. J. Pascual-Fernández, C. Pita & M. Bavinck (Hrsg.): *Small-Scale Fisheries in Europe: Status, Resilience and Governance*. MARE Publication Series. Springer International Publishing. Cham: 483–502
- von Drachenfels O. (2021): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2021. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Hannover, Germany
- Drescher H. E., Harms U. & Huschenbeth E. (1977): Organochlorines and heavy metals in the harbour seal *Phoca vitulina* from the German North Sea Coast. *Marine Biology* 41 (1): 99–106. DOI: 10.1007/BF00390586
- Driver H. F. T. M. (1907): Das Ostseeplankton der 4 Deutschen Terminfahrten im Jahre 1905. Kiel. 109 S.
- Duarte C. M., Chapuis L., Collin S. P., Costa D. P., Devassy R. P., Eguiluz V. M., Erbe C., Gordon T. A. C., Halpern B. S., Harding H. R., Havlik M. N., Meekan M., Merchant N. D., Miksis-Olds J. L., Parsons M. et al. (2021): The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science* 371 (6529): eaba4658. DOI: 10.1126/science.aba4658
- Duffill Telsnig J. I., Jennings S., Mill A. C., Walker N. D., Parnell A. C. & Polunin N. V. C. (2019): Estimating contributions of pelagic and benthic pathways to consumer production in coupled marine food webs. *Journal of Animal Ecology* 88 (3): 405–415. DOI: 10.1111/1365-2656.12929
- Duffy J. E., Lefcheck J. S., Stuart-Smith R. D., Navarrete S. A. & Edgar G. J. (2016): Biodiversity enhances reef fish biomass and resistance to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113 (22): 6230–6235. DOI: 10.1073/pnas.1524465113
- Dulvy N. K., Metcalfe J. D., Glanville J., Pawson M. G. & Reynolds J. D. (2000): Fishery Stability, Local Extinctions, and Shifts in Community Structure in Skates. *Conservation Biology* 14 (1): 283–293. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2000.98540.x
- Dulvy N. K., Rogers S. I., Jennings S., Stelzenmüller V., Dye S. R. & Skjoldal H. R. (2008): Climate change and dee-

- pening of the North Sea fish assemblage: a biotic indicator of warming seas. *Journal of Applied Ecology* 45 (4): 1029–1039. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2008.01488.x
- van Duren L. A., van Katwijk M. M., Heusinkveld J. & Reise K. (2013): Eelgrass restoration in the Dutch Wadden Sea – Methodology and first results. *Deltares*
- Dureuil M., Boerder K., Burnett K. A., Froese R. & Worm B. (2018): Elevated trawling inside protected areas undermines conservation outcomes in a global fishing hot spot. *Science* 362 (6421): 1403–1407. DOI: 10.1126/science.aau0561
- Dutz J., Kramp A. & Zettler M. L. (2022): Biological assessment of the Baltic Sea 2020. Leibnitz Institut für Ostseeforschung Warnemünde. Warnemünde. DOI: 10.12754/msr-2022-0120. 83 S.
- Dutz J. & Wasmund N. (2023): Seasonal Aspects and Short-Term Variability of the Pelagic Offshore Ecosystems. In: H. Schubert & F. Müller (Hrsg.): *Southern Baltic Coastal Systems Analysis. Ecological Studies*. Springer International Publishing, Cham: 153–161
- Edrén S. M. C., Wisz M. S., Teilmann J., Dietz R. & Söderkvist J. (2010): Modelling spatial patterns in harbour porpoise satellite telemetry data using maximum entropy. *Ecography* 33 (4): 698–708
- Edwards M. & Richardson A. (2004): Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature* 430: 881–4. DOI: 10.1038/nature02808
- EFSA CONTAM Panel (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain) (2016): Statement on the presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*. 30 pp. S.
- Ehlers A., Worm B. & Reusch T. B. H. (2008): Importance of genetic diversity in eelgrass *Zostera marina* for its resilience to global warming. *Marine Ecology Progress Series* 355: 1–7. DOI: 10.3354/meps07369
- Ehrich S. & Stransky C. (2001): Spatial and temporal changes in the southern species component of North Sea bottom fish assemblages. *Senckenbergiana maritima* 31 (2): 143–150. DOI: 10.1007/BF03043024
- Eilers S. (2021): Analysis and assessment of cumulative effects of anthropogenic pressures on ecosystem components. Phd thesis. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. Oldenburg
- Ellis J., Fraser G. & Russell J. (2012): Discharged drilling waste from oil and gas platforms and its effects on benthic communities. *Marine Ecology Progress Series* 456: 285–302. DOI: 10.3354/meps09622
- Emeis K.-C., van Beusekom J., Callies U., Ebinghaus R., Kanen A., Kraus G., Kröncke I., Lenhart H., Lorkowski I., Matthias V., Möllmann C., Pätsch J., Scharfe M., Thomas H., Weisse R. et al. (2015): The North Sea – A shelf sea in the Anthropocene. *Journal of Marine Systems* 141: 18–33. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2014.03.012
- Engelen B. & Cypionka H. (2009): The subsurface of tidal-flat sediments as a model for the deep biosphere. *Ocean Dynamics* 59 (2): 385–391. DOI: 10.1007/s10236-008-0166-1
- Engelhard G. H., Pinnegar J. K., Kell L. T. & Rijnsdorp A. D. (2011): Nine decades of North Sea sole and plaice distribution. *ICES Journal of Marine Science* 68 (6): 1090–1104. DOI: 10.1093/icesjms/fsr031
- Eschweiler N. & Christensen H. T. (2011): Trade-off between increased survival and reduced growth for blue mussels living on Pacific oyster reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 403 (1): 90–95. DOI: 10.1016/j.jembe.2011.04.010
- Esselink P., van Duin W. E., Bunje J., Cremer J., Folmer E. O., Frikke J., Glahn M., de Groot A. V., Hecker N., Hellwig U., Jensen K., Körber P., Petersen J. & Stock M. (2017): Salt marshes. In: *Wadden Sea Quality Status Report*. Eds.: Kloepper S. et al. Common Wadden Sea Secretariat. Wilhelmshaven, Germany
- Europäische Union (2021): Entschließung des Europäischen Parlaments vom 9. Juni 2021 zu dem Thema »EU-Biodiversitätsstrategie für 2030: Mehr Raum für die Natur in unserem Leben« (2020/2273(INI))
- Europäischer Rechnungshof (2020): *Meeresumwelt: EU-Schutz ist weit gefasst, aber nicht tiefgreifend. Sonderbericht 26/2020*. Europäischer Rechnungshof. 83 S.
- EUROPARC Deutschland (2010a): *Ergebnisbericht der Evaluierung des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft*. Nationale Naturlandschaften. Berlin
- EUROPARC Deutschland (2010b): *Ergebnisbericht der Evaluierung des Nationalparks Jasmund*. Nationale Naturlandschaften. Berlin
- EUROPARC Deutschland (2012): *Komitee-Bericht zur Evaluierung des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer*. Nationale Naturlandschaften. Berlin
- EUROPARC Deutschland (2018): *Bericht über den Umsetzungsstand der Handlungsempfehlungen und die Fortschritte bei der Erfüllung der Qualitätskriterien und -standards für deutsche Nationalparks im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer*. Nationale Naturlandschaften. Berlin
- European Commission (1999): *Guidelines for the assessment of indirect and cumulative impacts as well as impact interactions*
- Ewers-Saucedo C., Allspach A., Barilaro C., Bick A., Brandt A., Fiege D., Futing S., Hausdorf B., Hayer S., Husemann M., Joger U., Kamcke C., Kuster M., Lohrmann V., Martin I. et al. (2021): Natural history collections recapitulate 200 years of faunal change. *Royal Society Open Science* 8 (4). DOI: 10.1098/rsos.201983
- Feike M., Heerkloss R., Rieling T. & Schubert H. (2007): Studies on the zooplankton community of a shallow lagoon of the Southern Baltic Sea: long-term trends, seasonal changes, and relations with physical and chemical parameters. *Hydrobiologia* 577 (1): 95–106. DOI: 10.1007/s10750-006-0420-9
- Feike M. & Heerkloss R. (2008): Long-term stability of the seasonal succession of different zooplankton species in a brackish water lagoon (southern Baltic Sea). *Hydrobiologia* 611 (1): 17–28. DOI: 10.1007/s10750-008-9462-5
- Feistel R., Nausch G. & Hagen E. (2008): Wasseraustausch zwischen Nord- und Ostsee sowie Bedingungen in den Tiefenbecken der Ostsee. *Bund-Länder-Messprogramm*

- Fennel W. & Sturm M. (1992): Dynamics of the western Baltic. *Journal of Marine Systems* 3 (1): 183–205. DOI: 10.1016/0924-7963(92)90038-A
- Fenner N. & Freeman C. (2011): Drought-induced carbon loss in peatlands. *Nature Geoscience* 4 (12): 895–900. DOI: 10.1038/ngeo1323
- Fernand F., Israel A., Skjermo J., Wichard T., Timmermans K. R. & Golberg A. (2017): Offshore macroalgae biomass for bioenergy production: Environmental aspects, technological achievements and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 75: 35–45. DOI: 10.1016/j.rser.2016.10.046
- Finck P., Heinze S., Raths U., Riecken U. & Ssymank A. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands dritte fortgeschriebene Fassung 2017. *Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 156*. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 637 S.
- Fiorentino D., Pesch R., Guenther C.-P., Gutow L., Holstein J., Dannheim J., Ebbe B., Bildstein T., Schroeder W., Schuchardt B., Brey T. & Wiltshire K. H. (2017): A 'fuzzy clustering' approach to conceptual confusion: how to classify natural ecological associations. *Marine Ecology Progress Series* 584: 17–30. DOI: 10.3354/meps12354
- Fischer E. (2019): Distribution of microplastics in marine species of the Wadden Sea along the coastline of Schleswig-Holstein, Germany. Center for Earth System Research and Sustainability (CEN), Universität Hamburg. Hamburg
- Fock H. O. (2014): Patterns of extirpation. I. Changes in habitat use by thornback rays *Raja clavata* in the German Bight for 1902–1908, 1930–1932, and 1991–2009. *Endangered species research: ESR; international and multidisciplinary journal* 25: 197–207. DOI: 10.3354/esr00582
- Fock H. O., Dammann R., Mielck F., Kraus G., Lauerburg R., López González A., Nielsen P., Nowicki M., Pauli M. & Temming A. (2023): Auswirkungen der Garnelenfischerei auf Habitate und Lebensgemeinschaften im Küstenmeer der norddeutschen Bundesländer Schleswig-Holstein, Hamburg und Niedersachsen (CRANIMPACT). Thünen Report
- Fock H. O., Kloppmann M. H. F. & Probst W. N. (2014): An early footprint of fisheries: Changes for a demersal fish assemblage in the German Bight from 1902–1932 to 1991–2009. *Journal of Sea Research* 85: 325–335. DOI: 10.1016/j.seares.2013.06.004
- Foekema E. M., De Gruijter C., Mergia M. T., van Franeker J. A., Murk A. J. & Koelmans A. A. (2013): Plastic in North Sea Fish. *Environmental Science & Technology* 47 (15): 8818–8824. DOI: 10.1021/es400931b
- Folmer E. O., van Beusekom J. E. E., Dolch T., Gräwe U., van Katwijk M. M., Kolbe K. & Philippart C. J. M. (2016): Consensus forecasting of intertidal seagrass habitat in the Wadden Sea. *Journal of Applied Ecology* 53 (6): 1800–1813. DOI: 10.1111/1365-2664.12681
- Folt C. L., Chen C. Y., Moore M. V. & Burnaford J. (1999): Synergism and antagonism among multiple stressors. *Limnology and Oceanography* 44 (3): 864–877. DOI: 10.4319/lo.1999.44.3\_part\_2.0864
- Foo Y. Z., O'Dea R. E., Koricheva J., Nakagawa S. & Lagisz M. (2021): A practical guide to question formation, systematic searching and study screening for literature reviews in ecology and evolution. *Methods in Ecology and Evolution* 12 (9): 1705–1720. DOI: 10.1111/2041-210X.13654
- Fox-Kemper B. (2021): Ocean, cryosphere and sea level change. In: AGU Fall Meeting Abstracts.: U13B-09
- Franck H., Matthäus W. & Sammler R. (1987): Major inflows of saline water into the Baltic Sea during the present century. *Major inflows of saline water into the Baltic Sea during the present century* 96 (6): 517–531
- Franz M., Barboza F. R., Hinrichsen H.-H., Lehmann A., Scotti M., Hiebenthal C., Molis M., Schütt R. & Wahl M. (2019): Long-term records of hard-bottom communities in the southwestern Baltic Sea reveal the decline of a foundation species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 219: 242–251. DOI: 10.1016/j.ecss.2019.02.029
- Frelat R., Orio A., Casini M., Lehmann A., Merigot B., Otto S., Sguotti C. & Mollmann C. (2018): A three-dimensional view on biodiversity changes: spatial, temporal, and functional perspectives on fish communities in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 75 (7): 2463–2475. DOI: 10.1093/icesjms/fsy027
- Frid C. L. J., Harwood K. G., Hall S. J. & Hall J. A. (2000): Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. *ICES Journal of Marine Science* 57 (5): 1303–1309. DOI: 10.1006/jmsc.2000.0900
- Frisk G. V. (2012): Noiseconomics: The relationship between ambient noise levels in the sea and global economic trends. *Scientific Reports* 2 (1): 437. DOI: 10.1038/srep00437
- Froese R., Winker H., Coro G., Demirel N., Tsikliras A. C., Dimarchopoulou D., Scarcella G., Quaas M. & Matz-Lück N. (2018): Status and rebuilding of European fisheries. *Marine Policy* 93: 159–170. DOI: 10.1016/j.marpol.2018.04.018
- Fürhaupter K., Berg T., Meyer T. & Schilling P. (2022): Distribution atlas of submerged macrophytes along the German Baltic Sea coastline. Koeltz Botanical Books
- Galatius A., Teilmann J., Dähne M., Ahola M., Westphal L., Kyhn L. A., Pawliczka I., Olsen M. T. & Dietz R. (2020): Grey seal *Halichoerus grypus* recolonisation of the southern Baltic Sea, Danish Straits and Kattegat. *Wildlife Biology* 2020 (4): wlb.00711. DOI: 10.2981/wlb.00711
- Galatius A., Brasseur S., Carius F., Jeß A., Meise K., Meyer J., Schop J., Siebert U., Stejskal O., Teilmann J. & Thostesen C. B. (2022): Survey results of harbour seals in the Wadden Sea in 2022. Common Wadden Sea Secretariat (CWSS)
- Galil B. S., Marchini A., Occhipinti-Ambrogi A., Minchin D., Narščius A., Ojaveer H. & Olenin S. (2014): International arrivals: widespread bioinvasions in European Seas. *Ethology, Ecology & Evolution* 26 (2–3): 152–171. DOI: 10.1080/03949370.2014.897651
- Gallus A., Dähne M., Verfuß U. K., Bräger S., Adler S., Siebert U. & Benke H. (2012): Use of static passive acoustic monitoring to assess the status of the 'Critically Endangered' Baltic harbour porpoise in German waters. *Endangered Species Research* 18 (3): 265–278. DOI: 10.3354/esr00448
- Galparsoro I., Menchaca I., Garmendia J. M., Borja Á., Maldonado A. D., Iglesias G. & Bald J. (2022): Reviewing the ecological impacts of offshore wind farms. *npj Ocean Sustainability* 1 (1): 1–8. DOI: 10.1038/s44183-022-00003-5

- Gamfeldt L., Hillebrand H. & Jonsson P. (2008): Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. *Ecology* 89 (5): 1223–1231. DOI: 10.1890/06-2091.1
- Garrabou J., Gómez-Gras D., Medrano A., Cerrano C., Ponti M., Schlegel R., Bensoussan N., Turicchia E., Sini M., Gerovasileiou V., Teixido N., Mirasole A., Tamburello L., Cebrian E., Rilov G. et al. (2022): Marine heatwaves drive recurrent mass mortalities in the Mediterranean Sea. *Global Change Biology* 28 (19): 5708–5725. DOI: 10.1111/gcb.16301
- Garrido Gamarro E., Ryder J., Elvevoll E. O. & Olsen R. L. (2020): Microplastics in Fish and Shellfish – A Threat to Seafood Safety? *Journal of Aquatic Food Product Technology* 29 (4): 417–425. DOI: 10.1080/10498850.2020.1739793
- Garthe S. & Hüppop O. (1994): Distribution of ship-following seabirds and their utilization of discards in the North Sea in Summer. *Marine Ecology Progress Series* 106: 1–9. DOI: 10.3354/meps106001
- Garthe S. & Scherp B. (2003): Utilization of discards and offal from commercial fisheries by seabirds in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 60 (5): 980–989. DOI: 10.1016/S1054-3139(03)00099-7
- Garthe S. & Flore B.-O. (2007): Population trend over 100 years and conservation needs of breeding sandwich terns (*Sterna sandvicensis*) on the German North Sea coast. *Journal of Ornithology* 148 (2): 215–227. DOI: 10.1007/s10336-007-0123-7
- Garthe S., Schwemmer H., Peschko V., Markones N., Müller S., Schwemmer P. & Mercker M. (2023): Large-scale effects of offshore wind farms on seabirds of high conservation concern. *Scientific Reports* 13 (1): 4779. DOI: 10.1038/s41598-023-31601-z
- Gerdtts G., Wichels A., Döpke H., Klings K.-W., Gunkel W. & Schütt C. (2004): 40-year long-term study of microbial parameters near Helgoland (German Bight, North Sea): historical view and future perspectives. *Helgoland Marine Research* 58 (4): 230–242. DOI: 10.1007/s10152-004-0189-z
- Gessner J., Spratte S. & Kirschbaum F. (2011): Historic Overview on the Status of the European Sturgeon (*Acipenser sturio*) and Its Fishery in the North Sea and Its Tributaries with a Focus on German Waters. In: P. Williot, E. Rochard, N. Desse-Berset, F. Kirschbaum & J. Gessner (Hrsg.): *Biology and Conservation of the European Sturgeon Acipenser Sturio L. 1758: The Reunion of the European and Atlantic Sturgeons*. Springer. Berlin/Heidelberg: 195–219
- Gibb R., Browning E., Glover-Kapfer P. & Jones K. E. (2019): Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. *Methods in Ecology and Evolution* 10 (2): 169–185. DOI: 10.1111/2041-210X.13101
- Gilles A., Scheidat M. & Siebert U. (2009): Seasonal distribution of harbour porpoises and possible interference of offshore wind farms in the German North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 383: 295–307. DOI: 10.3354/meps08020
- Gilles A., Viquerat S., Becker E. A., Forney K. A., Geelhoed S. C. V., Haelters J., Nabe-Nielsen J., Scheidat M., Siebert U., Sveegaard S., van Beest F. M., van Bemmelen R. & Aarts G. (2016): Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7 (6): e01367. DOI: 10.1002/ecs2.1367
- Gilles A., Nachtsheim D., Authier M. & Siebert U. (2022): Report on HELCOM BLUES Subtask 2.4.2: Assessing trends in abundance for assessment of the Belt Sea population. Deliverable for HELCOM BLUES Subtask 2.4.2. HELCOM
- Gismondi E., Daneels L., Damseaux F., Lehnert K., Siebert U. & Das K. (2021): Preliminary study of oxidative stress biomarkers and trace elements in North Sea Harbour Seals. *Marine Pollution Bulletin* 163: 111905. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111905
- Gobet A., Huse S. M., van Beusekom J. E. E., Quince C., Sogin M. L., Boetius A. & Ramette A. (2012): Diversity and dynamics of rare and of resident bacterial populations in coastal sands. *The ISME Journal* 6 (3): 542–553. DOI: 10.1038/ismej.2011.132
- Goedknecht M. A., Feis M. E., Wegner K. M., Luttkhuizen P. C., Buschbaum C., Camphuysen K. (C. J.), van der Meer J. & Thieltges D. W. (2016): Parasites and marine invasions: Ecological and evolutionary perspectives. *Journal of Sea Research* 113: 11–27. DOI: 10.1016/j.seares.2015.12.003
- Goedknecht M. A., Havermans J., Waser A. M., Luttkhuizen P. C., Velilla E., Camphuysen K. C., van der Meer J. & Thieltges D. W. (2017): Cross-species comparison of parasite richness, prevalence, and intensity in a native compared to two invasive brachyuran crabs. *Aquatic Invasions* 12 (2). DOI: 10.3391/ai.2017.12.2.08
- Gogina M., Darr A. & Zettler M. (2014): Approach to assess consequences of hypoxia disturbance events for benthic ecosystem functioning. *Journal of Marine Systems* 129: 203–213. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2013.06.001
- Gogina M., Nygård H., Blomqvist M., Daunys D., Josefson A. B., Kotta J., Maximov A., Warzocha J., Yermakov V., Gräwe U. & Zettler M. L. (2016): The Baltic Sea scale inventory of benthic faunal communities. *ICES Journal of Marine Science* 73 (4): 1196–1213. DOI: 10.1093/icesjms/fsv265
- Goodwin M., Halvorsen K. T., Jiao L., Knausgård K. M., Martin A. H., Moyano M., Oomen R. A., Rasmussen J. H., Sordalen T. K. & Thorbjørnsen S. H. (2022): Unlocking the potential of deep learning for marine ecology: overview, applications, and outlook†. *ICES Journal of Marine Science* 79 (2): 319–336. DOI: 10.1093/icesjms/fsab255
- Gorokhova E., Lehtiniemi M., Postel L., Rubene G., Amid C., Lesutiene J., Uusitalo L., Strake S. & Demereckiene N. (2016): Indicator Properties of Baltic Zooplankton for Classification of Environmental Status within Marine Strategy Framework Directive. *PLOS ONE* 11 (7): e0158326. DOI: 10.1371/journal.pone.0158326
- Govers L. L., Heusinkveld J. H. T., Gräfnings M. L. E., Smeele Q. & Heide T. van der (2022): Adaptive intertidal seed-based seagrass restoration in the Dutch Wadden Sea. *PLOS ONE* 17 (2): e0262845. DOI: 10.1371/journal.pone.0262845
- Granse D., Suchrow S. & Jensen K. (2021): Long-term invasion dynamics of *Spartina* increase vegetation diversity and geomorphological resistance of salt marshes against sea level rise. *Biological Invasions* 23 (3): 871–883. DOI: 10.1007/s10530-020-02408-0

- Gräwe U., Klingbeil K., Kelln J. & Dangendorf S. (2019): Decomposing Mean Sea Level Rise in a Semi-Enclosed Basin, the Baltic Sea. *Journal of Climate* 32 (11): 3089–3108. DOI: 10.1175/JCLI-D-18-0174.1
- Greenstreet S., Fraser H., Rogers S., Trenkel V., Simpson S. & Pinnegar J. (2012): Redundancy in metrics describing the composition, structure, and functioning of the North Sea demersal fish community. *ICES Journal of Marine Science* 69 (1): 8–22. DOI: 10.1093/icesjms/fsr188
- Greinert J. (2019): Practical Guide for Environmental Monitoring of Conventional Munitions in the Seas – Results from the BMBF funded project UDEMM »Umweltmonitoring für die Delaboration von Munition im Meer«. Version 1.1. GEOMAR Helmholtz Centre for Ocean Research, Kiel, Germany. 88 S.
- Groetsch P. M. M., Simis S. G. H., Eleveld M. A. & Peters S. W. M. (2016): Spring blooms in the Baltic Sea have weakened but lengthened from 2000 to 2014. *Biogeosciences* 13 (17): 4959–4973. DOI: 10.5194/bg-13-4959-2016
- de Groot A. V., Janssen G. M., Isermann M., Stock M., Glahn M., Arens B., Elschoot K., Hellwig U., Petersen J. & Esselink P. (2017): Wadden Sea Quality Status Report: Beaches and Dunes. Common Wadden Sea Secretariat
- Grünhagen C., Schwermer H., Wagner-Ahlfs C., Voss R., Gross F. & Riekhof M.-C. (2022): The multifaceted picture of transdisciplinarity in marine research. In: *Transdisciplinary Marine Research*. Taylor & Francis. Rochester, NY
- Gundlach N. H., Schmicke M., Ludes-Wehrmeister E., Ulrich S. A., Araujo M. G. & Siebert U. (2018): New approach to stress research in phocids—potential of dehydroepiandrosterone and cortisol/dehydroepiandrosterone ratio as markers for stress in harbor seals (*phoca vitulina*) and gray seals (*halichoerus grypus*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 49 (3): 556–563. DOI: 10.1638/2017-0191.1
- Gunther C. (1996): Development of small *Mytilus* beds and its effects on resident intertidal macrofauna. *Marine ecology-publicazioni della stazione zoologica di napoli I* 17 (1–3): 117–130. DOI: 10.1111/j.1439-0485.1996.tb00494.x
- Günther C., Temming A., Santos J., Berkenhagen J., Stepputtis D., Schultz S., Neudecker T., Kraus G., Bethke E. & Hufnagl M. (2021): Small steps high leaps: Bio-economic effects of changing codend mesh size in the North Sea Brown shrimp fishery. *Fisheries Research* 234: 105797. DOI: 10.1016/j.fishres.2020.105797
- Guşatı L. F., Menegon S., Depellegrin D., Zuidema C., Faaij A. & Yamu C. (2021): Spatial and temporal analysis of cumulative environmental effects of offshore wind farms in the North Sea basin. *Scientific Reports* 11 (1): 10125. DOI: 10.1038/s41598-021-89537-1
- Guse N., Witte K., Markones N., Borkenhagen G., Scheiffarth G. & Garthe S. (2018): Aktuelle Verbreitung, Bestände und Trends von Seevögeln auf See im Offshore-Bereich des niedersächsischen Küstenmeers und des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer. 1 S.
- Gusenbauer M. & Haddaway N. R. (2020): Which academic search systems are suitable for systematic reviews or meta-analyses? Evaluating retrieval qualities of Google Scholar, PubMed, and 26 other resources. *Research Synthesis Methods* 11 (2): 181–217. DOI: 10.1002/jrsm.1378
- Gutperlet R., Capperucci R. M., Bartholomä A. & Kröncke I. (2015): Benthic biodiversity changes in response to dredging activities during the construction of a deep-water port. *Marine Biodiversity* 45 (4): 819–839. DOI: 10.1007/s12526-014-0298-0
- Haase K., Weltersbach M., Lewin W., Zimmermann C. & Strehlow H. (2022): Potential effects of management options on marine recreational fisheries – the example of the western Baltic cod fishery. 79 (3). DOI: 10.1093/icesjms/fsac012
- Hahn S. J., Brandt A., Sonnewald M. (2022): Annotated checklist and biodiversity analysis of benthic fauna at Sylt Outer Reef and Borkum Reef Ground (North Sea). *Check List* 18(3), 593–628. DOI: 10.15560/18.3.593
- Haines-Young R. & Potschin M. (2018): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) v.5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Fabis Consulting Ltd. 53
- Halbach M., Vogel M., Tammen J. K., Rüdell H., Koschorreck J. & Scholz-Böttcher B. M. (2022): 30 years trends of microplastic pollution: Mass-quantitative analysis of archived mussel samples from the North and Baltic Seas. *The Science of the Total Environment* 826: 154179. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.154179
- Hall L. W. & Anderson R. D. (1995): The Influence of Salinity on the Toxicity of Various Classes of Chemicals to Aquatic Biota. *Critical Reviews in Toxicology* 25 (4): 281–346. DOI: 10.3109/10408449509021613
- Halpern B. S., Walbridge S., Selkoe K. A., Kappel C. V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J. F., Casey K. S., Ebert C., Fox H. E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan H. S., Madin E. M. P., Perry M. T. et al. (2008): A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science* 319 (5865): 948–952. DOI: 10.1126/science.1149345
- Hälterlein B., Bunje J. & Potel P. (2003): Zum Einfluss der Salzwiesennutzung an der Nordseeküste auf die Vogelwelt. Übersicht über die aktuellen Forschungsergebnisse. 179 S.
- Hammerschlag N., Schmitz O. J., Flecker A. S., Lafferty K. D., Sih A., Atwood T. B., Gallagher A. J., Irschick D. J., Skubel R. & Cooke S. J. (2019): Ecosystem Function and Services of Aquatic Predators in the Anthropocene. *Trends in Ecology & Evolution* 34 (4): 369–383. DOI: 10.1016/j.tree.2019.01.005
- Hammond P. s., Berggren P., Benke H., Borchers D. l., Collet A., Heide-Jørgensen M. p., Heimlich S., Hiby A. r., Leopold M. f. & Øien N. (2002): Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology* 39 (2): 361–376. DOI: 10.1046/j.1365-2664.2002.00713.x
- Hammond P. S., Macleod K., Berggren P., Borchers D. L., Burt L., Cañadas A., Desportes G., Donovan G. P., Gilles A., Gillespie D., Gordon J., Hiby L., Kuklik I., Leaper R., Lehnert K. et al. (2013): Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* 164: 107–122. DOI: 10.1016/j.biocon.2013.04.010
- Hammond P. S., Lacey C., Gilles A., Viquerat S., Börjesson P., Herr H., Macleod K., Ridoux V., Santos M. B., Scheidat M., Teilmann J., Vingada J. & Oien N. (2021): Estimates of ce-

- tacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. Sea Mammal Research Unit. St Andrews
- Hansen J. L. S., Josefson A. B. & Petersen T. M. (2004): Genindvandring af bundfauna efter iltsvindet 2002 i de indre danske farvande. 68
- Haraguchi L., Kraft K., Ylösto P., Kielosto S., Hällfors H., Tamminen T. & Seppälä J. (2023): Trait response of three Baltic Sea spring dinoflagellates to temperature, salinity, and light gradients. *Frontiers in Marine Science* 10. DOI: 10.3389/fmars.2023.1156487
- Haseler M., Schernewski G., Balciunas A. & Sabaliauskaitė V. (2018): Monitoring methods for large micro- and meso-litter and applications at Baltic beaches. *Journal of Coastal Conservation* 22 (1): 27–50. DOI: 10.1007/s11852-017-0497-5
- Hattam C., Atkins J. P., Beaumont N., Börger T., Böhnke-Henrichs A., Burdon D., de Groot R., Hoefnagel E., Nunes P. A. L. D., Piwowarczyk J., Sastre S. & Austen M. C. (2015): Marine ecosystem services: Linking indicators to their classification. *Ecological Indicators* 49: 61–75. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.09.026
- Hattich G. S. I., Listmann L., Raab J., Ozod-Seradj D., Reusch T. B. H. & Matthiessen B. (2017): Inter- and intraspecific phenotypic plasticity of three phytoplankton species in response to ocean acidification. *Biology Letters* 13 (2): 20160774. DOI: 10.1098/rsbl.2016.0774
- Havenhand J. N. (2012): How will Ocean Acidification Affect Baltic Sea Ecosystems? An Assessment of Plausible Impacts on Key Functional Groups. *Ambio* 41 (6): 637–644. DOI: 10.1007/s13280-012-0326-x
- Hayer S., Bick A., Brandt A., Ewers-Saucedo C., Fiege D., Futing S., Krause-Kyora B., Michalik P., Reinicke G. & Brandis D. (2019): Coming and going – Historical distributions of the European oyster *Ostrea edulis* Linnaeus, 1758 and the introduced slipper limpet *Crepidula fornicata* Linnaeus, 1758 in the North Sea. *PLOS ONE* 14 (10). DOI: 10.1371/journal.pone.0224249
- Haynert K., Kiggen M., Klarner B., Maraun M. & Scheu S. (2017): The structure of salt marsh soil mesofauna food webs – The prevalence of disturbance. *PLOS ONE* 12 (12): e0189645. DOI: 10.1371/journal.pone.0189645
- Heckwolf M., Peterson A., Janes H., Horne P., Kunne J., Liversage K., Sajeva M., Reusch T. & Kotta J. (2021): From ecosystems to socio-economic benefits: A systematic review of coastal ecosystem services in the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 755. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142565
- Heerkloss R. & Schnese W. (1999): A long-term series of zooplankton monitoring of a shallow coastal water of the southern Baltic. *Limnologia* 29 (3): 317–321. DOI: 10.1016/S0075-9511(99)80021-8
- van der Heide T., Eklöf J. S., Nes E. H. van, Zee E. M. van der, Donadi S., Weerman E. J., Olff H. & Eriksson B. K. (2012): Ecosystem Engineering by Seagrasses Interacts with Grazing to Shape an Intertidal Landscape. *PLOS ONE* 7 (8): e42060. DOI: 10.1371/journal.pone.0042060
- Heinänen S., Žydelis R., Kleinschmidt B., Dorsch M., Burger C., Morkūnas J., Quillfeldt P. & Nehls G. (2020): Satellite telemetry and digital aerial surveys show strong displacement of red-throated divers (*Gavia stellata*) from offshore wind farms. *Marine Environmental Research* 160: 104989. DOI: 10.1016/j.marenvres.2020.104989
- Helander B., Olsson A., Bignert A., Asplund L. & Litzén K. (2002): The role of DDE, PCB, coplanar PCB and eggshell parameters for reproduction in the white-tailed sea eagle (*Haliaeetus albicilla*) in Sweden. *Ambio* 31 (5): 386–403. DOI: 10.1579/0044-7447-31.5.386
- HELCOM (1987): First periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea Area, 1980–1985. Background Document. Chapter Nutrients. 35 S.
- HELCOM (2003): The 2002 Oxygen Depletion Event in the Kattegat, Belt Sea and Western. Baltic Sea Environment Proceedings No. 156
- HELCOM (2009): Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. Baltic Sea Environment Proceedings 115B
- HELCOM (2013): HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. Baltic Sea Environment Proceedings 140
- HELCOM (2018a): Thematic assessment of eutrophication 2011–2016. Baltic Sea Environment Proceedings No. 156
- HELCOM (2018b): State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011–2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155
- HELCOM (2021): HELCOM Baltic Sea Action Plan – 2021 update
- Helle E., Olsson M. & Jensen S. (1976): PCB Levels Correlated with Pathological Changes in Seal Uteri. *Ambio* 5 (5/6): 261–262
- Hellwig U. & Körber P. (2017): 25 Jahre Nigehörn (1989–2014) Ergebnisse einer umstrittenen Naturschutzmaßnahme. 92 (2): 59–68. DOI: 10.17433/2.2017.50153437.59-68
- Helms T. (2023): Die phytophagen Käfer (Chrysomelidae, Elateridae und Curculionidae) auf der Düneninsel Mellum im 35-jährigen Vergleich. Bachelorarbeit im Studiengang Biologie. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. Oldenburg
- Herbert R. A. (1999): Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews* 23 (5): 563–590. DOI: 10.1111/j.1574-6976.1999.tb00414.x
- Herlemann D. P., Labrenz M., Jürgens K., Bertilsson S., Waniek J. J. & Andersson A. F. (2011): Transitions in bacterial communities along the 2000 km salinity gradient of the Baltic Sea. *The ISME Journal* 5 (10): 1571–1579. DOI: 10.1038/ismej.2011.41
- Hermann, C. (2012): Robbenmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern. In: Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 41: 40–50
- Hermsen E., Pompe R., Besseling E. & Koelmans A. A. (2017): Detection of low numbers of microplastics in North Sea fish using strict quality assurance criteria. *Marine Pollution Bulletin* 122 (1–2): 253–258. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.06.051
- Herr H., Fock H. O. & Siebert U. (2009): Spatio-temporal associations between harbour porpoise *Phocoena phocoena* and specific fisheries in the German Bight. *Biological*

- Conservation 142 (12): 2962–2972. DOI: 10.1016/j.biocon.2009.07.025
- Herrmann C., Krone O., Stjernberg T. & Helander B. (2011): Population Development of Baltic Bird Species: White-tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*). HELCOM
- Herrmann C. & Heuck C. (2019): Langfristiges Seeadlermonitoring ermöglicht wissenschaftliche Erkenntnisse
- Heydemann B. (1984): Das Ökosystem »Küsten-Salzwiese«. ein Überblick. Faunistisch-ökologische Mitteilungen 5: 249–279
- Heylen B. C. & Nachtsheim D. A. (2018): Bio-telemetry as an Essential Tool in Movement Ecology and Marine Conservation. In: S. Jungblut, V. Liebich & M. Bode (Hrsg.): YOU-MARES 8 – Oceans Across Boundaries: Learning from each other. Springer International Publishing. Cham: 83–107
- Hiddink J. G. (2003): Effects of suction-dredging for cockles on non-target fauna in the Wadden Sea. Journal of Sea Research 50 (4): 315–323. DOI: 10.1016/j.seares.2003.06.002
- Hiddink J. G. & Ter Hofstede R. (2008): Climate induced increases in species richness of marine fishes. Global Change Biology 14 (3): 453–460. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2007.01518.x
- Hiddink J. & Coleby C. (2012): What is the effect of climate change on marine fish biodiversity in an area of low connectivity, the Baltic Sea? Global Ecology and Biogeography 21 (6): 637–646. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2011.00696.x
- Hiddink J. G., Burrows M. T. & García Molinos J. (2015): Temperature tracking by North Sea benthic invertebrates in response to climate change. Global Change Biology 21 (1): 117–129. DOI: 10.1111/gcb.12726
- Hieronimus J., Eilola K., Hieronymus M., Meier H., Saraiva S. & Karlson B. (2018): Causes of simulated long-term changes in phytoplankton biomass in the Baltic proper: a wavelet analysis. Biogeosciences 15 (16): 5113–5129. DOI: 10.5194/bg-15-5113-2018
- Hill N. K., Woodworth B. K., Phinn S. R., Murray N. J. & Fuller R. A. (2021): Global protected-area coverage and human pressure on tidal flats. Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology 35 (3): 933–943. DOI: 10.1111/cobi.13638
- Hillebrand H., Blasius B., Borer E. T., Chase J. M., Downing J. A., Eriksson B. K., Filstrup C. T., Harpole W. S., Hodapp D., Larsen S., Lewandowska A. M., Seabloom E. W., Van de Waal D. B. & Ryabov A. B. (2018a): Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring. Journal of Applied Ecology 55 (1): 169–184. DOI: 10.1111/1365-2664.12959
- Hillebrand H., Brey T., Gutt J., Hagen W., Metfies K., Meyer B. & Lewandowska A. (2018b): Climate Change: Warming Impacts on Marine Biodiversity. In: M. Salomon & T. Markus (Hrsg.): Handbook on Marine Environment Protection: Science, Impacts and Sustainable Management. Springer International Publishing. Cham: 353–373
- Hillebrand H. & Kunze C. (2020): Meta-analysis on pulse disturbances reveals differences in functional and compositional recovery across ecosystems. Ecology Letters 23 (3): 575–585. DOI: 10.1111/ele.13457
- Hillebrand H., Antonucci Di Carvalho J., Dajka J.-C., Dürsel C.-D., Kerimoglu O., Kuczynski L., Rönn L. & Ryabov A. (2022): Temporal declines in Wadden Sea phytoplankton cell volumes observed within and across species. Limnology and Oceanography 67 (2): 468–481. DOI: 10.1002/lno.12005
- Hinrichsen H.-H., Piatkowski U. & Jaspers C. (2022): Sightings of extraordinary marine species in the SW Baltic Sea linked to saline water inflows. Journal of Sea Research 181: 102175. DOI: 10.1016/j.seares.2022.102175
- Hjerne O., Hajdu S., Larsson U., Downing A. S. & Winder M. (2019): Climate Driven Changes in Timing, Composition and Magnitude of the Baltic Sea Phytoplankton Spring Bloom. Frontiers in Marine Science 6. DOI: 10.3389/fmars.2019.00482
- Hobday A. J., Alexander L. V., Perkins S. E., Smale D. A., Straub S. C., Oliver E. C. J., Benthuyzen J. A., Burrows M. T., Donat M. G., Feng M., Holbrook N. J., Moore P. J., Scannell H. A., Sen Gupta A. & Wernberg T. (2016): A hierarchical approach to defining marine heatwaves. Progress in Oceanography 141: 227–238. DOI: 10.1016/j.pocean.2015.12.014
- Hodapp D., Kraft D. & Hillebrand H. (2014): Can monitoring data contribute to the biodiversity-ecosystem function debate? Evaluating data from a highly dynamic ecosystem. Biodiversity and Conservation 23 (2): 405–419. DOI: 10.1007/s10531-013-0609-y
- Hodapp D., Meier S., Muijsers F., Badewien T. & Hillebrand H. (2015): Structural equation modeling approach to the diversity-productivity relationship of Wadden Sea phytoplankton. Marine Ecology Progress Series 523: 31–40. DOI: 10.3354/meps11153
- Hodapp D., Roca I. T., Fiorentino D., Garilao C., Kaschner K., Kesner-Reyes K., Schneider B., Segschneider J., Kocsis Á. T., Kiessling W., Brey T. & Froese R. (2023): Climate change disrupts core habitats of marine species. Global Change Biology 29 (12): 3304–3317. DOI: 10.1111/gcb.16612
- Hoefsloot G., van der Jagt H. A. & van Duin W. E. (2020): Blue Carbon in Nederlandse kwelders Kansen voor extra CO<sub>2</sub> vastlegging in kwelders. Bureau Waardenburg. Culemborg
- Hofstede J., Matelski B. & Stock M. (2019): Schleswig-Holsteins Klima-Anpassungsstrategie für das Wattenmeer 2100. In: Die Küste 87. Bundesanstalt für Wasserbau. Karlsruhe. 19–38. DOI: 0.18171/1.087102
- Holbrook N. J., Scannell H. A., Sen Gupta A., Benthuyzen J. A., Feng M., Oliver E. C. J., Alexander L. V., Burrows M. T., Donat M. G., Hobday A. J., Moore P. J., Perkins-Kirkpatrick S. E., Smale D. A., Straub S. C. & Wernberg T. (2019): A global assessment of marine heatwaves and their drivers. Nature Communications 10 (1): 2624. DOI: 10.1038/s41467-019-10206-z
- Hollwedel W. (2002): Long-term studies (1969–2002) of the cladoceran distribution on the sandy islands of the southern North Sea in Lower Saxony, Germany. Studia Quaternaria 21: 25–36
- Holmström K. E., Järnberg U. & Bignert A. (2005): Temporal Trends of PFOS and PFOA in Guillemot Eggs from the Baltic Sea, 1968–2003. Environmental Science & Technology 39 (1): 80–84. DOI: 10.1021/es049257d
- Hope J. A., Paterson D. M. & Thrush S. F. (2020): The role of microphytobenthos in soft-sediment ecological networks and their contribution to the delivery of multiple ecosys-

- tem services. *Journal of Ecology* 108 (3): 815–830. DOI: 10.1111/1365-2745.13322
- Hoppe H.-G., Giesenhagen H. C., Koppe R., Hansen H.-P. & Gocke K. (2013): Impact of change in climate and policy from 1988 to 2007 on environmental and microbial variables at the time series station Boknis Eck, Baltic Sea. *Biogeosciences* 10 (7): 4529–4546. DOI: 10.5194/bg-10-4529-2013
- Horn H. G., Boersma M., Garzke J., Sommer U. & Aberle N. (2020): High CO<sub>2</sub> and warming affect microzooplankton food web dynamics in a Baltic Sea summer plankton community. *Marine Biology* 167 (5): 69. DOI: 10.1007/s00227-020-03683-0
- Horn S., Coll M., Asmus H. & Dolch T. (2021): Food web models reveal potential ecosystem effects of seagrass recovery in the northern Wadden Sea. *Restoration Ecology* 29 (S2): e13328. DOI: 10.1111/rec.13328
- Hötker H., Schrader S., Schwemmer P., Oberdiek N. & Blew J. (2010): Status, threats and conservation of birds in the German Wadden Sea. NABU Deutschland
- Hulscher J. B. & Verhulst S. (2003): The rise and fall of the breeding population of Oystercatchers *Haematopus ostralegus* in Friesland in 1966–2000. *Limosa* 76: 11–22
- Hunter E., Metcalfe J. D. & Reynolds J. D. (2003): Migration route and spawning area fidelity by North Sea plaice. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270 (1529): 2097–2103. DOI: 10.1098/rspb.2003.2473
- Hüppop O., Dierschke J., Exo K.-M., Fredrich E. & Hill R. (2006a): Bird migration studies and potential collision risk with wind turbines. *Ibis* 148: 90–109. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2006.00536.x
- Hüppop O., Dierschke J., Exo K.-M., Fredrich E. & Hill R. (2006b): Bird Migration and Offshore Wind Turbines. In: J. Köller, J. Köppel & W. Peters (Hrsg.): *Offshore Wind Energy: Research on Environmental Impacts*. Springer. Berlin/Heidelberg: 91–116
- Hüppop K. & Hüppop O. (2007): An atlas of bird ringing at the island of Helgoland. Part 4: Trapping numbers in the trapping garden from 1960 to 2004. *Vogelwarte* 45: 145–207
- Hüppop O., Hüppop K., Dierschke J. & Hill R. (2016): Bird collisions at an offshore platform in the North Sea. *Bird Study* 63 (1): 73–82. DOI: 10.1080/00063657.2015.1134440
- Hutchins D. A. & Capone D. G. (2022): The marine nitrogen cycle: new developments and global change. *Nature Reviews Microbiology* 20 (7): 401–414. DOI: 10.1038/s41579-022-00687-z
- Huthnance J., Weisse R., Wahl T., Thomas H., Pietrzak J., Souza A. J., van Heteren S., Schmelzer N., van Beusekom J., Colijn F., Haigh I., Hjøllø S., Holfort J., Kent E. C., Kühn W. et al. (2016): Recent Change—North Sea. In: M. Quante & F. Colijn (Hrsg.): *North Sea Region Climate Change Assessment*. Regional Climate Studies. Springer International Publishing. Cham: 85–136
- ICES (2016): Report of the workshop on guidance on how pressure maps of fishing intensity contribute to an assessment of the state of seabed habitats (WKFBI), 31 May–1 June 2016. ICES HQ. Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/ACOM:46. 109 S. DOI: 10.17895/ices.pub.5658
- ICES (2022a): Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). *ICES Scientific Reports*: 4:44. 659 S. DOI: 10.17895/ices.pub.19793014.v2
- ICES (2022b): Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). *ICES Scientific Reports* 4:61. 159 S. DOI: 10.17895/ices.pub.20448942.v1
- Ijsseldijk L. L., Scheidat M., Siemensma M. L., Couperus B., Leopold M. F., Morell M., Gröne A. & Kik M. J. L. (2021): Challenges in the Assessment of Bycatch: Postmortem Findings in Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena*) Retrieved From Gillnets. *Veterinary Pathology* 58 (2): 405–415. DOI: 10.1177/0300985820972454
- Ikpewe I. E., Baudron A. R., Ponchon A. & Fernandes P. G. (2021): Bigger juveniles and smaller adults: Changes in fish size correlate with warming seas. *Journal of Applied Ecology* 58 (4): 847–856. DOI: 10.1111/1365-2664.13807
- Int-Veen I., Nogueira P., Isigkeit J., Hanel R. & Kammann U. (2021): Positively buoyant but sinking: Polymer identification and composition of marine litter at the seafloor of the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 172: 112876. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112876
- Irisson J.-O., Ayata S.-D., Lindsay D. J., Karp-Boss L. & Stemmann L. (2022): Machine Learning for the Study of Plankton and Marine Snow from Images. *Annual Review of Marine Science* 14 (1): 277–301. DOI: 10.1146/annurev-marine-041921-013023
- Isbell F., Calcagno V., Hector A., Connolly J., Harpole W., Reich P., Scherer-Lorenzen M., Schmid B., Tilman D., van Ruijven J., Weigelt A., Wilsey B., Zavaleta E. & Loreau M. (2011): High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *NATURE* 477 (7363): 199–U96. DOI: 10.1038/nature10282
- Jansen T. & Gislason H. (2011): Temperature affects the timing of spawning and migration of North Sea mackerel. *Continental Shelf Research* 31 (1): 64–72. DOI: 10.1016/j.csr.2010.11.003
- Janssen G., Schachtner E., Werner M., Schiele K., Darr A., Maack L., Garthe S., Fließbach K., Siebert U., Unger B., Schuchardt B., Schmitt P., Langsenkamp C. & Steitz M. (2022): BfN Schriften 601. Integration mariner Naturschutzbelange in die zukünftige deutsche Meeresraumordnung. BfN
- Jansson A., Folke C. & Langaas S. (1998): Quantifying the nitrogen retention capacity of natural wetlands in the large-scale drainage basin of the Baltic Sea. *Landscape Ecology* 13 (4): 249–262. DOI: 10.1023/A:1008020506036
- Jansson A., Klais-Peets R., Grinienė E., Rubene G., Semenova A., Lewandowska A. & Engström-Öst J. (2020): Functional shifts in estuarine zooplankton in response to climate variability. *Ecology and Evolution* 10 (20): 11591–11606. DOI: 10.1002/ece3.6793
- Jennings S., Greenstreet S. P. R. & Reynolds J. D. (1999): Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *Journal of Animal Ecology* 68 (3): 617. DOI: 10.1046/j.1365-2656.1999.00312.x

- Jepson P. D., Deaville R., Barber J. L., Aguilar A., Borrell A., Murphy S., Barry J., Brownlow A., Barnett J., Berrow S., Cunningham A. A., Davison N. J., ten Doeschate M., Esteban R., Ferreira M. et al. (2016): PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. *Scientific Reports* 6 (1): 18573. DOI: 10.1038/srep18573
- Job H., Bittlingmaier S. & Woltering M. (2023): Regionalökonomische Effekte des Tourismus im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Nationalparkverwaltung, Wilhelmshaven. 108 S.
- Joint I., Doney S. C. & Karl D. M. (2011): Will ocean acidification affect marine microbes? *The ISME Journal* 5 (1): 1–7. DOI: 10.1038/ismej.2010.79
- de Jonge V. & COLIJN F. (1994): Dynamics of Microphytobenthos Biomass in the Ems Estuary. *Marine Ecology Progress Series* 104 (1–2): 185–196. DOI: 10.3354/meps104185
- Jørgensen B. B., Findlay A. J. & Pellerin A. (2019): The Biogeochemical Sulfur Cycle of Marine Sediments. *Frontiers in Microbiology* 10. DOI: 10.3389/fmicb.2019.00849
- Jörundsdóttir H., Norström K., Olsson M., Pham-Tuan H., Hühnerfuss H., Bignert A. & Bergman A. (2006): Temporal trend of bis(4-chlorophenyl) sulfone, methylsulfonyl-DDE and -PCBs in Baltic guillemot (*Uria aalge*) egg 1971–2001—a comparison to 4,4'-DDE and PCB trends. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)* 141 (2): 226–237. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.08.054
- Josefson A. B., Norkko J. & Norkko A. (2012): Burial and decomposition of plant pigments in surface sediments of the Baltic Sea: role of oxygen and benthic fauna. *Marine Ecology Progress Series* 455: 33–49. DOI: 10.3354/meps09661
- Judd A. D., Backhaus T. & Goodsir F. (2015): An effective set of principles for practical implementation of marine cumulative effects assessment. *Environmental Science & Policy* 54: 254–262. DOI: 10.1016/j.envsci.2015.07.008
- Jürgens K. & Taylor G. (2018): Microbial Ecology and Biogeochemistry of oxygen-deficient water columns. In: *Microbial Ecology of the Oceans*. John Wiley & Sons, Inc.
- Kahlert M., Eilola K., Mack L., Meissner K., Sandin L., Strömberg H., Uusitalo L., Viktorsson L. & Liess A. (2020): Gaps in current Baltic Sea environmental monitoring – Science versus management perspectives. *Marine Pollution Bulletin* 160: 111669. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111669
- Kahru M., Elmgren R. & Savchuk O. P. (2016): Changing seasonality of the Baltic Sea. *Biogeosciences* 13 (4): 1009–1018. DOI: 10.5194/bg-13-1009-2016
- Kammann U., Aust M.-O., Bahl H. & Lang T. (2018): Marine litter at the seafloor – Abundance and composition in the North Sea and the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 127: 774–780. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.09.051
- Kannan K., Blankenship A. L., Jones P. D. & Giesy J. P. (2000): Toxicity Reference Values for the Toxic Effects of Polychlorinated Biphenyls to Aquatic Mammals. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 6 (1): 181–201. DOI: 10.1080/10807030091124491
- Kanstinger P., Beher J., Grenzdörffer G., Hammer C., Huebert K. B., Stepputis D. & Peck M. A. (2018): What is left? Macrophyte meadows and Atlantic herring (*Clupea harengus*) spawning sites in the Greifswalder Bodden, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 201: 72–81. DOI: 10.1016/j.ecss.2016.03.004
- Karl D. M. (2014): Microbially mediated transformations of phosphorus in the sea: new views of an old cycle. *Annual Review of Marine Science* 6: 279–337. DOI: 10.1146/annurev-marine-010213-135046
- Karlson A. M. L., Nascimento F. J. A., Näslund J. & Elmgren R. (2010): Higher diversity of deposit-feeding macrofauna enhances phytodetritus processing. *Ecology* 91 (5): 1414–1423. DOI: 10.1890/09-0660.1
- Karlson A. M. L., Näslund J., Rydén S. B. & Elmgren R. (2011): Polychaete invader enhances resource utilization in a species-poor system. *Oecologia* 166 (4): 1055–1065. DOI: 10.1007/s00442-011-1936-x
- Karlson K., Rosenberg R. & Bonsdorff E. (2002): Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters: A review. *Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters: A review* 40: 427–489
- Karlson K., Bonsdorff E. & Rosenberg R. (2007): The impact of benthic macrofauna for nutrient fluxes from Baltic Sea sediments. *Ambio* 36 (2–3): 161–167. DOI: 10.1579/0044-7447(2007)36[161:tiobmf]2.0.co;2
- Karsten U., Kuriyama K., Hubener T. & Woelfel J. (2021): Benthic Diatoms on Sheltered Coastal Soft Bottoms (Baltic Sea)-Seasonal Community Production and Respiration. *Journal of Marine Science and Engineering* 9 (9). DOI: 10.3390/jmse9090949
- Kauppi L., Norkko J., Ikonen J. & Norkko A. (2017): Seasonal variability in ecosystem functions: quantifying the contribution of invasive species to nutrient cycling in coastal ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 572: 193–207. DOI: 10.3354/meps12171
- Kauppi L., Bernard G., Bastrop R., Norkko A. & Norkko J. (2018): Increasing densities of an invasive polychaete enhance bioturbation with variable effects on solute fluxes. *Scientific Reports* 8 (1): 7619. DOI: 10.1038/s41598-018-25989-2
- Kellermann A., Eskildsen K. & Frank B. (2006): The MINOS project: ecological assessments of possible impacts of offshore wind energy projects. In: H. von Nordheim, D. Boedeker & J. C. Krause (Hrsg.): *Progress in Marine Conservation in Europe: NATURA 2000 Sites in German Offshore Waters*. Springer, Berlin/Heidelberg: 239–248
- Kempf N. (1987): *Salzwiesen – geformt von Küstenschutz, Landwirtschaft oder Natur? Tagungsbericht; 20. und 21. August 1986 in Hamburg*. Umweltstiftung WWF-Deutschland. 476 S.
- Kenny A. J., Jenkins C., Wood D., Bolam S. G., Mitchell P., Scougal C. & Judd A. (2018): Assessing cumulative human activities, pressures, and impacts on North Sea benthic habitats using a biological traits approach. *ICES Journal of Marine Science* 75 (3): 1080–1092. DOI: 10.1093/icesjms/ fsx205
- Kesselring T., Viquerat S., Brehm R. & Siebert U. (2017): Coming of age: – Do female harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the North Sea and Baltic Sea have sufficient time to reproduce in a human influenced environ-

- ment? PLOS ONE 12 (10): e0186951. DOI: 10.1371/journal.pone.0186951
- Kiehl K., Eischeid I., Gettner S. & Walter J. (1996): Impact of Different Sheep Grazing Intensities on Salt Marsh Vegetation in Northern Germany. *Journal of Vegetation Science* 7 (1): 99–106. DOI: 10.2307/3236421
- Kiesel J., Schuerch M., Christie E. K., Möller I., Spencer T. & Vafeidis A. T. (2020): Effective design of managed realignment schemes can reduce coastal flood risks. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 242: 106844. DOI: 10.1016/j.ecss.2020.106844
- Kiszka J.J., Heithaus M. R. & Wirsing A. J. (2015): Behavioural drivers of the ecological roles and importance of marine mammals. *Marine Ecology Progress Series* 523: 267–281. DOI: 10.3354/meps11180
- Klais R., Tamminen T., Kremp A., Spilling K. & Olli K. (2011): Decadal-Scale Changes of Dinoflagellates and Diatoms in the Anomalous Baltic Sea Spring Bloom. PLOS ONE 6 (6): e21567. DOI: 10.1371/journal.pone.0021567
- Kleefstra, Bregnballe T., Frikke J., Gnep B., Günther K., Hälterlein B., Hansen M. B., Koffijberg K., Meyer J., Reichert, Scheiffarth G. & Umland J. (2022a): Trends of waterbird populations in the Wadden Sea in comparison with flyway trends. In: van Roomen M., Citegetse G., Crowe O., Dodman T., Hagemeyer W., Meise K. & Schekkerman H. 2022 (eds). *East Atlantic Flyway Assessment 2020. The status of coastal waterbird populations and their sites. The status of coastal waterbird populations and their sites. Wadden Sea Flyway Initiative p/a CWSS, Wilhelmshaven, Germany, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands, BirdLife International, Cambridge, United Kingdom*
- Kleefstra R., Bregnballe T., Frikke J., Günther K., Hälterlein B., Hansen M. B., Hornman M., Ludwig J., Meyer J. & Scheiffarth (2022b): Trends of Migratory and Wintering Waterbirds in the Wadden Sea 1987/1988 – 2019/2020. *Common Wadden Sea Secretariat, Expert Group Migratory Birds. Wilhelmshaven*
- Kleefstra R., Bregnballe T., Frikke J., Günther K., Hälterlein B., Hansen M. B., Hornman M., Meyer J. & Scheiffarth (2022c): Migratory birds. In: *Wadden Sea Quality Status Report. Common Wadden Sea Secretariat*
- Klier J., Dellwig O., Leipe T., Jürgens K. & Herlemann D. P. R. (2018): Benthic Bacterial Community Composition in the Oligohaline-Marine Transition of Surface Sediments in the Baltic Sea Based on rRNA Analysis. *Frontiers in Microbiology* 9. DOI: 10.3389/fmicb.2018.00236
- Klopper S., Bostelmann A., Bregnballe T., Busch J. A., Buschbaum C., Deen K., Domnick A., Gutow L., Jensen K., Jepsen N., Luna S., Meise K., Teilmann J. & van Wezel A. (2022): *Wadden Sea Quality Status Report. Common Wadden Sea Secretariat. Wilhelmshaven, Germany*
- Klunder L., Lavaleye M. S. S., Filippidi A., van Bleijswijk J. D. L., Reichart G.-J., van der Veer H. W., Duineveld G. C. A. & Mienis F. (2020): Impact of an artificial structure on the benthic community composition in the southern North Sea: assessed by a morphological and molecular approach. *ICES Journal of Marine Science* 77 (3): 1167–1177. DOI: 10.1093/icesjms/fsy114
- Knefelkamp B., Eskildsen K., Hauswirth M., Heinicke K., Karez R., Kreutle A., Scheiffarth G., Schröder A., Witt J. & Czeck R. (2022): Der Zustand der Natura-2000-Schutzgüter in den deutschen Gewässern der Nordsee. *Natur und Landschaft* 2022, 18–27. DOI: 10.19217/nul2022-01-04
- Knoblauch D., Kiresiewa Z., Stuke F. & von Raggamby A. (2012): RADOST Akteursanalyse. Teil 2: Auswertung der Befragung von Akteuren aus Politik, Verwaltung und Zivilgesellschaft. RA:dOst (Regionale Anpassungsstrategien für die deutsche Ostseeküste). 84 S.
- Koffijberg K., Bregnballe T., Frikke J., Gnep B., Hälterlein B., Hansen M. B., Körber P., Reichert G., Umland J. & van der Meij T. (2020): *Breeding Birds in the Wadden Sea: Trends 1991–2017 and results of total counts in 2006 and 2012. Common Wadden Sea Secretariat, Joint Monitoring Group of Breeding Birds in the Wadden Sea. Wilhelmshaven, Germany*
- Könneke M., Bernhard A., de la Torre J., Walker C., Waterbury J. & Stahl D. (2005): Isolation of an autotrophic ammonia-oxidizing marine archaeon. *Nature* 437 (7058): 543–546. DOI: 10.1038/nature03911
- Kornmann P. (1952): Die Algenvegetation von List auf Sylt. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 4 (1): 55–61. DOI: 10.1007/BF02126102
- Kornmann P. & Sahling P. H. (1977): *Meeresalgen von Helgoland. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 29 (1): 1–289. DOI: 10.1007/BF01611137
- Korpinen S., Laamanen L., Bergström L., Nurmi M., Andersen J. H., Haapaniemi J., Harvey E. T., Murray C. J., Peterlin M., Kallenbach E., Klančnik K., Stein U., Tunesi L., Vaughan D. & Reker J. (2021): Combined effects of human pressures on Europe's marine ecosystems. *Ambio* 50 (7): 1325–1336. DOI: 10.1007/s13280-020-01482-x
- Koschinski S. (2001): Current knowledge on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea. *Ophelia* 55 (3): 167–197. DOI: 10.1080/00785326.2001.10409483
- Kownacka J., Busch S., Göbel J., Gromisz S., Hällfors H., Huseby S., Jaanus A., Jakobsen H.H., Johansen M., Johansson M., Liebeke N., Kobos J., Kraśniewski W., Kremp A., Lehtinen S. et al. (2022): Cyanobacteria biomass, 1990–2020. Information from the Phytoplankton Expert Group (PEG). *HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheet 2022*, 19 S.
- Kraan C., Dekinga A. & Piersma T. (2011): Now an empty mudflat: past and present benthic abundances in the western Dutch Wadden Sea. *Helgoland Marine Research* 65 (1): 51–58. DOI: 10.1007/s10152-010-0200-9
- Kramer M., Bleich S., Schüchel S., Bildstein T., Schuchardt B., Dierschke V., Koschinski S. & Darr A. (2017): *Methodik der Managementplanung für die Schutzgebiete in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone der Nord- und Ostsee. Bundesamt für Naturschutz. 97 S.*
- Kratzer I. M. F., Stepputtis D., Santos J., Lütkefedder F., Stoltenberg A., Hartkens L., Schaber M., Kindt-Larsen L. & Larsen F. (2022): Angle-dependent acoustic reflectivity of gillnets and their modifications to reduce bycatch of odontocetes using sonar imaging. *Fisheries Research* 250: 106278. DOI: 10.1016/j.fishres.2022.106278
- Krause G., Budeus G., Gerdes D., Schaumann K. & Hesse K. (1986): *Frontal Systems in the German Bight and their*

- Physical and Biological Effects. In: J. C. J. Nihoul (Hrsg.): Elsevier Oceanography Series. Marine Interfaces Ecohydrodynamics. Elsevier: 119–140
- Krause J. C., Diesing M. & Arlt G. (2010): The Physical and Biological Impact of Sand Extraction: a Case Study of the Western Baltic Sea. *Journal of Coastal Research*. 215–226
- Krause J., Prowe F., Boley-Fleet K., Scheiffarth G., Abel C., Steitz M., Kramer M., Kruse M. & Südbeck P. (2022a): Kritische Betrachtung des aktuellen Managements der Meeresschutzgebiete in der deutschen Nordsee. Stand und Herausforderungen für die Zukunft. 2022 (97 / 1): 37–45 S1–9 S. DOI: 10.19217/nul2022-01-06
- Krause J., Schuchardt B., Boley-Fleet K., Scheiffarth G., Heinicke K., Olischläger J., Kruse M. & Südbeck P. (2022b): Die Meeresschutzgebiete der deutschen Nordsee – vom Wattenmeer bis in die ausschließliche Wirtschaftszone. *Natur und Landschaft* 2022 (97 / 1): 2–8 S1–7 S. DOI: 10.19217/nul2022-01-01
- Krause-Jensen D., Duarte C. M., Sand-Jensen K. & Carstensen J. (2021): Century-long records reveal shifting challenges to seagrass recovery. *Global Change Biology* 27 (3): 563–575. DOI: 10.1111/gcb.15440
- Kristensen L. D., Stenberg C., Støttrup J. G., Poulsen L., Christensen H., Dolmer P., Landes A., Røjbek M., Thorsen S., Holmer M., van Deurs M. & Grønkjær P. (2015): Establishment of blue mussel beds to enhance fish habitats. *Applied Ecology and Environmental Research* 13: 783–798. DOI: 10.15666/aer/1303\_783798
- Kröncke I., Stoeck T., Wieking G. & Palojärvi A. (2004): Relationship between structural and functional aspects of microbial and macrofaunal communities in different areas of the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 282: 13–31. DOI: 10.3354/meps282013
- Kröncke I. (2011): Changes in Dogger Bank macrofauna communities in the 20th century caused by fishing and climate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94 (3): 234–245. DOI: 10.1016/j.ecss.2011.06.015
- Kröncke I., Reiss H. & Dippner J. W. (2013): Effects of cold winters and regime shifts on macrofauna communities in shallow coastal regions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 119: 79–90. DOI: 10.1016/j.ecss.2012.12.024
- Krone R., Gutow L., Joschko T. J. & Schröder A. (2013): Epifauna dynamics at an offshore foundation – Implications of future wind power farming in the North Sea. *Marine Environmental Research* 85: 1–12. DOI: 10.1016/j.marenvres.2012.12.004
- Kuczynski L., Ontiveros V. J. & Hillebrand H. (2023): Biodiversity time series are biased towards increasing species richness in changing environments. *Nature Ecology & Evolution*. 1–8. DOI: 10.1038/s41559-023-02078-w
- Kühn B., Taylor M. H. & Kempf A. (2021): Using machine learning to link spatiotemporal information to biological processes in the ocean: a case study for North Sea cod recruitment. *Marine Ecology Progress Series* 664: 1–22. DOI: 10.3354/meps13689
- Kühn S., van Franeker J. A., O'Donoghue A. M., Swiers A., Starkenburg M., van Werven B., Foekema E., Hermsen E., Egelkraut-Holtus M. & Lindeboom H. (2020): Details of plastic ingestion and fibre contamination in North Sea fishes. *Environmental Pollution* 257: 113569. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113569
- Kuliński K., Rehder G., Asmala E., Bartosova A., Carstensen J., Gustafsson B., Hall P. O. J., Humborg C., Jilbert T., Jürgens K., Meier H. E. M., Müller-Karulis B., Naumann M., Olesen J. E., Savchuk O. et al. (2022): Biogeochemical functioning of the Baltic Sea. *Earth System Dynamics* 13 (1): 633–685. DOI: 10.5194/esd-13-633-2022
- Kuosa H., Fleming-Lehtinen V., Lehtinen S., Lehtiniemi M., Nygård H., Raateoja M., Raitaniemi J., Tuimala J., Uusitalo L. & Suikkanen S. (2017): A retrospective view of the development of the Gulf of Bothnia ecosystem. *Journal of Marine Systems* 167: 78–92. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2016.11.020
- Kuriyama K., Grundling-Pfaff S., Diehl N., Woelfel J. & Karsten U. (2021): Microphytobenthic primary production on exposed coastal sandy sediments of the Southern Baltic Sea using ex situ sediment cores and oxygen optodes. *OCEANOLOGIA* 63 (2): 247–260. DOI: 10.1016/j.oceano.2021.02.002
- Kuriyama K., Heesch S., Karsten U. & Schumann R. (2023): Benthic diatom diversity in a turbid brackish lagoon of the Baltic Sea. *Phycologia* 62 (2): 164–178. DOI: 10.1080/00318884.2022.2151288
- Lacey N. C. & Hayes P. (2020): Epifauna associated with sub-sea pipelines in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 77 (3): 1137–1147. DOI: 10.1093/icesjms/fsy196
- Lackschewitz D., Reise K., Buschbaum C. & Karez R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. Juli 2014. LLUR SH. Kiel. 216 S.
- Lackschewitz D., Reise K., Buschbaum C. & Karez R. (2022): Neobiota der deutschen Nord- und Ostseeküste: Eingeschleppte Arten in deutschen Küstengewässern. LLUR SH Gewässer. Kiel. 394 S.
- Lakemeyer J., Lehnert K., Woelfing B., Pawliczka I., Silts M., Dähne M., Vietinghoff V. von, Wohlsein P. & Siebert U. (2020): Pathological findings in North Sea and Baltic grey seal and harbour seal intestines associated with acanthocephalan infections. *Diseases of Aquatic Organisms* 138: 97–110. DOI: 10.3354/dao03440
- Lange G., Bininda-Emonds O. R. P., Hillebrand H., Meier D., Moorthi S. D., Schmitt J. A., Zielinski O. & Kröncke I. (2020): Elevation gradient affects the development of macrozoobenthic communities in the Wadden Sea: A field experiment with artificial islands. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 523: 151268. DOI: 10.1016/j.jembe.2019.151268
- Langley J. A., McKee K. L., Cahoon D. R., Cherry J. A. & Megonigal J. P. (2009): Elevated CO<sub>2</sub> stimulates marsh elevation gain, counterbalancing sea-level rise. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106 (15): 6182–6186. DOI: 10.1073/pnas.0807695106
- Laursen K., Blew J., Eskildsen, Günther K., Hälterlein B., Kleefstra, Lüerßen G., Potel P. & Schrader S. (2010): Migratory Waterbirds in the Wadden Sea 1987–2008. Common Wadden Sea Secretariat, Joint Monitoring Group of

- Migratory Birds in the Wadden Sea. Wilhelmshaven, Germany
- Laursen K. & Møller A. P. (2014): Long-Term Changes in Nutrients and Mussel Stocks Are Related to Numbers of Breeding Eiders *Somateria mollissima* at a Large Baltic Colony. *PLOS ONE* 9 (4): e95851. DOI: 10.1371/journal.pone.0095851
- Laursen K., Bregnballe T., Kleefstra R., Frikke J., Günther K., Hornman M., Pedersen C. L., Blew J. & Pape Møller A. (2023): Regime shift and changes in sediment morphology driven by sea level rise affect abundance of migratory waders. *Journal of Ornithology* 164 (3): 573–582. DOI: 10.1007/s10336-023-02056-w
- LAWA (2020): LAWA-BLANO Maßnahmenkatalog (WRRL, HWRMRL, MSRL). LAWA Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. 60 S.
- Ledoux L., Cornell S., O’Riordan T., Harvey R. & Banyard L. (2005): Towards sustainable flood and coastal management: identifying drivers of, and obstacles to, managed realignment. *Land Use Policy* 22 (2): 129–144. DOI: 10.1016/j.landusepol.2004.03.001
- Lehnert K., Weirup L., Harding K. C., Härkönen T., Karlsson O. & Teilmann J. (2017): Antarctic seals: Molecular biomarkers as indicators for pollutant exposure, health effects and diet. *Science of The Total Environment* 599–600: 1693–1704. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.224
- Lemke A., Lunau M., Stone J., Dellwig O. & Simon M. (2009): Spatio-temporal dynamics of suspended matter properties and bacterial communities in the back-barrier tidal flat system of Spiekeroog Island. *Ocean Dynamics* 59 (2): 277–290. DOI: 10.1007/s10236-009-0190-9
- Lenoir J., Bertrand R., Comte L., Bourgeaud L., Hattab T., Murienne J. & Grenouillet G. (2020): Species better track climate warming in the oceans than on land. *Nature Ecology & Evolution* 4 (8): 1044–1059. DOI: 10.1038/s41559-020-1198-2
- Leopold M. F., Begeman L., Heße E., van der Hiele J., Hiemstra S., Keijl G., Meesters E. H., Mielke L., Verheyen D. & Gröne A. (2015): Porpoises: From predators to prey. *Journal of Sea Research* 97: 14–23. DOI: 10.1016/j.seares.2014.12.005
- Leppäkoski E., Gollasch S., Gruszka P., Ojaveer H., Olenin S. & Panov V. (2002): The Baltic – A sea of invaders. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1175–1188. DOI: 10.1139/f02-089
- Liquete C., Piroddi C., Drakou E., Gurney L., Katsanevakis S., Charef A. & Egoh B. (2013): Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review. *PLOS ONE* 8 (7). DOI: 10.1371/journal.pone.0067737
- Lodder Q. J., Wang Z. B., Elias E. P. L., van der Spek A. J. F., de Looft H. & Townend I. H. (2019): Future Response of the Wadden Sea Tidal Basins to Relative Sea-Level rise—An Aggregated Modelling Approach. *Water* 11 (10): 2198. DOI: 10.3390/w11102198
- Lotze H. K. (2007): Rise and fall of fishing and marine resource use in the Wadden Sea, southern North Sea. *Fisheries Research* 87 (2): 208–218. DOI: 10.1016/j.fishres.2006.12.009
- Lusher A., Hollman P. & Mendoza J. (2017): Microplastics in fisheries and aquaculture: Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper Nr. 615. 148 S.
- van der Maarel E. & van der Maarel-Versluys M. (1996): Distribution and conservation status of littoral vascular plant species along the European coasts. *Journal of Coastal Conservation* 2 (1): 73–92. DOI: 10.1007/BF02743039
- MacDonald M. A., de Ruyck C., Field R. H., Bedford A. & Bradbury R. B. (2020): Benefits of coastal managed realignment for society: Evidence from ecosystem service assessments in two UK regions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 244: 105609. DOI: 10.1016/j.ecss.2017.09.007
- Mackenzie B. R., Gislason H., Möllmann C. & Köster F. W. (2007): Impact of 21st century climate change on the Baltic Sea fish community and fisheries. *Global Change Biology* 13 (7): 1348–1367. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2007.01369.x
- Madden F. & McQuinn B. (2014): Conservation’s blind spot: The case for conflict transformation in wildlife conservation. *Biological Conservation* 178: 97–106. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.07.015
- Mäkinen K., Vuorinen I. & Hänninen J. (2017): Climate-induced hydrography change favours small-bodied zooplankton in a coastal ecosystem. *Hydrobiologia* 792 (1): 83–96. DOI: 10.1007/s10750-016-3046-6
- Maltby J., Steinle L., Löscher C., Bange H. W., Fischer M. A., Schmidt M. & Treude T. (2018): Microbial methanogenesis in the sulfate-reducing zone of sediments in the Eckernförde Bay, SW Baltic Sea. *Biogeosciences (BG)* 15: 137–157. DOI: 10.5194/bg-15-137-2018
- Malzahn A. M. & Boersma M. (2012): Effects of poor food quality on copepod growth are dose dependent and non-reversible. *Oikos* 121 (9): 1408–1416. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2011.20186.x
- Marchowski D., Jankowiak L., Lawicki L., Wysocki D. & Chylarecki P. (2020): Fishery bycatch is among the most important threats to the European population of Greater Scaup *Aythya marila*. *Bird Conservation International* 30 (2): 176–193. DOI: 10.1017/S0959270919000492
- Marjoribanks T. I., Lague D., Hardy R. J., Boothroyd R. J., Leroux J., Mony C. & Puijalon S. (2019): Flexural Rigidity and Shoot Reconfiguration Determine Wake Length Behind Saltmarsh Vegetation Patches. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* 124 (8): 2176–2196. DOI: 10.1029/2019JF005012
- Markert A., Wehrmann A. & Kröncke I. (2010): Recently established *Crassostrea*-reefs versus native *Mytilus*-beds: differences in ecosystem engineering affects the macrofaunal communities (Wadden Sea of Lower Saxony, southern German Bight). *Biological Invasions* 12 (1): 15–32. DOI: 10.1007/s10530-009-9425-4
- Markones N. & Garthe S. (2011): Monitoring von Seevögeln im Offshore-Bereich der schleswig-holsteinischen Nordsee im Rahmen von NATURA 2000 in den Jahren 2004 bis 2009. *Corax* 22, 11–50

- Martens P. & van Beusekom J. E. E. (2008): Zooplankton response to a warmer northern Wadden Sea. *Helgoland Marine Research* 62 (1): 67–75. DOI: 10.1007/s10152-007-0097-0
- Maser E. & Strehse J. S. (2020): »Don't Blast«: blast-in-place (BiP) operations of dumped World War munitions in the oceans significantly increase hazards to the environment and the human seafood consumer. *Archives of Toxicology* 94 (6): 1941–1953. DOI: 10.1007/s00204-020-02743-0
- Mathieson S., Cattrijsse A., Costa M. J., Drake P., Elliott M., Gardner J. & Marchand J. (2000): Fish assemblages of European tidal marshes: a comparison based on species, families and functional guilds. *Marine Ecology Progress Series* 204: 225–242. DOI: 10.3354/meps204225
- Matthiessen B. & Hillebrand H. (2006): Dispersal frequency affects local biomass production by controlling local diversity. *Ecology Letters* 9 (6): 652–662. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.00916.x
- Maureaud A., Hodapp D., van Denderen P. D., Hillebrand H., Gislason H., Spaanheden Dencker T., Beukhof E. & Lindegren M. (2019): Biodiversity – ecosystem functioning relationships in fish communities: biomass is related to evenness and the environment, not to species richness. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 286 (1906): 20191189. DOI: 10.1098/rspb.2019.1189
- McLaverty C., Eigaard O. R., Dinesen G. E., Gislason H., Kokkalis A., Erichsen A. C. & Petersen J. K. (2020): High-resolution fisheries data reveal effects of bivalve dredging on benthic communities in stressed coastal systems. *Marine Ecology – Progress Series* 642: 21–38. DOI: 10.3354/meps13330
- McLean M., Mouillot D., Maureaud A. A., Hattab T., MacNeil M. A., Goberville E., Lindegren M., Engelhard G., Pinsky M. & Auber A. (2021): Disentangling tropicalization and deborealization in marine ecosystems under climate change. *Current Biology* 31 (21): 4817–4823. e5. DOI: 10.1016/j.cub.2021.08.034
- Meier H. E. M., Kniebusch M., Dieterich C., Gröger M., Zorita E., Elmgren R., Myrberg K., Ahola M. P., Bartosova A., Bonsdorff E., Börgel F., Capell R., Carlén I., Carlund T., Carstensen J. et al. (2022): Climate change in the Baltic Sea region: a summary. *Earth System Dynamics* 13 (1): 457–593. DOI: 10.5194/esd-13-457-2022
- Meinig H., Boye P., Dähne M., Hutterer R. & Lang J. (2020): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* Heft 170 (2). BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. Münster. 73 S. DOI: 10.19213/972172
- MELUND – Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein (2022): Generalplan Küstenschutz des Landes Schleswig-Holstein. Fortschreibung 2022. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein. Kiel. 109 S.
- Mendel B., Schwemmer P., Peschko V., Müller S., Schwemmer H., Mercker M. & Garthe S. (2019): Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia spp.*). *Journal of Environmental Management* 231: 429–438. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.10.053
- Mengis N., Kalhori A., Simon S., Harpprecht C., Baetcke L., Prats-Salvado E., Schmidt-Hattenberger C., Stevenson A., Dold C., El Zohbi J., Borchers M., Thrän D., Korte K., Gaweel E., Dolch T. et al. (2022): Net-Zero CO<sub>2</sub> Germany—A Retrospect From the Year 2050. *Earth's Future* 10 (2): e2021EF002324. DOI: 10.1029/2021EF002324
- Merz E., Dick G. J., de Beer D., Grim S., Hübener T., Littmann S., Olsen K., Stuart D., Lavik G., Marchant H. K. & Klatt J. M. (2021): Nitrate respiration and diel migration patterns of diatoms are linked in sediments underneath a microbial mat. *Environmental Microbiology* 23 (3): 1422–1435. DOI: 10.1111/1462-2920.15345
- Meunier C. L., Alvarez-Fernandez S., Cunha-Dupont A. Ö., Geisen C., Malzahn A. M., Boersma M. & Wiltshire K. H. (2018): The craving for phosphorus in heterotrophic dinoflagellates and its potential implications for biogeochemical cycles. *Limnology and Oceanography* 63 (4): 1774–1784. DOI: 10.1002/lno.10807
- Meyer J., Kröncke I., Bartholomä A., Dippner J. W. & Schüchel U. (2016): Long-term changes in species composition of demersal fish and epibenthic species in the Jade area (German Wadden Sea/Southern North Sea) since 1972. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 181: 284–293. DOI: 10.1016/j.ecss.2016.08.047
- Meyer J., Nehmer P., Moll A. & Kröncke I. (2018): Shifting south-eastern North Sea macrofauna community structure since 1986: A response to de-eutrophication and regionally decreasing food supply? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 213: 115–127. DOI: 10.1016/j.ecss.2018.08.010
- Meyer J., Kröncke I., Bartholomä A., Heckroth M. & Scheiffarth G. (2021): Small-Scale and Long-Term Variability in Population Dynamics of the Cockle *Cerastoderma edule* in a Southern North Sea Tidal Flat System. *Frontiers in Marine Science* 8: 698467. DOI: 10.3389/fmars.2021.698467
- Meyer M., Ott D., Götze P., Koch H.-J. & Scherber C. (2019): Crop identity and memory effects on aboveground arthropods in a long-term crop rotation experiment. *Ecology and Evolution* 9 (12): 7307–7323. DOI: 10.1002/ece3.5302
- Meyer T., Berg T. & Fürhaupter K. (2009): Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie-Referenz-Artenlisten, Bewertungsmodell und Monitoring. Universität Rostock, Institut für Aquatische Ökologie
- Meyerjürgens J., Ricker M., Aden C., Albinus M., Barrelet J., Freund H., Hahner F., Lettmann K. A., Mose I., Schaal P., Schöneich-Argent R. I., Stanev E. V., Wolff J.-O., Zielinski O. & Badewien T. H. (2023): Sources, pathways, and abatement strategies of macroplastic pollution: an interdisciplinary approach for the southern North Sea. *Frontiers in Marine Science* 10. DOI: 10.3389/fmars.2023.1148714
- Mielck F., Michaelis R., Hass H. C., Hertel S., Ganal C. & Armonies W. (2021): Persistent effects of sand extraction on habitats and associated benthic communities in the German Bight. *Biogeosciences* 18 (12): 3565–3577. DOI: 10.5194/bg-18-3565-2021

- Mikkelsen L., Johnson M., Wisniewska D. M., van Neer A., Siebert U., Madsen P. T. & Teilmann J. (2019): Long-term sound and movement recording tags to study natural behavior and reaction to ship noise of seals. *Ecology and Evolution* 9 (5): 2588–2601. DOI: 10.1002/ece3.4923
- Miller A., Hedman J. E., Nyberg E., Haglund P., Cousins I. T., Wiberg K. & Bignert A. (2013): Temporal trends in dioxins (polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofurans) and dioxin-like polychlorinated biphenyls in Baltic herring (*Clupea harengus*). *Marine Pollution Bulletin* 73 (1): 220–230. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.05.015
- Minden V. & Kleyer M. (2015): Ecosystem multifunctionality of coastal marshes is determined by key plant traits. *Journal of Vegetation Science* 26 (4): 651–662. DOI: 10.1111/jvs.12276
- Mohrholz V., Naumann M., Nausch G., Krüger S. & Gräwe U. (2015): Fresh oxygen for the Baltic Sea – An exceptional saline inflow after a decade of stagnation. *Journal of Marine Systems* 148: 152–166. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2015.03.005
- Moll D., Kotterba P., von Nordheim L. & Polte P. (2018): Storm-Induced Atlantic Herring (*Clupea harengus*) Egg Mortality in Baltic Sea Inshore Spawning Areas. *Estuaries and coasts* 41 (1): 1–12. DOI: 10.1007/s12237-017-0259-5
- Möller I. (2006): Quantifying saltmarsh vegetation and its effect on wave height dissipation: Results from a UK East coast saltmarsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69 (3): 337–351. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.05.003
- Möller I., Kudella M., Rupprecht F., Spencer T., Paul M., van Wesenbeeck B. K., Wolters G., Jensen K., Bouma T. J., Miranda-Lange M. & Schimmels S. (2014): Wave attenuation over coastal salt marshes under storm surge conditions. *Nature Geoscience* 7: 727–731. DOI: 10.1038/ngeo2251
- Möllmann C., Cormon X., Funk S., Otto S. A., Schmidt J. O., Schwermer H., Sguotti C., Voss R. & Quaas M. (2021): Tipping point realized in cod fishery. *Scientific Reports* 11 (1): 14259. DOI: 10.1038/s41598-021-93843-z
- Mondre A. & Kuhn A. (2017): Ocean Governance In: Meere und Ozeane. *Aus Politik und Zeitgeschichte (APuZ)* 67: 4–9
- Montero-Serra I., Edwards M. & Genner M. J. (2015): Warming shelf seas drive the subtropicalization of European pelagic fish communities. *Global Change Biology* 21 (1): 144–153. DOI: 10.1111/gcb.12747
- Mooney T. A., Di Iorio L., Lammers M., Lin T.-H., Nedelec S. L., Parsons M., Radford C., Urban E. & Stanley J. (2020): Listening forward: approaching marine biodiversity assessments using acoustic methods. *Royal Society Open Science* 7 (8): 201287. DOI: 10.1098/rsos.201287
- Moore S. E. (2008): Marine Mammals as Ecosystem Sentinels. *Journal of Mammalogy* 89 (3): 534–540. DOI: 10.1644/07-MAMM-S-312.R1.1
- Morelli F., Laursen K., Svitok M., Benedetti Y. & Møller A. P. (2021): Eiders, nutrients and eagles: Bottom-up and top-down population dynamics in a marine bird. *Journal of Animal Ecology* 90 (8): 1844–1853. DOI: 10.1111/1365-2656.13498
- Morys C., Powilleit M. & Forster S. (2017): Bioturbation in relation to the depth distribution of macrozoobenthos in the southwestern Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 579: 19–36. DOI: 10.3354/meps12236
- Mossakowski D. (2023): De-embankments at the North Sea and the Baltic Sea Coasts. In: D. Mossakowski & U. Irmmler (Hrsg.): *Terrestrial Coastal Ecosystems in Germany and Climate Change. Ecological Studies. Springer International Publishing. Cham: 365–388*
- Mudd S. M., D’Alpaos A. & Morris J. T. (2010): How does vegetation affect sedimentation on tidal marshes? Investigating particle capture and hydrodynamic controls on biologically mediated sedimentation. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* 115 (F3). DOI: 10.1029/2009JF001566
- Mueller P., Ladiges N., Jack A., Schmiel G., Kutzbach L., Jensen K. & Nolte S. (2019): Assessing the long-term carbon-sequestration potential of the semi-natural salt marshes in the European Wadden Sea. *Ecosphere* 10 (1): e02556. DOI: 10.1002/ecs2.2556
- Munkes B., Loptien U. & Dietze H. (2021): Cyanobacteria blooms in the Baltic Sea: a review of models and facts. *Biogeosciences* 18 (7): 2347–2378. DOI: 10.5194/bg-18-2347-2021
- Nachtsheim D., Unger B., Ramírez Martínez N., Schmidt B., Gilles A. & Siebert U. (2020): Monitoring of marine mammals in the German North and Baltic Sea in 2019 – Visual monitoring of harbour porpoises. Monitoring report for the German Federal Agency for Nature Conservation. BfN
- Nachtsheim D. A., Viquerat S., Ramírez-Martínez N. C., Unger B., Siebert U. & Gilles A. (2021): Small Cetacean in a Human High-Use Area: Trends in Harbor Porpoise Abundance in the North Sea Over Two Decades. *Frontiers in Marine Science* 7. DOI: 10.3389/fmars.2020.606609
- Nachtsheim D. A., Johnson M., Schaffeld T., van Neer A., Madsen P. T., Findlay C. R., Rojano-Doñate L., Teilmann J., Mikkelsen L., Baltzer J., Ruser A., Siebert U. & Schnitzler J. G. (2023): Vessel noise exposures of harbour seals from the Wadden Sea. *Scientific Reports* 13 (1): 6187. DOI: 10.1038/s41598-023-33283-z
- Nagelkerken I. & Connell S. D. (2022): Ocean acidification drives global reshuffling of ecological communities. *Global Change Biology* 28 (23): 7038–7048. DOI: 10.1111/gcb.16410
- Nalmpanti M., Chrysafi A., Meeuwig J. J. & Tsikliras A. C. (2023): Monitoring marine fishes using underwater video techniques in the Mediterranean Sea. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 33 (4): 1291–1310. DOI: 10.1007/s11160-023-09799-y
- van Neer A., Jensen L. F. & Siebert U. (2015): Grey seal (*Halichoerus grypus*) predation on harbour seals (*Phoca vitulina*) on the island of Helgoland, Germany. *Journal of Sea Research* 97: 1–4. DOI: 10.1016/j.seares.2014.11.006
- van Neer A., Gross S., Kesselring T., Wohlsein P., Leitzen E. & Siebert U. (2019): Behavioural and pathological insights into a case of active cannibalism by a grey seal (*Halichoerus grypus*) on Helgoland, Germany. *Journal of Sea Research* 148–149: 12–16. DOI: 10.1016/j.seares.2019.03.004
- van Neer A., Gross S., Kesselring T., Grilo M. L., Ludes-Wehrmeister E., Roncon G. & Siebert U. (2020): Assessing harbour porpoise carcasses potentially subjected to grey seal

- predation. *Scientific Reports* 10 (1): 16345. DOI: 10.1038/s41598-020-73258-y
- van Neer A., Nachtsheim D., Siebert U. & Taupp T. (2023): Movements and spatial usage of harbour seals in the Elbe estuary in Germany. *Scientific Reports* 13 (1): 6630. DOI: 10.1038/s41598-023-33594-1
- Nehring S. (2000): Long-term changes in Prosobranchia (Gastropoda) abundances on the German North Sea coast: the role of the anti-fouling biocide tributyltin. *Journal of Sea Research* 43 (2): 151–165. DOI: 10.1016/S1385-1101(00)00011-3
- Neuhaus R., Stelter T. & Kiehl K. (1999): Sedimentation in salt marshes affected by grazing regime, topographical patterns and regional differences. *Senckenbergiana maritima* 29 (1): 113–116. DOI: 10.1007/BF03043134
- Neumann A., van Beusekom J., Eisele A., Emeis K., Friedrich J., Kroncke I., Logemann E., Meyer J., Naderipour C., Schuckel U., Wrede A. & Zettler M. (2021): Macrofauna as a major driver of benthic-pelagic exchange in the southern North Sea. *Limnology And Oceanography* 66 (6): 2203–2217. DOI: 10.1002/lno.11748
- Neumann B., Unger S. & Visbeck M. (2018): Die Ozeane im Kontext der 2030-Agenda. *Vereinte Nationen: German Review on the United Nations* 66 (4): 147–153
- Neumann H., Reiss H., Ehrich S., Sell A., Panten K., Kloppmann M., Wilhelms I. & Kröncke I. (2013): Benthos and demersal fish habitats in the German Exclusive Economic Zone (EEZ) of the North Sea. *Helgoland Marine Research* 67 (3): 445–459. DOI: 10.1007/s10152-012-0334-z
- Neumann H., Schneider M. & Haslob. Holger (2022): Die Rückkehr der Seepferdchen? Eine Spurensuche an der ostfriesischen Küste mit Bürgerbeteiligung. *Natur- und Umweltschutz* 21 (1):
- Neumeier U. & Amos C. L. (2006): The influence of vegetation on turbulence and flow velocities in European salt-marshes. *Sedimentology* 53 (2): 259–277. DOI: 10.1111/j.1365-3091.2006.00772.x
- Niedringhaus R., Haeseler V. & Janiesch P. (2008): Die Flora und Fauna der Ostfriesischen Inseln. Wilhelmshaven, Germany. 1 S.
- Nielsen T., Wahlberg M., Heikillä S., Jensen M., Faxe Sabinsky P. & Dabelsteen T. (2012): Swimming patterns of wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) show detection and avoidance of gill nets at very long ranges. *Marine Ecology – Progress Series* 453: 241–248. DOI: 10.3354/meps09630
- Nilsson M., Chisholm E., Griggs D., Howden-Chapman P., McCollum D., Messlerli P., Neumann B., Stevance A.-S., Visbeck M. & Stafford-Smith M. (2018): Mapping interactions between the sustainable development goals: lessons learned and ways forward. *Sustainability Science* 13 (6): 1489–1503. DOI: 10.1007/s11625-018-0604-z
- NLWKN – Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2021): Masterplan Hochwasserschutz. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Norden
- von Nordheim H., Krause J., Merck T. & Boedeker D. (2017): Herausforderung Meeresnaturschutz. Die Abteilung Meeresnaturschutz II 5 des BfN. Bundesministerium für Naturschutz. 39 S.
- von Nordheim L., Kotterba P., Moll D. & Polte P. (2020): Lethal effect of filamentous algal blooms on Atlantic herring (*Clupea harengus*) eggs in the Baltic Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30 (7): 1362–1372. DOI: 10.1002/aqc.3329
- Norkko J., Reed D. C., Timmermann K., Norkko A., Gustafsson B. G., Bonsdorff E., Slomp C. P., Carstensen J. & Conley D. J. (2012): A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species. *Global Change Biology* 18 (2): 422–434. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02513.x
- Norkko J., Pilditch C. A., Gammal J., Rosenberg R., Enemar A., Magnusson M., Granberg M. E., Lindgren J. F., Agrenius S. & Norkko A. (2019): Ecosystem functioning along gradients of increasing hypoxia and changing soft-sediment community types. *Journal of Sea Research* 153: 101781. DOI: 10.1016/j.seares.2019.101781
- Norling K., Rosenberg R., Hulth S., Gremare A. & Bonsdorff E. (2007): Importance of functional biodiversity and species-specific traits of benthic fauna for ecosystem functions in marine sediment. *Marine Ecology Progress Series* 332: 11–23. DOI: 10.3354/meps332011
- Norling P. & Kautsky N. (2007): Structural and functional effects of *Mytilus edulis* on diversity of associated species and ecosystem functioning. *Marine Ecology Progress Series* 351: 163–175. DOI: 10.3354/meps07033
- Nyman J. A., Walters R. J., Delaune R. D. & Patrick W. H. (2006): Marsh vertical accretion via vegetative growth. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69 (3): 370–380. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.05.041
- Nyman M., Koistinen J., Fant M. L., Vartiainen T. & Helle E. (2002): Current levels of DDT, PCB and trace elements in the Baltic ringed seals (*Phoca hispida baltica*) and grey seals (*Halichoerus grypus*). *Environmental Pollution* 119 (3): 399–412. DOI: 10.1016/S0269-7491(01)00339-6
- Klausnitzer B. (2011): Stresemann – Exkursionsfauna von Deutschland. Band 2: Wirbellose: Insekten. 11. Aufl. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg. 978 S.
- Klausnitzer B. (2019): Stresemann – Exkursionsfauna von Deutschland. Band 1: Wirbellose (ohne Insekten). 9. Aufl. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg. 750 S.
- O'Brien C. M., Fox C. J., Planque B. & Casey J. (2000): Climate variability and North Sea cod. *Nature* 404 (6774): 142–142. DOI: 10.1038/35004654
- Oehlmann J., Bauer B., Minchin D., Schulte-Oehlmann U., Fioroni P. & Markert B. (1998): Imposen in *Nucella lapillus* and intersex in *Littorina littorea*: interspecific comparison of two TBT-induced effects and their geographical uniformity. In: R. M. O'Riordan, G. M. Burnell, M. S. Davies & N. F. Ramsay (Hrsg.): *Aspects of Littorinid Biology*. Springer Netherlands. Dordrecht: 199–213
- Oosterwind D., Bobowski B. T., Brunsch A., Laptikhovskiy V., Van Hal R., Sell A. F. & Pierce G. J. (2020): First evidence of a new spawning stock of *Illex coindetii* in the North Sea (NE-Atlantic). *Fisheries Research* 221: 105384. DOI: 10.1016/j.fishres.2019.105384
- Oosterwind D., Barrett C. J., Sell A. F., Núñez-Riboni I., Kloppmann M., Piatkowski U., Wieland K. & Laptikhovskiy V.

- (2022): Climate change-related changes in cephalopod biodiversity on the North East Atlantic Shelf. *Biodiversity and Conservation* 31 (5): 1491–1518. DOI: 10.1007/s10531-022-02403-y
- Oesterwind D. & Piatkowski U. (2023): Stomach content analysis of North Sea cephalopods: often-overlooked predators with direct impact on commercially used fish species? *Marine Biology* 170 (8): 101. DOI: 10.1007/s00227-023-04236-x
- Ogonowski M., Wenman V., Barth A., Hamacher-Barth E., Danielsson S. & Gorokhova E. (2019): Microplastic Intake, Its Biotic Drivers, and Hydrophobic Organic Contaminant Levels in the Baltic Herring. *Frontiers in Environmental Science* 7. DOI: 10.3389/fenvs.2019.00134
- Ohnesorge A., John U., Taudien S., Neuhaus S., Kuczynski L. & Laakmann S.: Capturing drifting species and molecules—Lessons learned from integrated approaches to assess marine metazoan diversity in highly dynamic waters. *Environmental DNA* n/a (n/a). DOI: 10.1002/edn3.478
- Ojaveer E., Lumberg A. & Ojaveer H. (1998): Highlights of zooplankton dynamics in Estonian waters (Baltic Sea). *ICES Journal of Marine Science* 55 (4): 748–755. DOI: 10.1006/jmsc.1998.0393
- Ojaveer H., Jaanus A., MacKenzie B., Martin G., Olenin S., Radziejewska T., Telesh I., Zettler M. & Zaiko A. (2010): Status of Biodiversity in the Baltic Sea. *PLOS ONE* 5 (9). DOI: 10.1371/journal.pone.0012467
- Olf H., De Leeuw J., Bakker J.P., Platerink R.J. & van Wijnen H.J. (1997): Vegetation Succession and Herbivory in a Salt Marsh: Changes Induced by Sea Level Rise and Silt Deposition Along an Elevational Gradient. *Journal of Ecology* 85 (6): 799–814. DOI: 10.2307/2960603
- Oliver E. C. J., Donat M. G., Burrows M. T., Moore P. J., Smale D. A., Alexander L. V., Benthuisen J. A., Feng M., Sen Gupta A., Hobday A. J., Holbrook N. J., Perkins-Kirkpatrick S. E., Scannell H. A., Straub S. C. & Wernberg T. (2018): Longer and more frequent marine heatwaves over the past century. *Nature Communications* 9 (1): 1324. DOI: 10.1038/s41467-018-03732-9
- Olofsson M., Suikkanen S., Kobos J., Wasmund N. & Karlson B. (2020): Basin-specific changes in filamentous cyanobacteria community composition across four decades in the Baltic Sea. *Climate change and harmful algal blooms* 91: 101685. DOI: 10.1016/j.hal.2019.101685
- Olsen M. T., Andersen L. W., Dietz R., Teilmann J., Härkönen T. & Siegismund H. R. (2014): Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbour seal (*Phoca vitulina*) populations and management units. *Molecular Ecology* 23 (4): 815–831. DOI: 10.1111/mec.12644
- Oost A. P., Winter C., Vos P., Bungenstock F., Schrijvershof R., Röbbke B., Bartholdy J., Hofstede J., Wurpts A. & Wehrmann A. (2017): Wadden Sea Quality Status Report – Geomorphology. Common Wadden Sea Secretariat
- Opitz S., Hoffmann J., Quaas M., Matz-Lück N., Binohlan C. & Froese R. (2016): Assessment of MSC-certified fish stocks in the Northeast Atlantic. *Marine Policy* 71: 10–14. DOI: 10.1016/j.marpol.2016.05.003
- Oppenheimer M., Glavovic B. C., Hinkel J., van der Wal R., Magnan A. K., Abd-Elgawad A., Cai R., Cifuentes-Jara M., DeConto R. M., Gosh T., Hay J., Isla F., Marzeion B., Meysignac B. & Sebesvari Z. (2019): Sea Level Rise and Implications for Low-Lying Islands, Coasts and Communities. In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate
- Orellana L. H., Ben Francis T., Krüger K., Teeling H., Müller M.-C., Fuchs B. M., Konstantinidis K. T. & Amann R. I. (2019): Niche differentiation among annually recurrent coastal Marine Group II Euryarchaeota. *The ISME Journal* 13 (12): 3024–3036. DOI: 10.1038/s41396-019-0491-z
- Osinga N., Pen I., Haes H. A. U. de & Brakefield P.M. (2012): Evidence for a progressively earlier pupping season of the common seal (*Phoca vitulina*) in the Wadden Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92 (8): 1663–1668. DOI: 10.1017/S0025315411000592
- OSPAR (2017): 2016 Status Report on the OSPAR Network of Marine Protected Areas. OSPAR Commission. London, UK
- Pajares S. & Ramos R. (2019): Processes and Microorganisms Involved in the Marine Nitrogen Cycle: Knowledge and Gaps. *Frontiers in Marine Science* 6. DOI: 10.3389/fmars.2019.00739
- Palialexis A., Connor D., Damalas D., Gonzalvo J., Micu D., Mitchel I., Korpinen S., Rees A. & Somma F. (2019): Indicators for status assessment of species, relevant to MSFD Biodiversity Descriptor: Identifying methods to set thresholds for the GES assessment
- Pansch C., Scotti M., Barboza F.R., Al-Janabi B., Brakel J., Briski E., Bucholz B., Franz M., Ito M., Paiva F., Saha M., Sawall Y., Weinberger F. & Wahl M. (2018): Heat waves and their significance for a temperate benthic community: A near-natural experimental approach. *Global Change Biology* 24 (9): 4357–4367. DOI: 10.1111/gcb.14282
- Paprotny D., Terefenko P., Giza A., Czaplinski P. & Voudoukas M. (2021): Future losses of ecosystem services due to coastal erosion in Europe. *Science of the Total Environment* 760. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144310
- Parker R., Benson L., Graves C., Kröger S. & Vieira R. (2020): Carbon stocks and accumulation analysis for Secretary of State (SoS) region. 42 pp. S.
- Parmentier K. F. V., Verhaegen Y., De Witte B. P., Hoffman S., Delbare D. H. R., Roose P.M., Hylland K. D. E., Burgeot T., Smaghe G. J. & Cooreman K. (2019): Tributyltin: A Bottom-Up Regulator of the Crangon crangon Population? *Frontiers in Marine Science* 6. DOI: 10.3389/fmars.2019.00633
- Parmesan C. & Yohe G. (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421 (6918): 37–42. DOI: 10.1038/nature01286
- Parravicini V., Rovere A., Vassallo P., Micheli F., Montefalcone M., Morri C., Paoli C., Albertelli G., Fabiano M. & Bianchi C. N. (2012): Understanding relationships between conflicting human uses and coastal ecosystems status: A geospatial modeling approach. *Ecological Indicators* 19: 253–263. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.07.027
- Paul C., Sommer U. & Matthiessen B. (2021): Composition and Dominance of Edible and Inedible Phytoplankton

- Predict Responses of Baltic Sea Summer Communities to Elevated Temperature and CO<sub>2</sub>. *Microorganisms* 9 (11). DOI: 10.3390/microorganisms9112294
- Pecuchet L., Törnroos A. & Lindegren M. (2016): Patterns and drivers of fish community assembly in a large marine ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* 546: 239–248. DOI: 10.3354/meps11613
- Pecuchet L., Lindegren M., Hidalgo M., Delgado M., Esteban A., Fock H. O., Gil de Sola L., Punzón A., Sólmundsson J. & Payne M. R. (2017): From traits to life-history strategies: Deconstructing fish community composition across European seas. *Global Ecology and Biogeography* 26 (7): 812–822. DOI: 10.1111/geb.12587
- Peperzak L. & Witte H. (2019): Abiotic drivers of interannual phytoplankton variability and a 1999–2000 regime shift in the North Sea examined by multivariate statistics. *Journal of Phycology* 55 (6): 1274–1289. DOI: 10.1111/jpy.12893
- Peschko V., Mercker M. & Garthe S. (2020): Telemetry reveals strong effects of offshore wind farms on behaviour and habitat use of common guillemots (*Uria aalge*) during the breeding season. *Marine Biology* 167 (8): 118. DOI: 10.1007/s00227-020-03735-5
- Peschko V., Mendel B., Müller S., Markones N., Mercker M. & Garthe S. (2020a): Effects of offshore windfarms on seabird abundance: Strong effects in spring and in the breeding season. *Marine Environmental Research* 162: 105157. DOI: 10.1016/j.marenvres.2020.105157
- Peschko V., Müller S., Schwemmer P., Mercker M., Lienau P., Rosenberger T., Sundermeyer J. & Garthe S. (2020b): Wide dispersal of recently weaned grey seal pups in the Southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 77 (5): 1762–1771. DOI: 10.1093/icesjms/fsaa045
- Peschko V., Mendel B., Mercker M., Dierschke J. & Garthe S. (2021): Northern gannets (*Morus bassanus*) are strongly affected by operating offshore wind farms during the breeding season. *Journal of Environmental Management* 279: 111509. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111509
- Peter K. H. & Sommer U. (2013): Phytoplankton Cell Size Reduction in Response to Warming Mediated by Nutrient Limitation. *PLOS ONE* 8 (9): e71528. DOI: 10.1371/journal.pone.0071528
- Petitgas P., Alheit J., Peck M. A., Raab K., Irigoien X., Huret M., Van der Kooij J., Pohlmann T., Wagner C. & Zarrainandia I. (2012): Anchovy population expansion in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 444: 1–13. DOI: 10.3354/meps09451
- Philipp C., Unger B., Fischer E. K., Schnitzler J. G. & Siebert U. (2020): Handle with Care—Microplastic Particles in Intestine Samples of Seals from German Waters. *Sustainability* 12 (24): 10424. DOI: 10.3390/su122410424
- Philipp C., Unger B. & Siebert U. (2022): Occurrence of Microplastics in Harbour Seals (*Phoca vitulina*) and Grey Seals (*Halichoerus grypus*) from German Waters. *Animals* 12 (5): 551. DOI: 10.3390/ani12050551
- Philippart C. J. M., van Aken H. M., Beukema J. J., Bos O. G., Cadée G. C. & Dekker R. (2003): Climate-related changes in recruitment of the bivalve *Macoma balthica*. *Limnology and Oceanography* 48 (6): 2171–2185. DOI: 10.4319/lo.2003.48.6.2171
- Pierri C., Lazić T., Gristina M., Corriero G. & Sinopoli M. (2022): Large-Scale Distribution of the European Seahorses (*Hippocampus Rafinesque*, 1810): A Systematic Review. *Biology* 11 (2): 325. DOI: 10.3390/biology11020325
- Piet G., Boon A., Jongbloed R., Meulen M. van der, Tamis J., Teal L. & Wal J. T. van der (2017): Cumulative effects assessment: proof of concept marine mammals. DOI: 10.18174/403893
- Pihl L., Baden S., Kautsky N., Ronnback P., Soderqvist T., Troell M. & Wennhage H. (2006): Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* habitats in Sweden. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 67 (1–2): 123–132. DOI: 10.1016/j.ecss.2005.10.016
- Pineda Metz S., Colsoul B., Niewöhner M., Hausen T., Peter C. & Pogoda B. (2023): Setting the stones to restore and monitor European flat oyster reefs in the German North Sea. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. 1–17. DOI: 10.1002/aqc.3945
- Pinkney A. E., Matteson L. L. & Wright D. A. (1990): Effects of tributyltin on survival, growth, morphometry, and RNA-DNA ratio of larval striped bass, *Morone saxatilis*. *Archives of environmental contamination and toxicology* 19: 235–240. DOI: 10.1007/BF01056092
- Pinsky M. L., Eikeset A. M., McCauley D. J., Payne J. L. & Sunday J. M. (2019): Greater vulnerability to warming of marine versus terrestrial ectotherms. *Nature* 569 (7754): 108–111. DOI: 10.1038/s41586-019-1132-4
- Planque B., Fromentin J.-M., Cury P., Drinkwater K. F., Jennings S., Perry R. I. & Kifani S. (2010): How does fishing alter marine populations and ecosystems sensitivity to climate? *Journal of Marine Systems* 79 (3): 403–417. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2008.12.018
- Pogoda B. (2019): Current Status of European Oyster Decline and Restoration in Germany. *Humanities* 8 (1): 9. DOI: 10.3390/h8010009
- Pogoda B., Hausen T., Rothe M., Bakker F., Hauser S., Colsoul B., Dureuil M., Krause J., Heinicke K., Pusch C., Eisenbarth S., Kreutle A., Peter C. & Pesch R. (2023): Come, tell me how you live: Habitat suitability analysis for *Ostrea edulis* restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. DOI: 10.1002/aqc.3928
- Poloczanska E. S., Brown C. J., Sydeman W. J., Kiessling W., Schoeman D. S., Moore P. J., Brander K., Bruno J. F., Buckley L. B., Burrows M. T., Duarte C. M., Halpern B. S., Holding J., Kappel C. V., O'Connor M. I. et al. (2013): Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change* 3 (10): 919–925. DOI: 10.1038/nclimate1958
- Polte P., Schanz A. & Asmus H. (2005): The contribution of seagrass beds (*Zostera noltii*) to the function of tidal flats as a juvenile habitat for dominant, mobile epibenthos in the Wadden Sea. *Marine Biology* 147 (3): 813–822. DOI: 10.1007/s00227-005-1583-z
- Polte P. & Asmus H. (2006a): Intertidal seagrass beds (*Zostera noltii*) as spawning grounds for transient fishes in the Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 312: 235–243. DOI: 10.3354/meps312235
- Polte P. & Asmus H. (2006b): Influence of seagrass beds (*Zostera noltii*) on the species composition of juvenile fishes temporarily visiting the intertidal zone of the Wadden Sea.

- Journal of Sea Research 55 (3): 244–252. DOI: 10.1016/j.seares.2005.11.004
- Polte P., Gröhsler T., Kotterba P., von Nordheim L., Moll D., Santos J., Rodriguez-Tress P., Zablotzki Y. & Zimmermann C. (2021): Reduced Reproductive Success of Western Baltic Herring (*Clupea harengus*) as a Response to Warming Winters. *Frontiers in Marine Science* 8. DOI: 10.3389/fmars.2021.589242
- Pontee N. (2013): Defining coastal squeeze: A discussion. *Ocean & Coastal Management* 84: 204–207. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2013.07.010
- Pörtner H.-O., Scholes R. J., Agard J., Archer E., Arneith A., Bai X., Barnes D., Burrows M., Chan L., Cheung W. L. (William), Diamond S., Donatti C., Duarte C., Eisenhauer N., Foden W. et al. (2021): Scientific outcome of the IPBES-IPCC co-sponsored workshop on biodiversity and climate change. Zenodo
- Powilleit M., Kleine J. & Leuchs H. (2006): Impacts of experimental dredged material disposal on a shallow, sublittoral macrofauna community in Mecklenburg Bay (western Baltic Sea). *Marine Pollution Bulletin* 52 (4): 386–396. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.09.037
- Prins T. C. & Smaal A. C. (1994): The role of the blue mussel *Mytilus edulis* in the cycling of nutrients in the Oosterschelde estuary (The Netherlands). *Hydrobiologia* 282 (1): 413–429. DOI: 10.1007/BF00024645
- Prins T. C., Desmit X. & Baretta-Bekker J. G. (2012): Phytoplankton composition in Dutch coastal waters responds to changes in riverine nutrient loads. *Journal of Sea Research* 73: 49–62. DOI: 10.1016/j.seares.2012.06.009
- Ptácnik R., Solimini A. G., Andersen T., Tamminen T., Bretum P., Lepistö L., Willén E. & Rekolainen S. (2008): Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (13): 5134–5138
- Quaas M. & Skonhoft A. (2022): Welfare Effects of Changing Technological Efficiency in Regulated Open-Access Fisheries. *Environmental and Resource Economics* 82 (4): 869–888. DOI: 10.1007/s10640-022-00693-y
- Quaas M. F., Froese R., Herwartz H., Requate T., Schmidt J. O. & Voss R. (2012): Fishing industry borrows from natural capital at high shadow interest rates. *Ecological Economics* 82: 45–52. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2012.08.002
- Quaas M. F. & Requate T. (2013): Sushi or Fish Fingers? Seafood Diversity, Collapsing Fish Stocks, and Multispecies Fishery Management. *The Scandinavian Journal of Economics* 115 (2): 381–422. DOI: 10.1111/sjoe.12002
- Rabalais N. N., Díaz R. J., Levin L. A., Turner R. E., Gilbert D. & Zhang J. (2010): Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences* 7 (2): 585–619. DOI: 10.5194/bg-7-585-2010
- Rabaut M., Guilini K., Van Hoey G., Vincx M. & Degraer S. (2007): A bio-engineered soft-bottom environment: The impact of *Lanice conchilega* on the benthic species-specific densities and community structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75 (4): 525–536. DOI: 10.1016/j.ecss.2007.05.041
- Rabaut M., Audfroid Calderón M., Van de Moortel L., van Dalfsen J., Vincx M., Degraer S. & Desroy N. (2013): The role of structuring benthos for juvenile flatfish. *Journal of Sea Research* 84: 70–76. DOI: 10.1016/j.seares.2012.07.008
- Rachor E. (1977): Faunenverarmung in einem Schlickgebiet in der Nähe Helgolands. 633 S.
- Rachor E. & Nehmer P. (2003): Erfassung und Bewertung ökologisch wertvoller Lebensräume in der Nordsee. 175 S.
- Reijnders P. J. H., Brasseur S. M. J. M. & Meesters E. H. W. G. (2010): Earlier pupping in harbour seals, *Phoca vitulina*. *Biology letters* 6 (6): 854–857. doi: 10.1098/rsbl.2010.0468
- Reise K. (1982): Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the wadden sea – are polychaetes about to take over. *Netherlands Journal Of Sea Research* 16 (DEC): 29–36. DOI: 10.1016/0077-7579(82)90014-X
- Reise K. & Schubert A. (1987): Macrobenthic turnover in the subtidal wadden sea – the norderaue revisited after 60 years. *Helgolander Meeresuntersuchungen* 41 (1): 69–82. DOI: 10.1007/BF02365100
- Reise K., Herre E. & Sturm M. (1989): Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 43 (3): 417–433. DOI: 10.1007/BF02365901
- Reise K. (2005): Coast of change: habitat loss and transformations in the Wadden Sea. *Helgoland Marine Research* 59 (1): 9–21. DOI: 10.1007/s10152-004-0202-6
- Reise K., Herre E. & Sturm M. (2008): Mudflat biota since the 1930s: change beyond return? *Helgoland Marine Research* 62 (1): 13–22. DOI: 10.1007/s10152-007-0087-2
- Reise K., Baptist M. J., Burbridge P., Dankers N. M. J. A., Fischer L., Flemming B., Oost A. & Smit C. J. (2010): The Wadden Sea A Universally Outstanding Tidal Wetland. *Wadden Sea Ecosystem* 29: 7–24
- Reise K., Buschbaum C., Büttger H., Rick J. & Wegner K. M. (2017): Invasion trajectory of Pacific oysters in the northern Wadden Sea. *Marine Biology* 164 (4): 68. DOI: 10.1007/s00227-017-3104-2
- Reise K., Buschbaum C., Lackschewitz D., Thielges D. W., Waser A. M. & Wegner K. M. (2023): Introduced species in a tidal ecosystem of mud and sand: curse or blessing? *Marine Biodiversity* 53 (1): 5. DOI: 10.1007/s12526-022-01302-3
- Reiss H., Greenstreet S. P. R., Robinson L., Ehrich S., Jørgensen L. L., Piet G. J. & Wolff W. J. (2010): Unsuitability of TAC management within an ecosystem approach to fisheries: An ecological perspective. 63 (2). DOI: 10.1016/j.seares.2009.10.003
- Remane A. (1934): Die Brackwasserfauna: mit besonderer Berücksichtigung der Ostsee. *Zoologischer Anzeiger Suppl.* 7
- Reusch T. B. H., Ehlers A., Hämmerli A. & Worm B. (2005): Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102 (8): 2826–2831. DOI: 10.1073/pnas.0500008102
- Reusch T. B. H., Schubert P. R., Marten S.-M., Gill D., Karez R., Busch K. & Hentschel U. (2021): Lower *Vibrio* spp. abundances in *Zostera marina* leaf canopies suggest a novel ecosystem function for temperate seagrass beds. 168 (10). DOI: 10.1007/s00227-021-03963-3
- Reyes C., Dellwig O., Dähnke K., Gehre M., Noriega-Ortega B. E., Böttcher M. E., Meister P. & Friedrich M. W. (2016): Bacterial communities potentially involved in iron-cycling

- in Baltic Sea and North Sea sediments revealed by pyrosequencing. *FEMS Microbiology Ecology* 92 (4): fiw054. DOI: 10.1093/femsec/fiw054
- Reynolds J. D., Dulvy N. K., Goodwin N. B. & Hutchings J. A. (2005): Biology of extinction risk in marine fishes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272 (1579): 2337–2344. DOI: 10.1098/rspb.2005.3281
- Rice J., Daan N., Gislason H. & Pope J. (2013): Does functional redundancy stabilize fish communities? *ICES Journal of Marine Science* 70 (4): 734–742. DOI: 10.1093/icesjms/fst071
- Richardson K. & Christoffersen A. (1991): Seasonal distribution and production of phytoplankton in the southern Kattegat. *Marine Ecology Progress Series* 78 (3): 217–227
- Rick H., Rick S., Tillmann U., Brockmann U., Gartner U., Durselen C. & Sundermann J. (2006): Primary productivity in the German Bight (1994–1996). *Estuaries and Coasts* 29 (1): 4–23. DOI: 10.1007/BF02784695
- Rick J. J., Kraberg A. C., Asmus R. & Wiltshire K. H. (2015): Phytoplankton and microzooplankton abundance in the Wadden Sea off List, Sylt, North Sea in 2013. Alfred Wegener Institute – Wadden Sea Station Sylt. DOI: 10.1594/PANGAEA.845562
- Rick J. & Wiltshire K. H. (2016): Veränderungen des Phytoplanktons in der Nordsee. In: Lozán, J. L., S.-W. Breckle, R. Müller & E. Rachor (Hrsg.): Warnsignal Klima. Die Biodiversität: 216–223. DOI: 10.2312/warnsignal.klima.die-biodiversitaet.35
- Rick J. J., Scharfe M., Romanova T., van Beusekom J. E. E., Asmus R., Asmus H., Mielck F., Kamp A., Sieger R. & Wiltshire K. H. (2022): An evaluation of long-term physical and hydrochemical measurements at the Sylt Roads Marine Observatory (1973–2019), Wadden Sea, North Sea. *Earth System Science Data Discussions* (Preprint): 1–45. DOI: 10.5194/essd-2020-263
- Rick J., Scharfe M., Romanova T., van Beusekom J., Asmus R., Asmus H., Mielck F., Kamp A., Sieger R. & Wiltshire K. (2023): An evaluation of long-term physical and hydrochemical measurements at the Sylt Roads Marine Observatory (1973–2019), Wadden Sea, North Sea. *Earth System Science Data* 15 (3): 1037–1057. DOI: 10.5194/essd-15-1037-2023
- Riedel T., Lettmann K., Beck M. & Brumsack H.-J. (2010): Tidal variations in groundwater storage and associated discharge from an intertidal coastal aquifer. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 115 (C4). DOI: 10.1029/2009JC005544
- Riekenberg P. M., Heide T. van der, Holthuijsen S. J., Veer H. W. van der & Meer M. T. J. van der (2022): Compound specific stable isotope analysis of amino acid nitrogen reveals detrital support of microphytobenthos in the Dutch Wadden Sea benthic food web. 2022.05.24.493073. DOI: 10.1101/2022.05.24.493073
- Rink B., Grüner N., Brinkhoff T., Ziegelmüller K. & Simon M. (2011): Regional patterns of bacterial community composition and biogeochemical properties in the southern North Sea. *Aquatic Microbial Ecology* 63 (3): 207–222. DOI: 10.3354/ame01493
- Rinke M., Bendisch P. M., Maraun M. & Scheu S. (2022): Trophic Structure and Origin of Resources of Soil Macrofauna in the Salt Marsh of the Wadden Sea: A Stable Isotope (<sup>15</sup>N,<sup>13</sup>C) Study. DOI: 10.21203/rs.3.rs-1275741/v1
- Rishworth G. M., Adams J. B., Bird M. S., Carrasco N. K., Dänhardt A., Dannheim J., Lemley D. A., Pistorius P. A., Scheiffarth G. & Hillebrand H. (2020): Cross-continental analysis of coastal biodiversity change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 375 (1814): 20190452. DOI: 10.1098/rstb.2019.0452
- Rodil I., Lohrer A., Attard K., Hewitt J., Thrush S. & Norkko A. (2021): Macrofauna communities across a seascape of seagrass meadows: environmental drivers, biodiversity patterns and conservation implications. *Biodiversity and Conservation* 30 (11): 3023–3043. DOI: 10.1007/s10531-021-02234-3
- Roessger J., Claudet J. & Horta e Costa B. (2022): Turning the tide on protection illusions: The underprotected MPAs of the OSPAR Regional Sea Convention. *Marine Policy* 142. DOI: 10.1016/j.marpol.2022.105109
- Roman L., Kastury F., Petit S., Aleman R., Wilcox C., Hardesty B. D. & Hindell M. A. (2020): Plastic, nutrition and pollution; relationships between ingested plastic and metal concentrations in the livers of two *Pachyptila* seabirds. *Scientific Reports* 10 (1): 18023
- Rombouts I., Simon N., Aubert A., Cariou T., Feunteun E., Guérin L., Hoebeke M., McQuatters-Gollop A., Rigaut-Jalabert F. & Artigas L. F. (2019): Changes in marine phytoplankton diversity: Assessment under the Marine Strategy Framework Directive. *Ecological Indicators* 102: 265–277. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.02.009
- van Roomen M., Laursen K., van Turnhout C., van Winden E., Blew J., Eskildsen K., Günther K., Hälterlein B., Kleefstra R., Potel P., Schrader S., Luerssen G. & Ens B. J. (2012): Signals from the Wadden sea: Population declines dominate among waterbirds depending on intertidal mudflats. *Ocean & Coastal Management* 68: 79–88. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2012.04.004
- Röschel L., Unger S., Thiele T., Neumann B. & Boteler B. (2022): Klimaschutz durch Meeresnatur. Potentiale und Handlungsoptionen. DOI: 10.48481/iass.2022.010
- Röschel L. & Neumann B. (2023): Ocean-based negative emissions technologies: a governance framework review. *Frontiers in Marine Science* 10:
- Rosenthal H. & Hilge V. (2000): Aquaculture production and environmental regulations in Germany. *Journal of Applied Ichthyology* 16 (4–5): 163–166. DOI: 10.1046/j.1439-0426.2000.00272.x
- Ross A. G. P., Crowe S. M. & Tyndall M. W. (2015): Planning for the Next Global Pandemic. *International Journal of Infectious Diseases* 38: 89–94. DOI: 10.1016/j.ijid.2015.07.016
- Røy H., Lee J. S., Jansen S. & de Beer D. (2008): Tide-driven deep pore-water flow in intertidal sand flats. *Limnology and Oceanography* 53 (4): 1521–1530. DOI: 10.4319/lo.2008.53.4.1521
- Rubbens P., Brodie S., Cordier T., Destro Barcellos D., Devos P., Fernandes-Salvador J. A., Fincham J. I., Gomes A., Handegard N. O., Howell K., Jamet C., Kartveit K. H., Moustahfid H., Parcerisas C., Politikos D. et al. (2023):

- Machine learning in marine ecology: an overview of techniques and applications. *ICES Journal of Marine Science* 80 (7): 1829–1853. DOI: 10.1093/icesjms/fsad100
- Rummel C. D., Löder M. G. J., Fricke N. F., Lang T., Griebeler E.-M., Janke M. & Gerds G. (2016): Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 102 (1): 134–141. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.11.043
- Rupp-Armstrong S. & Nicholls R. J. (2007): Coastal and Estuarine Retreat: A Comparison of the Application of Managed Realignment in England and Germany. *Journal of Coastal Research* 23 (6): 1418–1430. DOI: 10.2112/04-0426.1
- Rupprecht F., Reichert G., Merling B. & Oltmanns B. (2023): Renaturierung von Salzwiesen im Nationalpark »Niedersächsisches Wattenmeer«. 54 S.
- Salzwedel H., Rachor E. & Gerdes D. (1985): Benthic macrofauna communities in the German bight. *Veroeffentlichungen des Instituts fuer Meeresforschung in Bremerhaven* 20 (2): 199–267. DOI: 10.1016/0198-0254(86)91191-x
- Santos J., Herrmann B., Stepputtis D., Günther C., Limmer B., Mieske B., Schultz S., Neudecker T., Temming A., Hufnagl M., Bethke E. & Kraus G. (2018): Predictive framework for codend size selection of brown shrimp (*Crangon crangon*) in the North Sea beam-trawl fishery. *PLOS ONE* 13 (7): e0200464. DOI: 10.1371/journal.pone.0200464
- Santos J., Stepputtis D., Oesterwind D., Herrmann B., Lichtenstein U., Hammerl C. & Krumme U. (2022): Reducing cod bycatch in flatfish fisheries. *Ocean & Coastal Management* 220: 106058. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2022.106058
- Sarker S. & Wiltshire K. H. (2017): Phytoplankton carrying capacity: Is this a viable concept for coastal seas? *Ocean & Coastal Management* 148: 1–8. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2017.07.015
- Sarmiento H., Montoya J. M., Vázquez-Domínguez E., Vaqué D. & Gasol J. M. (2010): Warming effects on marine microbial food web processes: how far can we go when it comes to predictions? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365 (1549): 2137–2149. DOI: 10.1098/rstb.2010.0045
- Savage C., Leavitt P. R. & Elmgren R. (2010): Effects of land use, urbanization, and climate variability on coastal eutrophication in the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography* 55 (3): 1033–1046. DOI: 10.4319/lo.2010.55.3.1033
- Savchuk O. P. (2018): Large-Scale Nutrient Dynamics in the Baltic Sea, 1970–2016. *Frontiers in Marine Science* 5. DOI: 10.3389/fmars.2018.00095
- Schaffeld T., Schnitzler J. G., Ruser A., Woelfing B., Baltzer J. & Siebert U. (2020): Effects of multiple exposures to pile driving noise on harbor porpoise hearing during simulated flights—An evaluation tool. *The Journal of the Acoustical Society of America* 147 (2): 685–697. DOI: 10.1121/10.0000595
- Scharfe M. & Wiltshire K. H. (2019): Modeling of intra-annual abundance distributions: Constancy and variation in the phenology of marine phytoplankton species over five decades at Helgoland Roads (North Sea). *Ecological Modelling* 404C: 46–60. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2019.01.001
- Schekkerman, Nagy S., Fall K.-G., Langendoen T. & van Roomen M. (2022): Patterns in trends of waterbird populations using the coastal East Atlantic Flyway, update 2020. In: van Roomen M., Citegetse G., Crowe O., Dodman T., Hagemeyer W., Meise K. & Schekkerman H. 2022 (eds): *East Atlantic Flyway Assessment 2020. The status of coastal Wadden Sea Flyway Initiative p/a CWSS*
- Schernewski G., Balciunas A., Gräwe D., Gräwe U., Klesse K., Schulz M., Wesnigk S., Fleet D., Haseler M., Möllman N. & Werner S. (2018): Beach macro-litter monitoring on southern Baltic beaches: results, experiences and recommendations. *Journal of Coastal Conservation* 22 (1): 5–25. DOI: 10.1007/s11852-016-0489-x
- Schiewer U. (2008a): Near-Shore Zones: Koserow and Tromper Wiek. In: U. Schiewer (Hrsg.): *Ecology of Baltic Coastal Waters. Ecological Studies*. Springer. Berlin/Heidelberg: 131–138
- Schiewer U. (2008b): Greifswalder Bodden, Wismar-Bucht and Salzhaff. In: U. Schiewer (Hrsg.): *Ecology of Baltic Coastal Waters. Ecological Studies*. Springer. Berlin/Heidelberg: 87–114
- Schiewer U. (2008c): Darß-Zingst Boddens, Northern Rügener Boddens and Schlei. In: U. Schiewer (Hrsg.): *Ecology of Baltic Coastal Waters. Ecological Studies*. Springer. Berlin/Heidelberg: 35–86
- Schile L. M., Callaway J. C., Morris J. T., Stralberg D., Parker V. T. & Kelly M. (2014): Modeling Tidal Marsh Distribution with Sea-Level Rise: Evaluating the Role of Vegetation, Sediment, and Upland Habitat in Marsh Resiliency. *PLOS ONE* 9 (2): e88760. DOI: 10.1371/journal.pone.0088760
- Schipper C. A., Lahr J., van den Brink P. J., George S. G., Hansen P.-D., da Silva de Assis H. C., van der Oost R., Thain J. E., Livingstone D., Mitchelmore C., van Schooten F.-J., Ariese F., Murk A. J., Grinwis G. C. M., Klamer H. et al. (2009): A retrospective analysis to explore the applicability of fish biomarkers and sediment bioassays along contaminated salinity transects. *ICES Journal of Marine Science* 66 (10): 2089–2105. DOI: 10.1093/icesjms/fsp194
- Schlurmann T., Kempa D., Prominski M. & Kreis D. (2020): »Gute Küste Niedersachsen«. Reallabore für einen ökosystemstärkenden Küstenschutz. *Unimagazin* 3/4 (2020). 42–45. DOI: 10.15488/10292
- Schmidt B., Sonne C., Nachtsheim D., Wohlsein P., Persson S., Dietz R. & Siebert U. (2020): Liver histopathology of Baltic grey seals (*Halichoerus grypus*) over three decades. *Environment International* 145: 106110. DOI: 10.1016/j.envint.2020.106110
- Schmidt S., Neumann B., Waweru Y., Durussel C., Unger S. & Visbeck M. (2017): SDG 14 – Conserve and sustainably use the oceans, seas and marine resources for sustainable development. 174–2018
- Scholz B. & Liebezeit G. (2012): Growth responses of 25 benthic marine Wadden Sea diatoms isolated from the Solt-horn tidal flat (southern North Sea) in relation to varying culture conditions. *Diatom Research* 27 (1): 65–73. DOI: 10.1080/0269249X.2012.660875
- Scholz S. & Klüver N. (2009): Effects of endocrine disrupters on sexual, gonadal development in fish. *Sexual Development: Genetics, Molecular Biology, Evolution, Endocrinology, Embryology, and Pathology of Sex De-*

- termination and Differentiation 3 (2–3): 136–151. DOI: 10.1159/000223078
- Schöneich-Argent R. I., Dau K. & Freund H. (2020): Wasting the North Sea? – A field-based assessment of anthropogenic macrolitter loads and emission rates of three German tributaries. *Environmental Pollution* 263: 114367. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114367
- Schop J., Abel C., Brasseur S., Galatius A., Jeß A., Meise K., Meyer J., van Neer A., Stejskal O., Siebert U., Teilman J. & Thostesen C. (2022): Grey seal numbers in the Wadden Sea and on Helgoland in 2021–2022. *Common Wadden Sea Secretariat (CWSS)*. Wilhelmshaven, Germany
- Schories D., Albrecht A. & Lotze H. (1997): Historical changes and inventory of macroalgae from Königshafen Bay in the northern Wadden Sea. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 51 (3): 321–341. DOI: 10.1007/BF02908718
- Schoutens K., Heuner M., Fuchs E., Minden V., Schulte-Ostermann T., Belliard J.-P., Bouma T. J. & Temmerman S. (2020): Nature-based shoreline protection by tidal marsh plants depends on trade-offs between avoidance and attenuation of hydrodynamic forces. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 236: 106645. DOI: 10.1016/j.ecss.2020.106645
- Schratzberger M., Dinmore T. & Jennings S. (2002): Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Marine Biology* 140 (1): 83–93. DOI: 10.1007/s002270100688
- Schröter M., van der Zanden E. H., van Oudenhoven A. P. E., Remme R. P., Serna-Chavez H. M., de Groot R. S. & Opdam P. (2014): Ecosystem Services as a Contested Concept: a Synthesis of Critique and Counter-Arguments. *Conservation Letters* 7 (6): 514–523. DOI: 10.1111/conl.12091
- Schrum C., Lowe J., Meier H. E. M., Grabemann I., Holt J., Mathis M., Pohlmann T., Skogen M. D., Sterl A. & Wakelin S. (2016): Projected Change—North Sea. In: M. Quante & F. Colijn (Hrsg.): *North Sea Region Climate Change Assessment*. *Regional Climate Studies*. Springer International Publishing, Cham: 175–217
- Schubert H. & Schyggulla C. (2017): Die Erfassung rezenter *Zostera*-Bestände und weiterer Makrophyten in den Küstengewässern MV (ZOSINF), Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. 76 pp S.
- Schückel U., Beck M. & Kröncke I. (2013): Spatial variability in structural and functional aspects of macrofauna communities and their environmental parameters in the Jade Bay (Wadden Sea Lower Saxony, southern North Sea). *Helgolander Marine Research* 67 (1): 121–136. DOI: 10.1007/s10152-012-0309-0
- Schückel U. & Kröncke I. (2013): Temporal changes in intertidal macrofauna communities over eight decades: A result of eutrophication and climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 117: 210–218. DOI: 10.1016/j.ecss.2012.11.008
- Schultze M. & Nehls G. (2017): Extraction and dredging. In: *Wadden Sea Quality Status Report*. Eds.: Kloepper S. et al., *Common Wadden Sea Secretariat*, Wilhelmshaven, Germany. *Common Wadden Sea Secretariat*. Wilhelmshaven, Germany
- Schulz M., Clemens T., Förster H., Harder T., Fleet D., Gaus S., Grave C., Flegel I., Schrey E. & Hartwig E. (2015): Statistical analyses of the results of 25 years of beach litter surveys on the south-eastern North Sea coast. *Marine Environmental Research* 109: 21–27. DOI: 10.1016/j.marenvres.2015.04.007
- Schumacher J., Dolch T. & Reise K. (2014): Transitions in sandflat biota since the 1930s: effects of sea-level rise, eutrophication and biological globalization in the tidal bay Königshafen, northern Wadden Sea. *Helgolander Marine Research* 68 (2): 289–298. DOI: 10.1007/s10152-014-0389-0
- Schuster R., Strehse J. S., Ahvo A., Turja R., Maser E., Bickmeyer U., Lehtonen K. K. & Brenner M. (2021): Exposure to dissolved TNT causes multilevel biological effects in Baltic mussels (*Mytilus* spp.). *Marine Environmental Research* 167: 105264. DOI: 10.1016/j.marenvres.2021.105264
- Schwemmer P., Mendel B., Sonntag N., Dierschke V. & Garthe S. (2011): Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21 (5): 1851–1860. DOI: 10.1890/10-0615.1
- Schwemmer P., Mercker M., Haecker K., Kruckenberg H., Kämpfer S., Bocher P., Fort J., Jiguet F., Franks S., Elts J., Marja R., Piha M., Rousseau P., Pederson R., Düttmann H. et al. (2023): Behavioral responses to offshore windfarms during migration of a declining shorebird species revealed by GPS-telemetry. *Journal of Environmental Management* 342: 118131. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.118131
- Seiberling S. & Stock M. (2009): Renaturierung von Salzgrasländern bzw. Salzwiesen der Küsten. In: S. Zerbe & G. Wiegand (Hrsg.): *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. *Spektrum Akademischer Verlag*, Heidelberg: 183–208
- Seidel M., Graue J., Engelen B., Köster J., Sass H. & Rullkötter J. (2012): Advection and diffusion determine vertical distribution of microbial communities in intertidal sediments as revealed by combined biogeochemical and molecular biological analysis. *Organic Geochemistry* 52: 114–129. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2012.08.015
- Sell A. F., Ehrich S., Rieck N., Stelzenmüller V. & Wegner G. (2010): Climate change and spatial scales: evaluating responses in bottom fish communities. In: *AGU Ocean Sciences Meeting*. *American Geophysical Union*
- Sell A. F., Pusch C., von Dorrien C., Krause J., Schulze T. & Carstensen D. (2011): *Maßnahmenvorschläge für das Fischereimanagement in Natura-2000-Gebieten der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee*. *Thünen-Institut und Bundesamt für Naturschutz*. Hamburg, Rostock, Insel Vilm. 299 S.
- Semenza J. C., Trinanes J., Lohr W., Sudre B., Löfdahl M., Martínez-Urtaza J., Nichols G. L. & Rocklöv J. (2017): Environmental Suitability of *Vibrio* Infections in a Warming Climate: An Early Warning System. *Environmental Health Perspectives* 125 (10): 107004. DOI: 10.1289/EHP2198
- Senglaub K., Klausnitzer B. & Hannemann H.-J. (1999): *Stresemann – Exkursionsfauna von Deutschland*. Band 3: *Wirbeltiere*. 12. Aufl. *Spektrum Akademischer Verlag*, Heidelberg. 486 S.

- Shackleton C. M., Ruwanza S., Sinasson Sanni G. K., Bennett S., De Lacy P., Modipa R., Mtati N., Sachikonye M. & Thondhlana G. (2016): Unpacking Pandora's Box: Understanding and Categorising Ecosystem Disservices for Environmental Management and Human Wellbeing. *Ecosystems* 19 (4): 587–600. DOI: 10.1007/s10021-015-9952-z
- Shen D., Jürgens K. & Beier S. (2018): Experimental insights into the importance of ecologically dissimilar bacteria to community assembly along a salinity gradient. *Environmental Microbiology* 20 (3): 1170–1184. DOI: 10.1111/1462-2920.14059
- Shin Y.-J., Midgley G. F., Archer E. R. M., Arneth A., Barnes D. K. A., Chan L., Hashimoto S., Hoegh-Guldberg O., In-sarov G., Leadley P., Levin L. A., Ngo H. T., Pandit R., Pires A. P. F., Pörtner H.-O. et al. (2022): Actions to halt biodiversity loss generally benefit the climate. *Global Change Biology* 28 (9): 2846–2874. DOI: 10.1111/gcb.16109
- Shipman B. & Stojanovic T. (2007): Facts, Fictions, and Failures of Integrated Coastal Zone Management in Europe. *Coastal Management* 35 (2–3): 375–398. DOI: 10.1080/08920750601169659
- Shurin J. B., Abbott R. L., Deal M. S., Kwan G. T., Litchman E., McBride R. C., Mandal S. & Smith V. H. (2013): Industrial-strength ecology: trade-offs and opportunities in algal biofuel production. *Ecology Letters* 16 (11): 1393–1404. DOI: 10.1111/ele.12176
- Siebert U., Joiris C., Holsbeek L., Benke H., Failing K., Frese K. & Petzinger E. (1999): Potential Relation Between Mercury Concentrations and Necropsy Findings in Cetaceans from German Waters of the North and Baltic Seas. *Marine Pollution Bulletin* 38 (4): 285–295. DOI: 10.1016/S0025-326X(98)00147-7
- Siebert U., Wunschmann A., Weiss R., Frank H., Benke H. & Frese K. (2001): Post-mortem findings in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the German North and Baltic Seas. *Journal of Comparative Pathology* 124 (2–3): 102–114. DOI: 10.1053/jcpa.2000.0436
- Siebert U., Gilles A., Lucke K., Ludwig M., Benke H., Kock K.-H. & Scheidat M. (2006): A decade of harbour porpoise occurrence in German waters—Analyses of aerial surveys, incidental sightings and strandings. *Journal of Sea Research* 56 (1): 65–80. DOI: 10.1016/j.seares.2006.01.003
- Siebert U., Wohlsein P., Lehnert K. & Baumgärtner W. (2007): Pathological findings in harbour seals (*Phoca vitulina*): 1996–2005. *Journal of Comparative Pathology* 137 (1): 47–58. DOI: 10.1016/j.jcpa.2007.04.018
- Siebert U. (2012): Organochlorine Burdens in Harbour Seals from the German Wadden Sea Collected During Two Phocine Distemper Epizootics and Ringed Seals from West Greenland Waters. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology* 02. DOI: 10.4172/2161-0525.1000126
- Siebert U., Pawliczka I., Benke H., von Vietinghoff V., Wolf P., Piläts V., Kesselring T., Lehnert K., Prenger-Berninghoff E., Galatius A., Anker Kyhn L., Teilmann J., Hansen M. S., Sonne C. & Wohlsein P. (2020): Health assessment of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from Baltic area of Denmark, Germany, Poland and Latvia. *Environment International* 143: 105904. DOI: 10.1016/j.envint.2020.105904
- Siebert U., Stürznickel J., Schaffeld T., Oheim R., Rolvien T., Prenger-Berninghoff E., Wohlsein P., Lakemeyer J., Rohner S., Aroha Schick L., Gross S., Nachtsheim D., Ewers C., Becher P., Amling M. et al. (2022): Blast injury on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Baltic Sea after explosions of deposits of World War II ammunition. *Environment International* 159: 107014. DOI: 10.1016/j.envint.2021.107014
- Siedentop, S. (2005): Kumulative Umweltauswirkungen in der Strategischen Umweltprüfung. In: *Handbuch der UVP*, Band 2, Nr. 5030. Berlin
- Singer A., Bijleveld A., Hahner F., Holthuijsen S., Hubert K., Kerimoglu O., Kleine Schaars L., Kröncke I., Lettmann K., Rittweg T., Scheiffarth G., van der Veer H. & Wurpts A. (2023): Long-term response of coastal macrofauna communities to de-eutrophication and sea level rise mediated habitat changes (1980s versus 2018). *Frontiers in Marine Science* 9: 963325. DOI: 10.3389/fmars.2022.963325
- Skov H., Heinänen S., Žydelis R., Bellebaum J., Bzoma S., Dagens M., Durinck J., Garthe S., Grishanov G., Hario M., Kieckbusch J., Kube J., Kuresoo A., Larsson K., Luigujõe L. et al. (2011): Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea
- Slobodnik J., Gkotsis G., Nika M.-C., Vasilatos K., Thomaidis N. S., Alygizakis N., Oswald P., Rohner S., Siebert U., Reif F., Dähne M., Persson S., Galatius A., Pawliczka I. & Künitzer A. (2022): Screening study on hazardous substances in marine mammals of the Baltic Sea – Wide-scope target and suspect screening. *Texte* 36/2022, 122. 122 S.
- Solan M., Cardinale B. J., Downing A. L., Engelhardt K. A. M., Ruesink J. L. & Srivastava D. S. (2004): Extinction and Ecosystem Function in the Marine Benthos. *Science* 306 (5699): 1177–1180. DOI: 10.1126/science.1103960
- Sommer U. & Lewandowska A. (2011): Climate change and the phytoplankton spring bloom: warming and overwintering zooplankton have similar effects on phytoplankton. *Global Change Biology* 17 (1): 154–162. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2010.02182.x
- Sommer U., Adrian R., Bauer B. & Winder M. (2012): The response of temperate aquatic ecosystems to global warming: novel insights from a multidisciplinary project. *Marine Biology* 159 (11): 2367–2377. DOI: 10.1007/s00227-012-2085-4
- Sonntag N., Mendel B. & Garthe S. (2006): Die Verbreitung von See- und Wasservögeln in der deutschen Ostsee im Jahresverlauf. *Vogelwarte* 44: 817–112.
- Sonntag N., Schwemmer H., Fock H. O., Bellebaum J. & Garthe S. (2012): Seabirds, set-nets, and conservation management: assessment of conflict potential and vulnerability of birds to bycatch in gillnets. *ICES Journal of Marine Science* 69 (4): 578–589. DOI: 10.1093/icesjms/fss030
- Spalding M. D., Ruffo S., Lacambra C., Meliane I., Hale L. Z., Shepard C. C. & Beck M. W. (2014): The role of ecosystems in coastal protection: Adapting to climate change and coastal hazards. *Ocean & Coastal Management* 90: 50–57. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2013.09.007
- Spilling K., Olli K., Lehtoranta J., Kremp A., Tedesco L., Tamelander T., Klais R., Peltonen H. & Tamminen T. (2018): Shifting Diatom-Dinoflagellate Dominance During Spring

- Bloom in the Baltic Sea and its Potential Effects on Biogeochemical Cycling. *Frontiers in Marine Science* 5. DOI: 10.3389/fmars.2018.00327
- Staudt F., Gijsman R., Ganal C., Mielck F., Wolbring J., Hass H., Goseberg N., Schüttrumpf H., Schlurmann T. & Schimmels S. (2021): The sustainability of beach nourishments: a review of nourishment and environmental monitoring practice. *Journal of Coastal Conservation* 25. DOI: 10.1007/s11852-021-00801-y
- Steffelbauer D. B., Riva R. E. M., Timmermans J. S., Kwakkel J. H. & Bakker M. (2022): Evidence of regional sea-level rise acceleration for the North Sea. *Environmental Research Letters* 17 (7): 074002. DOI: 10.1088/1748-9326/ac753a
- Stelzenmüller V., Gimpel A., Haslob H., Letschert J., Berkenhagen J. & Brüning S. (2021): Sustainable co-location solutions for offshore wind farms and fisheries need to account for socio-ecological trade-offs. *Science of The Total Environment* 776: 145918. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145918
- Stenberg C., Støttrup J. G., Deurs M. van, Berg C. W., Dinesen G. E., Mosegaard H., Grome T. M. & Leonhard S. B. (2015): Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. *Marine Ecology Progress Series* 528: 257–265. DOI: 10.3354/meps11261
- Stepputtis D., Noack T., Lichtenstein U., Hammerl C., Santos J. & Mieske B. (2022): Verringerungen von Kunststoffmüll aus der Krabbenfischerei durch Netzmodifikationen – Dolly Rope Suspension (DRopS): Projekt-Abschlussbericht. Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei. Rostock
- Stevens H., Brinkhoff T. & Simon M. (2005): Composition of free-living, aggregate-associated and sediment surface-associated bacterial communities in the German Wadden Sea. *Aquatic Microbial Ecology* 38 (1): 15–30. DOI: 10.3354/ame038015
- Stevenson A., O Corcora T. C., Hukriede W., Schubert P. R. & Reusch T. B. H. (2022): Substantial seagrass blue carbon pools in the southwestern Baltic Sea include relics of terrestrial peatlands. *Frontiers in Marine Science* 9: Art. Nr. 949101. DOI: 10.3389/fmars.2022.949101
- Stigebrandt A. & Andersson A. (2020): The Eutrophication of the Baltic Sea has been Boosted and Perpetuated by a Major Internal Phosphorus Source. *Frontiers in Marine Science* 7. DOI: 10.3389/fmars.2020.572994
- Stienen E., Brenninkmeijer A. & van der Winden J. (2009). The decline of the Common Tern *Sterna hirundo* in the Dutch Wadden Sea: Exodus or gradual demise? *Limosa* 82: 171–186.
- Stock L. (2020): Die Entwicklung der Webspinnenfauna (Arachnida: Araneae) auf der jungen Düneninsel Mellum. Masterarbeit im Studiengang Landschaftsökologie. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. Oldenburg
- Stokholm I., Härkönen T., Harding K. C., Siebert U., Lehnert K., Dietz R., Teilmann J., Galatius A., Havmøller L. W., Carroll E. L., Hall A. & Olsen M. T. (2019): Phylogenomic insights to the origin and spread of phocine distemper virus in European harbour seals in 1988 and 2002. *Diseases of Aquatic Organisms* 133 (1): 47–56. DOI: 10.3354/dao03328
- Strehse J. S., Appel D., Geist C., Martin H.-J. & Maser E. (2017): Biomonitoring of 2,4,6-trinitrotoluene and degradation products in the marine environment with transplanted blue mussels (*M. edulis*). *Toxicology* 390: 117–123. DOI: 10.1016/j.tox.2017.09.004
- Suikkanen S., Pulina S., Engström-Öst J., Lehtiniemi M., Lehtinen S. & Brutemark A. (2013): Climate change and eutrophication induced shifts in northern summer plankton communities. *PLoS One* 8 (6): e66475. DOI: 10.1371/journal.pone.0066475
- Sunday J. M., Fabricius K. E., Kroeker K. J., Anderson K. M., Brown N. E., Barry J. P., Connell S. D., Dupont S., Gaylord B., Hall-Spencer J. M., Klinger T., Milazzo M., Munday P. L., Russell B. D., Sanford E. et al. (2017): Ocean acidification can mediate biodiversity shifts by changing biogenic habitat. *Nature Climate Change* 7 (1): 81–85. DOI: 10.1038/nclimate3161
- Sundbäck K., Miles A. & Göransson E. (2000): Nitrogen fluxes, denitrification and the role of microphytobenthos in microtidal shallow-water sediments: An annual study. *Marine Ecology-progress Series – MAR ECOL-PROGR SER* 200: 59–76. DOI: 10.3354/meps200059
- Taberlet P., Bonin A., Zinger L. & Coissac E. (2018): *Environmental DNA: For Biodiversity Research and Monitoring*. Oxford University Press. 268 S.
- Tahvonen O., Quaas M. F. & Voss R. (2018): Harvesting selectivity and stochastic recruitment in economic models of age-structured fisheries. *Journal of Environmental Economics and Management* 92: 659–676. DOI: 10.1016/j.jeem.2017.08.011
- Tan Y. M., Dalby O., Kendrick G. A., Statton J., Sinclair E. A., Fraser M. W., Macreadie P. I., Gillies C. L., Coleman R. A., Waycott M., van Dijk K., Vergés A., Ross J. D., Campbell M. L., Matheson F. E. et al. (2020): Seagrass Restoration Is Possible: Insights and Lessons From Australia and New Zealand. *Frontiers in Marine Science* 7. DOI: 10.3389/fmars.2020.00617
- Tasdemir D. (2020): Naturstoffe aus dem Meer für Medizin und Landwirtschaft. *ESKP-Themenspezial: Biodiversität*. 189 KB, 47–49. DOI: 10.2312/ESKP.2020.1.2.2
- Teeling H., Fuchs B. M., Bennke C. M., Krüger K., Chafee M., Kappelmann L., Reintjes G., Waldmann J., Quast C., Glöckner F. O., Lucas J., Wichels A., Gerdt G., Wiltshire K. H. & Amann R. I. (2016): Recurring patterns in bacterioplankton dynamics during coastal spring algae blooms. *A. A. Brakhage (Hrsg.): eLife* 5: e11888. DOI: 10.7554/eLife.11888
- Teilmann J. & Carstensen J. (2012): Negative long term effects on harbour porpoises from a large scale offshore wind farm in the Baltic—evidence of slow recovery. *Environmental Research Letters* 7 (4): 045101. DOI: 10.1088/1748-9326/7/4/045101
- Teixeira H., Berg T., Uusitalo L., Fürhaupter K., Heiskanen A.-S., Mazik K., Lynam C. P., Neville S., Rodriguez J. G., Papadopoulou N., Moncheva S., Churilova T., Kryvenko O., Krause-Jensen D., Zaiko A. et al. (2016): A Catalogue of Marine Biodiversity Indicators. *Frontiers in Marine Science* 3. DOI: 10.3389/fmars.2016.00207
- Telesh I., Postel L., Heerkloss R., Mironova K. & Skarlato S. (2008): *Zooplankton of the Open Baltic Sea: Atlas*. BMB

- Publication No. 20. Meereswissenschaftliche Berichte. Warnemünde. 73: 1-251. DOI: 10.12754/msr-2008-0073
- Telesh I., Postel L., Heerkloss R., Mironova K. & Skarlato S. (2009): Zooplankton of the Open Baltic Sea: Extended Atlas. BMB Publication No. 21. Meereswissenschaftliche Berichte. Warnemünde. 76: 1-290. DOI: 10.12754/msr-2009-0076
- Temmerman S., Meire P., Bouma T. J., Herman P. M. J., Ysebaert T. & De Vriend H. J. (2013): Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature* 504 (7478): 79–83. DOI: 10.1038/nature12859
- Thiel R., Winkler H., Böttcher U., Dänhardt A., Fricke R., George M., Kloppmann M., Schaarschmidt T., Ubl C. & Vorberg R. (2014): Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Fische und Neunaugen (Elasmobranchii, Actinopterygii & Petromyzontida) der marinen Gewässer Deutschlands. 5. Fassung, Stand August 2013. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70: 11–76
- Thomas P. K., Kunze C., Van de Waal D. B., Hillebrand H. & Striebel M. (2022): Elemental and biochemical nutrient limitation of zooplankton: A meta-analysis. *Ecology Letters* 25 (12): 2776–2792. DOI: 10.1111/ele.14125
- Thorpe R. B., Arroyo N. L., Safi G., Niquil N., Preciado I., Heath M., Pace M. C. & Lynam C. P. (2022): The Response of North Sea Ecosystem Functional Groups to Warming and Changes in Fishing. *Frontiers in Marine Science* 9. DOI: 10.3389/fmars.2022.841909
- Tiedemann R., Harder J., Gmeiner C. & Haase E. (1996): Mitochondrial DNA sequence patterns of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the North and the Baltic sea. *Zeitschrift Fur Säugetierkunde. International Journal Of Mammalian Biology* 61 (2): 104–111
- Topcu H. D. & Brockmann U. H. (2015): Seasonal oxygen depletion in the North Sea, a review. *Marine Pollution Bulletin* 99 (1): 5–27. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.06.021
- Tougaard J., Carstensen J., Teilmann J., Skov H. & Rasmussen P. (2009): Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena* [L.]). *The Journal of the Acoustical Society of America* 126 (1): 11–14. DOI: 10.1121/1.3132523
- Trouwborst A. & Dotinga H. M. (2011): Comparing european instruments for marine nature conservation: The OSPAR convention, the Bern convention, the birds and habitats directives, and the added value of the marine strategy framework directive. 20 (4). DOI: NA
- Tulp I., Bolle L. J., Chen C., Dänhardt A., Haslob H., Jepsen N., van Leeuwen A., Poiesz S. S. H., Scholle J., Vrooman J., Vorberg R. & Walker P. (2022): Fish. In: *Wadden Sea Quality Status Report*. Eds.: Klopper S. et al. Common Wadden Sea Secretariat. Wilhelmshaven, Germany. 57 S.
- UBA (2019): *Monitoringbericht 2019 zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel*. UBA – Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 272 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2023): *Munition im Meer*. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/meere/nutzung-belastungen/munition-im-meer#schadstoffbelastung-durch-konventionelle-munition> (aufgerufen am 09.01.2024)
- Ulleweit J., Stransky C. & Panten K. (2010): Discards and discarding practices in German fisheries in the North Sea and Northeast Atlantic during 2002–2008. *Journal of Applied Ichthyology* 26 (s1): 54–66. DOI: 10.1111/j.1439-0426.2010.01449.x
- Underwood G. J. C. & Paterson D. M. (2003): The importance of extracellular carbohydrate production by marine epipelagic diatoms. In: *Advances in Botanical Research*. Academic Press: 183–240
- Unger B., Herr H., Benke H., Böhmert M., Burkhardt-Holm P., Dähne M., Hillmann M., Wolff-Schmidt K., Wohlsein P. & Siebert U. (2017): Marine debris in harbour porpoises and seals from German waters. *Marine Environmental Research* 130: 77–84. DOI: 10.1016/j.marenvres.2017.07.009
- Unger B., Nachtsheim D., Ramírez Martínez N., Siebert U., Sveegard S., Kyhn L. A., Dalgaard Balle J., Teilmann J., Carlström J., Owen K. & Gilles A. (2020): MiniSCANS-II: Aerial survey for harbour porpoises in the western Baltic Sea, Belt Sea, the Sound and Kattegat in 2020. Final report to Danish Environmental Protection Agency, German Federal Agency for Nature Conservation and Swedish Agency for Marine and Water Management. 22 S.
- Untiedt C. (2022): *Im Wandel der Zeit. Die Nordseeinsel Mellum und die Besiedlung durch Wanzen (Heteroptera) im Laufe der letzten 30 Jahre*. Bachelorarbeit im Studiengang Umweltwissenschaften. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. Oldenburg
- Vahtera E., Conley D. J., Gustafsson B. G., Kuosa H., Pitkänen H., Savchuk O. P., Tamminen T., Viitasalo M., Voss M., Wasmund N. & Wulff F. (2007): Internal Ecosystem Feedbacks Enhance Nitrogen-fixing Cyanobacteria Blooms and Complicate Management in the Baltic Sea. *Ambio A Journal of the Human Environment* 36 (2): 186–194. DOI: 10.1579/0044-7447(2007)36[186:IEFENC]2.0.CO;2
- Valdivia N., de la Haye K. L., Jenkins S. R., Kimmance S. A., Thompson R. C. & Molis M. (2009): Functional composition, but not richness, affected the performance of sessile suspension-feeding assemblages. *Journal of Sea Research* 61 (4): 216–221. DOI: 10.1016/j.seares.2008.12.001
- van Beusekom J.E.E. (2005): A historic perspective on Wadden Sea eutrophication Helgoland Marine Research 59 (1), 45–54. DOI: 10.1007/s10152-004-0206-2
- van der Veer H. W., Bergman M. J. N. & Beukema J. J. (1985): Dredging activities in the Dutch Wadden Sea: effects on macrobenthic infauna. *Netherlands Journal of Sea Research* 19 (2): 183–190. DOI: 10.1016/0077-7579(85)90022-5
- van der Veer H. W., Tulp I., Witte J. I. J., Poiesz S. S. H. & Bolle L. J. (2022): Changes in functioning of the largest coastal North Sea flatfish nursery, the Wadden Sea, over the past half century. *Marine Ecology Progress Series* 693: 183–201. DOI: 10.3354/meps14082
- Van Loveren H., Ross P. S., Osterhaus A. D. M. E. & Vos J. G. (2000): Contaminant-induced immunosuppression and mass mortalities among harbor seals. *Toxicology Letters* 112–113: 319–324. DOI: 10.1016/S0378-4274(99)00198-8
- Vance H. M., Hooker S. K., Mikkelsen L., van Neer A., Teilmann J., Siebert U. & Johnson M. (2021): Drivers and constraints on offshore foraging in harbour seals. *Scientific Reports* 11 (1): 6514. DOI: 10.1038/s41598-021-85376-2

- Vega-Leinert A. C. de la, Stoll-Kleemann S. & Wegener E. (2018): Managed Realignment (MR) along the Eastern German Baltic Sea: A Catalyst for Conflict or for a Coastal Zone Management Consensus. *Journal of Coastal Research* 34 (3): 586–601. DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-15-00217.1
- Vezzulli L., Baker-Austin C., Kirschner A., Pruzzo C. & Martinez-Urtaza J. (2020): Global emergence of environmental non-O1/O139 *Vibrio cholerae* infections linked with climate change: a neglected research field? *Environmental microbiology* 22 (10): 4342–4355. DOI: 10.1111/1462-2920.15040
- Viitasalo M. & Bonsdorff E. (2022): Global climate change and the Baltic Sea ecosystem: direct and indirect effects on species, communities and ecosystem functioning. *Earth System Dynamics* 13 (2): 711–747. DOI: 10.5194/esd-13-711-2022
- Villnäs A. & Norkko A. (2011): Benthic diversity gradients and shifting baselines: implications for assessing environmental status. *Ecological Applications* 21 (6): 2172–2186. DOI: 10.1890/10-1473.1
- Villnäs A., Norkko J., Lukkari K., Hewitt J. & Norkko A. (2012): Consequences of Increasing Hypoxic Disturbance on Benthic Communities and Ecosystem Functioning. *PLOS ONE* 7 (10): e44920. DOI: 10.1371/journal.pone.0044920
- Virta L., Gammal J., Järnström M., Bernard G., Soininen J., Norkko J. & Norkko A. (2019): The diversity of benthic diatoms affects ecosystem productivity in heterogeneous coastal environments. *Ecology* 100 (9): e02765. DOI: 10.1002/ecy.2765
- Vogt H. & Schramm W. (1991): Conspicuous decline of *Fucus* in Kiel Bay (Western Baltic): what are the causes? *Marine Ecology Progress Series* 69: 189–194. DOI: 10.3354/meps069189
- Voss R., Hoffmann J., Llope M., Schmidt J. O., Möllmann C. & Quaas M. F. (2015): Political overfishing: Social-economic drivers in TAC setting decisions. In: B: 25 Poster. Centro Oceanográfico de Cádiz
- Vuorinen I., Hänninen J., Viitasalo M., Helminen U. & Kuosa H. (1998): Proportion of copepod biomass declines with decreasing salinity in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 55 (4): 767–774. DOI: 10.1006/jmsc.1998.0398
- Wahl M., Werner F. J., Buchholz B., Raddatz S., Graiff A., Matthiessen B., Karsten U., Hiebenthal C., Hamer J., Ito M., Gülzow E., Rilov G. & Guy-Haim T. (2020): Season affects strength and direction of the interactive impacts of ocean warming and biotic stress in a coastal seaweed ecosystem. *Limnology and Oceanography* 65 (4): 807–827. DOI: 10.1002/lno.11350
- Wahl T., Haigh I. D., Woodworth P. L., Albrecht F., Dillingh D., Jensen J., Nicholls R. J., Weisse R. & Wöppelmann G. (2013): Observed mean sea level changes around the North Sea coastline from 1800 to present. *Earth-Science Reviews* 124: 51–67. DOI: 10.1016/j.earscirev.2013.05.003
- Wasmund N., Tuimala J., Suikkanen S., Vandepitte L. & Kraberg A. (2011): Long-term trends in phytoplankton composition in the western and central Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 87 (2): 145–159. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2011.03.010
- Wasmund N., Nausch G. & Feistel R. (2013): Silicate consumption: an indicator for long-term trends in spring diatom development in the Baltic Sea. *Journal of Plankton Research* 35 (2): 393–406. DOI: 10.1093/plankt/fbs101
- Wasmund N., Kownacka J., Göbel J., Jaanus A., Johansen M., Jurgensone I., Lehtinen S. & Powilleit M. (2017): The Diatom/Dinoflagellate Index as an Indicator of Ecosystem Changes in the Baltic Sea 1. Principle and Handling Instruction. *Frontiers in Marine Science* 4: 13 S.
- Wasmund N., Nausch G., Gerth M., Busch S., Burmeister C., Hansen R. & Sadkowiak B. (2019): Extension of the growing season of phytoplankton in the western Baltic Sea in response to climate change. *Marine Ecology Progress Series* 622: 1–16. DOI: 10.3354/meps12994
- Wehrmann A., Herlyn M., Bungenstock F., Hertweck G. & Millat G. (2000): The distribution gap is closed – First record of naturally settled pacific oysters *Crassostrea gigas* in the East Frisian Wadden Sea, North Sea. *Senckenbergiana maritima* 30 (3–6): 153–160. DOI: 10.1007/BF03042964
- Weltersbach M. S., Riepe C., Lewin W.-C. & Strehlow H. V. (2021): Ökologische, soziale und ökonomische Dimensionen des Meeresangels in Deutschland. Thünen-Institut für Ostseefischerei. Braunschweig, Deutschland. Thünen Report 83. 255 S.
- Werner F. J., Graiff A. & Matthiessen B. (2016a): Even moderate nutrient enrichment negatively adds up to global climate change effects on a habitat-forming seaweed system. *Limnology and Oceanography* 61 (5): 1891–1899. DOI: 10.1002/lno.10342
- Werner F. J., Graiff A. & Matthiessen B. (2016b): Temperature effects on seaweed-sustaining top-down control vary with season. *Oecologia* 180 (3): 889–901. DOI: 10.1007/s00442-015-3489-x
- Wesch C., Barthel A.-K., Braun U., Klein R. & Paulus M. (2016a): No microplastics in benthic eelpout (*Zoarces viviparus*): An urgent need for spectroscopic analyses in microplastic detection. *Environmental Research* 148: 36–38. DOI: 10.1016/j.envres.2016.03.017
- Wesch C., Bredimus K., Paulus M. & Klein R. (2016b): Towards the suitable monitoring of ingestion of microplastics by marine biota: A review. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)* 218: 1200–1208. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.08.076
- Westphal L. & Liebschner A. (2021): Unbestreitbar. Ein Stück Wildnis ist zurück. *Seevögel* 42 (2-3): 6–9
- Westphal L., Klemens L., Reif F., van Neer A. & Dähne M. (2023): First evidence of grey seal predation on marine mammals in the German Baltic Sea. *Journal of Sea Research* 192: 102350. DOI: 10.1016/j.seares.2023.102350
- Wiemann A., Andersen L., Berggren P., Siebert U., Benke H., Teilmann J., Lockyer C., Pawliczka I., Skora K., Roos A., Lyrholm T., Paulus K., Ketmaier V. & Tiedemann R. (2010): Mitochondrial Control Region and microsatellite analyses on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. *Conservation Genetics* 11 (1): 195–211. DOI: 10.1007/s10592-009-0023-x

- Wilhelmsson D., Malm T. & Öhman M. C. (2006): The influence of offshore windpower on demersal fish. *ICES Journal of Marine Science* 63 (5): 775–784. DOI: 10.1016/j.icesjms.2006.02.001
- Williams B., Lamont T. A. C., Chapuis L., Harding H. R., May E. B., Prasetya M. E., Seraphim M. J., Jompa J., Smith D. J., Janetski N., Radford A. N. & Simpson S. D. (2022): Enhancing automated analysis of marine soundscapes using ecoacoustic indices and machine learning. *Ecological Indicators* 140: 108986. DOI: 10.1016/j.ecolind.2022.108986
- Wilms R., Sass H., Köpke B., Köster J., Cypionka H. & Engelen B. (2006): Specific Bacterial, Archaeal, and Eukaryotic Communities in Tidal-Flat Sediments along a Vertical Profile of Several Meters. *Applied and Environmental Microbiology* 72 (4): 2756–2764. DOI: 10.1128/AEM.72.4.2756-2764.2006
- Wilms R., Sass H., Köpke B., Cypionka H. & Engelen B. (2007): Methane and sulfate profiles within the subsurface of a tidal flat are reflected by the distribution of sulfate-reducing bacteria and methanogenic archaea. *FEMS microbiology ecology* 59 (3): 611–621. DOI: 10.1111/j.1574-6941.2006.00225.x
- Wiltshire K. H., Ecker U. & Kirstein I. V.: Hydrochemistry at time series station Helgoland Roads, North Sea since 2001. Alfred Wegener Institute – Biological Institute Helgoland
- Wiltshire K. H., Kraberg A., Bartsch I., Boersma M., Franke H.-D., Freund J., Gebühr C., Gerds G., Stockmann K. & Wichels A. (2010): Helgoland Roads, North Sea: 45 Years of Change. *Estuaries and Coasts* 33 (2): 295–310. DOI: 10.1007/s12237-009-9228-y
- Wiltshire K. H., Malzahn A. M., Wirtz K., Greve W., Janisch S., Mangelsdorf P., Manly B. F. J. & Boersma M. (2008): Resilience of North Sea phytoplankton spring bloom dynamics: An analysis of long-term data at Helgoland Roads. *Limnology and Oceanography* 53 (4): 1294–1302. DOI: 10.4319/lo.2008.53.4.1294
- Wiltshire K. H., Boersma M., Carstens K., Kraberg A. C., Peters S. & Scharfe M. (2015): Control of phytoplankton in a shelf sea: Determination of the main drivers based on the Helgoland Roads Time Series. *Journal of Sea Research* 105: 42–52. DOI: 10.1016/j.seares.2015.06.022
- Wiltshire K. H. & Boersma M. (2016): Meeting in the Middle: On the Interactions Between Microalgae and Their Predators or Zooplankton and Their Food. In: P. M. Glibert & T. M. Kana (Hrsg.): *Aquatic Microbial Ecology and Biogeochemistry: A Dual Perspective*. Springer International Publishing, Cham: 215–223
- Winter M., Haynert K., Scheu S. & Maraun M. (2018): Seasonal dynamics and changing sea level as determinants of the community and trophic structure of oribatid mites in a salt marsh of the Wadden Sea. *PLOS ONE* 13 (11): e0207141. DOI: 10.1371/journal.pone.0207141
- Wisniewska D. M., Johnson M., Teilmann J., Siebert U., Galatius A., Dietz R. & Madsen P. T. (2018): High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285 (1872): 20172314. DOI: 10.1098/rspb.2017.2314
- Wittmann A. C. & Pörtner H.-O. (2013): Sensitivities of extant animal taxa to ocean acidification. *Nature Climate Change* 3 (11): 995–1001. DOI: 10.1038/nclimate1982
- Wohlsein P., Seibel H., Beineke A., Baumgärtner W. & Siebert U. (2019): Morphological and Pathological Findings in the Middle and Inner Ears of Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*). *Journal of Comparative Pathology* 172: 93–106. DOI: 10.1016/j.jcpa.2019.09.005
- Wolters M., Garbutt A. & Bakker J. P. (2005): Salt-marsh restoration: evaluating the success of de-embankments in north-west Europe. *Biological Conservation* 123 (2): 249–268. DOI: 10.1016/j.biocon.2004.11.013
- Wolters H. E. (2006): Restoration of salt marshes. Dissertation. University of Groningen. 169 S.
- World Health Organization (2017): Pandemic influenza risk management: a WHO guide to inform and harmonize national and international pandemic preparedness and response. World Health Organization. 62 S.
- Worm B., Barbier E. B., Beaumont N., Duffy J. E., Folke C., Halpern B. S., Jackson J. B. C., Lotze H. K., Micheli F., Palumbi S. R., Sala E., Selkoe K. A., Stachowicz J. J. & Watson R. (2006): Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314 (5800): 787–790. DOI: 10.1126/science.1132294
- Wuchter C., Abbas B., Coolen M. J. L., Herfort L., van Bleijswijk J., Timmers P., Strous M., Teira E., Herndl G. J., Middenburg J. J., Schouten S. & Sanninghe Damsté J. S. (2006): Archaeal nitrification in the ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103 (33): 12317–12322. DOI: 10.1073/pnas.0600756103
- Wulf S. (2021): Deichrückverlegungen an der deutschen Ostseeküste. Erfahrungen aus bestehenden Projekten. 96 (3): 121–128. DOI: 10.17433/3.2021.50153887.121-128
- Wunschmann A., Frese K., Müller G., Baumgärtner W., Siebert U., Weiss R., Lockyer C. & Heide-Jørgensen M. P. (2001): Evidence of infectious diseases in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) hunted in the waters of Greenland and by-caught in the German North Sea and Baltic Sea. *Veterinary Record* 148 (23): 715–720. DOI: 10.1136/vr.148.23.715
- Xu X., Lemmen C. & Wirtz K. W. (2020): Less Nutrients but More Phytoplankton: Long-Term Ecosystem Dynamics of the Southern North Sea. *Frontiers in Marine Science* 7. DOI: 10.3389/fmars.2020.00662
- Yallop M. L., de Winder B., Paterson D. M. & Stal L. J. (1994): Comparative structure, primary production and biogenic stabilization of cohesive and non-cohesive marine sediments inhabited by microphytobenthos. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 39 (6): 565–582. DOI: 10.1016/S0272-7714(06)80010-7
- Yap X., Deaville R., Perkins M. W., Penrose R., Law R. J. & Jepson P. D. (2012): Investigating links between polychlorinated biphenyl (PCB) exposure and thymic involution and thymic cysts in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Marine Pollution Bulletin* 64 (10): 2168–2176. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.07.038
- Zaiko A., Lehtiniemi M., Narščius A. & Olenin S. (2011): Assessment of bioinvasion impacts on a regional scale: A

- comparative approach. *Biological Invasions* 13: 1739–1765. DOI: 10.1007/s10530-010-9928-z
- Zenetos A., Tsiamis K., Galanidi M., Carvalho N., Bartilotti C., Canning-Clode J., Castriota L., Chainho P., Comas-Gonzalez R., Costa A., Dragicevic B., Dulcic J., Faasse M., Florin A., Gittenberger A. et al. (2022): Status and Trends in the Rate of Introduction of Marine Non-Indigenous Species in European Seas. *Diversity-Basel* 14 (12). DOI: 10.3390/d14121077
- Zervoudaki S., Nielsen T.G. & Carstensen J. (2009): Seasonal succession and composition of the zooplankton community along an eutrophication and salinity gradient exemplified by Danish waters. *Journal of Plankton Research* 31 (12): 1475–1492. DOI: 10.1093/plankt/fbp084
- Zettler A. & Zettler M. (2023): Status und Verbreitung der Gebietsfremden Arten (Neobiota) in den deutschen Küstengewässern der Ostsee 2022. *Ergebnisse des Rapid Assessments 2022*
- Zettler M. L., Daunys D., Kotta J. & Bick A. (2002): History and Success of an Invasion into the Baltic Sea: The Polychaete *Marenzelleria cf. Viridis*, Development and Strategies. In: E. Leppäkoski, S. Gollasch & S. Olenin (Hrsg.): *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Springer Netherlands. Dordrecht: 66–75
- Zettler M. L., Friedland R., Gogina M. & Darr A. (2017): Variation in benthic long-term data of transitional waters: Is interpretation more than speculation? *PLOS ONE* 12 (4): e0175746. DOI: 10.1371/journal.pone.0175746
- Zettler M. L., Beermann J., Dannheim J., Ebbe B., Grotjahn M., Günther C.-P., Gusky M., Kind B., Kröncke I., Kuhlenskamp R., Orendt C., Rachor E., Schanz A., Schröder A., Schüler L. et al. (2018): An annotated checklist of macrozoobenthic species in German waters of the North and Baltic Seas. *Helgoland Marine Research* 72 (1): 5. DOI: 10.1186/s10152-018-0507-5
- Zettler M., Kremp A. & Dutz J. (2020): Biological assessment of the Baltic Sea 2019. 115: 1–89. DOI: 10.12754/msr-2020-0115
- Zinngrebe Y., Pröbstl F., Büttner N., Marquard E., Nöske N., Timpte M., Zedda L. & Paulsch A. (2021): Strukturelle und inhaltliche Analyse der Nationalen Biodiversitätsstrategie. Empfehlungen für ihre Weiterentwicklung. *Ergebnisse des F+E-Vorhabens »NBS Post 2020 – Konsultationsprozess zur Weiterentwicklung der NBS«* (FKZ: 3519 80 0400)
- Zühlke R., Blome D., Van Bernem K.H. & Dittmann S. (1998): Effects of the tube-building polychaete *Lanice conchilega* (Pallas) on benthic macrofauna and nematodes in an intertidal sandflat. *Senckenbergiana Maritima* 29 (1–6): 131–138. DOI: 10.1007/BF03043951



# 7

# URBANE RÄUME

## **Autor:innen**

Dagmar Haase, Peter Keil, André Mascarenhas, Josef Kaiser, Christian Albert, Florian Mayer, Leonie K. Fischer, Michael W. Strohbach, Monika Egerer, Robert Bartz, Sonja Knapp, Stephanie Kramer-Schadt, Tanja Straka, Belinda Rhein, Thilo Wellmann

## **Beitragende Autor:innen**

Janina Kleemann, Matthias Rillig, Christian Ristok

## Kapitelzusammenfassung

### Bedeutung urbaner Räume für die Biodiversität

**1. Urbane Räume spielen eine zentrale Rolle für die Biodiversität in Deutschland sowie für deren zukünftige Entwicklung. Sie müssen im Fokus aktueller und zukünftiger Umweltpolitik stehen (*allgemein anerkannt*) {7.1.2}.**

Angesichts eines weltweit zunehmenden Anteils der städtischen Bevölkerung und steigender Flächenversiegelung spielen auch in Deutschland urbane Räume eine zentrale Rolle für den Schutz und die Erhöhung der Biodiversität. Viele Städte liegen in Regionen mit hoher primärer natürlicher Standortdiversität (z. B. in Flusstälern oder in Binnen-/Deltabereichen). Sie überlagern sich daher häufig mit »Hotspots« der lokalen und regionalen Biodiversität. Die Besonderheit urbaner Räume für die Biodiversität basiert jedoch auch auf der vom Menschen gestalteten Standortdiversität, d. h. dem räumlich engen Mosaik von gebauter (»grauer«) und unbebauter, teils naturnaher, teils gestalteter (»blau-grüner«) Umwelt. Diese Standortdiversität bedingt eine große Heterogenität der Bodeneigenschaften, hydrologischen Eigenschaften und damit der Vegetationstypen.

Biodiversität ist von grundlegender Bedeutung für die Bereitstellung und langfristige Sicherung urbaner Ökosystemleistungen, also direkte bzw. indirekte Beiträge des Naturhaushaltes zum Wohlergehen der Menschen in Städten und damit für die Gesundheit und Lebensqualität der Stadtbevölkerung aller Altersgruppen. Die Mehrheit der Bevölkerung in Deutschland lebt heute und auch in Zukunft in Städten, sodass die Mensch-Natur-Beziehungen entscheidend in urbanen Räumen geprägt werden und daher durch eine biodiversitätsfördernde Umweltpolitik gestärkt werden sollten.

**Status: Städte in Deutschland können eine große Zahl von Arten beherbergen (*allgemein anerkannt*) {7.2.2}**

**2. Städte können eine große Zahl an Pflanzen-, Tier- und Pilzarten beherbergen, allerdings nur, wenn sie über ausreichend vernetzte und große Grün- und Freiflächen verfügen. Ein Großteil der Arten kommt in Städten nur selten oder sporadisch vor; »Allerweltsarten« nehmen an Häufigkeit zu. Um die vielen Nischen für die teils hohe Artendiversität und Anpassungsfähigkeit der Arten zu erhalten, muss der Anteil der bebauten »grauen« Flächen begrenzt bleiben.**

Aufgrund der hohen Biotopdiversität und der mosaikartigen Verteilung sowie der vielfältigen Nutzung und

Pflege dieser Flächen beinhalten viele Städte und Ballungsräume in Deutschland artenreiche Lebensräume. Das häufige Auftreten von gebietsfremden Arten und Generalisten führt jedoch bei einigen Artengruppen zu einer Homogenisierung, die sich auch in der Zukunft fortsetzen dürfte. Bei den Gefäßpflanzen ist bisher eher eine Differenzierung durch Neophyten zu beobachten. Darüber hinaus können Städte mittlerweile auch als Refugien für inzwischen selten gewordene Arten aus intensiv land- und forstwirtschaftlich genutzten Lebensräumen dienen. Voraussetzung für eine hohe urbane Artenvielfalt ist zum einen ausreichend Platz, d. h. große, zusammenhängende und vernetzte Grün- und Freiflächen, zum anderen eine räumliche und strukturelle Heterogenität. Innerhalb der baumbestandenen Grünflächen ist ein naturnaher, stockwerkartiger Vegetationsaufbau anzustreben, auf Industrienaturflächen die Etablierung verschiedener Sukzessionsstadien. Auf den Offenlandstandorten sollte auf eine Heterogenität in der Flächenbewirtschaftung (Mosaik aus intensiv und extensiv gepflegtem Grünland) geachtet werden, die einerseits verschiedene Artengemeinschaften mit einem hohen Anteil einheimischer Arten fördert und andererseits eine Vielfalt von Nutzungen durch den Menschen ermöglicht. Weiterhin ist der Biotopverbund (Konnektivität, Trittsteine) der verschiedenen Grünflächen in der Stadt wichtig, damit auch Populationen der wenig(er) mobilen Arten langfristig bestehen können und der Austausch von Samen und Fortpflanzungspartnern stattfinden kann.

Allerdings belegen die im Vergleich zum außerstädtischen Offen- und Waldland geringeren städtischen Artenzahlen einiger taxonomischer Gruppen ebenso wie der Verlust von Arten in Städten über die Zeit, dass die aktuellen urbanen Standortbedingungen sowie die zunehmende Verdichtung für eine langfristige Sicherung oder gar eine Steigerung der Artenvielfalt nicht ausreichen. Wichtig ist etwa der Erhalt von Spontan- oder Ruderalvegetation, z. B. auf Brachflächen von Industrie-, Gewerbe- oder (ehemaligen) Gleisanlagen, da der urbane Raum hier ein Alleinstellungsmerkmal hinsichtlich den Standortbedingungen gegenüber dem ländlichen bzw. landwirtschaftlich geprägten Raum besitzt. Hohe Artenzahlen allein sind allerdings kein ausreichendes Maß für die Bewertung der Artenvielfalt in Städten, sondern es gilt, auch Aspekte wie die Häufigkeit, Seltenheit und Gefährdung sowie die Entwicklung von Bestandsgrößen über die Zeit (erfasst in den Roten Listen der

Städte und städtischen Agglomerationen) der einzelnen Arten zu berücksichtigen. Auch wenn viele Arten in einer Stadt vorkommen, kann ein großer Teil dieser Arten (sehr) selten oder nur sporadisch vorkommen, während ein kleinerer Teil der Arten sehr häufig auftritt.

### **Trends: Die Entwicklung der Artenvielfalt in den Städten Deutschlands ist wenig erforscht und zeigt kein klares Bild (*allgemein anerkannt*) {7.2.2}**

**3. Die Artenvielfalt in deutschen Städten zeigt keinen übergreifenden Trend. Selbst innerhalb einzelner Artengruppen gibt es rückläufige, positive oder stagnierende Trends. Im Vergleich zu anderen Lebensräumen ist die Zahl der Studien, die Trends untersuchen, jedoch sehr gering. Zudem liegen nur wenige Informationen zur Entwicklung der Bestandszahlen vor.**

Es konnte festgestellt werden, dass systematische Daten, die mit Umweltinformationen und dem Versiegelungsgrad verknüpft sind, benötigt werden, um den tatsächlichen Zustand von Populationen entlang des Stadt-Land-Gradienten besser beurteilen zu können. Der Urbanisierungsprozess und der Klimawandel führen zudem zur Einführung und Einwanderung von gebietsfremden Arten in Städte, was Herausforderungen und Konsequenzen sowohl für die lokale Biodiversität als auch für die Stadtgesellschaft im Hinblick auf gesundheitliche Auswirkungen mit sich bringt. Die globale Homogenisierung der urbanen Artenvielfalt kann zu einer lokalen Zunahme der Individuenzahlen und einer Veränderung der Artenzusammensetzung führen, ohne dass dies aus naturschutzfachlicher Sicht einen Wert darstellt. Dies zeigt, dass eine ausschließliche Betrachtung der reinen Artenzahlen den Verlust seltener Arten verschleiern kann. In deutschen Städten liegt der Anteil an Arten, die auf der Roten Liste stehen, bei über 30 %, was die Bedeutung des urbanen Naturschutzes verdeutlicht.

Allerdings tragen gebietsfremde Arten auch zur lokalen und regionalen Biodiversität in Städten und Stadtregionen bei und sind daher nach Ansicht einer ganzen Reihe von Autor:innen nicht nur negativ zu bewerten. Aufgrund des fortschreitenden Klimawandels wird eine verstärkte Einwanderung wärmeliebender Arten in deutsche Städte bei gleichzeitigem Rückgang von Arten der kühl-gemäßigten Klimazone erwartet.

### **Ökosystemleistungen und Biodiversitätsveränderungen im urbanen Raum**

**4. Ein Rückgang an Artenvielfalt im urbanen Raum hat einen Effekt auf die Bereitstellung von Ökosys-**

**temleistungen in Städten, vor allem wenn es um die Resilienz und Stabilität der urbanen Ökosysteme gegenüber Klimawandel und Schädlingen geht (*allgemein anerkannt*) {7.3}.**

Floren- und Faunendiversität ist für die Bereitstellung und langfristige Gewährleistung von Ökosystemleistungen in Städten und somit für die Lebensqualität und die Gesundheit der Stadtbewohner:innen grundlegend. Es gibt noch nicht viele empirische Belege für die Beziehungen zwischen Biodiversität und verschiedenen Ökosystemleistungen in urbanen Räumen, zumal in urbanen Räumen unterschiedlicher Größe und Dichte. Die meisten Studien und Daten gibt es für Großstädte über 250.000 Einwohner:innen. Die wissenschaftlichen Erkenntnisse über den Zusammenhang zwischen der Biodiversität grüner Infrastruktur und der Qualität einerseits der Kühlungs- und andererseits der Erholungsfunktion auf öffentlichen Grünflächen stammen vor allem aus internationalen Studien, in denen zum Teil auch deutsche Großstädte als Fallbeispiele einbezogen wurden. Spezifisch für Deutschland gibt es noch viele Wissenslücken, vor allem in Mittel- und Kleinstädten. Aktuelle Studien zum Zustand von Stadtbäumen unter den derzeitigen Hitze- und Trockenphasen infolge des Klimawandels weisen stark auf verminderte Ökosystemleistungen aufgrund von Vitalitätsmangel und abnehmender Resistenz gegenüber Schädlingen bis zum Baumsterben hin. Dies führt zwar nicht direkt zum Rückgang der Artenvielfalt, jedoch zum verringerten Vorkommen bestimmter gebietseigener Baumarten.

### **Direkte Treiber für Biodiversitätsveränderungen im urbanen Raum**

**5. Der Ausbau der Siedlungs- und Verkehrsfläche ist ein entscheidender Treiber für lokalen und regionalen Biodiversitätsverlust in deutschen Städten. Derzeit liegt der tägliche Flächenverbrauch bei 55 ha pro Tag (*allgemein anerkannt*) {7.4}.**

Der wichtigste direkte Treiber für negative Biodiversitätsveränderungen im urbanen Raum in Deutschland ist die Inanspruchnahme von derzeit 55 ha pro Tag für Siedlungs- und Verkehrsflächen. Dies umfasst sowohl die direkte Versiegelung als auch die Umgestaltung von Flächen und führt häufig zu einer Verschlechterung der Qualität wie Quantität an möglichen Habitaten. Versiegelung wie auch Gebäudesanierung in Städten führen zu einem Verlust von Sonderbiotopen und Spontan- und Ruderalvegetation und damit direkt zu einem Artenverlust, insbesondere von einheimischen Arten. Zu diesen versiegelungsbedingten Verlusten kommt der bereits oben erwähnte bewusste Eintrag bzw. die Ansiedlung

von gebietsfremden Arten in öffentlichen Grünflächen und privaten Gärten hinzu, die zur Verdrängung von Arten in kleinen Nischen und mit geringem Anpassungspotenzial führen kann.

Für alle Arten stellen die Fragmentierung offener, unversiegelter Flächen durch Versiegelung und Baumaßnahmen sowie Schadstoffeinträge durch Verkehr, Industrie und Gewerbe Gefahren für ihr Überleben in Städten dar. Pflanzenschutzmittel, aber mittlerweile auch verschiedene Pilzkrankheiten sowie durch das wärmere und trockenere Klima begünstigte Schädlinge setzen den einheimischen Arten massiv zu.

Zu den direkten positiven Treibern für die Erhaltung bzw. die Erhöhung der lokalen und regionalen Biodiversität im urbanen Raum in Deutschland zählt ein in Kommunen mit zunehmender Häufigkeit zur Anwendung kommendes naturnah ausgerichtetes Grünflächenmanagement (Kap. 7.6). Dieses umfasst vor allem die naturnahe Pflege und Erhaltung von Grünflächen und ihrer Biodiversität sowie die Koordination und Steuerung der Pflege vor Ort im Rahmen einer gesamtstädtischen Grünraumplanung, einschließlich Investitionen in grüne Infrastruktur und Flächenumnutzungen. Dies führt zu einer Steigerung der Verfügbarkeit von Lebensräumen und Nischen für Pflanzen und Tiere und kann somit direkt zu höherer Biodiversität beitragen.

#### **Indirekte Treiber für Biodiversitätsveränderungen im urbanen Raum**

**6. Um die direkten Treiber von Biodiversitätsverlusten wirksam zu adressieren und zu minimieren, müssen die dahinterliegenden indirekten politisch-rechtlichen, ökonomisch-technologischen und gesellschaftlichen Treiber berücksichtigt werden (*allgemein anerkannt*) {7.5}.**

Indirekte politisch-rechtliche, ökonomisch-technologische und gesellschaftliche Treiber können sich positiv oder negativ auf die direkten Treiber von Biodiversitätsveränderungen auswirken. So wird die fortschreitende Flächenversiegelung häufig durch die Wohnungspolitik und den renditeorientierten städtischen Immobilienmarkt negativ beeinflusst, da das Ziel des Biodiversitätsschutzes nicht ausreichend mit anderen Zielen der Stadtentwicklung abgestimmt wird. Auch eigentlich gut gemeinte Ziele wie die »Innen- vor Außenentwicklung« können sich je nach konkreter Umsetzung negativ auf innerstädtische Grünflächen und damit auf die urbane Biodiversität auswirken. Dem kann durch verschiedene politische Instrumente auf kommunaler, Länder-

und Bundesebene entgegengewirkt werden, z. B. durch die Schaffung oder Überarbeitung von Gesetzen sowie die Erarbeitung von Strategien und Aktionsprogrammen. Darüber hinaus haben gesellschaftliche Faktoren wie die Bevölkerungsentwicklung, aber auch Bildung, Lebensgewohnheiten und Wertvorstellungen einen indirekten Einfluss auf die urbane Biodiversität. Vor diesem Hintergrund besitzen Städte durch die Konzentration von Bildungseinrichtungen ein großes Potenzial für eine gezielte Bildung im Sinne einer stärkeren Sensibilisierung für Biodiversität und sind allein durch ihre Bevölkerungszahl sowie die Bevölkerungs- und Begegnungsdichte auch bevorzugte Entstehungs- und Verbreitungsräume (Hubs) für Ideen und Initiativen zum Artenschutz.

#### **Konsequente Anwendung von Instrumenten und Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität in urbanen Räumen zentral**

**7. Der Schutz von Grün- und Freiflächen in urbanen Räumen ist von zentraler Bedeutung für die Erhaltung und Erhöhung der Biodiversität (*allgemein anerkannt*) {7.6.3.1}.**

Ein konsequenter Schutz von Grün- und Freiflächen ist für den Schutz der Biodiversität in urbanen Räumen zentral, um einen wichtigen Beitrag zur Erhöhung der Konnektivität und Etablierung und Erweiterung von Biotopverbänden zu leisten. Die Stärkung von Schutzgebieten, beispielsweise durch die Ausweisung von Natur- und Landschaftsschutzgebieten, stellt eine wichtige Maßnahme dar. Auch die Sicherung von Klein- und Nachbarschaftsgärten ist für die Erhaltung der Biodiversität von großer Bedeutung. Darüber hinaus spielt die Entwicklung von Industrie- und Gewerbebrachen zu artreichen Industrienaturflächen durch die langfristige Sicherung der Flächen und die Etablierung vielfältiger Vegetations- und Sukzessionsstadien eine wichtige Rolle für die Steigerung der Biodiversität in urbanen Räumen.

**8. Die naturnahe Gestaltung und die extensive Pflege von Grünflächen sowie die ökologische Aufwertung von Gebäuden wirken sich positiv auf die Biodiversität im Siedlungsraum aus (*allgemein anerkannt*) {7.6.3.2}.**

Die Gestaltung und Pflege von Grünflächen hat eine große Bedeutung für die urbane Biodiversität über alle Artengruppen hinweg. Positive Effekte zeigen sich beispielsweise durch die Reduzierung der Mahdhäufigkeit und die Anwendung biodiversitätsschonender Mahdverfahren (z. B. zeitlich versetzte Mahd von Teilflächen). Auch die Anlage von Blühwiesen mit gebietseigenem

Saatgut zeigt positive Effekte für verschiedene Artengruppen. Des Weiteren birgt die Anpflanzung einheimischer Baumarten mit hoher genetischer Variabilität ein Potenzial zur Steigerung der Artenvielfalt. Darüber hinaus stellt die ökologische Aufwertung von Gebäuden eine wichtige ergänzende Maßnahme dar. Hierzu zählt z.B. die Anlage von Gründächern mit tiefreichenden Substraten und heterogenen Mikrostrukturen. Nisthilfen und -quartiere an Gebäuden können einzelne Vogelarten wie den Mauersegler unterstützen.

**9. Die Stärkung der Umweltbildung und die Schaffung von Naturerfahrungsräumen sind eine wichtige Grundvoraussetzung für die Akzeptanz und Beteiligung der Bevölkerung an Maßnahmen zur Verbesserung der biologischen Vielfalt. Der Stärkung der Partizipationsmöglichkeiten der Zivilgesellschaft kommt dabei eine besondere Bedeutung zu (*allgemein anerkannt*) {7.6.3.2}.**

Für den nachhaltigen Schutz und die Entwicklung der urbanen Biodiversität sind das Wissen über die Stadtnatur und die persönlichen Erfahrungen der Stadtbewohner:innen mit der Stadtnatur von entscheidender Bedeutung, um einer zunehmenden Naturentfremdung entgegenzuwirken. Umweltbildung im Bereich der Kinder- und Jugendbildung sowie der Erwachsenenbildung spielt dabei eine zentrale Rolle, z. B. durch Informations- und Bildungsveranstaltungen, Citizen-Science-Projekte und Naturlehrpfade. Die Ausweitung von Naturerfahrungsräumen bietet insbesondere für Kinder ein großes Potenzial für häufigere Mensch-Natur-Interaktionen. Partizipationsmöglichkeiten für die Zivilgesellschaft sollten bei der Planung und Umsetzung von biodiversitätsfördernden Maßnahmen stets mitgedacht werden, um die Akzeptanz der Bürger:innen zu erhöhen und Gestaltungsräume zu eröffnen.

**10. Eine konsequente Anwendung bestehender Instrumente ist notwendig, um eine breitere Umsetzung von biodiversitätsfördernden Maßnahmen voranzutreiben (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {7.6.4}.**

Entscheidende Gründe für das Scheitern bzw. die fehlende Umsetzung von Biodiversitätsschutzmaßnahmen in deutschen Städten sind die inkonsequente Anwendung bestehender Instrumente im urbanen Raum, fehlende finanzielle Mittel zur Umsetzung biodiversitätsfördernder Maßnahmen sowie die zum Teil geringe Akzeptanz in der Bevölkerung. Die konsequente und kontinuierliche Etablierung eines systematischen Biodiversitätsmonitorings muss das Verständnis der Wir-

kungszusammenhänge zwischen Instrumenten und Maßnahmen sowie Biodiversität deutlich erweitern.

**Die mangelhafte Datenlage zur Artenvielfalt in Städten erfordert standardisierte Datenerfassung und Ausweitung des Monitorings (*allgemein anerkannt*) {7.7}**

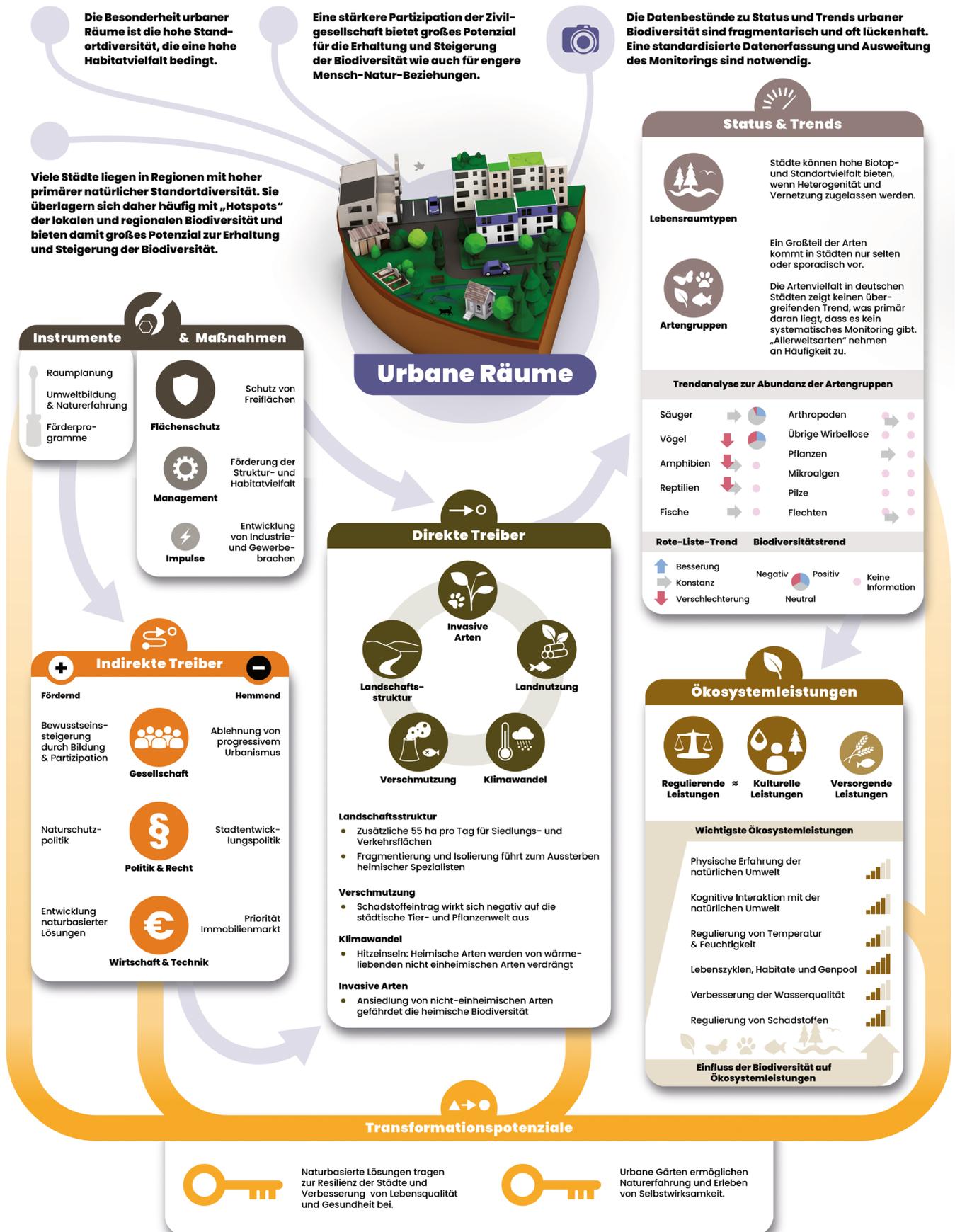
**11. Die Datenbestände zu Status und Trends urbaner Biodiversität sind fragmentarisch und oft lückenhaft; ein einheitliches und flächendeckendes Monitoring existiert nicht. Moderne Datenerfassungssysteme wie Fernerkundung mittels Drohnen oder akustische und optische Sensoren wie auch eine zusammenführende Datenhaltung werden wenig bis gar nicht genutzt.**

Die Datenlage zur Erfassung und Bewertung von Status und Trends der urbanen Biodiversität in deutschen Städten ist sehr unterschiedlich und abhängig von der Stadtgröße sowie davon, ob es sich um Universitätsstandorte handelt. Insbesondere Datenbestände zur urbanen Fauna liegen nur bruchstückhaft vor, Trends der urbanen Biodiversität werden selten ermittelt. Häufig fehlen Zeitreihen, und selbst die Roten Listen beruhen zum Teil auf Schätzungen statt auf systematischen Erhebungen und sind daher nur bedingt in der Lage, Aussagen zu Abundanztrends gefährdeter und seltener Arten zu machen. Nur 16 der 80 Großstädte in Deutschland und damit weniger als 20 % führen überhaupt eigene Rote Listen.

Derzeit gibt es in Deutschland kein standardisiertes Biodiversitätsmonitoring für urbane Räume, obwohl moderne Methoden der Datenerfassung, z.B. mittels europäischer Fernerkundungsmissionen bzw. optischer Flugdrohnen, akustischer Sensoren oder Kamerafallen und automatisierter Auswertelgorithmen mittels künstlicher Intelligenz (KI) zur Verfügung stehen. Ebenso wenig gibt es eine systematische bundesländerübergreifende Datenhaltung, was deutschlandweite vergleichende Auswertungen extrem erschwert bzw. unmöglich macht.

Trotz bestehender Schutzgebiete sind aktuelle Artenschutzkonzepte, Florenatlanten oder -listen, Datenbanken zu lokalen Schutzgebieten sowie Informationen aus Bau- und Planungsmaßnahmen (z.B. Umweltverträglichkeitsprüfungen) heterogen und oft lückenhaft. In den Kommunen sind meist keine (digitalen) Bestandsdaten vorhanden, und weitere Erhebungen sind oft nicht geplant. Einige Grünflächentypen wie Gärten, Friedhöfe oder Spielplätze werden kaum in Monitoringmaßnahmen einbezogen.

Darüber hinaus nimmt die Zahl der Expert:innen mit taxonomischen Kenntnissen ab, bei gleichzeitiger Zunahme der Anwendung molekularbiologische Methoden – was auch den urbanen Bereich stark betrifft. Taxonomische Kenntnisse sind jedoch nicht nur für die Entwicklung von KI-gestützten Auswertungsmethoden unerlässlich. Der Verlust von taxonomischem Wissen erschwert daher auch in urbanen Systemen ein standardisiertes Biodiversitätsmonitoring, unabhängig von den eingesetzten Methoden.



**Abbildung 7.0:** Übersicht zu Status und Trends der biologischen Vielfalt (Kap. 7.2) und ihrem Einfluss auf Ökosystemleistungen (Kap. 7.3), den direkten (Kap. 7.4) und indirekten (Kap. 7.5) Treibern von Biodiversitätsänderungen, wichtigen Instrumenten und Maßnahmen (Kap. 7.6) sowie Transformationspotenzialen zum Erhalt der biologischen Vielfalt (Box 6.2 & 6.3) in urbanen Räumen.

## 7.1 Einleitung

Städte sind größere, zentralisierte und abgegrenzte Siedlungen, die in der Regel am Schnittpunkt wichtiger Verkehrswege liegen und über eine eigene Verwaltungs- und Versorgungsstruktur verfügen. Sie gehören zu den größten Verdichtungen von gebauter technogener Masse und von Bevölkerung (Elmqvist et al. 2021; Haase et al. 2018).

Mit dem weltweiten Anstieg der städtischen Bevölkerung gewinnen Städte zunehmend an Bedeutung – auch im Kontext der Artenvielfalt (McDonald et al. 2018). Einerseits hat die Ausweitung städtischer Lebensformen direkte Auswirkungen auf das Umland, andererseits gibt es auch indirekte Folgen, die z. B. mit Änderungen im Konsumverhalten zusammenhängen (McDonald et al. 2020). Weiterhin wird für den Großteil der Menschheit das Verhältnis zwischen Mensch und Natur in urbanen Räumen geprägt. Daher stehen viele Städte vor der großen Herausforderung, in immer größeren und dichter besiedelten urbanen Räumen funktionsfähige Ökosysteme zu schaffen oder zu erhalten.

Viele Städte liegen in Regionen mit hoher primärer Standortdiversität (z. B. in Flusstälern, [Binnen-]Delta-bereichen oder Regionen mit hoher geologischer Heterogenität), was auch auf viele deutsche Städte zutrifft (Kühn et al. 2003). Urbane Räume überlagern sich daher häufig mit »Hotspots« der Biodiversität (Elmqvist et al. 2013). Die Besonderheit der urbanen Biodiversität beruht jedoch nicht allein auf ihrer Lage, sondern u. a. auch auf dem engen räumlichen Mosaik (auch als urbane Matrix bezeichnet) unterschiedlichster anthropogener (versiegelter und unversiegelter) Standorte mit differenzierten chemisch-physikalischen und hydrologischen Eigenschaften sowie besonderen klimatischen Bedingungen (Larondelle et al. 2014; Niemelä 1999). Durch die unterschiedliche und sich teilweise überlagernde Nutzung und Pflege von Freiflächen hat sich in Städten eine außergewöhnlich hohe Biotopvielfalt entwickelt, die zusammen mit der großen Standortvielfalt zu einer hohen urbanen Biodiversität sowie zu unterschiedlichen Anpassungsleistungen von Pflanzen- und Tierarten führt (Alberti 2015). Der Urbanisierungsprozess ist oft auch mit der Einführung und Einschleppung von gebietsfremden Arten verbunden. Dies hat verschiedene Folgen sowohl für die lokale Biodiversität als auch für die Gesellschaft, z. B. die Verdrängung von einheimischen Arten oder das Einbringen von neuen und für den Menschen gefährlichen Krankheitserregern, aber auch positive Effekte wie die Verbesserung der Ökosystemleistungen urbaner Räume (Kowarik & Fischer 2020).

Nicht zuletzt trägt die grüne Infrastruktur der Städte zum Erhalt und teilweise zur Erhöhung urbaner Biodiversität bei: Eine aktuelle EU-Strategie definiert grüne Infrastruktur als »ein strategisch geplantes Netzwerk natürlicher und naturnaher Flächen mit unterschiedlichen Umweltmerkmalen, das mit Blick auf die Bereitstellung eines breiten Spektrums an Ökosystemleistungen angelegt ist und bewirtschaftet wird« und sowohl im urbanen als auch im ländlichen Raum die Biodiversität schützt (Europäische Kommission 2013, S. 3). Dazu zählen in erster Linie urbane Wälder, öffentliche Grünanlagen, Gärten und Friedhöfe sowie Wohn- und Straßenbegleitgrün. Grüne bzw. blaue Infrastruktur wird auch als naturbasierte Lösung für urbane Herausforderungen wie Hitze oder Überflutung eingesetzt (UBA 2023a).

Die Europäische Kommission definiert naturbasierte Lösungen (NBL, engl. *nature-based solutions*) als »Lösungen, die von der Natur strukturell und/oder funktional inspiriert und unterstützt werden, die kosteneffizient sind, gleichzeitig ökologische, soziale und wirtschaftliche Vorteile bieten und zum Aufbau von Resilienz beitragen« (Europäische Kommission 2023). Naturbasierte Lösungen eignen sich gut für die ökosystembasierte Anpassung an den Klimawandel und bieten vielfältige positive Nebeneffekte, wie beispielsweise Wasserrückhalt sowie Verbesserung der Luft- und Wasserqualität. Sie können essenziell für Erhalt und Vermehrung von Biodiversität sein, wenn sie Renaturierung, Extensivierung oder Laisser-faire enthalten, und fördern zudem das menschliche Wohlbefinden in Städten, in dem sie u. a. zur Erholung und Gesundheit beitragen und der Katastrophenvorsorge dienen (UBA 2023a).

Neben der Landnutzung hat auch der Klimawandel Einfluss auf die Biodiversität in Städten, u. a. durch eine weitere Erhöhung des ohnehin schon im Vergleich zum Umland erhöhten Temperaturniveaus durch den Urban-Heat-Island-Effekt (UHI) (Schwarz 2012; Taha 1997). Bereits heute ist in mitteleuropäischen Städten ein langfristiger Erwärmungstrend zu beobachten, der in den Sommer- und Wintermonaten besonders ausgeprägt ist (Fenner et al. 2014). Der Einfluss der städtischen Wärmeinseln auf die Biodiversität ist vielfältig, und die Forschung steht mit Ausnahme weniger Taxa noch am Anfang. Hervorzuheben ist der Einfluss der urbanen Wärmeinseln im Hinblick auf die Phänologie der Pflanzen (Liu, Zhou & Feng 2023). Zudem führt das erhöhte Temperaturniveau in Städten neben den anthropogenen Störungen zu einer verstärkten Verwilderung und Etablierung von Arten, die aus wärmeren Regionen der Welt eingeführt oder eingeschleppt wurden (z. B. Knapp et al.

2010b; Kowarik 2011; Kowarik & Säumel 2007; Säumel & Kowarik 2010). Der Klimawandel kann somit zur Verdrängung von Arten eines kühlgemäßigten Klimas führen, möglicherweise aber auch zur Einwanderung wärmeliebender Arten.

Verschiedene Studien weisen darauf hin, dass sich Städte in ihrer Artenzusammensetzung inzwischen stärker ähneln als nicht urbane Räume – wobei landwirtschaftlich genutzte Räume ähnliche Tendenzen der Angleichung (sogenannte biologische Homogenisierung) aufweisen wie Städte (Lokatis & Jeschke 2022). Die genannten Angleichungen sind verbunden mit einer Zunahme an generalistischen und gebietsfremden Arten mit kosmopolitischer Verbreitung sowie einem parallelen, aber nicht notwendigerweise kausal zusammenhängenden Rückgang einheimischer Arten (Lokatis & Jeschke 2022; Winter et al. 2009).

Neben der lokalen Perspektive sind daher auch globale Muster der Diversität im städtischen Raum zu berücksichtigen: Globalisierte Waren- und Materialströme sowie globalisierte Lebensweisen führen gewollt oder ungewollt zu einer Angleichung urbaner Habitate und Artengemeinschaften zwischen Städten, auch wenn diese in vollkommen unterschiedlichen Biomen und Klimaten liegen (Pearse et al. 2018). Ein Beispiel hierfür sind die englischen Landschaftsgärten, die weltweit als Parks angelegt wurden und häufig sehr ähnliche Elemente von Rasen und arrangierten Gehölzgruppen aufweisen, was zu einer großen Ähnlichkeit der Artenkombinationen führt (Ignatieva et al. 2020; Kowarik & Fischer 2020).

Biodiversität ist grundlegend für die Bereitstellung und langfristige Sicherung verschiedener Ökosystemleistungen in Städten, insbesondere für die Gesundheit und das Wohlbefinden der Stadtbevölkerung (Kowarik et al. 2016a; Schwarz et al. 2017; Kap. 7.3). Marselle et al. (2021) zeigen den Zusammenhang zwischen Biodiversität und Gesundheit und Wohlbefinden in vier möglichen Wirkungspfaden auf, betonen allerdings auch die Forschungslücken in diesem Bereich. Letzteres wird auch von der Politik als eine der größten Herausforderungen für die Biodiversität in urbanen Räumen gesehen:

»Es stellt sich die doppelte Herausforderung, das Bauen auf den schon besiedelten Bereich zu beschränken, um den Flächenverbrauch einzudämmen, und zugleich mehr und höherwertige Naturflächen in den Städten zu schaffen: in privaten Gärten, Stadtparks, Sportstätten, urbanen Wäldern, auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Stadtnähe und auf Brachen mit Spontanvegeta-

tion. Das alles ist Teil unserer urbanen Lebensqualität, ermöglicht Naturerfahrung, Erholung und sorgt für ein besseres ökologisches Gleichgewicht« (BMU 2021, S. 62).

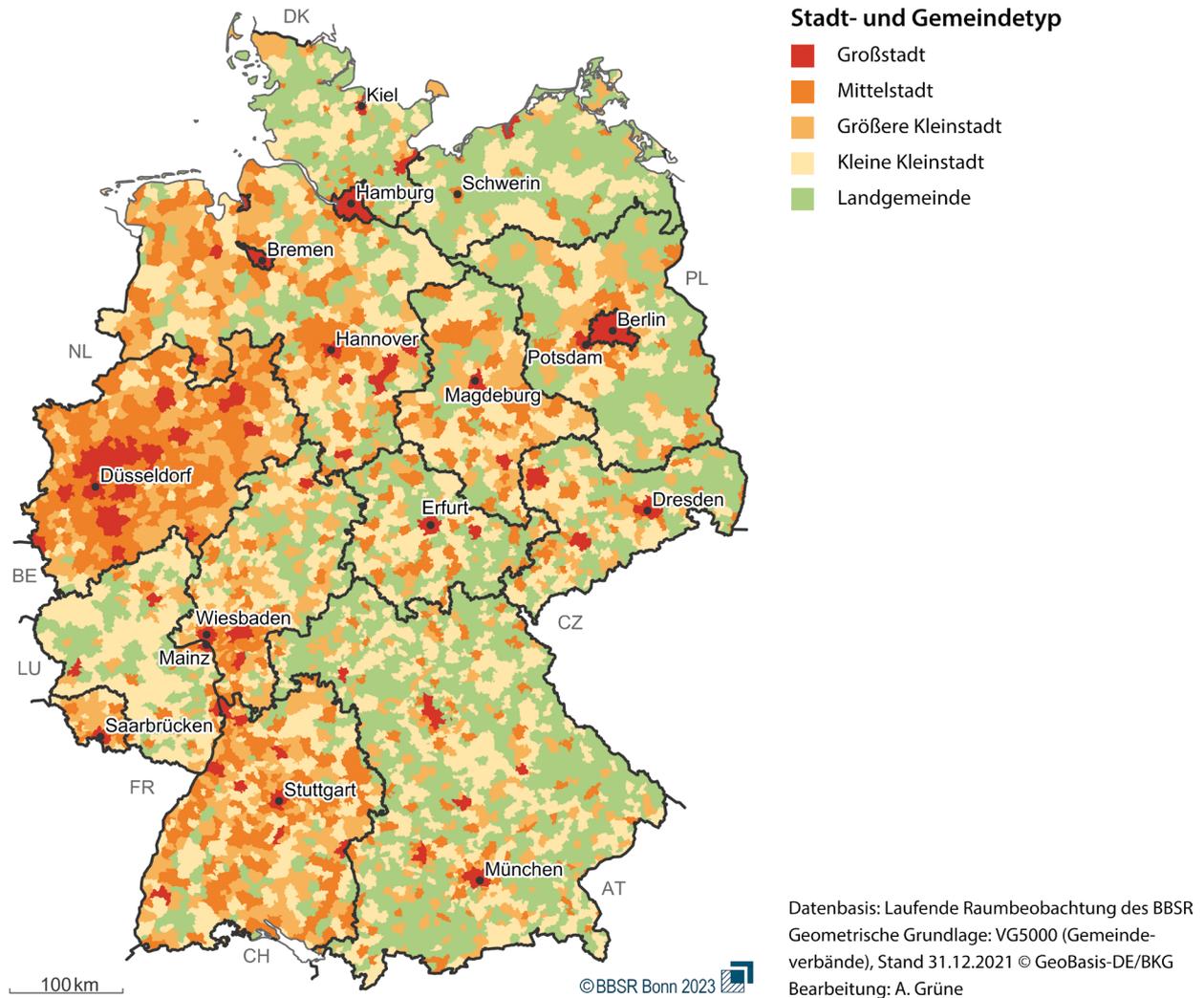
Insbesondere für die Schaffung von Naturelementen, die durch ihre Artenzusammensetzung eine hohe Qualität aufweisen, sind sowohl Partizipation als auch »Stewardship« (Andersson et al. 2014), also die Verantwortung für und Verwaltung von urbaner Biodiversität, wichtige Konzepte und Prinzipien für die Gestaltung der Zukunft urbaner Natur und damit auch ihrer Biodiversität. Dabei wird in der Forschung zur urbanen Biodiversität das private Grün in der Stadt (Hausgärten, Außengelände von Firmen, Gewerbegebiete) noch immer vernachlässigt, das bis zu etwa ein Drittel der gesamten Grünfläche ausmachen kann (Colding, Lundberg & Folke 2006; Gaston et al. 2005a; Loram et al. 2007; Mathieu, Freeman & Aryal 2007).

Zusammenfassend ist hervorzuheben, dass die biologische Vielfalt in Städten neben einer reinen Biotop- oder Ökosystemperspektive auch aus einer sozial-ökologischen Perspektive, d. h. unter Einbeziehung der Bevölkerung, betrachtet werden muss, wie beispielsweise von Sukopp & Wittig (1993) bereits vor drei Jahrzehnten hervorgehoben wurde. Hinsichtlich der Integration sozial-ökologischer Perspektiven liegen in Deutschland bereits vielfältige Erfahrungen vor, auf die in Zukunft aufgebaut werden können (Keil et al. 2021).

### 7.1.1 Urbane Räume und deren grüne Infrastruktur

Urbane Räume sind durch vielfältige menschliche Aktivitäten wie Gewerbe, Industrie, Verkehr, Handel, Bildung und Kultur geprägt und weisen daher erheblich höhere Bevölkerungs- und Bebauungsdichten als ländliche Gebiete auf (Haase et al. 2018). Die Unterscheidung zwischen Stadt und Land ist abhängig von der Bezugsebene, d. h. davon, ob sie z. B. demografisch, morphologisch oder räumlich-funktional definiert wird. Daher gibt es keine allgemeingültige Definition von urbanen Räumen bzw. des Begriffs »Stadt«.

Für eine Unterteilung in unterschiedliche Stadttypen folgt dieses Kapitel dem Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung. Demnach sind die Kriterien, ob eine Gemeinde eine Stadt ist, die Bevölkerungszahl und die zentralörtliche Funktion: »Hat eine Gemeinde [...] mindestens 5.000 Einwohner oder mindestens grundzentrale Funktion, dann wird diese als ›Stadt‹ bezeichnet. Trifft eine dieser Bedingungen [...] nicht zu, dann handelt es sich um eine Landgemeinde« (BBSR o. J.).



**Abbildung 7.1:** Verteilung von unterschiedlichen Stadttypen und Landgemeinden in Deutschland mit Stand vom 31.12.2021. © (BBSR 2023).

In Deutschland sind von den ca. 4.500 Raumeinheiten rund 1.700 Landgemeinden und 2.800 Städte (Abb. 7.1).

Städte werden weiterhin nach ihrer Größe unterteilt. Eine Großstadt ist eine Gemeinde mit mindestens 100.000 Einwohner:innen. Mittelstädte sind Gemeinden mit 20.000 bis 100.000 Einwohner:innen. Kleinstädte sind Gemeinden mit 5.000 bis unter 20.000 Einwohner:innen. Neben diesen groben Typen ist es insbesondere für die Binnendifferenzierung von Städten oft sinnvoll, urbane Räume als Kontinuum bzw. als Gradienten nach dem Grad der Versiegelung und Bebauung oder auch nach dem Grad der Bevölkerungsdichte zu betrachten (Elmqvist et al. 2021; Haase & Nuissl 2010). Diese Faktoren haben einen starken Einfluss auf die gebaute »graue« und die grüne Infrastruktur der Stadt und damit auch auf deren Biodiversität.

Neben der gebauten Infrastruktur ist die grüne Infrastruktur ein zentraler Bestandteil vieler Städte in Deutschland. Grüne Infrastruktur ist nach Definition der EU (Europäische Kommission 2013) ein strategisch

geplantes Netzwerk natürlicher und naturnaher Flächen. Grüne Infrastruktur wird in Städten mit dem Ziel angelegt und bewirtschaftet, ein breites Spektrum an Ökosystemleistungen bereitzustellen. Grüne Infrastruktur kann sich sowohl in städtischen als auch in periurbanen Gebieten befinden. Sie ist damit die Lebensgrundlage für die meisten Arten in urbanen Räumen und sollte so gestaltet werden, dass sie einem möglichst breiten Artenspektrum Überlebensmöglichkeiten bietet.

### 7.1.2 Bedeutung und Entwicklung urbaner Räume in Deutschland

Urbane Räume sind weltweit von großer Bedeutung: Rund 90 % des weltweiten BIP werden in Städten erwirtschaftet, und bis 2050 werden voraussichtlich bis zu 70 % der Weltbevölkerung in Städten und Stadtregionen leben (United Nations 2019). In Deutschland lebten 2018 bereits mehr als 60 % der Bevölkerung in Mittel- und Großstädten (BMI 2021). Aber auch außerhalb der zentralen Ballungsräume gibt es in Deutschland viele Klein-

und Mittelstädte, wodurch auch, stärker als in anderen Ländern Europas und auch weltweit, eine gewisse Zersiedelung der Landschaft besteht und weiter begünstigt wird (Nuissl et al. 2009).

Im Zeitraum von 1992 bis 2021 ist die Siedlungs- und Verkehrsfläche von 40.305 auf 51.813 km<sup>2</sup> angewachsen. Die Siedlungs- und Wohnfläche wuchs um 41 %, die Verkehrsflächen um 10,1 %. Die tägliche Flächeninanspruchnahme, die auch unversiegelte Flächen wie Kleingärten und Friedhöfe einschließt, ist von 129 ha pro Tag im Zeitraum 1997 bis 2000 auf 55 ha pro Tag im Zeitraum 2018 bis 2021 gesunken bzw. zuletzt wieder leicht angestiegen (Abb.7.2; UBA 2023). Trotz des rückläufigen Trends ist der aktuelle Wert noch weit entfernt vom »30-Hektar-Ziel«, d.h. einer Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche um maximal 30 ha pro Tag im Jahr 2030 (BMU 2021). Im Jahr 2020 wurden 9,4 % (3,4 Mio. ha) der Gesamtfläche Deutschlands für Siedlungszwecke (einschließlich Bergbau und Tagebau) in Anspruch genommen (Destatis 2021). Es ist wichtig zu betonen, dass die Siedlungs- und Verkehrsfläche nicht mit der »versiegelten Fläche« gleichgesetzt werden darf, da Erstere auch unversiegelte Frei- und Grünflächen umfasst (Destatis 2021) und gerade im Bereich der grünen Infrastruktur in urbanen und periurbanen Räumen häufig vorkommt.

Etwa ein Drittel der als Siedlungs- und Verkehrsfläche ausgewiesenen Gebiete sind mit Vegetation bedeckt, wobei dieser Anteil in kleineren Gemeinden höher ist als in großen Gemeinden. Da kleinere Gemeinden in der Regel auch eine geringere Einwohnerdichte aufweisen, ist die Grundversorgung pro Einwohner:in in Kleinstädten am besten, gefolgt von Mittelstädten und am schlechtesten in Großstädten mit 177 m<sup>2</sup> an Grünversorgung pro Einwohner:in gegenüber 5.098 m<sup>2</sup> in kleinen Kleinstädten. In den großen Großstädten Deutschlands haben 93 % der Einwohner Zugang zu urbanen Grünflächen in einem Umkreis von 300 m (BBSR 2022a).

### 7.1.3 Faktencheck Artenvielfalt in urbanen Räumen

Ziel dieses Kapitels ist es, alle im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* verfügbaren Informationen zu urbanen Lebensräumen zusammenzufassen und ein Bild der biologischen Vielfalt in Deutschland in diesen Räumen zu zeichnen. Nach der Einleitung, in der auf die Bedeutung urbaner Räume für die Biodiversität und die Bedeutung der Biodiversität für urbane Räume eingegangen wird, wird in Kapitel 7.2 die Datengrundlage für den Bericht gelegt. Hier werden der Status und die Trends von zehn Artengruppen dargestellt und analysiert. Da-

### Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche\*

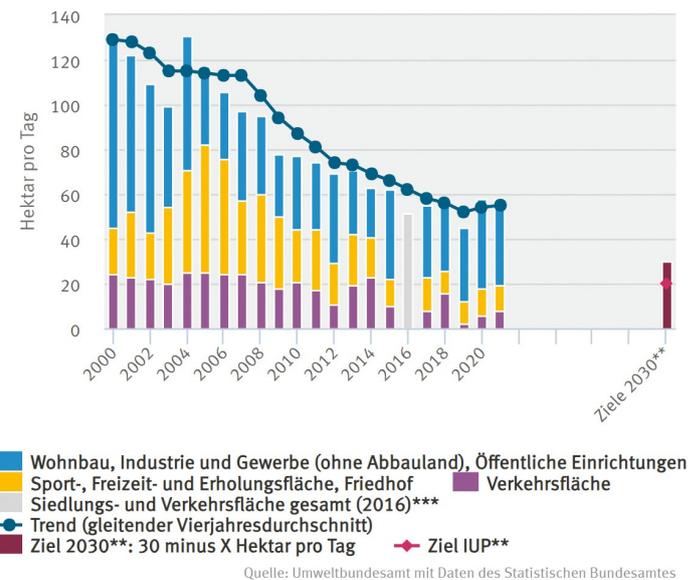


Abbildung 7.2: Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche in Hektar pro Tag.

Quelle: UBA (2024) Quelle der Daten: Statistisches Bundesamt (2024) \*\*\*Datenumstellung: Die Datenbasis für Auswertungen der Siedlungs- und Verkehrsfläche ist die amtliche Flächenerhebung. Ab dem Berichtsjahr 2016 basiert diese auf dem amtlichen Liegenschaftskataster-Informationssystem (ALKIS). Dadurch ist der Vergleich zu den Vorjahren beeinträchtigt und die Berechnung von Veränderungen erschwert. Die nach der Umstellung ermittelte Siedlungs- und Verkehrsfläche enthält weitgehend dieselben Nutzungsarten wie vor 2016.

rüber hinaus gibt das Kapitel einen Überblick über die verschiedenen Lebensraumtypen in der Stadt, die unterschiedlichen Typen von grüner Infrastruktur (wie oben definiert) zugeordnet werden. Neben gestalteten Grünflächen werden auch Reste ursprünglicher, naturnaher Strukturen und kulturlandschaftlich geprägte Biotoptypen sowie spezifische urbane Biotoptypen wie Brachflächen diskutiert und deren Status und Trends in Bezug auf die Artenvielfalt dargestellt. Zugleich wird speziell auf gebietsfremde Arten eingegangen, da diese im urbanen Raum von großer Bedeutung sind. Daraufaufgehend wird die Bedeutung der Biodiversität für Ökosystemleistungen in Städten besprochen (Kap. 7.3). Kapitel 7.4 befasst sich mit den verschiedenen direkten Treibern, die sich entweder positiv oder negativ auf die Biodiversität auswirken. Indirekte Treiber, die die direkten Treiber positiv oder negativ beeinflussen, werden in Kapitel 7.5 diskutiert, insbesondere gesellschaftliche und politische Treiber. Kapitel 7.6 gibt einen Überblick über relevante Instrumente und Maßnahmen zum Schutz und zur Steigerung der urbanen Biodiversität. Des Weiteren werden ausgewählte Maßnahmen umfassend evaluiert sowie Best-Practice-Beispiele präsentiert.

Dieses Kapitel basiert auf umfassenden und systematischen Suchen wissenschaftlicher Literatur in SCOPUS sowie auf weiteren unsystematischen Abfragen unter anderem in der Zodbat-Datenbank mit dem Schwerpunkt auf deutschsprachigen Publikationen. Im Rahmen der systematischen Abfrage der SCOPUS-Datenbank wurden insgesamt 4.800 Publikationen gesichtet, von denen 1.061 im Volltext analysiert wurden. Insgesamt wurden 76 Publikationen als relevant eingestuft und im Bericht zitiert. Im Rahmen der unsystematischen Recherche wurden weitere 673 Veröffentlichungen und Websites ergänzt, um Aussagen zu bestimmten Themen zu untermauern. Dabei handelt es sich auch um Literatur, die keinen Peer-Review-Prozess durchlaufen hat. Zusätzlich wurde eine Umfrage unter deutschen urbanen Kommunen durchgeführt, die Mitglied im Bündnis »Kommunen für biologische Vielfalt« (Kommbio) sind. Eine detaillierte Methodik einschließlich der Suchbegriffe findet sich im Methodenanhang (Anhang A7).

## 7.2 Status und Trends der biologischen Vielfalt in urbanen Räumen

Städte und Ballungsräume zählen zu den artenreichen Lebensräumen in Deutschland und weisen mitunter mehr Arten auf als land- und forstwirtschaftlich geprägte Gebiete (Haeupler 1975; Kühn, Brandl & Klotz 2004; Wania, Kühn & Klotz 2006). Urbane Biotop können selbsterhaltende Populationen seltener und gefährdeter einheimischer Arten beherbergen und somit ein Refugium für solche Arten darstellen. Die durch menschliche Aktivitäten sowohl in ihren abiotischen als auch in ihren biotischen Komponenten dauerhaft veränderten Umweltbedingungen städtischer Ökosysteme und die oft hohe Anzahl gebietsfremder Arten stellen eine Herausforderung für den Naturschutz dar, bieten aber zugleich Möglichkeiten zur Erhaltung der biologischen Vielfalt (Keil et al. 2021; Kowarik 2011).

In diesem Kapitel werden Status und Trends in der urbanen biologischen Vielfalt sowohl auf taxonomischer Ebene als auch in den urbanen Lebensräumen sowie der grünen und blauen Infrastruktur betrachtet. Folgende Leitfragen stehen im Zentrum:

- Was sind Status und Trends der Biodiversität in urbanen Räumen, und für welche Organismengruppen sind belastbare Aussagen möglich?
- Welche Anteile der für Deutschland bekannten Arten einer Organismengruppe kommen in urbanen Räumen vor?
- Welche und wie viele Arten innerhalb der einzelnen Organismengruppen kommen in Städten vor?

- Wie unterscheiden sich verschiedene urbane Lebensräume bzw. Typen von grün-blauer Infrastruktur hinsichtlich ihrer Biodiversität?
- Welche Artengruppen zeigen Tendenzen der biologischen Homogenisierung vs. Differenzierung als Reaktion auf Urbanisierung?
- Wie ist der Wissensstand zu urbanen Böden in Bezug auf Biodiversität? Wie ist der Status, und wie sind die Trends der Bodenbiodiversität?

### 7.2.1 Biodiversitätsmonitoring in urbanen Räumen

»Beim Monitoring der biologischen Vielfalt handelt es sich um die systematische Erfassung, Messung und Beobachtung der Biotopstrukturen und der Vorkommen von Pflanzen und Tieren« (Werner, Seiwert & Mathey 2020, S. 4). Die Beobachtung und Dokumentation der Entwicklung der Artenvielfalt in urbanen Räumen können mittels unterschiedlicher Monitoringmethoden erfolgen. Ein wichtiges Instrument sind dabei die Roten Listen gefährdeter Taxa, die in definierten Zeiträumen fortgeschrieben werden. Ein Vergleich der fortgeschriebenen Listen kann dazu genutzt werden, Status und Trend einzelner Arten zu verfolgen. Rote Listen und Gesamtartenlisten sind deshalb wichtige Werkzeuge, um die Artenvielfalt in urbanen Räumen zu definieren. Für einige Großstädte sowie kleinere Städte oder Ballungsräume in Deutschland wurden in der Vergangenheit Gesamtartenlisten und Rote Listen erstellt (Tab. 7.1), die auch der Bevölkerung als Information über den Status der Arten dienen. Beispielsweise werden in Berlin die entsprechenden Listen etwa alle zehn Jahre aktualisiert, wobei inzwischen für einige Artengruppen eine vierte Fassung veröffentlicht wurde (Senatsverwaltung für Mobilität, Verkehr, Klimaschutz und Umwelt o. J.). Nicht alle Großstädte verfügen über eigene Rote Listen, in diesem Fall werden die Daten auf Landesebene veröffentlicht.

Ebenso gibt es Städte, die ergänzend zu den Roten Listen oder losgelöst davon explizit auf besonders zu fördernde oder schützende Arten eingehen. Einige Beispiele sind das Florenschutzkonzept Berlin (Seitz 2007; Statista 2021c), das Arten- und Biotopschutzkonzept der Stadt Frankfurt am Main (Stadt Frankfurt am Main 2021) oder das Artenschutzkonzept Stuttgart (Stadt Stuttgart 2017). In anderen Regionen werden die Roten Listen auf Landesebene erstellt, wie die Beispiele Bayern (Scheuerer & Ahlmer 2003) oder Mecklenburg-Vorpommern (Litterski, Berg & Müller 2006) zeigen, oder für Regionen (Beispiel Region Trier; Hand et al. 2016). Die Städte des Ruhrgebiets führen eine gemeinsame Rote Liste (Rote Liste Ballungsraum Ruhrgebiet; Verbü-

**Tabelle 7.1:** Rote Listen der Großstädte für die verschiedenen Artengruppen. Quelle: eigene Darstellung auf Basis der öffentlich online verfügbaren Daten zu Roten Listen der deutschen Großstädte sowie Nachfrage am Rote-Liste-Zentrum; Bevölkerung – Statista (2021a); Fläche – Statista (2021b).

Urbaner Raum	Berlin	Hamburg	Köln	Bremen	Augsburg	Rostock	Gütersloh	Ruhrgebiet*
<b>Bevölkerung</b>	3.664.088	1.852.478	1.083.498	566.573	295.830	209.061	100.664	2.944.370
<b>Fläche (km<sup>2</sup>)</b>	892	755	405	327	147	181	112	1296
<b>Naturraum</b>	Norddeutsches Tiefland	Norddeutsches Tiefland	Norddeutsches Tiefland	Norddeutsches Tiefland	Alpenvorland	Norddeutsches Tiefland	Norddeutsches Tiefland	Norddeutsches Tiefland
<b>Artengruppen:</b>								
<b>Flora</b>				x			x	x
<b>Gefäßpflanzen</b>	x	x	x		x			x
<b>Moose</b>	x							
<b>Algen</b>	x							
<b>Fauna</b>								
<b>Wirbeltiere</b>								
<b>Säugetiere</b>	x	x						
<b>Vögel</b>		x						x
<b>Brutvögel</b>	x					x		
<b>Amphibien</b>	x	x						x
<b>Reptilien</b>	x	x						x
<b>Fische und Neunaugen</b>	x	x						
<b>Wirbellose</b>								
<b>Insekten</b>	x	x						
<b>Libellen</b>		x						
<b>Krebstiere</b>								
<b>Spinnentiere</b>	x							
<b>Weichtiere</b>	x	x						
<b>Pilze</b>	x							
Legende:								
1980 – 1989								
1990 – 1999								
2000 – 2009								
2010 – 2019								
Ab 2020								
* gemeinsame Rote Liste der Städte Duisburg, Mülheim an der Ruhr, Oberhausen, Bottrop, Essen, Gelsenkirchen, Herne, Bochum und Dortmund								

cheln et al. 2021). Viele Gesamtartenlisten, Rote Listen und damit verbundene Erhebungen und Fortschreibungen basieren auf ehrenamtlichen Tätigkeiten und greifen auf die kombinierten Kenntnisse von Expert:innen und Laien zurück.

Seit Ende der 1970er-Jahre wurden in vielen größeren Städten (z. B. Aschaffenburg, Dresden, Berlin, Frankfurt am Main, Hamburg, Hannover, München, Nürnberg, Wiesbaden) Stadtbiotopkartierungen durchgeführt, die zum Teil regelmäßig aktualisiert werden. Sie sind wichtige Instrumente der Stadt- und Naturschutzplanung

und beinhalten auch Arterfassungen (Sukopp & Wittig 1993, S. 199). Durch zum Teil sehr unterschiedliche Methoden (es wird beispielsweise zwischen selektiver Kartierung, flächendeckender Kartierung und Zwischenformen unterschieden), welche sich auch noch im Laufe der Zeit verändert haben, eignen sich diese Daten allerdings nicht zur Abschätzung von Status und Trends der Biodiversität (siehe Übersicht zum Stand der Stadtbiotopkartierung in den Bundesländern: Reinke et al. 2020, S. 28).

Weitere Informationen werden in Publikationen und Datenbanken zu lokalen Schutzgebieten bereitgestellt;

**Tabelle 7.2:** Dokumentation der Artenzahl (Gefäßpflanzen) in den deutschen Städten und urbanen Regionen, die beispielsweise über einen Pflanzenatlas bzw. eine Flora verfügen, sowie weitere Angaben zu stadteigenen oder für eine Stadt und ihre Region geltenden Roten Listen und anderen Werken, die das Monitoring oder den Schutz von Gefäßpflanzen unterstützen. Bevölkerung – Statista (2021a).

Stadtregion	Aktuelle Einwohnerzahl	Artenzahl (Gefäßpflanzen)	Information zu Rote-Liste-Arten (Gefäßpflanzen)
Ballenstedt	8.825	344 (Klotz 1990)	keine Information dazu
Berlin	3.664.088	1.527, davon 1.220 Indigene und Archäophyten, und 307 Neophyten (Seitz et al. 2018) bzw. 2.445 Sippen ohne Sammelarten in (Seitz et al. 2012)	708 Sippen gehören einer Gefährdungskategorie an (Seitz et al. 2018)
Bochum	365.742	1.007 dauerhaft ansässige (Jagel 2022)	keine Information dazu
Braunschweig	251.804	947 (Brandes 1987)	keine Information dazu
Dessau	~ 78.000	925 (Voigt 1980; Voigt 1982)	keine Information dazu
Duisburg und Umgebung	502.211	1.144 Arten (ohne Unbeständige und Synanthrope) (Düll & Kutzelnigg 1987)	keine Information dazu
Essen (Zentrum und nördliche Stadtteile)	584.580	913 Arten (Reidl 1989)	keine Information dazu
Euskirchen	58.754	537 (Zimmermann-Pawlowsky 1985)	keine Information dazu
Frankfurt (Main)	773.068	> 1.800 wild wachsend nachgewiesen; aktuell ~ 1.400 (Bönsel et al. 2009)	keine Information dazu
Göttingen	118.946	723 (Garve 1985)	keine Information dazu
Hagen	188.713	917 Arten (Kersberg, Horstmann & Hestermann 2004)	keine Information dazu
Halle (Saale)	242.083	1047 dauerhaft und mindestens 100 unbeständig vorkommende Arten (Stolle & Klotz 2004)	155 (RL1, RL2, RL3, RL R)
Hamburg	1.852.478	1.546 Arten (Poppendieck 2010); Referenz zu Kartierung 1989 des Messtischblattes 2426 mit 1.481 Arten; Flora Hamburgensis (Sonder 1851)	als Teil des Pflanzenatlas
Hannover	545.045	1.408 Sippen mit 190 unbeständigen/synanthropen Arten (Wilhelm & Feder 1999)	als Information in der Florenliste: 499 Sippen gehören einer Gefährdungskategorie der RL Niedersachsen an (Wilhelm & Feder 1999)
Heidelberg	162.273	992 Arten (Angabe in der Biodiversitätsstrategie der Stadt Heidelberg [Amt für Umweltschutz, Gewerbeaufsicht und Energie, Stadt Heidelberg 2021])	Tabelle 3 der Biodiversitätsstrategie gibt Artenzahlen zu verschiedenen Artengruppen unter Verweis auf den Artenschutzplan von 1997
Köln	1.083.498	1.470 Artnachweise (Sumser 2020)	zum Teil für ausgesuchte Arten
Leipzig mit Markkleeberg	616.093	Gutte (2006) nennt 2.165 Arten und Bastarde mit einheimischen und gebietsfremden (inkl. kurzzeitig verwilderten) Arten für den Zeitraum 1830 bis 2005	als Teil des Pflanzenatlas: Zuordnung zu RL-Status nach Gutte & Gutte (2022)
Ruhrgebiet (nur urbaner Raum)	Ca. 5,1 Mio.	1.258 Arten (Verbücheln et al. 2021)	ja, in RL NRW als Teilliste für den Ballungsraum Ruhrgebiet
Saarlouis	34.445	603 (Maas 1983)	keine Information dazu
Schmalkalden	19.555	356 (Klotz 1990)	keine Information dazu
Stuttgart	632.865	1.485 Arten, davon 73 mit unsicherem Etablierungsgrad (Böcker et al. 2017)	als Teil des Pflanzenatlas: Zuordnung zu RL-Status mit Fundorten und Jahr
Stuttgart-Hohenheim	< 1.000	Gliniars und Böcker (in Vorbereitung)	keine Information dazu
Trier + Region (Landkreise Trier-Saarburg, Vulkaneifel, Bernkastel-Wittlich, Bitburg-Prüm)	112.195 (Trier ohne Region)	1.900 Arten (1.450 einheimisch; 450 Neophyten) (Hand et al. 2016)	ja, zu Gefährdungsgrad
Wuppertal	358.876	1092 Arten (Stieglitz 1987)	keine Information dazu

beispielsweise für Berlin (Senatsverwaltung f. Stadtentwicklung & Landesbeauftragter f. Naturschutz u. Landschaftspflege 2007), Stuttgart (Wolf & Krej 2007) oder Halle an der Saale (Knapp & Klotz 2020). Hier finden sich Angaben zu lokalen Besonderheiten, zum Zustand der Gebiete, deren Veränderungen und Managementansätze sowie zu besonderen Arten oder Lebensräumen. Für baumbewohnende Flechten wird beispielsweise in Nordrhein-Westfalen seit 2000 eine Flechtenkartierung durchgeführt, die der Erfassung von Klimawandelzeigern dient und Aussagen zu lokalen Veränderungen unterstützt (Stapper & Franzen-Reuter 2018).

Neben den oben genannten Artenlisten existieren in einigen deutschen Städten inzwischen umfangreiche Florenatanten oder Florenlisten (Tab. 7.2). Hier werden neben konkreten Angaben zu den aktuellen und historischen Vorkommen der Arten in den Kartierungseinheiten (Grundlage sind Messtischblätter/Quadranten) auch oft Informationen zur Entwicklung der Arten über die Zeit gegeben. In manchen Werken finden sich in den Textteilen, die die Karten begleiten, umfangreiche Zusammenfassungen zu lokalen Besonderheiten, zur Entwicklung der Flora und zu Veränderungen und ihren Treibern.

Die Zuständigkeiten des Biodiversitätsmonitorings im urbanen Raum sind heterogen.

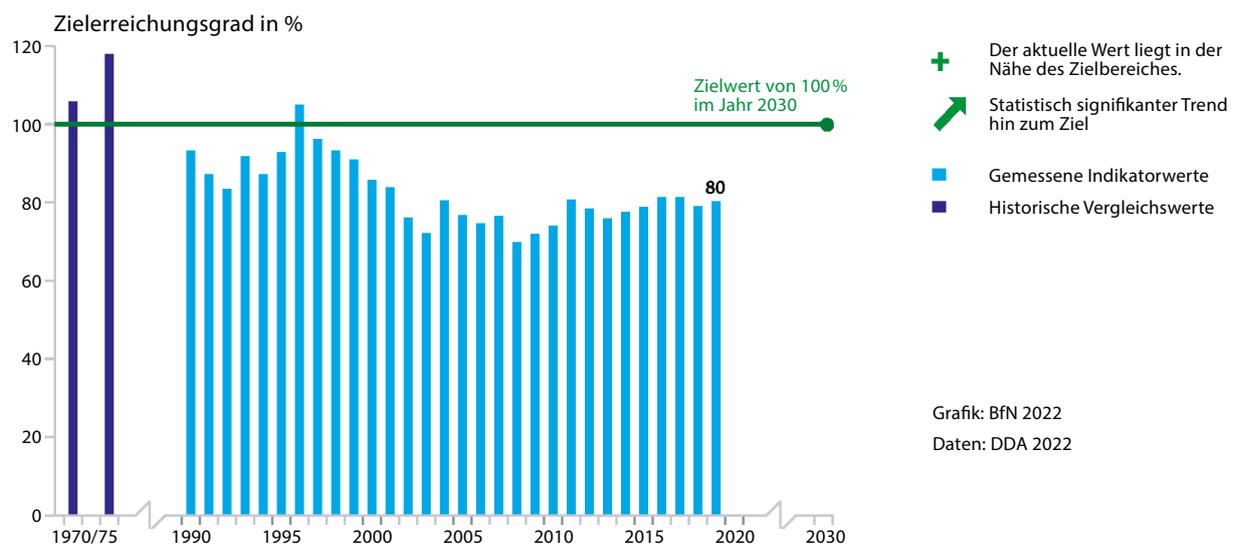
»Das Monitoring der biologischen Vielfalt unterliegt [...] der Federführung des Umwelt- bzw. entsprechenden Naturschutzamtes, aber [...] eine

Reihe von Indikatoren, dies betrifft vor allem siedlungsstrukturelle Merkmale und sozio-ökonomische Daten, werden nicht vom Umwelt- oder Naturschutzamt verwaltet, sondern von anderen Verwaltungsbereichen (Vermessungsamt, Liegenschaftsamt, Stadtentwicklung, Schul- und Kulturamt usw.). Beispielsweise sind Indikatoren zum Versiegelungsgrad wichtige Umweltindikatoren, die den Tiefbau, die Wasserwirtschaft sowie den Klimaschutz und die Klimaanpassung betreffen.« (Werner, Seiwert, Mathey 2020, S. 4).

Darüber hinaus gibt es große Unterschiede zwischen den Bundesländern. So wären beispielsweise in NRW die Unteren Naturschutzbehörden oder das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz zuständig. Im urbanen Monitoring ist folglich eine gute Vernetzung sowohl behördlicher als auch darüber hinaus zivilgesellschaftlicher und wissenschaftlicher Bereiche nötig. Beispiele hierfür sind Initiativen wie die »Stunde der Gartenvögel« des NABU, Citizen-Science-Projekte (z. B. Schneider et al. 2020) oder auch die sensorbasierte Auswertung von umweltrelevanten Faktoren mittels Fernerkundung (Wellmann et al. 2020a; Wellmann et al. 2020b).

Eine der zentralen Quellen für Arteninventare im kommunalen Bereich sind ökologische Kartierungen im Rahmen von geplanten Baumaßnahmen (siehe beispielsweise Wolfsburg [Ochs, Hugo & Steiner 2018] und Frankfurt am Main [Malten, Bönsel & Zizka 2005]). Bedauerlich dabei ist, dass die Ergebnisse oft nicht vollständig

### Artenvielfalt und Landschaftsqualität – Siedlungen



**Abbildung 7.3:** Indikator »Artenvielfalt und Landschaftsqualität« – Teilindikator »Siedlungen« im Rahmen der Überprüfung der Ziele der Nationalen Biodiversitätsstrategie. Der Indikator zeigt, dass die Bestandsgrößen repräsentativer Vogelarten der Siedlungen zwar seit 2003 zunehmen, den Zielwert von 100 % (entsprechend den Bestandsgrößen zu Beginn der 1970er-Jahre) aber noch nicht erreicht haben. Quelle: © BMUV (2023).

ausgewertet werden, oft eine schlechte Zugänglichkeit zu den Daten besteht und solche Ansätze keine Aussagen über längere Trends erlauben, da Studien nur auf Anforderung einmalig erstellt werden. Somit kann hier nur in beschränktem Maße von einem Monitoring gesprochen werden. Dennoch stellen solche professionellen Aufnahmen einen potenziell wertvollen Datenschatz für die Biodiversitätsforschung in urbanen Räumen dar.

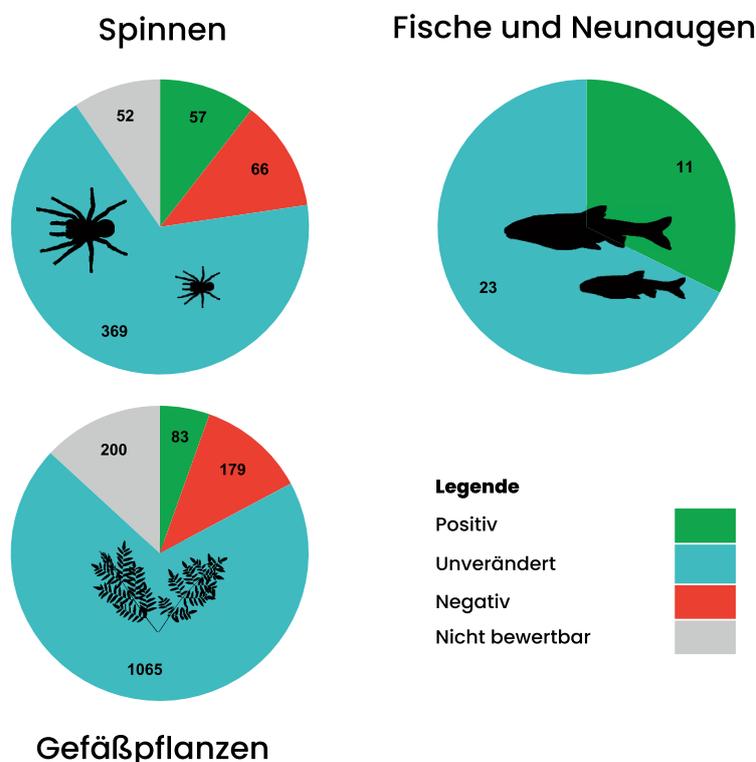
Im Zusammenhang eines erweiterten Monitorings kann der Indikator »Artenvielfalt und Landschaftsqualität« – Teilindikator »Siedlungen« im Rahmen der Überprüfung der Ziele der Nationalen Biodiversitätsstrategie helfen, einen Trend zu identifizieren (Abb. 7.3). Dieser Index misst die Bestandsentwicklungen ausgewählter Vogelarten, welche als repräsentativ für Siedlungen angesehen werden. Als Referenz wird das Jahr 1970 angesehen, welches bis zum Jahr 2030 wieder erreicht werden soll.

### 7.2.2 Status quo, Gefährdungs- und Schutzstatus, Trends der Artengruppen und Biodiversitätsfacetten

Urbane Räume können eine hohe Biodiversität aufweisen (Abb. 7.5). Insbesondere für Gefäßpflanzen (Farn- und Blütenpflanzen) wurden sowohl in Deutschland als auch in anderen Regionen der Welt sogar höhere Artenzahlen innerhalb als außerhalb von Städten nachgewie-

sen (Haeupler 1975; Kühn, Brandl & Klotz 2004; Wania, Kühn & Klotz 2006) (Abb. 7.5). Dabei spielt eine hohe Anzahl an gebietsfremden Pflanzenarten eine wichtige Rolle (Abb. 7.14), aber auch einheimische Pflanzenarten erreichen teils höhere Artenzahlen im städtischen als im ländlichen Raum (Kühn, Brandl & Klotz 2004). Bei anderen Artengruppen ist dies nicht oder nicht so ausgeprägt der Fall (Kowarik 2011), wobei für mehrere Gruppen noch Kenntnislücken bestehen. Eine Vielzahl von Studien zur urbanen Biodiversität betrachtet jedoch ausschließlich das Vorkommen von Arten, ohne Informationen zu ihrer Häufigkeit oder zur Entwicklung von Populationsgrößen über einen längeren Zeitraum (Kowarik & von der Lippe 2018). Trends sind daher insbesondere auf der Grundlage des Vergleichs historischer mit aktuellen Floren und Faunen ableitbar oder für einzelne Arten(gruppen), die einem regelmäßigen Monitoring unterliegen, wie die Arten der FFH-Richtlinie oder der Roten Listen (Kap. 7.2.1 und Abb. 7.4).

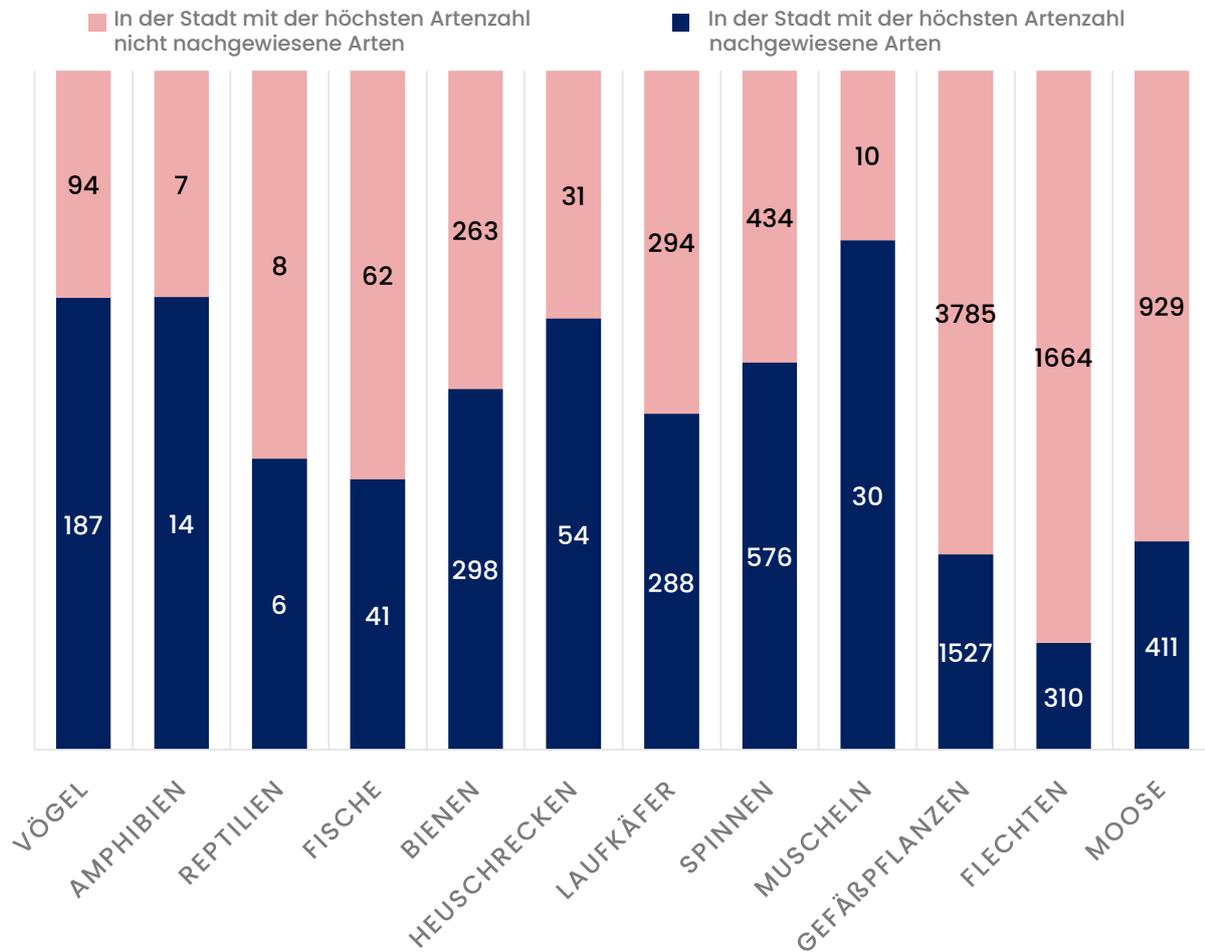
Ein gutes Beispiel für durch regelmäßiges Monitoring erhaltene Erkenntnisse bietet die Übersicht zur Bestandssituation der Vögel in Deutschland (Dachverband Deutscher Avifaunisten e.V 2019). Sie zeigt beispielsweise, dass die Populationsgrößen des Feldsperlings bundesweit langfristig deutlich abgenommen haben. In Städten hingegen nehmen die Individuenzahlen kon-



**Abbildung 7.4:** Veränderungen der Bestände von drei ausgewählten Artengruppen aus der Roten Liste Berlins. Artengruppen wurden danach ausgewählt, ob die Artengruppen in diesem Bericht vorkommen und mindestens zwei Rote Listen vorliegen. Veränderungen für Spinnen von 2005 bis 2015 (Kielhorn 2017), für Fische und Neunaugen von 2003 bis 2019 (Jürgensen & Puchmüller 2019) und für Gefäßpflanzen von 2001 bis 2018 (Seitz et al. 2018).

stant zu laut »Stunde der Gartenvögel« (NABU Bundesverband 2019). Gerade Offenlandvögel können sich gut in Städten etablieren. Hier sind Gärten und offene Brachflächen besonders wichtig (Meffert & Dziock 2012; Meffert & Dziock 2013). Wenn urbane Räume große und stabile Populationen einer Art aufweisen, können sie zum Erhalt des Genpools dieser Art beitragen.

Viele Arten in Städten stehen lokal auf Roten Listen (Abb. 7.6), und ein hoher Anteil dieser Arten gilt als ausgestorben oder verschollen (Abb. 7.7). Generell begünstigen städtische Umweltbedingungen Generalisten, also Arten mit breiten ökologischen Ansprüchen, die nicht auf ganz bestimmte Interaktionspartner oder enge abiotische Bedingungen angewiesen sind (Kowa-



Artengruppe	Quelle der Gesamtartenliste	Referenz der Stadtartenzahl
Vögel	Grüneberg et al. 2016	Mitschke 2018
Amphibien	Kühnel et al. 2009	Brandt, Hamann & Hammer 2018
Fische	Freyhof et al. 2023	Jürgensen & Puchmüller 2019
Bienen	Westrich et al. 2011	Saure 2005, S.200
Heuschrecken	Maas, Detzel & Staudt 2011	Machatzi et al. 2005
Laufkäfer	Schmidt, Trautner & Müller-Motzfeld 2016	Kielhorn 2005
Spinnen	Blick et al. 2016	Kielhorn 2017
Muscheln	Jungbluth & von Knorre 2011	Hackenbergs & Müller 2017
Gefäßpflanzen	Metzing et al. 2018	Seitz et al. 2018
Flechten	Wirth et al. 2011	Krause, Wagner & Otte 2017
Moose	Caspari et al. 2018	Klawitter & Köstler 2017, S. 201

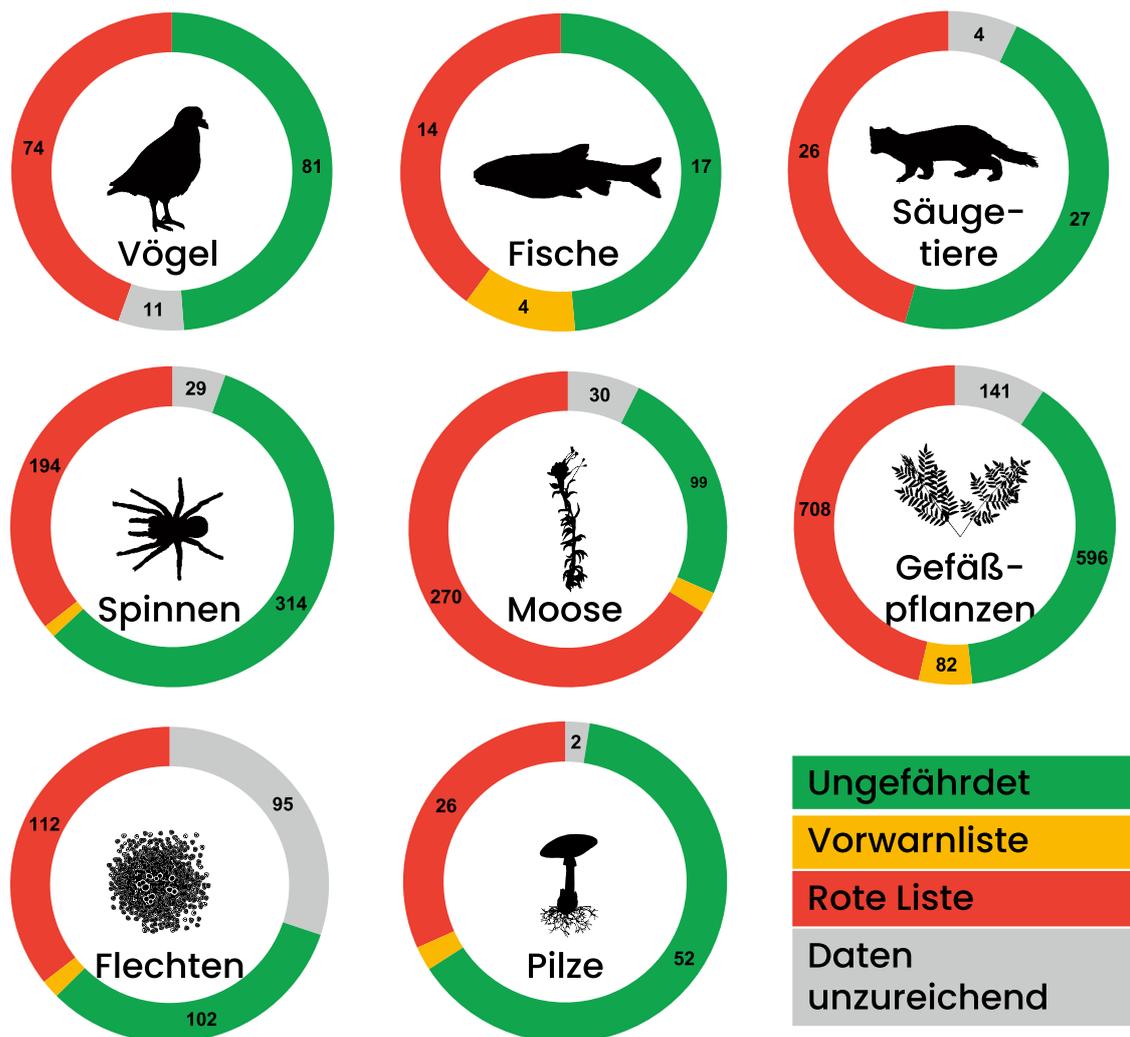
**Abbildung 7.5:** Übersicht über ausgewählte Artengruppen und deren Vorkommen in Deutschland und anteilig daran das Vorkommen in Städten. Daten zum urbanen Vorkommen sind immer zu einer einzelnen Stadt und nicht aus mehreren Städten kombiniert. Dies orientiert sich an der jeweils höchsten uns bekannten Artenzahl einer Artengruppe in einer Stadt. Quellenangaben zu jeder Artengruppe in der Tabelle.

rik 2011). Auch konnte für mehrere Artengruppen gezeigt werden, dass vor allem sehr mobile Arten (Goertzen & Suhling 2019), Arten, die sich omnivor ernähren (Buchholz et al. 2020), sowie an Störungen (Landis & Leopold 2014), hohe Temperaturen, trockene, nährstoffreiche und alkalische Böden sowie an hohen Licht einfall angepasste Arten von städtischen Umweltbedingungen profitieren (Knapp et al. 2008a; Wittig & Duerwen 1982). Dagegen sind z. B. unter den Gefäßpflanzen und Flechten insbesondere die Arten, die kühle oder stickstoffarme Lebensräume bevorzugen, in Städten im Rückgang begriffen oder bereits verschwunden (Keil et al. 2021; Knapp et al. 2010a; Sebold et al. 2022; Sérgio et al. 2016).

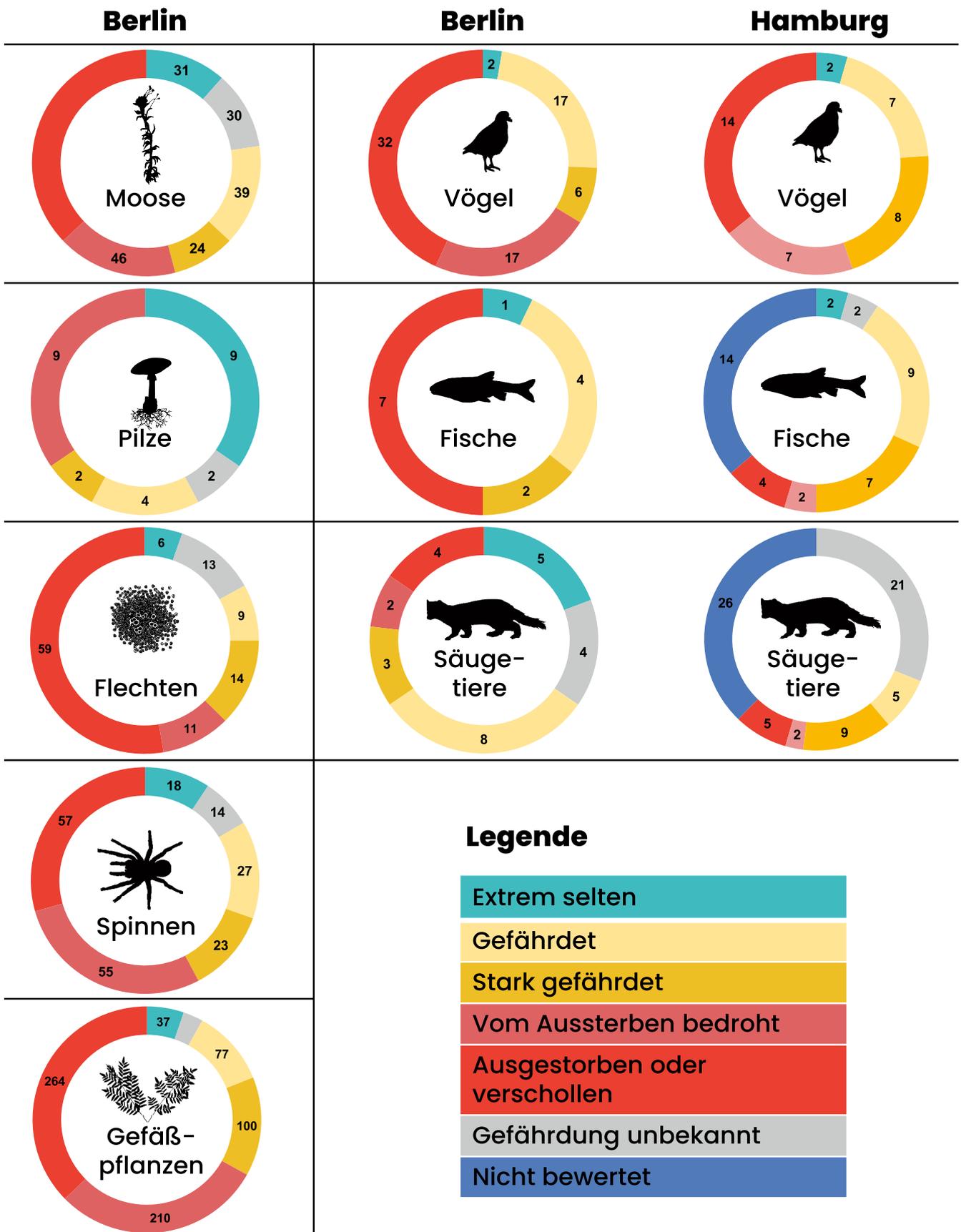
In städtischen Gebieten kann die Siedlungsfreifläche (Grünflächen und Erholungsanlagen innerhalb des Siedlungsraums mit keiner oder nur geringfügiger Bebauung) als Indikator für ökologische Potenziale herangezogen werden, da diese Flächen in der Regel den

Lebensraum für urbane Arten bieten – durch grüne Dächer und Fassaden ergänzt, wobei diese keinen gleichwertigen Ersatz für Lebensräume am Boden bieten, da sie weniger Arten unterstützen (Kap. 7.2.2.2). Dabei sind sowohl die Größe und die Nutzung bzw. ihre Intensität als auch die Vielfalt unterschiedlicher Lebensraumtypen entscheidend für die Biodiversität: Je größer eine Grünfläche ist, desto mehr Arten kann sie beherbergen; je mehr Lebensraumtypen es in einer Stadt gibt, desto mehr Arten finden die für ihren Erhalt notwendigen Bedingungen vor (Beninde, Veith & Hochkirch 2015).

Im Folgenden werden zunächst die Ergebnisse einer vergleichenden Literatur- und Datenanalyse dargestellt, die zeitliche Trends der Biodiversität in urbanen Räumen allgemein zeigen. Anschließend wird der Kenntnisstand zur Biodiversität einzelner Artengruppen in Städten sowie zur Artenvielfalt der unterschiedlichen zur Siedlungsfreifläche gehörenden Lebensraumtypen vertieft beschrieben.



**Abbildung 7.6:** Der Rote-Liste-Status von acht Artengruppen aufgrund der Roten Listen Berlins. Quellen sind in Abbildung 7.5 in der unteren Tabelle aufgeführt, außer für Vögel (Witt & Steinof 2013); Pilze (Schmidt 2017) und Säugetiere (Klawitter et al. 2003).



**Abbildung 7.7:** Vergleich des Gefährdungsstatus nach Artengruppen zwischen den Berliner und der Hamburger Roten Listen in den beiden rechten Spalten und in der linken Spalte Gefährdungsstatus aus den Berliner roten Listen für Artengruppen, für die keine deckungsgleiche Rote Liste in Hamburg vorliegt und somit nur Ergebnisse für Berlin gezeigt werden. Quellen für die Berliner Listen in Abbildung 7.5 außer für Vögel (Witt & Steinof 2013); Pilze (Schmidt 2017) und Säugetiere (Klawitter et al. 2003). Referenzen zu den Hamburger Roten Listen: Vögel (Mitschke 2018); Fische (Thiel & Thiel 2015) und Säugetiere (Schäfers et al. 2016).

### 7.2.2.1 Status und Trends von Artengruppen in urbanen Räumen

#### Ergebnisse der Literatur- und Datenanalysen von Biodiversitätstrends

Ziel der hier zugrunde liegenden Analyse war es, das Literaturwissen zu zeitlichen Biodiversitätstrends zu extrahieren und ein räumlich explizites, möglichst umfassendes Bild der vorhandenen Datenlage zu gewinnen, das über eine reine Experteneinschätzung hinausgeht. Es wurde dabei englischsprachige und deutschsprachige Literatur berücksichtigt. Englischsprachige Literatur wurde gemäß den Empfehlungen für systematische wissenschaftliche Untersuchungen in der Ökologie (Gusenbauer & Haddaway 2020; Foo et al. 2021) im Web of Science und in Scopus gesucht. Um gezielt auf die Biodiversität abzielen, wurden passende Schlagwörter im Bereich der Biodiversität, des Lebensraumtyps und der Region definiert. Die vollständigen Jahresindizes einer Liste von relevanten deutschsprachigen Zeitschriften wurden anhand der Überschriften nach potenziell relevanten Artikeln durchsucht (Anhang A2.2). Forschungsberichte wurden u. a. über die Webseiten von UBA, BfN, des Thünen-Instituts sowie über die Webseiten der Landesumweltämter und weiterer länderspezifischer Behörden identifiziert. Zudem wurden Recherchen über Google und Google Scholar durchgeführt, um relevante Publikationen aus dem deutschsprachigen Raum zu identifizieren. Weitere Quellen bestanden z. B. in ausgewählten akademischen Abschlussarbeiten (Bachelor-/Masterarbeiten und Dissertationen). Weitere relevante Artikel wurden während des Schreibprozesses durch die Autorenschaft ergänzt. Hinzu kam die statistische Auswertung von vorhandenen Monitoringdaten und Daten aus Wiederholungsstudien. Eine ausführliche Beschreibung der Methodik sowie eine Liste der analysierten Artikel und Datensätze finden sich in Anhang A2.1.

Es ist wichtig zu betonen, dass es nicht »das eine« Maß für biologische Vielfalt gibt, sondern die biologische Vielfalt mit verschiedenen Maßzahlen (bspw. Artenzahl, Biomasse, Artenzusammensetzung) bestimmt werden sollte (Sinclair et al. 2024). Aufgrund der hohen Variabilität zwischen Arten und Lebensräumen konnte bislang keine der genannten einzelnen Untersuchungen, auch wenn sie auf langen Zeitreihen, aggregierten Daten oder Kartierungen beruhen, ein Gesamtbild über Biodiversitätsänderungen in Deutschland liefern. Der *Faktencheck Artenvielfalt* geht einen wichtigen Schritt, diese Lücke zu schließen.

Anders als bei den Rote-Liste-Trends, die Populationsentwicklungen einzelner Arten in den Blick nehmen,

fokussiert diese Analyse auf Facetten der biologischen Vielfalt von Lebensgemeinschaften (Artenzahl, Häufigkeiten und »Effektive Artenzahl«, die die Häufigkeitsverteilung von Arten einer Gemeinschaft berücksichtigt).

Wir kategorisieren die Biodiversitätsmaße in drei größere Gruppen (Abb. 7.9):

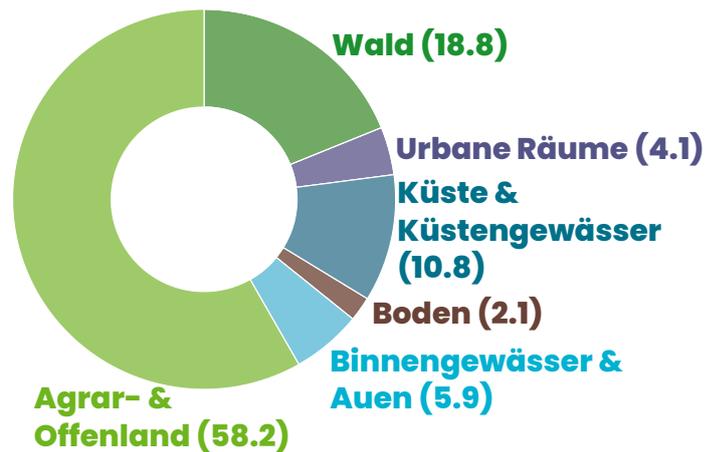
- **Artenzahl** ist die präsenzbasierte Anzahl unterschiedlicher Taxa unabhängig von ihrer Dominanz oder Seltenheit. Für Organismengruppen, die mehrfach im Jahr gemessen werden, werden jährliche Artenlisten erstellt, da uns die Langzeittrends und nicht die saisonalen Entwicklungen interessieren. Von Zeitreihen, die aus der Literaturanalyse stammen, wird der Trend so übernommen, wie er in der jeweiligen Publikation beschrieben wurde, von denen, die auf Rohdaten basieren, wird der zeitliche Trend der log-transformierten Artenzahl errechnet.
- Eine Reihe von Diversitätsmaßen bezieht die relative Abundanz der Arten in den Lebensgemeinschaften mit ein. Indizes wie Shannon, Simpson oder die Serie der Hill-Numbers sind weit verbreitet. Während in der Literaturanalyse die jeweils angegebenen Maße benutzt werden, wurde für die Analyse der vorliegenden Daten die Effektive Artenzahl (**Effective Number of Species, ENS**) als Diversitätsmaß verwendet. ENS ist weniger als andere Maße durch Unterschiede bei der Probenahme, die Größe des Artenpools und die räumliche Aggregation von Individuen beeinflusst (Chase & Knight 2013). Zur Vereinfachung der Darstellung werden in der Darstellung alle dominanz-bezogenen Diversitätsmaße unter der Rubrik ENS dargestellt.
- Unabhängig von der Artenzahl und Diversität kann sich auch die Individuenzahl oder deren Biomasse in einem Lebensraum verändern. Dabei ist für verschiedene Organismengruppen die Angabe von Abundanz oder Biomassen per Art oft eine logische Folge der Biologie bzw. des Monitoringansatzes. Dennoch werden beides, die Gesamtbiomasse und die gesamte Abundanz (pro Flächenmaß oder Volumen), hier gemeinsam als **Abundanz** vorgestellt. Auch wenn die Maße zwischen den verschiedenen Zeitserien differieren, so sind diese innerhalb der jeweiligen Zeitserien konsistent.

Zur Auswertung der zeitlichen Biodiversitätstrends wird die Methode des Weighted Vote Count (gewichtete Stimmzählung) genutzt. Beim Vote Count wird jeder einzelnen Studie oder jedem Datensatz ein bestimmtes Ergebnis zugewiesen und dann der prozentuale Anteil der Stimmen für jedes Ergebnis angegeben. Anstelle ei-

ner einfachen Mittelwertbildung werden im *Faktencheck Artenvielfalt* die Stimmen beim Weighted Vote Count nach der Anzahl der Beobachtungsjahre gewichtet. Dadurch erhalten Studien mit einer größeren Anzahl an Beobachtungsjahren ein stärkeres Gewicht. Die zeitlichen Trends werden dann den Kategorien positiv, negativ, neutral, negativ zu positiv (Zunahme nach vorheriger Abnahme) und positiv zu negativ (Abnahme nach vorheriger Zunahme) zugeordnet. Für die Literaturanalyse wird dies aus den Schlussfolgerungen der Artikel übernommen, für die Datenanalyse erfolgt die Zuordnung anhand der statistischen Analyse von linearen und nicht linearen Regressionen.

Während die Roten Listen vor allem detaillierte Informationen zu Einzelarten verschiedener Organismengruppen liefern, findet die Auswertung des Weighted Vote Count ausschließlich auf Ebene der Hauptgruppen (Pflanzen, Pilze & Flechten, Wirbeltiere, Wirbellose) statt. Es ist ferner zu berücksichtigen, dass die Zeitreihen nur einen Ausschnitt der Biodiversitätsveränderung darstellen können, weil auf stark degradierten oder verschwundenen Habitatflächen ein Monitoring normalerweise nicht weitergeführt wird. Extreme Verschlechterungen werden so nicht erfasst, obwohl sie vielerorts auftreten. Für ein vollständigeres Bild von Biodiversitätsveränderungen müsste die Umwandlung von Flächen oder Flächenanteilen einzelner Habitattypen einbezogen werden, was aber außerhalb der Möglichkeiten des *Faktencheck Artenvielfalt* lag.

Im Vergleich zu anderen Lebensräumen ist die Zahl der Studien, die Trends im urbanen Raum untersuchen, gering (Abb. 7.8). Aus der Recherche entfielen von insgesamt 15.272 einzelnen Biodiversitätstrends 624 (Stand 21.12.2023) (4,1 %) auf den Lebensraum »Urbane Räume«. Davon stammten 510 aus ausgewerteten Datensätzen und 114 aus gesichteter Literatur. Aufgeteilt auf die Hauptgruppen der Organismen, entfielen 589 Trends auf Wirbeltiere, davon 522 zu Vögeln, 56 zu Säugern, elf zu Amphibien. Auf die Gruppen der Pflanzen entfielen 21 Trends und auf die Gruppe der Wirbellosen 14 Trends, wobei es sich dabei ausschließlich um Arthropoden handelte. Die Anzahl an Beobachtungsjahren (= Messzeitpunkten) der Studien reichte von zwei bis 39 Jahre, im Mittel lag sie bei 9,7 Jahren. Wir berücksichtigen nur Messdaten ab dem Jahr 1900. Für den Lebensraum Urbane Räume war das früheste Startjahr einer Studie bereits 1900, die jüngste Studie startete im Jahr 2019, das Medianstartjahr war 2007 (Abbildung 7.9). Das heißt, die meisten Studien können keine Aussage über die Biodiversitätsveränderungen der Zeit vor 1980 treffen (nur 9 % der Studien), selbst der Beginn

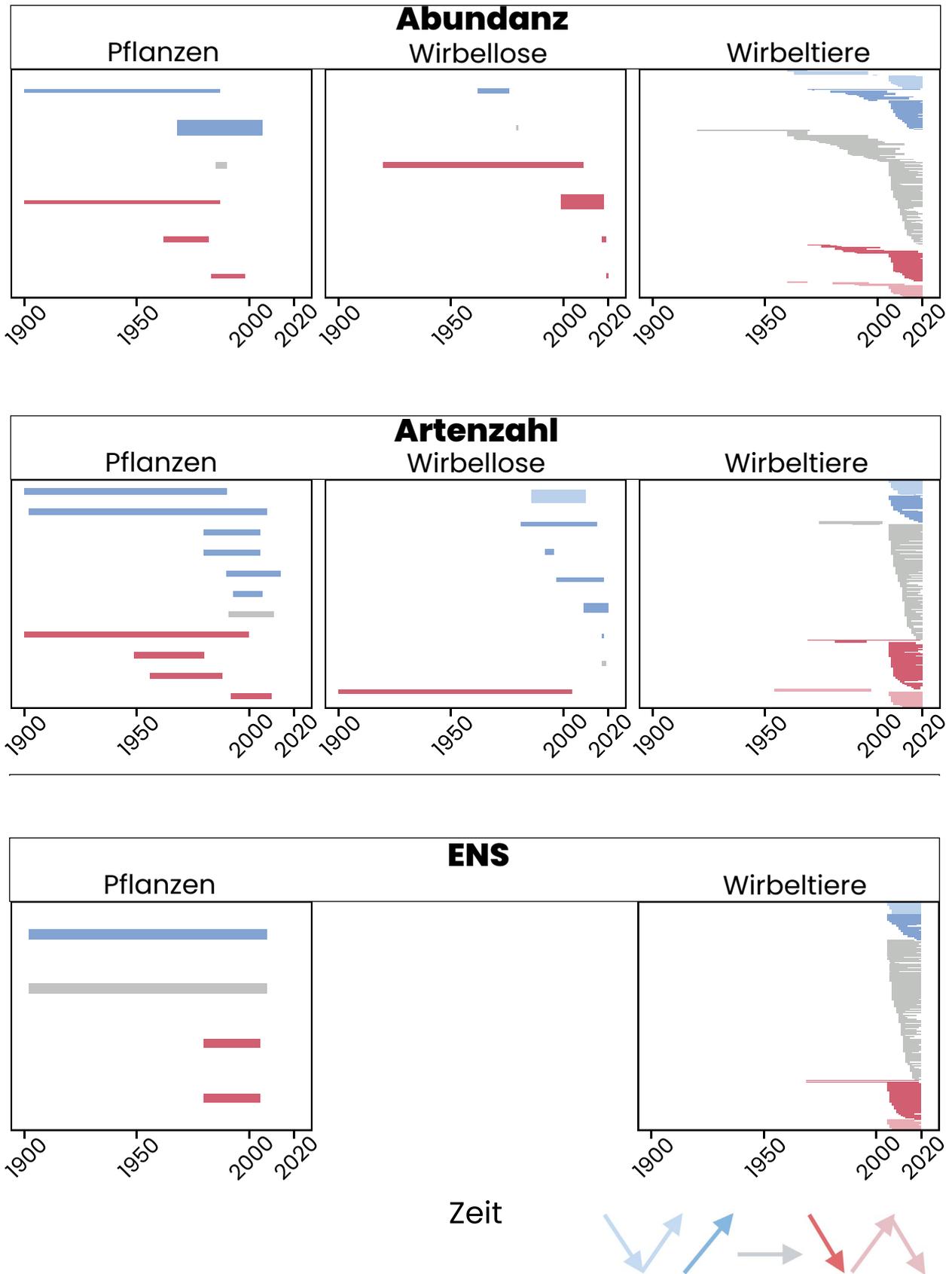


**Abbildung 7.8:** Prozentuale Verteilung der Trends, die in die WVC eingegangen sind, auf die Lebensräume.

der 1990er-Jahre ist nur bei 13 % der Studien einbezogen. Es fällt außerdem auf, dass die Beobachtungsdauer sich auf die Detektion von Trends auswirkt, die bei neutralen Trends im Mittel bei 10,2 Jahren liegt, bei signifikanten Trends (signifikant positiv oder negativ) aber im Mittel bei 15,2 Jahren mit Beobachtung liegt.

Aufgrund der sehr geringen Anzahl an Trends (Abb. 7.9) wurde für den Lebensraum »Urbane Räume« von einer Analyse für die Hauptgruppen Pflanzen und Wirbellose abgesehen. Für die Gruppe der Wirbeltiere konnte eine Trendanalyse durchgeführt werden, da für diese die verfügbaren Daten eine Auswertung erlaubten. Für die Gruppe der Wirbeltiere ist zu erwähnen, dass die Mehrheit der Daten aus dem Monitoring häufiger Brutvogelarten (MhB) stammt, auf Trendanalysen der Wirbeltiere wird im Folgenden detaillierter eingegangen. Bei den Wirbeltieren war ein erheblicher Prozentsatz der gewichteten Trends für alle drei Biodiversitätsmaße neutral (**Abundanz: 51 %, Artenzahl: 48 %, ENS: 55 %**). **Für Artenzahl und ENS fanden sich mehr Anteile negativer (27–34 %) als positiver Trends (18–19 %), während sich für Abundanz die Anteile der positiven Trends (24 %) und negativen Trends (25 %) die Waage hielten (Abb. 7.10).**

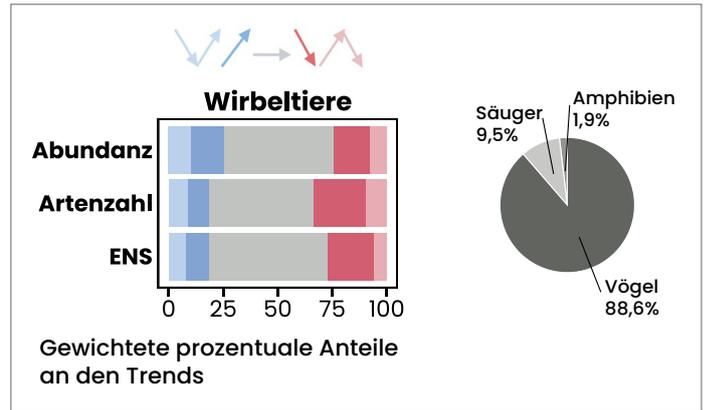
Unter Anwendung eines Moving-Window-Ansatzes konnten die Datenpunkte aggregiert und in ihren Veränderungen im Laufe der Zeit visualisiert werden. Wenn man die neutralen Trends ausblendet, lässt sich die Wahrscheinlichkeit für einen positiven Trend berechnen und gegen die Nullhypothese testen, dass positive und negative Trends sich ausgleichen. Hierdurch zeigen sich gemeinsame Trends noch einmal deutlicher (Abb. 7.11). Bei der Interpretation ist jedoch zu beachten, dass potenziell starke Trendänderungen sowohl nach unten als auch nach oben oft durch das Hinzukommen



**Abbildung 7.9:** Gewichtete Trends (Weighted Votes) für die gemessenen Biodiversitätsmaße Abundanz, Artenzahl und effektive Artenzahl (ENS) der drei ausgewerteten Artengruppen im Lebensraum Urbane Räume. Jede waagerechte Linie repräsentiert eine Studie mit ihrem jeweiligen Start- und Endjahr; die Liniendicke entspricht dem »Gewicht« einer Studie (Quadratwurzel der Anzahl der Beobachtungsjahre). Unterschiedliche Trends sind farblich codiert: positiv: blau, Wechsel von negativ zu positiv: hellblau, neutral (kein Trend): grau, negativ: rot, Wechsel von positiv zu negativ: hellrot. Wie in Abbildung 7.8 gezeigt, sind diese Zahlen nicht repräsentativ für die Artenvielfalt in deutschen Städten, da nur 4 % aller Studien mit Trenddaten des Gesamtberichts aus urbanen Räumen stammen.

weiterer Datenserien zustande kommen und nicht durch eine so rapide Änderung innerhalb der Zeitreihen. Für Abundanz ist bis Mitte der 1990er-Jahre noch eine erhöhte Wahrscheinlichkeit einer positiven Entwicklung zu beobachten, die aber kontinuierlich abnimmt, und ab Mitte der 1990er-Jahre überwiegen die Anteile der negativen Trends. Für Artenzahl und ENS beginnen die ausgewerteten Messreihen erst in den 2000er-Jahren und zeigen ab dann durchgehend negative Vorzeichen, wie auch im Gesamtmittel.

Es muss darauf hingewiesen werden, dass mehrere Gründe dazu führen können, dass im Weighted Vote Count mehr positive Trends zu finden sind, als es die Roten Listen für die Organismengruppen widerspiegeln. Zum einen gibt es bei Monitoringdaten einen statistischen Bias hin zu positiven Trends der Artenzahl, weil die Detektionswahrscheinlichkeiten für lokale Aussterbe- und Einwanderungsereignisse nicht gleich sind. So wird ein lokales Einwandern von neuen Arten in der Regel eher festgestellt als ein Aussterben an vorhandenen Arten. Dadurch entsteht ein temporäres Ungleichgewicht zugunsten von neu hinzukommenden Arten, das erst nach Jahrzehnten abnimmt und daher einen positiven Trend vortäuscht (für Details, siehe Kap. 2.1.4). Zudem stammt eine Vielzahl der Studien, die in den Weighted Vote Count eingegangen sind, aus Habitattypen, die im Fokus des Naturschutzes stehen, in Naturschutzgebieten durchgeführt wurden oder Untersuchungen des Erfolgs einer bestimmten durchgeführten Maßnahme dokumentieren. Diese Information zu Schutzstatus bzw. durchgeführten Maßnahmen wurden gemeinsam mit den Trendangaben aus der Literatur extrahiert, werden aber in dieser Gesamtübersicht nicht differenziert, da diese Informationen nicht für alle Da-



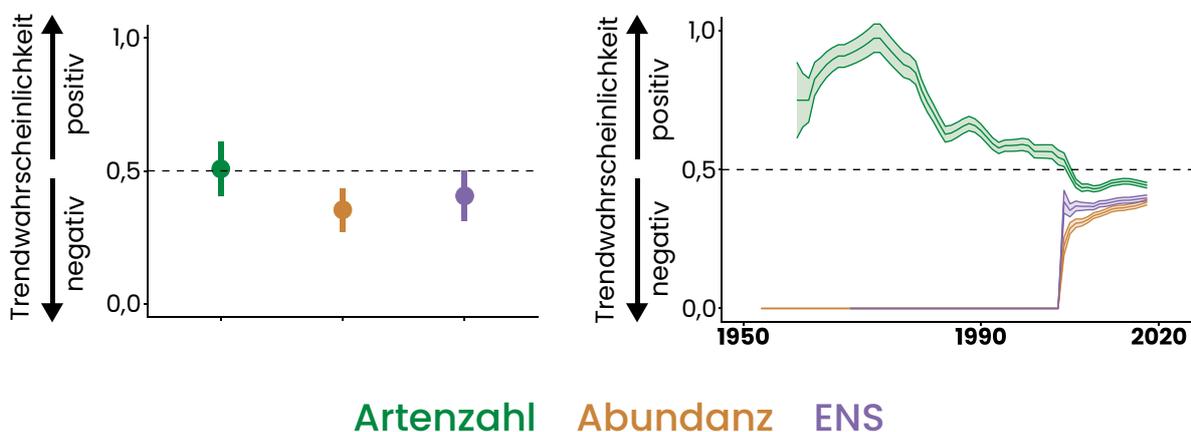
**Abbildung 7.10:** Gewichtete prozentuale Anteile an den Trends der gemessenen Biodiversitätsmaße (effektive Anzahl der Arten – ENS, Artenzahl, Abundanz) für die Wirbeltiere im Lebensraum Urbane Räume. Die Farben repräsentieren die Trends: positiv (blau), Wechsel von negativ zu positiv (hellblau), neutral (kein Trend, grau), negativ (rot) und Wechsel von positiv zu negativ (hellrot). Das Tortendiagramm zeigt den prozentualen Anteil an Trends aus den Organismengruppen der Wirbeltiere.

tensätze zugänglich waren und deshalb nicht in die Analyse einbezogen werden konnten. Das bedeutet, dass jegliche Analysen aus dem Weighted Vote Count stets mit einer möglichen positiven Überschätzung von Trends einhergehen. Ebenso ist zu beachten, dass die Datenlage stark zwischen den einzelnen Lebensraumtypen, Organismengruppen und Regionen variiert und somit nicht repräsentativ für die Gesamtzahl an Arten und Biotopen in Deutschland ist (Abb. 2.6, 2.7).

**Vögel**

Die Städte Deutschlands beherbergen bis zu zwei Drittel aller in Deutschland vorkommenden 281 Brutvogelarten (vgl. Rote Liste der Brutvögel Deutschlands; Grüneberg et al. 2016). Beispielsweise sind für den Verdichtungs-

**Wirbeltiere**



**Abbildung 7.11:** Wahrscheinlichkeit eines positiven bzw. negativen Trends in den jeweiligen Biodiversitätsmaßen für die Hauptgruppen der Wirbeltiere. Linke Säule: Mittelwert und Standardabweichung. Rechte Säule: Auftragung über Zeit mit Konfidenzintervall.

raum des Ruhrgebiets mit 92 Brutvogelarten 47,2 % der Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens bekannt (Keil et al. 2021), für Berlin sind es 185 Brutvogelarten (von denen 32 als im Stadtstaat ausgestorben gelten; Witt & Steinof 2013), für Hamburg 187 Brutvogelarten (24 davon gelten als ausgestorben; Mitschke 2018). Weitere Erfassungen erbrachten in Beobachtungszeiträumen zwischen drei und 28 Jahren 109 Brutvogelarten in Bonn, 106 in Chemnitz, 114 in Dortmund, 103 in Düsseldorf, 108 in Halberstadt sowie 130 in Halle an der Saale (alle zitiert in Ferenc et al. [2014], Appendix S1; Halle a. d. Saale: Gnielka & Stenzel [1998]).

Untersuchungen zu zeitlichen Trends zeigen, dass die Populationsgrößen der Vogelarten in Siedlungen in Deutschland zwischen 1990 und 2018 um 23 % abgenommen haben (Kamp et al. 2021). Die Gruppe der Vogelarten, die an und in Gebäuden brüten und besonders an Siedlungsstrukturen gebunden sind, zeigt ebenfalls zwischen 1990 und 2018 eine Abnahme der Populationsgrößen, jedoch mit einer leichten Erholung seit 2005 (Kamp et al. 2021). Auch bodenbrütende Arten sind vom Rückgang der Bestände betroffen, wobei dieser negative Trend nicht auf urbane Räume beschränkt ist. Die Zahl der Vogelarten ist in einzelnen Städten und Stadtteilen ebenfalls gesunken (beispielsweise von 57 Brutvogelarten in Bonn-Dottendorf im Jahr 1969 auf 39 Arten im Jahr 2019; Abrahamczyk et al. 2020; Kamp et al. 2021).

Die Größe von Freiflächen in Städten wirkt sich positiv auf die Artenzahl der Vögel und das Vorkommen gefährdeter Vogelarten aus (Matthies et al. 2017; Meffert & Dziock 2012). So fanden Meffert & Dziock (2012) heraus, dass Brachflächen > 5 ha gefährdete Vogelarten beherbergen können, während Brachflächen > 7 ha auch empfindliche Offenlandarten beherbergen können. Je besser eine Freifläche mit anderen Freiflächen vernetzt ist, desto

mehr Vogelarten kann sie aber auch bei einer geringen Größe beherbergen (Sultana et al. 2022). Zudem profitieren Vögel von einer hohen strukturellen Vielfalt der Freiflächen, einer großen Vielfalt der Biotoptypen sowie einer hohen Baumdichte und einem hohen Anteil offener Grünflächen in der Stadt (Gnielka & Stenzel 1998; Matthies et al. 2017; Meffert & Dziock 2012; Mühlbauer et al. 2021). In städtischen Randgebieten wird der positive Effekt der Baumdichte noch durch das im Vergleich zum Stadtkern höhere Vorkommen von Arthropoden, also Nahrungsressourcen für Vögel, verstärkt (Planillo et al. 2021a). Typische städtische Faktoren, wie eine hohe menschliche Bevölkerungsdichte und ein hoher Versiegelungsgrad, wirken sich unterschiedlich aus – während die Vogelarten, die hauptsächlich Gehölze oder andere naturnahe Lebensräume nutzen, mit abnehmenden Bestandsgrößen reagieren (Planillo et al. 2021b), verändert sich die Artenzahl der Vögel insgesamt nicht unbedingt. In Berlin fanden z. B. Simon et al. (2007) eine Abnahme der Artenzahl mit zunehmender Urbanisierung, Meffert & Dziock (2013) dagegen nicht, ebenso wie Korányi et al. (2021) keine Abnahme für Göttingen festgestellt haben. Die Zusammensetzung der Vogelgemeinschaften verändert sich allerdings mit zunehmendem Urbanisierungsgrad. Während bodenbrütende Arten abnehmen, werden Vogelarten mit innovativen bzw. flexiblen Verhaltensweisen häufiger (Meffert & Dziock 2013).

Muster der Homogenisierung vs. Differenzierung von Vogelfaunen in Reaktion auf Urbanisierung sind weltweit vergleichsweise gut untersucht, wobei die meisten Studien zu dem Schluss kommen, dass Urbanisierung zu Homogenisierung führt (Lokatis & Jeschke 2022). Selbiges fanden auch Meffert & Dziock (2013) in Berlin, wo sich die Vogelgemeinschaften verschiedener Brachflächen mit zunehmendem Grad der Urbanisierung (gemessen anhand des Versiegelungsgrades und der Populationsdichte) immer ähnlicher wurden. Dagegen fanden Knapp et al. (2008a) und Knapp et al. (2010a), dass sich die Vogelgemeinschaften in innerstädtischen Schutzgebieten in Halle (Saale) tendenziell weniger ähnlich sind als in Schutzgebieten des agrarisch geprägten Umlandes, wobei sich einige der innerstädtischen Schutzgebiete in städtischen Randlagen befinden.

### Säugetiere

Städte können ein Drittel (Werner 2016) bis über die Hälfte (Klawitter et al. 2003) aller in Deutschland vorkommenden Säugerarten beherbergen, denn Urbanisierung bietet nicht nur Nachteile für wild lebende Säugerarten; gerade die sogenannten Kulturfolger wie der Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) zählen zu den sogenannten



**Abbildung 7.12:** Nebelkrähe (*Corvus cornix*) in Berlin (Foto: Stephanie Kramer-Schadt).



**Abbildung 7.13:** Stadtfüchse (Rotfuchs: *Vulpes vulpes*) in Berlin (Foto: Stephanie Kramer-Schadt).

»Urban Dwellers«, also jener Gilde, deren Populationszahlen in Städten sogar zunehmen (Fischer et al. 2015a). Dies liegt an teilweise besseren Lebensbedingungen hinsichtlich des Nahrungsangebots (vor allem durch direkte Fütterung oder Bereitstellung von Katzenfutter), geringerer Mortalität (Fehlen von Prädatoren bzw. Jagd) und besseren Bedingungen zur Aufzucht der Jungen im Vergleich zum natürlichen Lebensraum. In der Regel handelt es sich bei größeren Säugetieren eher um Habitat- und Nahrungsgeneralisten wie etwa den Rotfuchs oder den Waschbären (*Procyon lotor*), aber auch beliebte Nagetiere wie das Eurasische Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*) (Werner & Zahner 2009). Besonders schutzbedürftige Arten wie der Gartenschläfer (*Eliomys quercinus*) finden in urbanen Gebieten große Verbreitung. Sein Bestand in Europa ist erheblich zurückgegangen, sodass nun ein großer Teil dieser Art in Deutschland vorkommt und hier insbesondere auch im urbanen Raum (IUCN Species Survival Commission 2007). Für den Schutz dieser Art spielt also der Siedlungsraum in Deutschland eine sehr wichtige Rolle.

Berlin beherbergt mit 59 Arten ca. 60 % aller terrestrischen Säugetierarten Deutschlands, wobei 17 davon Fledermäuse und ca. 20 weitere Arten Kleinsäuger sind (Klawitter et al. 2003). Ein erstes semistandardisiertes Kamerafallenmonitoring über zwei Jahre in Berlin konnte mindestens zwölf Säugerarten bestätigen (ohne Fledermäuse; Mausarten zusammengefasst zu Muridae, Marderarten zu *Martes spec.*; Louvrier et al. 2022), da-

runter der Feldhase (*Lepus europaeus*) und das Wildkaninchen (*Oryctolagus cuniculus*); darüber hinaus wurden gewöhnliche Arten wie der Rotfuchs (Abb. 7.13), das Eichhörnchen und der invasive Waschbär bestätigt (siehe auch Danabalan et al. 2023). Ein wichtiger Treiber für das Vorkommen bzw. die raumzeitliche Einnischung von wild lebenden Säugetieren sind die Interaktionen mit sogenannten neuartigen Arten (*novel species*) wie Hunden und freilaufenden Katzen (Louvrier et al. 2022).

Die Gesamtzahlen für Säugetiere in den Städten, die zumindest Rote Listen führen, ändern sich nicht merklich. Jedoch verändert sich zum Teil die Artenzusammensetzung, so hat Berlin beispielsweise innerhalb von etwa zehn Jahren 10 % der gefährdeten Säugetiere verloren (Klawitter et al. 2003), während in Hamburg kein Trend festgestellt wurde (Schäfers et al. 2016). Ein über die Jahre gleichbleibender Trend der Artenzahlen in Städten kann somit auch an dem Phänomen der Homogenisierung der Biodiversität liegen (McKinney 2006), d. h., Artenzahlen bleiben scheinbar gleich, jedoch liegt dies daran, dass häufige, generalistisch lebende Arten einwandern und bereits gefährdete Arten aussterben. Dieser Trend spiegelt sich an den Ergebnissen der Roten Listen wider, die in Berlin geführt werden. Generell ist die Datenlage zu Mustern der Homogenisierung vs. Differenzierung von Säugetiergemeinschaften als Reaktion auf Urbanisierung unzureichend, sowohl für Deutschland als auch international (Lokatis & Jeschke 2022).

Durch die Tatsache, dass Städte Mosaik verschiedener Landnutzungen aufweisen und eine enge Verbindung zum Umland haben, kommt es insbesondere bei mobilen Arten wie Fledermäusen zu Interaktionen und Nachbarschaftsbeziehungen in diesen Ökotonen. Dies kann zu einer Erhöhung der Artenvielfalt in Städten führen: Einige Fledermausarten nutzen Gebäude im Siedlungsraum als Schlafplatz und angrenzende Wälder oder Offenland als Platz für die Nahrungssuche (Boye 1999). Für diese Arten ist es schwer festzustellen, ob ein möglicher Rückgang auf Faktoren im Offenland, Siedlungsraum oder im Wald zurückzuführen ist. Für das Graue Langohr (*Plecotus austriacus*) zum Beispiel ist ein starker negativer Bestandstrend zu beobachten, welcher sowohl auf ein verringertes Nahrungsangebot als auch auf ein geringes Nistplatzangebot im Siedlungsraum zurückzuführen ist (Meinig et al. 2020). Eine globale Studie zu den Charakteristika von Fledermäusen hat ergeben, dass städtische Arten unter anderem eher klein und Generalisten bei der Wahl der Bruthöhlen sind (Wolf et al. 2022). Die Körpergröße ist in diesem Zusammenhang ein möglicher Zeiger dafür, dass die größeren Arten ihren Nahrungsbedarf in Städten nicht mehr decken können und daher aus dem Siedlungsraum verschwunden sind, wie eine neuere Studie mit Hochdurchsatzsensoren gezeigt hat (Stidsholt et al. 2023).

Zusammenfassend muss festgestellt werden, dass es kein systematisches Bestandszahlmonitoring von Säugetieren in Städten gibt; es existieren einzelne Initiativen vor allem für Fledermäuse, wie z. B. einzelne Arbeitsgruppen in Städten (bspw. BUND Naturschutz in Bayern e. V. 2013). Eine Studie auf dem Flughafen Frankfurt am Main von 120 ha erfasste acht Fledermausarten und insgesamt 25 Individuen bei einem Netzfang im Frühling eines Jahres (Malten, Bönsel & Zizka 2005); in 15 ausgewählten Arealen in Frankfurt am Main (Parks, Offenland, Waldgebiete, Innenstadt) wurden insgesamt 14 Fledermausarten von 19 in Hessen vorkommenden Arten festgestellt (Werner 2016). Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz führt ein kontinuierliches Fledermausmonitoring (Koordinationsstelle Fledermausschutz) durch, das jedoch nicht in Städte unterteilt ist. Hamburg führt ein Monitoring zu Nagetierpopulationen durch, um Informationen zur Verbreitung und Bedeutung nagetierübertragener Zoonosen zu sammeln (Jacob et al. 2014); dies zielt hauptsächlich auf die Wanderratte (*Rattus norvegicus*) ab. In Citizen Science Initiativen wie »Stadtwildtiere Berlin« werden Sichtungen u. a. verschiedener Säugetierarten gesammelt. Leider erlauben rein opportunistische Sichtungen keine Aussage über den Populationsstatus bzw. den Populationstrend (Grabow et al. 2022; Planillo

et al. 2021b). Es wäre wünschenswert, auch urbane Bereiche in ein systematisches Monitoring einzubeziehen.

### Reptilien

Reptilien sind wechselwarme Tiere und benötigen warme, sonnige und offene Lebensräume (Ineichen, Klausnitzer & Ruckstuhl 2012). In Deutschland sind 14 Arten als heimisch eingestuft (Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020a), von denen etwa 30 %, also vier Arten, auch typischerweise in Städten vorkommen (Erz & Klausnitzer 1996). In Erfurt konnten sechs Arten dokumentiert werden (Bössneck 2008), in Halle (Saale) vier und in Leipzig fünf (Grosse 2009), in Dortmund zwei (Münch 2001a), in Berlin sechs (Kühnel et al. 2017b), in Hamburg sechs (Brandt, Hamann & Hammer 2018) und im Ballungsraum Ruhrgebiet fünf Arten (Schlupmann et al. 2011). Im Ruhrgebiet, in Halle (Saale) und in Leipzig wurde die Mauereidechse (*Podarcis muralis*) nachgewiesen, die dort jedoch nicht einheimisch ist und durch Menschen eingebracht wurde. Dies gilt ebenso für Funde der Europäischen Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) in Leipzig, Hamburg und Erfurt. Dort sind die lokalen Populationen ausgestorben, und bei den Individuen handelt es sich vermutlich um ausgesetzte Tiere. Häufige Arten in Städten sind die Zauneidechse (*Lacerta agilis*), die Waldeidechse (*Zootoca vivipara*) und die Blindschleiche (*Anguis fragilis*). Sie können auf alten Friedhöfen, in strukturreichen Gärten, an Waldrändern, an Bahndämmen oder auf Brachen vorkommen. Ebenso häufig in Städten ist die Ringelnatter (*Natrix natrix*). Sie bevorzugt Frösche als Nahrung, und ihr Vorkommen ist somit eng mit dem von Fröschen verknüpft (siehe Abschnitt *Amphibien*). Andere Arten sind eher am Stadtrand auf naturnahen Flächen heimisch.

In vielen Städten ist auch die Mauereidechse anzutreffen. Sie ist ursprünglich nur im Südwesten Deutschlands heimisch (Schulte et al. 2008) und steht auf der Vorwarnstufe der Roten Liste von Deutschland (Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020a). Ihr Vorkommen auf Güterbahnhöfen und Brachflächen führt immer wieder zu Konflikten mit Bebauungsvorhaben. Über 150 Populationen sind in Deutschland außerhalb ihres ursprünglichen Verbreitungsgebietes etabliert und stammen aus Frankreich, dem Südalpenraum, Italien oder dem Balkan (Schulte et al. 2011; Schulte, Veith & Hochkirch 2012). Diese eingeschleppten Populationen konkurrieren möglicherweise mit heimischen Populationen der Zaun- und Waldeidechse und werden von Schulte et al. (2011) bzgl. ihres Schutzstatus als problematisch betrachtet. Im Gegensatz dazu konnten sich die ausgesetzten Europäischen Sumpfschildkröten bis

her nicht etablieren, weshalb eine Diskussion über ihren Schutzstatus bisher nicht relevant war.

Die heimischen Reptilien sind in allen Roten Listen als gefährdet eingestuft, mit Ausnahme der Mauereidechse, die im Ballungsraum Ruhrgebiet ursprünglich nicht einheimisch war (Brandt, Hamann & Hammer 2018; Kühnel et al. 2017b; Schlüpmann et al. 2011). Besonders gefährdet sind die Kreuzotter (*Vipera berus*) in Berlin und Hamburg, die Schlingnatter (*Coronella austriaca*) in Hamburg (für Berlin liegen für diese Art keine ausreichenden Daten vor) sowie Zaun- und Waldeidechse im Ballungsraum Ruhrgebiet (Brandt, Hamann & Hammer 2018; Kühnel et al. 2017b; Schlüpmann et al. 2011). Hinsichtlich der kurzfristigen Populationstrends in Hamburg sind in den letzten zehn bis zwanzig Jahren eine mäßige Abnahme der Kreuzotter und eine starke Abnahme der Waldeidechse zu verzeichnen, während die Populationen der anderen Arten stabil sind (Brandt, Hamann & Hammer 2018). In Berlin konnte seit den 1990er-Jahren eine Bestandszunahme der Kreuzotter dokumentiert werden, der Bestand der Ringelnatter blieb stabil, während Blindschleiche, Wald- und Zauneidechse abnehmende Bestände aufweisen. In Dortmund ist die Ringelnatter zwischen 1986 und 2001 ausgestorben, die Waldeidechse wurde von »stark gefährdet« auf »vom Aussterben bedroht« eingestuft, und nur die Blindschleiche verschlechterte ihren Status »stark gefährdet« nicht weiter.

Der Lebensraumverlust ist für Reptilien die größte Ursache für Gefährdung und lokales Aussterben, insbesondere die Flurbereinigungen des 20. Jahrhunderts, der Verlust von Feuchtgebieten, die Bebauung von Brachen und anderen Freiflächen sowie die Fragmentierung (Becker & Buchholz 2016; Brandt, Hamann & Hammer 2018). Auch der Straßenverkehr fordert viele Opfer, insbesondere bei Schlangen und Blindschleichen, die sich gerne auf aufgewärmten Straßen und Fahrradwegen sonnen (Grosse 2009; Kühnel et al. 2017b; Münch 1991). In Siedlungsnähe stellen auch freilaufende Katzen eine Bedrohung für Reptilien dar (Becker & Buchholz 2016; Brandt, Hamann & Hammer 2018). Eine potenziell große, aber nur ansatzweise verstandene Bedrohung stellt das Aussetzen von als Haustieren gehaltenen Reptilien dar (z. B. Nordamerikanische Schmuck- [*Trachemys scripta*], Zier- [*Chrysemys picta*] und Schnappschildkröten [*Chelydra serpentina*] [Bössneck 2008; Brandt, Hamann & Hammer 2018]). Im Falle der Mauereidechse kann es zu Hybridisierungen mit heimischen Populationen kommen mit ungeahnten Folgen für die Überlebensfähigkeit der Population. Außerdem können eingeschleppte Mauereidechsen in Konkurrenz zu Zaun- und Waldeidechsen stehen. Das Aussetzen von Reptilien

kann auch zur Einschleppung und Verbreitung von Pathogenen führen (z. B. des kürzlich auch an Schlangen in Europa entdeckten Pilzes *Ophidiomyces ophiodiicola*; Franklinos et al. 2017).

### Amphibien

Fast alle einheimischen Amphibienarten benötigen Wasser zur Fortpflanzung, da sich ihre Larven darin entwickeln. Die Wasserqualität muss adäquat und die Beschaffenheit der Wasserkörper geeignet sein, und zusätzlich benötigen Amphibien auch geeignete Landlebensräume (Ineichen, Klausnitzer & Ruckstuhl 2012). Trotz dieser hohen Ansprüche kommen in Deutschland schätzungsweise 50 % der 21 einheimischen Amphibienarten auch in Städten vor (Erz & Klausnitzer 1996). Die Literatur ist allerdings nicht besonders umfangreich, aber in Bielefeld wurden acht Arten (Plesker & Glatfeld 1998), in Ulm acht (Piano et al. 2017), in Dortmund zehn (Münch 2001a), in Halle (Saale) elf (Buschendorf 2020), in Braunschweig elf (Ebenhack 2022), in Berlin zwölf (Kühnel et al. 2017a), im Ballungsraum Ruhrgebiet zwölf (Schlüpmann et al. 2011), in Erfurt 13 (Bössneck 2009) und in Hamburg 14 Arten gefunden (Brandt, Hamann & Hammer 2018). Es ist allerdings zu beachten, dass in vielen Studien die nur schwer zu unterscheidenden Arten See-, Teich- und Kleiner Wasserfrosch (*Pelophylax ridibundus*, *P. kl. esculentus*, *P. lessonae*) zum sogenannten Grünfroschartenkomplex zusammengefasst werden, sodass die Artenzahlen in Ulm, Dortmund und Bielefeld auch etwas höher liegen könnten.

Die Hälfte aller Amphibienarten in Deutschland ist in ihrem Bestand gefährdet, und auch bei den ungefährteten Arten sind Bestandsrückgänge zu verzeichnen (Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020b). Ein ähnliches Bild zeigen die Roten Listen der Stadtstaaten Hamburg (Brandt, Hamann & Hammer 2018) und Berlin (Kühnel et al. 2017a) sowie Untersuchungen in Dortmund (Münch 2001a): In Hamburg und im Ballungsraum Ruhrgebiet ist nur der Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*) ungefährdet (Brandt, Hamann & Hammer 2018; Schlüpmann et al. 2011), in Berlin Teichmolch, Teichfrosch und Erdkröte (*Buffo buffo*; Kühnel et al. 2017a). Was die kurzfristige Bestandsentwicklung angeht, gab es in Hamburg in den letzten zehn bis 25 Jahren bei der Hälfte der Arten negative und bei vier Arten zunehmende Trends (Brandt, Hamann & Hammer 2018). In Berlin ist die Bestandsentwicklung seit 1990 sogar bei acht Arten negativ und bei keiner Art positiv (Kühnel et al. 2017a). In Dortmund hat sich die Gefährdungseinschätzung zwischen 1986 und 2001 bei vier Arten verbessert und bei zwei Arten verschlechtert (Münch 2001a).

Amphibien in Städten können eine Vielzahl von Lebensräumen nutzen. Sind beispielsweise noch Reste von Niedermooren, Bruchwäldern oder Feuchtwiesen vorhanden, sind dort Vorkommen des Moorfrosches (*Rana arvalis*) möglich (z. B. in Berlin, Hamburg und Braunschweig, dort jeweils gefährdet mit abnehmender Bestandsgröße; Brandt, Hamann & Hammer 2018; Ebenhack 2022; Kühnel et al. 2017a). In Relikten der heckenreichen Kulturlandschaft kann der Laubfrosch (*Hyla arborea*) vorkommen. In Hamburg kommt er vor, ist aber stark gefährdet (Brandt, Hamann & Hammer 2018), in Braunschweig haben sich die Bestände seit den 1990er-Jahren erholt (Ebenhack 2022).

Hochverdichtete Innenstädte sind für Amphibien kaum geeignet, andere städtische Lebensräume dagegen schon. Dazu zählen die zahlreichen künstlichen Stillgewässer (Parkanlagen, Baggerseen, Fisch- und Gartenteiche, Rückhaltebecken), temporäre Flachgewässer (z. B. auf Baustellen, Brachen oder Halden), Feuchtgebiete und Auen, Gärten, Parks und Industriebrachen (Holtmann et al. 2018; Münch 2001a; Plesker & Glatfeld 1998; Schulte 2017). Besonders hervorzuheben sind dauerhaft oder zeitweise wassergefüllte Bombenrichter aus dem Zweiten Weltkrieg, wie sie in vielen Stadtwäldern noch zu finden sind und heute sogar für Naturschutzzwecke freigelegt und abgedichtet werden, z. B. im Naturschutzgebiet Stadtwald Augsburg (Liebig 2013) oder in den Wäldern rund um Braunschweig (Ebenhack 2022). Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) können in feuchten Laubwäldern vorkommen (z. B. im Burgholz in Wuppertal [Pastors 2000], im Teutoburger Wald in Bielefeld [Plesker & Glatfeld 1998] oder im Ardeygebirge in Dortmund [Münch 2001a]). Kammmolche (*Triturus cristatus*) sind auf strukturreiche, dauerhaft mit Wasser gefüllte Gewässer angewiesen und in vielen Städten heimisch. Sie sind jedoch stark gefährdet, insbesondere durch den Straßenverkehr, der auch für alle anderen Amphibien eine große Bedrohung darstellt (Münch 2001b). Für Pionierarten wie die Kreuzkröte (*Bufo calamita*) können Städte sehr attraktive Lebensräume bieten – hervorzuheben sind Industriebrachen und Halden (Keil et al. 2021; Schulte 2017). Häufigere Arten in Städten, insbesondere in Grünflächen, Gärten und Gartenteichen, sind Teich- und Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*), Erdkröte (*Bufo bufo*), Grasfrosch (*Rana temporaria*) und die Grünfroscharten. Allerdings sind die kurzfristigen Bestandstrends in Berlin und Hamburg für die Erdkröte, den Grasfrosch und den Grünfroschartenkomplex negativ (Brandt, Hamann & Hammer 2018; Kühnel et al. 2017a).

Neben dem Verlust von Lebensräumen (z. B. Zerstörung oder Verlandung von Teichen, Verlust der na-

türlichen Dynamik von Flussauen) und von Sekundärlebensräumen (z. B. Sukzession von Brachen) ist die Fragmentierung für Amphibien ein großer Gefährdungsfaktor (Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020b). Insbesondere die Wanderungsbewegung zum und vom Laichgewässer führt zum Tod unzähliger Individuen (Münch 2001b). Hinsichtlich der Schadstoffbelastung können Städte jedoch sogar bessere Bedingungen bieten als die umgebende Agrarlandschaft, wie eine Studie aus Berlin zeigt (Niemeier et al. 2020). Das Anlegen von geeigneten Laichgewässern und Amphibienzäune entlang von Straßen sind außerdem geeignete Maßnahmen zur Stabilisierung von Populationen (Brandt, Hamann & Hammer 2018; Kühnel et al. 2017a). Ähnlich wie bei den Reptilien besteht auch bei den Amphibien eine Gefahr durch als Haustiere ausgesetzte Amphibien wie den Amerikanischen Ochsenfrosch (*Rana catesbeiana*), da sie Krankheitserreger wie die Salamanderpest verbreiten können (Fisher et al. 2012). Die Salamanderpest befällt Feuersalamander, aber auch Molche (Vences & Lötters 2020). Auch die zunehmende Sommertrockenheit der letzten Jahre wird die Amphibien weiter unter Druck setzen (Zahn et al. 2021).

### Fische

Die Urbanisierung hat einen starken Einfluss auf die Gewässerqualität und damit auch auf die Gruppe der Fische (Nützman et al. 2011). Nur wenige Studien untersuchen diese Einflussfaktoren auf die Fischdiversität explizit im urbanen Raum, da meist das gesamte Flusssystem beschrieben wird. Die Fischdiversität allein in Städten ist daher eher weniger untersucht, allerdings mit steigender Tendenz. Daher können in diesem Abschnitt nur exemplarisch einige Ergebnisse genannt, jedoch kein repräsentatives Bild für die Mehrzahl der urbanen Gewässer in Deutschland gezeichnet werden (Werner & Zahner 2009). Eine detaillierte Analyse der Fischdiversität in Deutschland bietet das Lebensraumkapitel »Binnengewässer und Auen« in diesem Bericht (Kap. 5).

Insgesamt werden für Deutschland 103 etablierte Süßwasserfische und Neunaugen angegeben. Hiervon werden 14 als nicht einheimisch bezeichnet (Freyhof 2009). Im Vergleich dazu umfasst die Rote Liste der Fische und Neunaugen Berlins 44 Arten, davon 41 Fischarten und drei Neunaugenarten. Hiervon werden acht Arten als nicht einheimisch bezeichnet (Jürgensen & Puchmüller 2019). Die Fischfauna von Frankfurt am Main umfasst über 30 Arten, von denen sieben als nicht einheimisch gelten (Zizka & Starke-Ottich 2019). Für das Stadtgebiet von Erfurt nennt Bössneck (2006) ebenfalls 30 Arten, von denen 20 als autochthon, eine Art als

möglicherweise autochthon und alle anderen als Besatz und nicht einheimisch eingestuft werden. Zwei Arten, der Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) und der Steinbeißer (*Cobitis taenia*), gelten im Stadtgebiet von Erfurt als ausgestorben.

Ein Beispiel für die Entwicklung der Fischvielfalt in urbanen Gewässern in Deutschland in den letzten Jahrzehnten ist Frankfurt am Main:

»Die Fischfauna in Main und Nidda umfasste 38 einheimische Arten, darunter Stör und Lachs. Im 20. Jahrhundert ging die Vielfalt wegen der starken Gewässerverschmutzung auf nur vier Arten zurück. Inzwischen ist die Zahl der Fischarten in Frankfurt wieder auf über 30 gestiegen, darunter 25 einheimische und sieben neu eingewanderte Arten (Neozoen) (Korte 2015). Zurückzuführen ist das auf die jahrzehntelangen, erfolgreichen Anstrengungen zur Verbesserung der Wasserqualität und den Rückbau von Wehren und kanalisierten Flussbereichen« (Zizka & Starke-Ottich 2019, S. 171).

Ähnliche Tendenzen sind auch für die Wupper im Stadtgebiet von Wuppertal belegt; nach einem zwischenzeitlichen Verschwinden fast aller Arten ist die Artenzahl in zwischen wieder auf 30 angestiegen (Weber 2001).

Generell ist in vielen urbanisierten Gewässern eine Homogenisierung der Fischarten zu beobachten. Wesentliche Faktoren hierfür sind neben der Wasserqualität die Verringerung der Habitatvielfalt und auch der Besatz mit Fischarten für die Fischerei (Werner & Zahner 2009; Wolter 2010). In einer Berliner Studie zur Habitataufwertung in zwei Fließgewässern wurden insgesamt 27 Arten nachgewiesen, wobei 81 % der Individuen nur zwei Arten zugeordnet werden konnten (Rotaue [*Rutilus rutilus* L.] und Barsch [*Perca fluviatilis* L.]) (Wolter 2010).

Für die Fischartenvielfalt in Städten sind die Wasserqualität, die natürliche Gewässermorphologie und deren Veränderung durch Längs- und Querverbauungen von zentraler Bedeutung. Für die Wasserqualität ist die Verschmutzung durch Schad- und Giftstoffe zentral. So gibt es Studien, die zeigen, dass die Artenvielfalt in Flüssen oberhalb von Städten höher ist als unterhalb, was unter anderem mit der Verschlechterung der Wasserqualität erklärt wird (Boët et al. 1999). Problematisch ist auch der Nährstoffeintrag u. a. aus Abwässern, da viele Nährstoffe und damit ein starkes Pflanzen- und Algenwachstum letztlich den Sauerstoffgehalt in urbanen Gewässern reduzieren. Ein teilweise oder vollständig reduzierter Sauerstoffgehalt ist für Fische äußerst problematisch (Weber & Wolter 2017). Dies und das

Fehlen von Landvegetation zur Beschattung der Gewässerbereiche sowie die durch Abwassereinleitungen generell höheren Wassertemperaturen führen zu weiteren Erschwernissen für die Fischpopulationen (Weber 2001). Während Uferverbauungen die Habitatvielfalt reduzieren, sind Querbauwerke vor allem für die Aufzucht von Jungfischen problematisch und stellen insbesondere für wandernde Arten unüberwindbare Hindernisse dar. Dies ist am Beispiel der Wupper in Wuppertal auch aus folgendem Grund besonders problematisch: »fast alle Fische in der Wupper begeben sich, wie in anderen Flüssen auch, aus den unterschiedlichsten Gründen auf Wanderschaft, z. B. auf der Suche nach Schutz und Nahrung oder zur Vermehrung und Verbreitung« (Weber 2001, S. 81).

Dass es sehr unterschiedliche Strategien zur Aufwertung urbaner Gewässer gibt, zeigt die Berliner Studie von Wolter (2010). Zum einen wurde ein natürlich mäandrierendes Gerinne geschaffen, zum anderen wurden zusätzliche künstliche Strukturen eingebracht, um die natürlichen Eigenschaften eines Fließgewässers zu imitieren. Beide Strategien wirkten sich positiv auf die Artenvielfalt und die Individuenzahl der Fische aus. In einer weiteren Berliner Studie zur Aufwertung der Uferzone wurde jedoch festgestellt, dass dies nur zu einer geringen Erhöhung der Individuenzahlen führte, da das eigentliche Problem für die Fischpopulationen ein zu geringer Sauerstoffgehalt war (Weber & Wolter 2017). Es ist daher wichtig, an jeder Stelle des urbanen Gewässersystems die limitierenden Einflussfaktoren zu identifizieren, bevor teure Maßnahmen ins Leere laufen.

### Terrestrische Wirbellose

In Deutschland gibt es 561 Bienenarten (Westrich et al. 2011). Die Hautflügler, zu denen die Bienen gehören, gelten als relativ gut an städtische Umweltbedingungen angepasste Artengruppe (Deguines et al. 2016). Beispielsweise sind für das Ruhrgebiet 200 Wildbienenarten bekannt, entsprechend 50,6 % der Wildbienenfauna Nordrhein-Westfalens (Keil et al. 2021) und 35,6 % der Bienen Deutschlands (Westrich et al. 2011). Hausmann, Petermann & Rolff (2016) fanden allein an vier häufigen Stadtbaumarten in Berlin insgesamt 57 nahrungssuchende Wildbienenarten, was 19 % aller 298 bekannten Wildbienenarten Berlins entspricht (Saure 2005). Berlin beherbergt 53,1 % aller Bienenarten Deutschlands.

Mehrere Studien zeigen, dass mit einer hohen Vielfalt, Abundanz und Deckung von Blütenpflanzen die Abundanz und der Artenreichtum von Wildbienen, inklusive Hummeln und gefährdeten Arten, in Städten gefördert werden (Buchholz et al. 2020; Hülsmann et al.

2015; Sikora, Michořap & Sikora 2020). In Lebensräumen wie blumenreichen Trockenrasen kann der Artenreichtum von Insekten, einschließlich Bestäubern, hoch sein. Bei Untersuchungen in Berlin wurden zum Beispiel 106 Wildbienen- und 31 Schwebfliegenarten gefunden (Gathof et al. 2022). In einer anderen Studie im selben System wurden 105 Wildbienen-, 38 Schwebfliegen- und 22 Schmetterlingsarten gefunden (Herrmann, Buchholz & Theodorou 2023). Lebensräume mit einem hohen Anteil an offenem Boden, wie Sport- und Freizeitanlagen, bieten Nistplätze für bodenbrütende Wildbienenarten (Carré et al. 2009). Insbesondere blütenreiche Parks und Gärten bieten ein kontinuierliches Nahrungsangebot für Hummeln und können diese sogar in innerstädtische Grünflächen locken, die von dichter Bebauung und versiegelten Flächen umgeben sind (Hülsmann et al. 2015). Jedoch wirkt sich eine Isolierung der Elemente urbaner grüner Infrastruktur negativ auf die Diversität der Wildbienen aus, wie Buchholz et al. (2020) am Beispiel von Graslandökosystemen in Berlin-Marzahn-Hellersdorf zeigen konnten.

Tagfalter kommen dagegen weniger gut mit städtischen Umweltbedingungen zurecht und sind dementsprechend in Städten mit weniger Arten vertreten als im ländlichen Raum (Knapp et al. 2008b). Während es laut der Roten Liste und Gesamtartenliste der Tagfalter Deutschlands (Reinhardt & Bolz 2011) insgesamt 189 Tagfalterarten im Land gibt, liegen aus Städten berichtete Artenzahlen oft deutlich niedriger. Beispielsweise sind für das Gebiet der Stadt Köln aus den Jahren 2003 bis 2009 45 Tagfalterarten bekannt (Hanisch 2009), was ca. 24 % der 189 Tagfalterarten Deutschlands entspricht. Auf ausgewählten Flächen innerhalb von Städten liegen die Zahlen meist noch niedriger. So fanden z. B. Kricke, Bamann & Betz (2014) auf zehn mittels Mähen gepflegten, wenig betretenen Grünflächen in Tübingen insgesamt 31 Tagfalterarten aus sechs Familien. Dies entspricht etwa 16 % der 189 Tagfalter Deutschlands. Je extensiver die Pflege der Grünflächen und je höher die Anzahl der dort vorkommenden zweikeimblättrigen Pflanzenarten, desto mehr Tagfalterarten waren zu beobachten (Kricke, Bamann & Betz 2014). Diese Ergebnisse bestätigen Lange-Kabitz, Reich & Zoch (2021), die auf 56 teils ungenutzten, teils extensiv beweideten und teils extensiv bis intensiv gemähten Flächen in Hannover über einen Zeitraum von drei Jahren insgesamt 34 Tagfalterarten nachweisen konnten (entsprechend ca. 18 % der Tagfalter Deutschlands). Sie zeigen zudem, dass größere Grünflächen mehr Tagfalterarten beherbergen als kleine Grünflächen. Etwas höhere Artenzahlen wiesen Kühn, Musche & Wiemers (2020)

mit 56 Arten in 33 Schutzgebieten in Halle (Saale) nach. Es liegt nahe, dass die höheren Artenzahlen in Halle im Vergleich u. a. dadurch zustande kommen, dass die Schutzgebiete unterschiedliche Biotope umfassen, während sich die Studien aus Hannover und Tübingen auf Flächen des Grünlandes beschränken. Hinsichtlich der zeitlichen Trends zeigt eine Analyse der historischen Entwicklung der Tagfalterfauna in der Stadt Wuppertal Verluste in Höhe von 30 % der Arten seit Mitte des 20. Jahrhunderts – insbesondere Arten der lichten Wälder, Gebüsche und Heidelandschaften (Laussmann et al. 2010). Die für Deutschland insgesamt über verschiedene Insektengruppen hinweg beobachteten Einbußen in deren Häufigkeit (Hallmann et al. 2017) und eine weitere Studie zu Rückgängen der Artenzahl der Tagfalter im städtischen Raum (Düsseldorf; Lenz & Schulten 2005) deuten an, dass die genannten städtischen Fallbeispiele für allgemeine Trends stehen könnten.

Nach der Roten Liste und der Gesamtartenliste der Heuschrecken Deutschlands (Maas, Detzel & Staudt 2011) gibt es in Deutschland 85 Heuschreckenarten, von denen zwei Drittel im Siedlungsraum vorkommen können. Heuschrecken profitieren in Städten besonders von Offenlandbiotopen, wie sie beispielsweise auf jungen Brachflächen zu finden sind (Eckert, Möller & Buchholz 2017), kommen aber auch in Gärten, Parks und zum Teil in Stadtwäldern vor. Selbst Rasenflächen beherbergen Heuschrecken, wobei die Arten- und Individuenzahl zunimmt, wenn der Rasen extensiv statt intensiv gemäht wird (Wintergerst et al. 2021). Städtische Wärmeinseln begünstigen das Vorkommen von Heuschrecken, während sich die Isolation innerstädtischer Biotope durch versiegelte Flächen negativ auswirkt (Schädler, Schulze & Timm 2020). Strauss & Biedermann (2006) fanden auf Brachflächen in Bremen und Berlin elf bzw. 15 Heuschreckenarten. Eckert, Möller & Buchholz (2017) identifizierten auf 24 Berliner Brachflächen 21 Heuschreckenarten, entsprechend 45 % der Heuschreckenfauna der Stadt. Möller & Buchholz (2016a) bestimmten 22 Arten auf Berliner Trocken- und Halbtrockenrasen. Im Straßenbegleitgrün Berlins sind die Artenzahlen mit neun Arten deutlich geringer und vor allem durch weitverbreitete Arten geprägt (Möller & Buchholz 2016b). Im Gegensatz dazu fanden Mody et al. (2020) 31 Heuschreckenarten auf Straßenbegleitgrün in Riedstadt, wobei die höchste Artenzahl auf den als Wildblumenwiesen angelegten Grünflächen auftrat. Der Verdichtungsraum des Ruhrgebietes beherbergt mit 27 Heuschreckenarten 52,9 % des nordrhein-westfälischen Bestandes (Keil et al. 2021), Berlin beherbergt 54 Arten (Machatzki et al. 2005). In 41 Schutzgebieten in-

nerhalb der Stadt Halle (Saale) konnten zwischen 2015 und 2017 30 Heuschreckenarten sowie die Gottesanbeterin (eine Fangschrecke) nachgewiesen werden (Schädler, Schulze & Timm 2020).

In der großen Ordnung der Käfer hat bislang insbesondere die Familie der Laufkäfer Aufmerksamkeit in der internationalen stadtoökologischen Forschung erhalten (Kotze et al. 2011; Niemelä et al. 2002), weshalb auch hier der Fokus innerhalb der Ordnung auf sie gelegt wird. In Deutschland kommen nach der Roten Liste und der Gesamtartenliste der Laufkäfer 582 Arten vor (Schmidt, Trautner & Müller-Motzfeld 2016). Die Artenzahlen einzelner innerstädtischer Biotoptypen liegen nach verschiedenen Studien im zweistelligen Bereich: 23 Arten wiesen Weller & Ganzhorn (2004) in neun Waldgebieten innerhalb Hamburgs nach, Deichsel (2006) wiesen 47 Arten in acht Wäldern im Stadtgebiet Berlin nach, Buchholz, Pohl & Hannig (2014) wiesen 54 Arten auf zehn Sandtrockenrasen in Berlin nach, Wahlbrink & Zucchi (1994) wiesen 52 Arten auf einer Eisenbahnböschung in Osnabrück nach, und Lübke-Al Hussein, Al Hussein & Partzsch (1998) wiesen 66 Arten auf einer 20.000 m<sup>2</sup> großen Brachfläche in Halle (Saale) nach. Studien, die sich auf größere Flächen einer Stadt mit unterschiedlichen Biotoptypen fokussieren, zeigen höhere Artenzahlen, so z. B. Schnitter (2020), der in 33 Schutzgebieten in der Stadt Halle (Saale) 203 Arten beobachten konnte – was 50 % der Laufkäferfauna Sachsen-Anhalts und 35 % der Laufkäferfauna Deutschlands entspricht (Schmidt, Trautner & Müller-Motzfeld 2016). Malten, Bönsel & Zizka (2005) fanden auf dem Gelände des Flughafens Frankfurt am Main 101 Arten (17,3 % der Laufkäferfauna Deutschlands), vorwiegend in offenen Lebensräumen sowie in einzelnen von Gehölz geprägten Flächen. Die Laufkäferfauna Berlins umfasst 288 Arten (Kielhorn 2005) und folglich knapp 50 % der Fauna Deutschlands. Vergleiche zwischen städtischen und ländlichen Untersuchungsflächen bzw. Vergleiche entlang von Stadt-Land-Gradienten führen zu unterschiedlichen Ergebnissen. Knapp et al. (2008a) konnten keine Unterschiede in der Artenzahl zwischen städtischen Schutzgebieten in Halle (Saale) und den Schutzgebieten im agrarisch geprägten Saalkreis identifizieren – ähnlich wie Deichsel (2006), der keine Änderung der Artenzahl von Laufkäfern entlang eines Stadt-Land-Gradienten in Berlin zeigen konnte. Dagegen nimmt laut Weller & Ganzhorn (2004) die Zahl der Laufkäferarten in Hamburg zum Stadtzentrum hin ab, ebenso wie die Artenvielfalt (Shannon-Index) der Laufkäfer in Osnabrück (Wahlbrink & Zucchi 1994). Deutlich zu erkennen sind hingegen die Abnahme der an Wald gebundenen Lauf-

käferarten und die Zunahme der Offenlandarten mit zunehmender Urbanisierung – ein Muster, das sowohl in Städten in Deutschland (Deichsel 2006; Wahlbrink & Zucchi 1994) als auch international (Kotze et al. 2011) wiederholt gefunden wurde. Zudem nehmen Arten, die an hohe Temperaturen angepasst sind, zum Stadtzentrum hin zu, während die Arten, die feuchte Lebensräume benötigen, abnehmen und der Anteil kleiner Laufkäfer mit zunehmender Verstädterung steigt (Kotze et al. 2011; Wahlbrink & Zucchi 1994). Ob die Urbanisierung zu einer Homogenisierung oder Differenzierung der Laufkäferfauna führt, ist bisher kaum untersucht (Lokatis & Jeschke 2022). Bei einem Vergleich der Beta-Diversität der Laufkäfer in Schutzgebieten in Halle (Saale) und dem umliegenden Saalkreis fanden Knapp et al. (2008a; 2010a) nur geringe Unterschiede, die eher auf eine Differenzierung als auf eine Homogenisierung durch Urbanisierung hindeuten.

Auch Spinnen profitieren von Brachflächen und reagieren negativ auf die Isolation innerstädtischer Biotope durch versiegelte Flächen (Buchholz et al. 2018). Sie sollten jedoch in allen im urbanen Raum vorkommenden Biotop- und Nutzungstypen vertreten sein. Artenzahlen liegen u. a. für den Verdichtungsraum Ruhrgebiet vor, wo 300 Webspinnenarten (entsprechend 42,7 % der Fauna Nordrhein-Westfalens; Keil et al. 2021) gefunden wurden. Für Berlin sind 576 Spinnenarten bekannt (Kielhorn 2017), von denen allein 194 Arten in den Trockenrasen Berlins (und angrenzenden Flächen Brandenburgs) vorkommen (Möller, Blick, & Buchholz 2019). In den von einheimischen Baumarten dominierten Wäldern Berlins fanden Buchholz et al. (2015a) im Mittel 21 Spinnenarten sowie im Mittel 19 Spinnenarten in von gebietsfremden Baumarten dominierten Wäldern. Allein auf dem Jüdischen Friedhof Weißensee in Berlin konnten Buchholz et al. (2016) 64 Spinnenarten nachweisen, Malten, Bönsel & Zizka (2005) auf dem Flughafen Frankfurt (Main) 165 Arten und Lübke-Al Hussein, Al Hussein & Partzsch (1998) auf einer 20.000 m<sup>2</sup> großen Brachfläche in Halle (Saale) 79 Arten (davon 15 % Rote-Liste-Arten). In elf Schutzgebieten in Halle (Saale) konnten in den Jahren 2010 bis 2016 199 Webspinnenarten nachgewiesen werden (Voigt 2020). Bezogen auf die nach Roter Liste und Gesamtartenliste der Spinnen (Blick et al. 2016) in Deutschland insgesamt vorkommenden 1010 Spinnenarten, erreichen die größeren Siedlungsräume damit zwischen 30 % und 57 % des Artenbestandes, ausgewählte innerstädtische Flächen und Biotoptypen immerhin bis zu 20 %. Dabei ist laut der Roten Liste und der Gesamtartenliste der Spinnen Berlins jede zehnte Spinnenart vom Aussterben bedroht,

wobei Grundwasserabsenkungen (v. a. für Spinnenarten der Moore), die Verbuschung offener Lebensräume, der Verlust von Saum- und Sonderbiotopen sowie generell Lebensraumverlust durch Bebauung als Hauptursachen genannt werden (Kielhorn 2017).

Die Weberknechte bilden mit 58 für ganz Deutschland bekannten Arten (Muster, Blick & Schönhofer 2016) eine relativ kleine Gruppe. Zahlen liegen für den Verdichtungsraum des Ruhrgebiets vor, wo 18 Arten nachgewiesen werden konnten. Das entspricht 52,9 % der Fauna Nordrhein-Westfalens (Keil et al. 2021) sowie 31 % der Fauna Deutschlands. Zudem existiert eine Erhebung der Weberknechte des Jüdischen Friedhofs Weißensee in Berlin, wo Buchholz et al. (2016) fünf Arten nachweisen konnten. Malten, Bönsel & Zizka (2005) fanden auf dem Flughafen Frankfurt (Main) sechs Arten.

Nach Lehmitz et al. (2016) sind in Deutschland 47 Regenwurmarten bekannt. Studien zu dieser Artengruppe, die sich auf städtische Räume beziehen, sind selten. Eine Ausnahme bildet die Stadt Dorsten, wo Regenwürmer von Keplin & Broll (1997) hinsichtlich ihrer Arten, Lebensformen, Häufigkeit und Biomasse auf vier Untersuchungsflächen untersucht wurden. Zwei Flächen wurden früher als Gärten genutzt, während die anderen beiden Flächen landwirtschaftlich bewirtschaftet wurden. Keplin & Broll (1997) wiesen auf den vier Flächen, die innerhalb einer Fläche von ca. 15,5 m<sup>2</sup> liegen, insgesamt sieben Regenwurmarten nach, was knapp 15 % der in Deutschland bekannten Arten entspricht. Darunter befanden sich epigäische (knapp unterhalb der Bodenoberfläche lebende), endogäische (im oberen Bereich der mineralischen Bodenschichten lebende) und anöische (in tieferen Bodenschichten lebende) Arten. In den ehemaligen Gärten war die Häufigkeit und die Biomasse der Regenwürmer höher als auf den ehemaligen Ackerflächen.

In Deutschland gibt es nach der Roten Liste und Gesamtartenliste der Schnecken und Muscheln (Jungbluth & von Knorre 2011) 231 Landschneckenarten. Gesamtartenlisten für Städte in Deutschland liegen z. B. für Berlin mit 83 Landschneckenarten (Rote Liste; Hackenberg & Müller 2017), Köln mit 64 Landschneckenarten (Tappert 1996) und Gießen mit 75 Landschneckenarten (Jungbluth 1973) vor. Darüber hinaus wurden in verschiedenen Städten ausgewählte Biotope oder Gebiete untersucht, darunter 18 Schutzgebiete in Halle (Saale) mit insgesamt 88 Arten (Knapp et al. 2008b), 34 Flächen entlang eines Gradienten vom Stadtzentrum zu den Randbezirken in Frankfurt am Main mit 31 Arten (Kappes, Katzschnier & Nowak 2012) sowie das Naturschutzgebiet »Stadtwald Augsburg« mit 48 Arten (Colling 2013). Auch

eine Studie von Horsák et al. (2016) zur Schneckenfauna ausgewählter urbaner Biotop- und Nutzungstypen in 32 europäischen Städten (darunter in Deutschland Augsburg, Chemnitz, Freiburg im Breisgau, Halle [Saale], Hamburg, Kassel, Köln, München, Regensburg, Stuttgart, Oldenburg und Würzburg) ergab mit 72 einheimischen und 22 gebietsfremden Arten ähnliche Werte. Danach können Städte bis zu 40 % der 231 Landschneckenarten beherbergen. Einzelne Studien konzentrieren sich speziell auf Nacktschnecken, z. B. Ludwig, Reise & Hutchinson (2015), die in 14 Hausgärten, 13 Schrebergärten und vier Hinterhöfen in Görlitz insgesamt 13 Arten nachweisen konnten, Ludwig, Reise & Hutchinson (2015, S. 201) beschrieben 27 Gärten in Altenburg (Thüringen) mit neun Arten (Baade 1993) und 25 Gärten in Erfurt mit 13 Arten (Meng & Bössneck 1998). Relativ hohe Anteile der Landschnecken gelten als gefährdet, wie die Rote Liste Berlins mit 39,8 % der Landschnecken der Stadt (Hackenberg & Müller 2017) und Colling (2013) mit 36 % des Gesamtartenspektrums des Augsburger Stadtwaldes nach der Roten Liste Bayerns zeigen. Vorliegende Studien weisen zudem darauf hin, dass in Innenstädten weniger Landschneckenarten vorkommen als in ländlichen oder weniger versiegelten Stadtgebieten (Horsák et al. 2013; Kappes, Katzschnier & Nowak 2012). Dementsprechend beherbergen naturnahe Biotope (z. B. Laubwälder und Feuchtgebiete) sowie innerhalb von Gärten solche, die »weniger ordentlich« sind, mehr Arten als z. B. sehr ordentlich gehaltene Gärten und Kulturrasen (Ludwig, Reise & Hutchinson 2015; Tappert 1996). Auch die funktionelle Diversität der Schneckenfauna profitiert von einer Vielfalt der Biotope in Gärten (Braschler et al. [2021] für Basel, Schweiz). Knapp et al. (2008a) fanden vermutlich deshalb keine Unterschiede in der Artenzahl von Landschnecken zwischen städtischen und ländlichen Schutzgebieten, da beide relativ naturnah geprägt sind. Zur Landnutzung hinzu kommt der Effekt der städtischen Wärmeinsel, der in den Stadtzentren am stärksten ausgeprägt ist: Hohe Temperaturen bedeuten für viele Schneckenarten Stress, sodass ihre Artenzahl mit steigenden Temperaturen abnimmt, was für einheimische Arten stärker gilt als für gebietsfremde Arten (Kappes, Katzschnier & Nowak 2012). Die Zusammensetzung urbaner Schneckenfaunen wird bei einheimischen Arten stärker von den Temperaturschwankungen zwischen Winter und Sommer bestimmt, während die gebietsfremden Arten vor allem von den Wintertemperaturen beschränkt werden (Horsák et al. 2016). Die Urbanisierung an sich scheint jedoch einen stärkeren Effekt zu haben als die Temperatur (Horsák et al. 2016). Die Studienlage zur Frage, ob Urbanisierung zu einer

Homogenisierung oder Differenzierung der Schneckenfauna führt, ist dünn (Lokatis & Jeschke 2022). Die räumlich ausgedehnte Studie von Horsák et al. (2016) zeigt jedoch in den 32 untersuchten europäischen Städten eine größere Ähnlichkeit der heimischen Arten im Vergleich zu den nicht einheimischen Arten. Unter den gebietsfremden Arten sind auch solche, die als invasiv eingestuft werden, wie z. B. die Mittelmeer-Ackerschnecke (*Deroceras invadens*; Hutchinson, Reise & Robinson 2014; Ludwig, Reise & Hutchinson 2015).

### Süßwasserwirbellose

Für die Artengruppe der Libellen, deren Vorkommen eng an Süßwasser gebunden ist, nennen Willigalla & Fartmann (2010) fast 30 Stadtfaunen, die bis dato für Mitteleuropa veröffentlicht wurden. Mit 77 % aller aus Deutschland bekannten Arten repräsentieren die untersuchten Städte eine beachtliche Libellenartenvielfalt (62 Arten). Goertzen & Suhling (2015) ergänzen, dass die Städte Mitteleuropas knapp 93 % aller 81 Libellenarten Mitteleuropas beherbergen sowie fast 86 % der gefährdeten Libellenarten. Allein in Dortmund konnten Goertzen & Suhling (2013) 30 Libellenarten nachweisen. Für das Stadtgebiet von Mainz nennen Willigalla & Fartmann (2009) 38 Arten. Im Verdichtungsraum des Ruhrgebietes sind 35 Arten bekannt, was 49,3 % der Libellenfauna Nordrhein-Westfalens entspricht (Keil et al. 2021). In Frankfurt am Main wurden 49 Arten nachgewiesen, von denen inzwischen einige Arten verschwunden, aber auch einige wärmeliebende Arten hinzugekommen sind (Hill & Malten 2015). Willigalla & Fartmann 2010 2012 sowie Goertzen & Suhling (2019) nennen darüber hinaus Muster, wie sie auch für andere Artengruppen als Reaktion auf urbane Umweltbedingungen beobachtet wurden: die Zunahme von Generalisten und die Abnahme von Spezialisten, verbunden mit einer generellen Abnahme der Artenzahl, je näher eine Untersuchungsfläche am Stadtzentrum liegt, eine Homogenisierung der Libellenfauna, die sich im Vergleich der Artenbestände verschiedener Städte zeigt, die Dominanz opportunistischer, an hohe Temperaturen angepasster Arten in Städten sowie die positive Wirkung urbaner struktureller Heterogenität auf die Libellenvielfalt. Auch das Vorkommen möglichst ungestörter naturnaher Teiche kommt der Artenvielfalt der Libellen in Städten zugute (Goertzen & Suhling 2013).

Für weitere an Süßwasser gebundene Gruppen der Wirbellosen ist die Datenlage weniger umfangreich als für Libellen. In der Roten Liste und der Gesamtartenliste der Weichtiere (Schnecken und Muscheln) Berlins sind 45 Wasserschneckenarten und 30 Muschelarten aufge-

führt (Hackenberg & Müller 2017). Davon gelten ein Drittel der Wasserschnecken und 43,3 % der Muscheln als gefährdet. Für Köln nennt Tappert (1996) 22 Muschel- und 36 Wasserschneckenarten. 23 Muschelarten nennt Kittel (2002) für die Weichtierfauna der Stadt Aschaffenburg. In Erfurt wurden in 23 über das Stadtgebiet verteilten Untersuchungsflächen sieben Muschel- und 16 Wasserschneckenarten nachgewiesen (Meng & Bössneck 1998). Für die Muscheln nennt die Rote Liste und Gesamtartenliste der Binnenmollusken (Schnecken und Muscheln; Gastropoda et Bivalvia) Deutschlands (Jungbluth & von Knorre 2011) 40 Muschelarten, von denen nach den genannten Untersuchungen bis zu 75 % in Städten vorkommen.

Eine Studie zu Makroinvertebraten städtischer Gewässer liegt für Braunschweig vor (Goertzen et al. 2022). Hier konnten innerhalb von zwölf Jahren (2009–2020) in 56 in Wasserläufen gelegenen Untersuchungsflächen 361 Arten identifiziert werden. Innerhalb der zwölf Jahre wurde ein Anstieg der Artenzahl beobachtet, darunter auch ein Anstieg der Indikatorarten, die als Zeiger für gesunde Fließgewässer gelten. Insbesondere auf suburbanen Untersuchungsflächen, die durch naturnahe Bedingungen charakterisiert sind, stieg die Artenzahl. Stark überprägte Wasserläufe mit reduzierten Fließgeschwindigkeiten, geringerer Wasserqualität und künstlichen Einfassungen wiesen dagegen geringere Artenzahlen und einen höheren Anteil gebietsfremder Arten auf.

### Gefäßpflanzen

Gefäßpflanzen erreichen in Städten beachtliche Artenzahlen, sowohl für einheimische als auch für gebietsfremde Arten (Kühn, Brandl & Klotz 2004). Je größer eine Stadt ist, desto höher ist die Zahl der in ihr vorkommenden Arten (Klotz 1990). Beispielsweise beherbergt die größte Stadt Deutschlands, Berlin, mit 1.527 Arten (Tab. 7.2) knapp 29 % aller laut der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen in Deutschland vorkommenden 5.312 Arten (Metzing et al. 2018; Seitz et al. 2018). Auch die Floren von Großstädten mit Einwohnerzahlen zwischen 100.000 und 500.000, wie z. B. Hagen (ca. 190.000 Einwohner:innen), Halle an der Saale (ca. 240.000 Einwohner:innen) oder Wuppertal (ca. 355.000 Einwohner:innen), erreichen Anteile von ca. 20 % an der Gesamtflora Deutschlands (Tab. 7.2). Das Ruhrgebiet nimmt aufgrund seiner polyzentrischen Struktur (elf Großstädte und vier Landkreise mit insgesamt 53 Kommunen) und seiner zahlreichen industriellen Brachflächen eine Sonderstellung unter den deutschen Siedlungsräumen ein. Aktuell sind für den zentralen Verdichtungsraum 1.256 Gefäßpflanzenarten (Indigene, Archäophyten so-

wie fest eingebürgerte Neophyten) gelistet (Verbücheln et al. 2021). Hinzu kommt eine unüberschaubare Anzahl unbeständiger Arten, insbesondere verwilderte Gartenpflanzen, in Einbürgerung begriffene Neophyten, Hybriden sowie Apomikten (z. B. aus der Gattung *Rubus*). In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurden z. B. an Ruderalstandorten wie Bahnhöfen, Häfen und Mülldeponien über 1.000 sogenannte Adventivpflanzenarten aufgefunden, von denen die meisten heute wieder verschwunden sind (Keil & Loos 2002). Für einzelne Kernstädte innerhalb des Ballungsraums Ruhrgebiet werden für den Zeitraum seit ca. 1980 Artenzahlen der etablierten Flora mit 1.007 Arten in Bochum, 819 Arten in Mülheim an der Ruhr, 913 Arten in Essen-Zentrum und Norden sowie 1.144 Arten in Duisburg und Umgebung angegeben (Düll & Kutzelnigg 1987; Jagel 2022; Keil & Berg 1999; Reidl 1989). Dabei sind die hohen Artenzahlen in Städten hauptsächlich den Blütenpflanzen zuzurechnen; Farne haben ihre Verbreitungsoptima außerhalb der Städte (Wittig 2002), wenngleich in den Städten auch Sonderbiotope wie Mauern, Brunnen, Straßenabläufe oder Kellerlichtschächte besiedelt werden (Keil et al. 2012).

Vergleiche historischer mit aktuellen Floren zeigen teils positive, teils negative Entwicklungen der Artenzahlen. Allen Trends gemeinsam ist, dass die Zahl der Neophyten in den letzten Jahrhunderten zugenommen hat: z. B. in Frankfurt am Main von 78 Neophyten im Jahr 1800 auf 252 im Jahr 2000 (Gregor et al. 2012), in Halle an der Saale von sechs im Jahr 1687 auf 128 im Jahr 2008 (Knapp et al. 2010a); in Hamburg sind seit Mitte des 19. Jahrhunderts 131 neue Arten hinzugekommen, sodass im Jahr 2010 195 Neophyten verzeichnet wurden (Poppendieck 2010). Archäophyten und einheimische Arten zeigen weniger deutliche Trends. Erstere stagnieren teilweise in ihrer Artenzahl (z. B. in Halle an der Saale mit 106 Archäophyten im Jahr 1687 und 102 im Jahr 2008; Knapp et al. 2010b) und sind teils rückläufig (z. B. in Frankfurt am Main mit 228 Archäophyten im Jahr 1800 und 166 im Jahr 2000; Gregor et al. 2012). Letztere zeigen sowohl ansteigende (z. B. in Halle an der Saale mit 599 einheimischen Arten im Jahr 1687 und 627 im Jahr 2008; Knapp et al. 2010b) als auch rückläufige Trends (z. B. in Frankfurt am Main mit 926 einheimischen Arten im Jahr 1800 und 698 im Jahr 2000; Gregor et al. 2012). Entsprechend uneinheitlich ist auch das Bild für die Entwicklung der Stadtflora insgesamt. Als Gründe für die Veränderungen der Artenzahlen und der Anteile verschiedener Artengruppen werden u. a. der Verlust sensibler Lebensräume und der daran angepassten Arten (Poppendieck 2010), steigende Tempera-

turen und Stickstoffgehalte der Böden und eine entsprechende Verschiebung des Artenspektrums hin zu Arten, die an hohe Temperaturen, Trockenheit und Nährstoffreichtum angepasst sind, diskutiert (Knapp et al. 2010a).

Studien zur Entwicklung der Populationsgrößen von Gefäßpflanzenarten liegen für Berlin vor. Für die Stadt gibt es aktuell vier Zeitschnitte der Listen für das Stadtgebiet von Berlin (West) (Böcker et al. 1991; Sukopp et al. 1981) und der ersten Liste für das gesamte Stadtgebiet von Berlin (Prasse et al. 2001). Hiervon verglichen Seitz et al. (2018, S. 95) zwei Zeitschnitte der Roten Liste bzw. der Gesamtartenliste der Gefäßpflanzen.

Die Autor:innen halten im Vergleich zu Prasse et al. (2001) fest:

»Im Vergleich mit der Roten Liste von 2001 (Prasse et al. 2001) fanden bei 262 Sippen (17,2 %) Änderungen in der Gefährdungskategorie statt. Bei 83 Sippen (5,4 %) war ein positiver, bei 179 Sippen (11,7 %) ein negativer Trend zu verzeichnen [...]. Von den Arten mit Negativtrend wurden 55 Sippen der Kategorie 0 zugeordnet. Negative Kategorieänderungen wurden in 81 % der Fälle mit realen Veränderungen begründet, 10 % waren auf die veränderte Methodik und 5 % auf Kenntniszuwachs zurückzuführen. Gründe für positive Kategorieänderungen lagen bei 53 % in realen Veränderungen, die teilweise durch Naturschutzmaßnahmen erreicht wurden, 30 % gehen auf einen Kenntniszuwachs zurück und 14 % sind durch die veränderte Methode begründet. Ein erheblicher Kenntniszuwachs konnte durch Erfassungen im Rahmen der Zielartenkartierung des Berliner Florenschutzkonzeptes und durch die Ergebnisse des Berliner Florenatlas (Seitz et al. 2012) erreicht werden.«

Die genannten Artenlisten basieren auf einer Einschätzung der vermuteten Bestandsentwicklung. Die konkrete Bestandsentwicklung vieler Zielarten des Berliner Florenschutzes wurde von Planchuelo, Kowarik & von der Lippe (2020a) analysiert. Sie zeigen, dass innerhalb von durchschnittlich 7,6 Jahren mehr als ein Drittel der 858 untersuchten Populationen von insgesamt 179 gefährdeten Arten verschwunden ist. Als ursächlich für den Verlust identifizieren Planchuelo, Kowarik & von der Lippe (2020a) die Zunahme des Versiegelungsgrades. Zudem verschwanden Populationen in naturnahen Lebensräumen (u. a. Wälder, Hecken und Moore) häufiger als in stärker urbanen Lebensräumen (z. B. Parks und Wohngebiete), was sich in einer höheren Überlebensrate der Populationen trockener Lebensräume wi-

derspiegelt (in Übereinstimmung mit Knapp et al. 2010; Poppendieck 2010 s. o.).

Die Studienlage zur Frage, ob die Urbanisierung zu einer Homogenisierung oder zu einer Differenzierung der Gefäßpflanzenflora führt, ist nicht eindeutig (Lokatis & Jeschke 2022). Mehrere Studien kommen zu dem Schluss, dass die Homogenisierung vorwiegend einheimische Arten und Archäophyten betrifft, während Neophyten zu einer Differenzierung auf lokaler und regionaler Ebene beitragen. Dies konnte sowohl für Dörfer in Nordrhein-Westfalen beobachtet werden, deren ehemals ländlicher Charakter eher urbanen Strukturen gewichen ist (Huwer & Wittig 2013; Knapp & Wittig 2012), als auch für städtisch geprägte Regionen in Deutschland insgesamt (Kühn & Klotz 2006). Diese und weitere Studien weisen darauf hin, dass gebietsfremde Arten in frühen Stadien ihrer Etablierung zur Differenzierung beitragen, während sie in späteren Stadien zur Homogenisierung beitragen (Lososová et al. 2012a). Es kann deutlich länger als ein Jahrhundert dauern, bis sich differenzierende Effekte in homogenisierende umwandeln, zumal allein zwischen dem ersten Anbau einer Art und dem Beginn ihrer Ausbreitung 150 Jahre vergehen können (Kowarik 1995a). Auf globaler Skala tragen Neophyten bereits zur Homogenisierung bei (Winter et al. 2010). Innerhalb von Städten scheint es jedoch nicht unbedingt so zu sein, dass die Gefäßpflanzengemeinschaften verschiedener Flächen dort am ähnlichsten sind, wo der Urbanisierungsgrad am höchsten ist. So fanden Trentanovi et al. (2013) in Berlin zwar die größte Unähnlichkeit in den am wenigsten urbanisierten Bereichen der Stadt, die höchste Ähnlichkeit aber in den Bereichen mittlerer Urbanisierungsintensität. Dagegen zeigten Lososová et al. (2012a) in Bereichen mittlerer Störungsintensität wie Stadtparks und Wohngebieten die größten Unähnlichkeiten der Flora (für 32 europäische Städte, darunter zwölf in Deutschland). Ob der Grad der Homogenisierung in Städten höher ist als in anderen Landschaften, hängt wiederum auch von der Landschaft ab, mit der verglichen wird (Lokatis & Jeschke 2022). Beispielsweise sind sich die Gefäßpflanzengemeinschaften der Schutzgebiete in Halle an der Saale untereinander zwar ähnlicher als im Vergleich zu den Schutzgebieten in der agrarisch geprägten Umgebung der Stadt, das Gleiche trifft aber auch auf den Vergleich der agrarisch geprägten Schutzgebiete untereinander zu (Knapp et al. 2008b; Knapp et al. 2010b).

### Kryptogamen – Moose und Flechten

Status und Trends der Artenzahlen von Moosen und Flechten sind im Vergleich zu Gefäßpflanzen in Deutsch-

land deutlich schlechter untersucht. Es ist jedoch bekannt, dass insbesondere die Gruppen der Flechten, vor allem bedingt durch den oft hohen Grad der Luftverschmutzung, in Städten selten oder gar nicht anzutreffen sind. In den 1970er- und 80er-Jahren stellten verschiedene Studien in Europa »Flechtenwüsten« in den Zentren der Städte fest, die durch die Belastung der Luft mit Schwefeldioxid verursacht wurden (Seaward et al. 1989; Wittig 2002). Durch politische Instrumente und Maßnahmen wie verbesserte industrielle Abgasfilter konnten seitdem wieder mehr Flechten in urbane Regionen einwandern (z. B. Gombert et al. 2004; Kricke 2002). Dennoch sind die Artenzahlen in Städten immer noch geringer als in ländlichen Gebieten, wie Knapp et al. (2008a) für Schutzgebiete in Halle (Saale) und dem angrenzenden Saalkreis zeigen konnten. Flächen mit einem hohen Natürlichkeitsgrad der Vegetation in Städten können dennoch vergleichsweise hohe Artenzahlen der Flechten erreichen, z. B. 72 Arten auf dem Jüdischen Friedhof in Berlin-Weißensee (Buchholz et al. 2016). Selbst an Gebäuden können sich artenreiche Lebensgemeinschaften aus Krusten- und Blattflechten ansiedeln, da diese in der Lage sind, u. a. auf Steinen, Holz oder Metall zu wachsen (z. B. wurden am Kölner Dom ca. 40 Flechtenarten gefunden; Kremer 2018). Im Verdichtungsraum des Ruhrgebietes wurden 250 Flechtenarten und damit 22,5 % der Flechtenflora Nordrhein-Westfalens bzw. 12,7 % der 1974 für Deutschland bekannten Flechtenarten (Wirth et al. 2011) nachgewiesen (Keil et al. 2021), in Berlin 310 Flechtenarten (15,7 % der Arten in Deutschland; Krause, Wagner & Otte 2017). In Vergleichsstudien konnte gezeigt werden, dass insbesondere die seit Mitte der 1960er-Jahre stark gesunkenen Immissionsbelastungen im Ruhrgebiet und in den umliegenden Städten zu einer – wenn auch im Vergleich zu anderen Regionen eher langsamen – Zunahme der Flechtenvielfalt beigetragen haben (Kricke 2002). Bei den schnell zurückkehrenden Arten scheinen auch Charakteristika in der Ausbreitungsart eine Rolle zu spielen (z. B. vegetative Verbreitungseinheiten; Kricke 2002). Stickoxide aus Verkehr und Industrie sowie hohe Temperaturen machen vielen Flechtenarten jedoch weiterhin zu schaffen (Sebald et al. 2022; Sérgio et al. 2016). Auch Klimaveränderungen könnten eine Rolle bei der langfristigen Veränderung von Flechtenvorkommen spielen (Stapper & Franzen-Reuter 2018).

Für Moose spricht Wittig (2002) ebenfalls von einer Verarmung des Artenspektrums in Innenstädten. Knapp et al. (2008a) konnten jedoch keine Unterschiede in der Artenzahl zwischen städtischen und ländlichen Schutzgebieten in Halle (Saale) und im Saalkreis feststellen. Auch Concepción et al. (2016) fanden in der

Schweiz keinen Zusammenhang zwischen städtischer Landnutzung und der Artenzahl von Moosen. Einzelne innerstädtische Standorte können sogar relativ hohe Artenzahlen erreichen, wie z. B. 67 Moosarten auf einer Ruderalfläche in Berlin (Schaepe 1990) oder 40 Moosarten auf dem Campus der Universität Bremen (Isermann 2007) – auch wenn dies nur 5 bzw. 3 % der 1.340 für Deutschland bekannten Moosarten entspricht (Caspari et al. 2018). Je höher die Biotopvielfalt an einem Standort ist, desto mehr Moosarten können sich dort ansiedeln (Isermann 2007). Städte erreichen hohe Artenzahlen, z. B. 411 Arten und Varietäten in Berlin (laut Roter Liste und Gesamtartenliste der Moose [*Bryophyta*] von Berlin; Klawitter & Köstler 2017), was 30,7 % der Moosflora Deutschlands entspricht.

Internationale Studien zeigen, dass insbesondere störungsangepasste Moose gut mit städtischen Bedingungen zurechtkommen (Landis & Leopold 2014), während es bei den Flechten insbesondere die Arten sind, die auf Steinen oder Rinde wachsen und an nährstoffreiche, warme und basische Bedingungen angepasst sind (Llop et al. 2012; Sérgio et al. 2016).

Ob die Urbanisierung zu einer Homogenisierung oder Differenzierung der Flechten- und Moosflora führt, ist bisher kaum untersucht (Lokatis & Jeschke 2022). Ergebnisse aus Schutzgebieten innerhalb der Stadt Halle (Saale) und dem umliegenden, agrarisch geprägten Saalekreis deuten allerdings an, dass die Flechten- und Moosflora städtischer Flächen untereinander deutlich ähnlicher sind als die Flechten- und Moosflora von Flächen im ländlichen Raum (Knapp et al. 2008b; Knapp et al. 2010b).

### Pilze

Die Flora der Großpilze Deutschlands umfasst 5.486 Ständerpilze und 4.160 Schlauchpilze (Dämmrich et al. 2016). In mykologischen Untersuchungen für verschiedene Städte konnten bislang zwischen 600 und 1.300 Pilzarten identifiziert werden. Beispielsweise umfasst die Pilzflora der Stadt Chemnitz mehr als 1.300 Arten (Schulz 2000) und die Pilzflora der Stadt Karlsruhe 628 Arten (Scholler & Müller 2008). In 29 Schutzgebieten der Stadt Halle (Saale) konnten in den Jahren 2015 bis 2017 insgesamt 605 Pilzarten nachgewiesen werden, wobei davon auszugehen ist, dass deutlich mehr als 1.200 Arten tatsächlich vorkommen (Albrecht 2020). Die in den letzten Jahren häufiger auftretenden Dürrephasen machen vielen Pilzarten zu schaffen, sodass sich die Fruchtkörper oft nicht an der Oberfläche zeigen. Daher kann in ungünstigen Jahren mit klassischen Erfassungsmethoden nur ein Bruchteil der tatsächlich vorkom-

menden Pilzarten erfasst werden, sodass längerfristige Entwicklungstrends schwer zu erfassen sind (Albrecht 2020). Genetische Sequenzierungsmethoden bieten hier zunehmend ergänzende Einblicke. So konnten Whitehead et al. (2022) für Grasländer in Berlin mittels genetischer Sequenzierung eine Zunahme des Artenreichtums von Pilzen mit zunehmendem Urbanisierungsgrad feststellen. Der Anteil gebietsfremder Arten ist unter den Pilzfloren der Städte relativ gering mit beispielsweise 7 % Neomyceten in Karlsruhe (Scholler & Müller 2008).

Typische städtische Umweltbedingungen wie hohe Temperaturen, Luft- und Bodenverschmutzung sowie hohe Nährstoffbelastungen der Böden wirken sich unterschiedlich auf verschiedene Pilzarten aus. Die Verfügbarkeit von Studien zu Mustern und Trends der Diversität von Pilzen in Städten ist jedoch gering (Newbound, McCarthy & Lebel 2010; Wittig 2002), und die Literatur bietet teils uneindeutige Ergebnisse. Während beispielsweise einige internationale Studien einen Rückgang der Vergesellschaftung von Pflanzen mit arbuskulären Mykorrhizapilzen in Städten im Vergleich zum ländlichen Raum zeigen konnten, scheint dies in Berlin nicht der Fall zu sein (Whitehead, Hempel & Rillig 2022). Für Deutschland insgesamt zeigten Menzel et al. (2016), dass obligat mit arbuskulären Mykorrhizapilzen vergesellschaftete Pflanzenarten relativ zu fakultativ oder nicht vergesellschafteten Arten in Städten sogar häufiger sind als außerhalb. Whitehead, Hempel & Rillig (2022) zeigten wiederum, dass die Vergesellschaftung von Pflanzen mit Pilzen, die keine Mykorrhizapilze sind, mit steigendem Urbanisierungsgrad zunimmt (Box 7.1). Zeitliche Trends untersuchten diese Studien allerdings nicht. Die Studienlage zu Mustern der Homogenisierung vs. Differenzierung von Pilzfloren in Städten ist ebenfalls dünn (Lokatis & Jeschke 2022). In Deutschland sind keine Studien bekannt. Eine weltweite Studie weist darauf hin, dass die Urbanisierung zu einer Homogenisierung der Pilzflora führt (Schmidt et al. 2017).

Zusammenfassend scheinen urbane Räume einer relativ artenreichen Pilzflora Lebensräume zu bieten, wobei diese Aussage auf weniger Fallbeispielen beruht als für die Farn- und Blütenpflanzen.

#### 7.2.2.2 Status und Trends von biologischer Vielfalt in Bestandteilen urbaner grüner und blauer Infrastruktur

In der Stadtplanung und Stadtentwicklung wird häufig das Konzept der urbanen grünen oder grün-blauen Infrastruktur verwendet (Hansen et al. 2017; Pauleit et al. 2019). In der Strategie der EU für grüne Infrastruktur wird »Grüne Infrastruktur« definiert als »ein strategisch

geplantes Netzwerk natürlicher und naturnaher Flächen mit unterschiedlichen Umweltmerkmalen, das mit Blick auf die Bereitstellung eines breiten Spektrums an Ökosystemdienstleistungen angelegt ist« (Europäische Kommission 2019). Einige Studien befassen sich auch mit bestimmten Elementen dieser Infrastruktur (z. B. Friedhöfe, Wälder, Gärten und stehende Gewässer [Buchholz et al. 2016; Felderhoff et al. 2023; Goertzen & Suhling 2013; Müller 2009; Kowarik et al. 2019]).

Da sich Management und Pflege der verschiedenen Elemente der grün-blauen Infrastruktur unterscheiden und teilweise unterschiedliche Ämter für sie zuständig sind (z. B. Grünflächenamt für Parks, Forstamt für Wälder), ist eine differenzierte Betrachtung des Zustands und der Trends der Biodiversität für die verschiedenen Elemente sinnvoll. So können für die verschiedenen Elemente gezielte Handlungsempfehlungen zum Schutz der Biodiversität gegeben werden. Dieser Bericht folgt dabei dem Konzept der »vier Naturen« von (Kowarik 1992a; Kowarik 2011), das vier Hauptkategorien von Elementen der urbanen grün-blauen Infrastruktur definiert:

- gestaltete Grünflächen wie Parks, Nachbarschafts- und Kleingärten, Friedhöfe, naturnahe Spiel- und Sportflächen sowie Dach- und Fassadengrün
- Relikte ursprünglicher Naturlandschaften wie Gewässer, Feuchtgebiete und Wälder
- kulturlandschaftliche Flächen der urbanen Landwirtschaft und
- neuartige wilde Naturelemente wie unversiegelte Brachen und Sukzessionsflächen

## Gestaltete Grünflächen

### Parkanlagen

Parkanlagen erfüllen sowohl aus ökologischer wie sozialer Perspektive viele Funktionen in den Städten Deutschlands. Sie gehören dort zu den artenreichsten Grünflächen und bieten gleichzeitig eine große Vielfalt an Ökosystemleistungen für Menschen (Nielsen et al. 2014). Entscheidend für den Gesamtartenreichtum und die Artenzusammensetzung sind die Vielfalt der Lebensräume und die Heterogenität der Mikrohabitate, die vor allem in größeren und älteren Parks vorhanden sind (Nielsen et al. 2014). Die Lage im Stadtgefüge, die Pflegeintensität, die Nutzung und deren Intensität, die technische Ausstattung sowie die Größe prägen einen Park zusätzlich. Eine einfache Unterteilung kann oft in Biotoptypen erfolgen, die sich auf Gehölze, Wiesen und Gewässer beziehen. Meist ist das Artenspektrum in Grünflächen reichhaltiger als im direkten Straßenraum, da negative Treiber teilweise reduziert sind, oder als im Wirtschaftswald, da hier die Habitatvielfalt geringer ist

und die Bäume oft ein geringeres Alter aufweisen (Stadt Offenbach am Main 2021).

Bäume spielen in Parks sowohl für die Biodiversität als auch für die Ökosystemleistungen eine wichtige Rolle (Scholz, Hof & Schmitt 2018). Das Gattungsspektrum selbst liegt beispielsweise in Nürnberg bei ca. 60 Gattungen, wobei Eiche (*Quercus*) und Ahorn (*Acer*) mit jeweils über 20 % die häufigsten Vertreter sind, gefolgt von den Hainbuchen (*Carpinus*) mit 11 % und den Kiefern (*Pinus*) als wichtigste Nadelbaumgattung mit 8 % (Stadt Nürnberg 2022). Alte Bäume bieten ein erhöhtes Biodiversitätspotenzial z. B. für Pilze und Insekten (Kowarik 2011) und sind aufgrund ihrer potenziell hohen Höhlendichte wertvolle Bruthabitate für baumbrütende Vögel und Fledermäuse. Darüber hinaus können sie durch ihr großes Kronendach das Mikroklima regulieren und bieten bei ihrem Absterben reichlich Totholz (Stadt Offenbach am Main 2021).

Ein weiteres wichtiges Landschaftselement in den meisten deutschen Parks sind Wiesen. Da Wiesen eine wichtige soziale Funktion für Aufenthalt, Spiel und Sport haben, spielen sie eine wichtige Rolle in vielen Grünanlagen, die oft ursprünglich englischen Landschaftsgärten nachempfunden sind. Saatgut, Bodenbeschaffenheit und Pflege bzw. deren Intensität bestimmen hier maßgeblich die mögliche Artenvielfalt (Brackel & Brunner 1997). Auch die Nutzungsintensität, z. B. in Form der Begehungshäufigkeit, ist relevant (Ignatieva et al. 2020). Gerade historische Parks mit einer weniger intensiven Bewirtschaftung können für den Schutz von Arten der Grünlanddiversität relevant sein (Fischer, von der Lippe & Kowarik 2013; Maurer, Peschel & Schmitz 2000).

Zur Strukturvielfalt von Grünflächen tragen auch Gewässer bei, und zwar sowohl natürliche Gewässer als auch überformte natürliche Gewässer und reine Ziergewässer wie Springbrunnen. Letztere können aber auch zum Schutz der Biodiversität beitragen, z. B. als Lebensraum für Libellen oder als Trinkwasserquelle für Insekten und Säugetiere (Haase 2015).

Eine weitere Unterscheidung von Grünflächen kann anhand ihrer Größe vorgenommen werden, da diese einen großen Einfluss auf die Biodiversität und auf die Ökosystemleistungen des Parks hat. So kartieren Mathies et al. (2015) Gefäßpflanzen in 32 städtischen Grünflächen in Hannover. Sie ermittelten positive Zusammenhänge zwischen der Größe der Grünflächen und der Anzahl einheimischer, gebietsfremder sowie an hohe Stickstoffkonzentrationen angepasster Gefäßpflanzenarten und dem Anteil gefährdeter Arten. Sie kommen zu dem Schluss, dass im Zusammenhang mit den jüngsten Urbanisierungsprozessen die Schaffung und Erhaltung

großer städtischer Grünflächen (> 6 ha) am wichtigsten ist, um den Artenreichtum von Gefäßpflanzen zu fördern. Ähnliche Ergebnisse zur Arten-Areal-Beziehung konnten auch Bräuniger et al. (2010) für Schutzgebiete, darunter einzelne Parks, in Halle (Saale) beschreiben. Sie fanden heraus, dass Größe und Schutzstatus die wichtigsten Faktoren für den Gesamtartenreichtum von Flechten, Moosen, Gefäßpflanzen, Vögeln, Schmetterlingen, Laufkäfern und Schnecken sind (Bräuniger et al. 2010).

Insbesondere die Parkflora erfährt durch die Pflanzung gebietsfremder Arten eine Homogenisierung ihres Artenpools. Säumel, Kowarik & Butenschön (2010) zeigen für zwei deutsche Parks, dass dort 59 % der gepflanzten Arten nicht einheimisch sind, wovon sich 20 % dauerhaft ansiedeln konnten. Biologische Invasionen werden demnach von Bepflanzungen in städtischen Parks befördert.

Der Zusammenhang zwischen dem Artenreichtum von Flora und Fauna in Parks ist selten untersucht worden (Nielsen et al. 2014). Eine Studie aus Halle (Saale) zeigt, dass der Artenreichtum an Gefäßpflanzen der beste Indikator für den Gesamtartenreichtum in städtischen Parks und Schutzgebieten in der Stadt ist (Bräuniger et al. 2010).

Das Alter von Parks spiegelt oft die landschaftsgestalterischen Prinzipien einer bestimmten Epoche wider, da zu bestimmten Zeiten bestimmte Parkstile in Mode waren. Insbesondere historische Parks und Gärten weisen eine hohe Biodiversität auf. Ein Beispiel aus Deutschland ist die Untersuchung einer historischen Parkanlage in Weimar, des »Parks an der Ilm«, für den insgesamt 479 Gefäßpflanzenarten in den verschiedenen Lebensräumen nachgewiesen wurden; etwa 59 % (281 Taxa) davon sind in Thüringen einheimisch, 15 % sind eingebürgerte gebietsfremde Taxa (74), und 26 % sind gebietsfremde angepflanzte Taxa (124) (Kümmerling & Müller 2012). Drei Pflanzenarten stehen auf der Roten Listen Thüringens. Wichtigstes Gestaltungsprinzip des Parks war die Nutzung der vorhandenen natürlichen Topografie und Kulturlandschaft, bestehend aus zeitweise überschwemmten und häufig gemähten und beweideten Grünlandflächen (Wiesen, Weiden) in den Auen, Streuobstwiesen und Hangwiesen sowie kleinen Waldparzellen, wo die Hänge für die Nahrungsmittelproduktion zu steil waren. Diese Art der Parkgestaltung mit verschiedenen Lebensräumen als »ideale Landschaft« hat sich im Laufe ihrer jahrhundertlangen Geschichte zu einem Ort der Biodiversität und des Wertes für Naturschutz entwickelt.

Andererseits führten die Vorlieben der Garten- und Parkplaner des frühen 19. und 20. Jahrhunderts zu ei-

ner Angleichung des Pflanzensortiments in den europäischen Parks, auch in Deutschland. Wie von Säumel, Kowarik & Butenschön (2010) dargelegt, wurde aufgrund der zunehmenden Vielfalt an neuen Importen und Züchtungen ein hoher Prozentsatz gebietsfremder Arten verwendet. In ihrer Untersuchung von drei Stadtparks in Budapest/Ungarn, Magdeburg und Berlin stellten sie fest, dass nur ein Drittel der gepflanzten Arten pro Park einheimisch war (Säumel, Kowarik & Butenschön 2010). Etwa 60 % aller gepflanzten Arten wurden in zwei oder mehr Parks gepflanzt, während etwa 40 % nur in einem Park gepflanzt wurden. Gebietsfremde Arten haben sich in der Folge häufig in der lokalen Flora etabliert. Anpflanzungen in historischen Stadtparks können daher zu biologischen Invasionen führen. Bei Arbeiten in Berlin wurde festgestellt, dass der ostasiatische Götterbaum (*Ailanthus altissima*) häufig in städtischen Parks gepflanzt wurde, bevor er zu einer der am häufigsten vorkommenden invasiven Arten in städtischen Gebieten wurde (Kowarik & Säumel 2007).

Der hohe Nutzungsdruck durch Erholungssuchende in der Stadt, der auf vielen Parkanlagen lastet, führt naturgemäß zu Konfliktpunkten mit dem Anliegen eines erfolgreichen Artenschutzes. Das Biodiversitätsmanagement in Parks muss beispielsweise mit Veranstaltungen und der Verkehrssicherungspflicht rund um das Wegenetz in Einklang gebracht werden. Eine gezielte Ausdünnung des Wegenetzes oder die Einhaltung von Brutruhezeiten ohne Veranstaltungen können hier beispielsweise helfen (Stadt Offenbach am Main 2021). Dies kann auch dazu beitragen, Parks als Orte der Interaktion zwischen Stadtbevölkerung und biologischer Vielfalt zu sichern und zu fördern. Dass dies relevant ist, zeigen Palliwoda, Kowarik & von der Lippe (2017) in ihrer Studie zu zwei Parks in Berlin. Hier sind 12 % der beobachteten menschlichen Aktivitäten an bestimmte Pflanzenarten gebunden und standen damit in direktem Zusammenhang mit der Parkbiodiversität. Insgesamt wurden 26 kultivierte oder wild/spontane Arten (17 % des Artenpools) für den Verzehr (60 %), zur Dekoration (21 %) und zum Erleben von Biodiversität (17 %) verwendet (Palliwoda, Kowarik & von der Lippe 2017). Die Ergebnisse unterstützen Ansätze für eine biodiversitätsfreundliche Parkgestaltung.

### Grüne Straßenräume

Bäume sind ein zentrales Element der Begrünung und Beschattung von Straßenräumen. In mittel- und nordwesteuropäischen Ländern (einschließlich Deutschland) entfallen in der Regel nur drei bis fünf Gattungen auf 50–70 % aller gepflanzten Straßenbäume. Zu den

verbreitetsten Gattungen gehören Linde (*Tilia*), Ahorn (*Acer*), Platane (*Platanus*), Rosskastanie (*Aesculus*), Eiche (*Quercus*) und Esche (*Fraxinus*) (Pauleit et al. 2002), wobei der Anteil der Esche aufgrund des Eschentriebsterbens stark rückläufig ist, da viele Bäume geschädigt sind (Volke, Knapp & Roloff 2019) und empfohlen wird, diese Art nicht mehr nachzupflanzen (GALK o. J.). In Berlin haben die fünf häufigsten Baumarten einen Anteil von 75 %, wobei die beiden häufigsten Baumarten Winterlinde (*Tilia cordata*) und Spitzahorn (*Acer platanoides*) bereits ca. 55 % ausmachen (Senatsverwaltung für Umwelt, Mobilität, Verbraucher- und Klimaschutz Berlin 2022). Neben Baumkrankheiten wie dem Eschentriebsterben können auch eingeschleppte Insekten große Schäden verursachen. In Magdeburg mussten bereits zahlreiche Bäume gefällt und Quarantänezonen eingerichtet werden, um den Befall durch den Asiatischen Laubholzbockkäfer (*Anoplophora glabripennis*) einzudämmen (Land Sachsen-Anhalt o. J.).

Zentrale Herausforderungen für die Arten – und damit auch für die Baumvielfalt an Straßen und Gehwegen – sind Bodenqualität, Salz, Frostschäden und hohe Sommertemperaturen (GALK o. J.; Pauleit et al. 2002), in jüngster Zeit auch Trockenheit (Haase & Hellwig 2022), sodass nur ein eingeschränktes Artenportfolio zur Verfügung steht. Die Auswirkungen der Trockenjahre seit 2018 sind jedoch erheblich und haben zum Absterben vieler Jung- und Altbäume geführt (z. B. MDR 2022; Süddeutsche Zeitung 2022; Tominski 2022).

Die Einbringung neuer Arten wird sich somit auf die Biodiversität im Straßenraum auswirken, zum einen in Bezug auf die Vielfalt der Gehölzstrukturen, aber auch darüber hinaus, da Bäume für viele andere Artengruppen von Bedeutung sind. Während Stieleichen (*Quercus robur*), Linden (*Tilia cordata* oder *Tilia × europaea*) und Weidenarten (*Salix alba* oder *Salix caprea*) als sehr positiv für Biodiversitätsaspekte bewertet wurden, schneiden die Gattungen Ginkgo (*Ginkgo biloba* als einziger Vertreter dieser Gattung), Platane und Robinie (*Robinia*) eher schlecht ab (Gloor & Hofbauer 2018). Gebietsfremde und klimaangepasste Baumarten müssen jedoch nicht automatisch schlecht für Biodiversitätsaspekte sein. Eine Studie in bayerischen Kommunen zeigt, dass es zwar eine tendenzielle Abnahme der Artenvielfalt und eine gewisse Veränderung des Artenpools zwischen einheimischen und neu eingeführten Baumarten aus Südosteuropa gibt, dass aber auch auf eingeführten Bäumen eine gewisse Insektenvielfalt vorkommen kann. So konnten Rote-Liste-Arten sowohl an den einheimischen als auch an den südosteuropäischen Baumarten nachgewiesen werden, in der Studie waren dies vor allem Wan-

zen und Netzflügler. Wichtig ist dabei das Zusammenspiel von Baumart und Diversität der Baumscheibe bzw. des Pflanzstreifens (Böll, Albrecht & Mahnsberg 2019).

Während es somit einiges Wissen über die Artenvielfalt in der Baumschicht bzw. zu Straßenbäumen gibt, untersuchten bislang nur wenige Studien die Krautschicht dieser Lebensräume. Insbesondere wurden dabei die Baumbeete oder Baumscheiben betrachtet; Wittig & Becker (2010) haben in Hamburg, Berlin und anderen europäischen Städten durchschnittlich 81 Arten in den Baumscheiben identifiziert, 29 davon in jeder der Städte. Ise (2006) fand in Baumscheiben von insgesamt zwölf deutschen Städten zwischen 80 und 130 Arten. Eine Studie aus Zürich zeigt, dass ökologisch vernetzte Flächen im Straßenraum (hier u. a. Baumscheiben) eine vergleichsweise hohe Artenvielfalt aufweisen und damit einen Beitrag zum Schutz von Blütenpflanzen leisten können, allerdings bezieht sich dies vor allem auf Generalisten – seltene Arten sind auf diesen Flächen unterdurchschnittlich vertreten (Vega & Küffer 2021). Eine Trendanalyse über verschiedene Zeiträume liegt unseres Wissens nicht vor.

Auch die Art und Gestaltung des Straßenraumes sowie seine spezifische Nutzung sind für die Biodiversität in diesem Raum relevant. So konnte in einer Berliner Studie gezeigt werden, dass die Vielfalt an Gefäßpflanzen entlang von Wegen höher ist als im Straßenraum (Zerbe et al. 2003). Darüber hinaus haben Straßenräume über ihre eigene Fläche hinaus und unabhängig davon, ob sie begrünt sind oder nicht, eine Bedeutung für die Biodiversität. Dies liegt daran, dass sie als Ausbreitungsvektoren dienen können (Hubo et al. 2007). Für einige gebietsfremde Arten konnte gezeigt werden, dass Verkehrswege die Erstbesiedlung weiterer Gebiete ermöglichen (von der Lippe & Kowarik 2008).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass der Nutzen von Straßenbegleitgrün für die Biodiversität in Deutschland noch wenig erforscht ist. Zudem sind auch begrünte Straßenräume für verschiedene Arten weiterhin als Barriere zu sehen und beeinflussen somit die Biodiversität im größeren räumlichen Kontext auch negativ.

### Dach- und Fassadengrün

Dächer sind von Extremen geprägte Lebensräume. Allein ihre Höhe macht sie für viele Organismen schwer zugänglich oder gänzlich unzugänglich. Aufgrund ihrer Exponiertheit sind sie starker UV-Strahlung und Winden ausgesetzt, Wasserressourcen sind meist sehr knapp oder nur kurzzeitig im Überfluss vorhanden. Temperatur- und Feuchtigkeitsschwankungen sind daher relativ groß. Die Bodenaufbauten und die darauf wachsende

Vegetation puffern diese Extreme zwar ab, aber die verwendeten Substrate sind zumindest bei den extensiven Dachbegrünungen meist relativ dünn, sodass sie leicht austrocknen und im Winter schnell durchfrieren können (Schmauck 2019). Dementsprechend ist das Spektrum an Arten, die auf Gründächern leben können, eingeschränkt. Gründächer weisen daher auch eine geringere Artenzahl auf als vergleichbar große Lebensräume am Boden (Knapp, Schmauck & Zehnsdorf 2019).

Bisherigen Studien zufolge sind auf Gründächern hauptsächlich Pflanzen (Gefäßpflanzen, Flechten, Moose), Pilze, Arthropoden, Mollusken sowie Mikroben vertreten (Knapp, Schmauck & Zehnsdorf 2019; Schmauck 2019). Auch Vögel und Fledermäuse wurden bei der Nutzung von Gründächern beobachtet (z. B. Jagd über Gründächern). Die Bruterfolge von Vögeln auf Gründächern scheinen aber gering zu sein, vermutlich aufgrund eines eingeschränkten Nahrungsangebotes an Arthropoden bei geringer Substratdicke, das aber mit dickeren Substraten verbessert werden kann (Baumann 2006; Baumann, Roth & Kasten 2010, S. 201). Die Zahl der Arten einzelner Artengruppen bleibt (selbst wenn, wie im Fall von Gefäßpflanzen, gezielt eingebracht und sich selbst spontan ansiedelnde Arten berücksichtigt werden) auf extensiven Gründächern oft im zweistelligen Bereich (z. B. zwischen vier und 30 Gefäßpflanzenarten auf Gründächern in Berlin und Neubrandenburg [Ksiazek-Mikenas et al. 2018], 91 Gefäßpflanzenarten auf einem 200 m<sup>2</sup> großen Dach in Berlin [Köhler 2006], 18 Laufkäfer-, 49 Bienen-, 14 Schmetterlings- und drei Heuschreckenarten auf vier Gründächern in Böblingen und Sindelfingen [Mann 1994]). Der Anteil gebietsfremder Gefäßpflanzenarten ist auf Gründächern relativ hoch, bei anderen Artengruppen dagegen eher gering (z. B. waren alle Käferarten auf den von Starry et al. [2018] in Deutschland untersuchten Gründächern einheimisch). Empfehlungen für die Biodiversität fördernde Gründächer umfassen den Verzicht auf (invasive) gebietsfremde Pflanzenarten bei der Anlage, die Nutzung einer artenreichen Bepflanzung mit regionaltypischen Wildarten (Verzicht auf große Anteile von Arten der Gattung *Sedum*), die Schaffung von Mikrostrukturen und heterogenen Umweltbedingungen (z. B. mittels Wasserlinsen, Totholz, Sandinseln und Schattenbereichen) sowie ein ausreichend tiefes Substrat (Knapp, Schmauck & Zehnsdorf 2019; Köhler & Kaiser 2021; Schmauck 2019; Schneider et al. 2020; siehe auch Kap. 7.6.4.2).

Ähnlich wie bei Dachbegrünungen ist das Potenzial von Fassadenbegrünungen und vertikaler Begrünung (Fassadenbegrünung) noch weitgehend unerforscht,

auch weil erst in den letzten Jahren intensivere vertikale Begrünungssysteme entwickelt wurden. Während Studien vor allem aus tropischen Gebieten darauf hinweisen, dass auch vertikales Grün an Gebäuden zu einer Konnektivität von Grünstrukturen in Städten beitragen kann (z. B. Mayrand & Clergeau 2018), ist das Wissen hierzu für deutsche Städte gering. Die wenigen vorhandenen Studien zum Themenfeld Grünfassaden und Biodiversität im europäischen Kontext heben hervor, dass biodiversitätsfördernde Potenziale von Grünfassaden stark von der Pflanzensammensetzung (Madre et al. 2015; Mayrand & Clergeau 2018), dem Struktureichtum (Mayrand et al. 2018) sowie weiteren Faktoren wie u. a. dem Mikroklima (Madre et al. 2015) abhängen. Nach Melzer & Herfort (2020) werden die prägenden Standortfaktoren bei der Planung und Pflege von Grünfassaden nach wie vor nur unzureichend berücksichtigt, sodass das Potenzial von Grünfassaden für die Artenvielfalt in Deutschland meist niedrig ist. Krause et al. (2023) untersuchen seit 2022 Wechselwirkungen zwischen Mikroklima, Pflegeintensität und Biodiversität an ca. 20 Bestandsfassaden in Stuttgart, wobei auch der Einfluss von Habitaten in den Wänden für die lokale Artenvielfalt evaluiert wird.

### Urbane Gärten

Gärten nehmen in Städten erhebliche Flächenanteile ein. Hierzu liegen vor allem Zahlen aus anderen Staaten vor (z. B. 16 % der Fläche Stockholms in Schweden und 20 bis 30 % der Fläche ausgewählter britischer Städte; Colding, Lundberg & Folke 2006; Gaston et al. 2005a; Loram et al. 2007), einzelne Studien zeigen aber, dass ähnliche Werte auch für Städte in Deutschland gelten (Haase, Jänicke & Wellmann 2019). Beispielsweise nehmen Privatgärten 16 % der mit Vegetation bedeckten Flächen Braunschweigs ein, während Kleingärten 2 % der Stadtfläche ausmachen (App et al. 2022). Deutschlandweit wird die Fläche der Kleingärten auf über 45.000 ha geschätzt (Dietrich 2014). Hinzu kommen verschiedene weitere Gartenformen (z. B. Gemeinschaftsgärten, interkulturelle Gärten, Nachbarschaftsgärten; siehe Dietrich [2014] für einen umfassenden Überblick). Zusammen bilden Gärten in Städten ein Netzwerk, das für die Fortbewegung von Arten von immenser Bedeutung ist: Für Westeuropäische Igel (*Erinaceus europaeus* L.) würde sich die Durchlässigkeit der Stadtlandschaft ohne Privat- und Kleingärten um 75 % verringern (ermittelt am Beispiel der Stadt Braunschweig; App et al. 2022).

Zur Biodiversität von Privatgärten liegen vergleichsweise wenige Informationen vor (Müller 2009), da sie aufgrund ihres privaten Status und der Vielzahl ihrer

Eigentümer:innen für Untersuchungen schwer zugänglich sind. Bekannt ist, dass Privatgärten in ihrer pflanzlichen und tierischen Zusammensetzung artenreich sein können. So haben Kronenberg & Kowarik (1989) in fünf Berliner Privatgärten 400 Pflanzenarten (257 kultivierte und 143 wild wachsende Pflanzenarten) erfasst. In einer Dortmunder Studie wurden 231 Arten der Hautflügler-taxa Symphyta, Vespoidea, Sphecidae und Apoidea sowie Blüten- und Farnpflanzen aus etwa 500 Gattungen nachgewiesen (Standfuss & Standfuss 2006). Auch Citizen-Science-Aktionen wie die »Stunde der Gartenvögel« des NABU tragen zum Informationsgewinn über die Artenvielfalt in Privatgärten bei. So wurden im Jahr 2022 insgesamt 201 Vogelarten beobachtet (NABU o. J.). Nach langjährigen Beobachtungen im Rahmen der »Stunde der Gartenvögel« entwickeln sich die Bestände vieler Vogelarten im Siedlungsbereich positiv (NABU 2014). Auch als gefährdet eingestufte Arten werden regelmäßig beobachtet.

Demgegenüber wurden in den letzten Jahren vermehrt Studien zu Gemeinschaftsgärten veröffentlicht (z. B. Cabral et al. 2017; Felderhoff et al. 2023; Schmack & Egerer 2023; Seitz et al. 2022), und es liegen Schätzungen zur Vielfalt der Kulturpflanzen in Kleingärten vor (BDG 2008). Bei Untersuchungen zur Biodiversität in Kleingärten und Gemeinschaftsgärten in Leipzig wurden in sechs Kleingärten 290 Pflanzenarten (150 Kultur- und 140 Wildpflanzenarten) und in sechs Gemeinschaftsgärten 255 Pflanzenarten (98 Kultur- und 157 Wildpflanzenarten) gefunden (Cabral et al. 2017).

Die verfügbaren Studien zeigen, dass in Gärten eine hohe Zahl sowohl an kultivierten als auch an wild wachsenden Arten vorkommen kann. Der Bundesverband Deutscher Gartenfreunde fand auf ca. 50 ha Kleingartenfläche (verteilt über ganz Deutschland) 2.094 Kulturpflanzenarten, davon 86 % Zier- und 12 % Nutzpflanzen (BDG 2008). In gründerzeitlichen Vorgärten in Erfurt wurden von Müller (2009) 528 Zierpflanzenarten und 367 Wildpflanzenarten nachgewiesen. Letztere entsprechen 18 % aller in Thüringen nachgewiesenen Farn- und Blütenpflanzen. In 18 Berliner Gemeinschaftsgärten kamen durchschnittlich 83 Pflanzenarten (Seitz et al. 2022) und insgesamt 120 Wildbienenarten vor (Felderhoff et al. 2023). Schmack & Egerer (2023) stellten in 30 Gemeinschaftsgärten in München und Berlin fest, dass sowohl Bienen- als auch andere Insektenarten wichtige Besucher von häufigen Wild- und Kulturpflanzenarten sind. Die Interaktionen zwischen Pflanzen und bestäubenden Insekten in den Gärten variieren jedoch stark innerhalb einer Sommerwachstumsperiode, wobei die Saisonalität ein wichtiger Faktor für die Dominanz der Blütenbesu-

cher ist. Insbesondere Fliegen, Käfer und Ameisen sind wichtige Blütenbesucher in der Frühjahrssaison, während Bienen als Blütenbesucher im Hochsommer häufig auf Gartenpflanzen anzutreffen sind.

Gleichzeitig sind Zierpflanzen – und damit die Gärten als deren Hauptanwendungsgebiete – aber auch die größte Quelle für gebietsfremde Pflanzenarten in Deutschland. Zusammen mit den Nutzpflanzen machen Zierpflanzen 50 % aller gebietsfremden Pflanzenarten in Deutschland aus (Kühn & Klotz 2002). So sind nach Müller (2009) von den 100 häufigsten Arten in den Gründerzeitgärten der Stadt Erfurt 12 % in Erfurt eingebürgert – darunter auch als invasiv eingestufte Arten wie die Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis* L.).

Darüber hinaus unterstreicht das Vorkommen gefährdeter und seltener Arten zumindest in einzelnen Gärten deren Bedeutung für die Biodiversität. So kommen in den oben genannten Berliner Gemeinschaftsgärten 19 Pflanzenarten der Roten Listen Deutschlands und/oder Berlins sowie 24 Wildbienenarten der Roten Liste Berlins vor (Felderhoff et al. 2023; Seitz et al. 2022). Eine der Bienenarten, die in einem der Berliner Gemeinschaftsgärten nachgewiesen wurde, wurde in der Region Berlin zum ersten Mal gefunden (Egerer 2022).

Die in den Gärten durchgeführten Studien geben einige Empfehlungen zur Förderung des Artenreichtums und der Artenvielfalt, basierend auf den Habitatfaktoren, die sie als mit der Artenvielfalt verbunden identifiziert haben. Um die Artenvielfalt in Gärten zu fördern, sollte unter anderem der Anteil versiegelter Flächen in Gärten reduziert werden (Seitz et al. 2022). Die Pflege der Gärten sollte von mittlerer Intensität sein (Cabral et al. 2017). Eine hohe Biotopvielfalt sowie Nistmöglichkeiten (z. B. Totholz) und viele Pflanzenarten sollten vorhanden sein (Braschler et al. 2021; Felderhoff et al. 2023; Seitz et al. 2022). Es besteht auch das Potenzial, geeignete Gehölzarten in Empfehlungen für bestäuberfreundliche Gartenpraktiken sowie in Kampagnen, Programmen und Pflanzenempfehlungslisten zum Bienen-schutz aufzunehmen (Potter & Mach 2022).

Neben den eigentlichen Gärten spielen in Deutschland auch andere Flächen und Landnutzungen für die Versorgung mit essbaren Pflanzen eine Rolle – das Sammeln von essbaren Wildpflanzen (*»urban foraging«*). Für Berlin wurde in diesem Zusammenhang festgestellt, dass zahlreiche Pflanzenarten gesammelt werden, wobei meist ein positiver Zusammenhang zwischen der Häufigkeit der Arten in der Stadt und der Sammelhäufigkeit besteht (Kowarik & Fischer 2020). Nur wenige der in Berlin gesammelten Arten stehen auf der Roten Liste (Landor-Yamagata, Kowarik & Fischer 2018).

### Friedhöfe

Friedhöfe umfassen eine Vielzahl von Lebensräumen, darunter zum Teil sehr alte Baumbestände, Sträucher und Hecken, Mauern und Steine, Pflasterritzen, Rasen- und Wiesenflächen, Wasserflächen, wenig bis intensiv gepflegte Bereiche sowie offene Erdflächen und Erdhaufen (Fürchtbauer 2020; Laske 1994; Schubert 2013). Sie gehören innerhalb von Städten zu den Flächen, die über viele Jahrzehnte, teilweise auch Jahrhunderte bestehen und ihr Erscheinungsbild nur wenig verändern (Buch, Rautenberg & Keil 2021). Sie besitzen daher eine hohe Bedeutung sowohl hinsichtlich ihrer Artenzahl als auch hinsichtlich ihrer Funktion als langfristige Rückzugsräume für seltene und gefährdete Arten (Buch & Keil 2020; Buch, Rautenberg & Keil 2021; Buchholz et al. 2016; Decker et al. 2015; Graf 1986; Löki et al. 2019). Bereits 1986 wies Graf (1986) auf 50 Friedhöfen in Westberlin auf einer Fläche von 297,3 ha 690 verschiedene Pflanzenarten (Wildfarne und Blütenpflanzen) nach, darunter 128 Arten der Roten Liste Berlins. Diese hohe Artenvielfalt wurde vor allem auf alten Friedhöfen nachgewiesen. Dieser Pionierarbeit folgten weitere Untersuchungen. So konnten Buchholz et al. (2016) auf dem 39,2 ha großen Jüdischen Friedhof in Berlin-Weißensee 608 Tier- und Pflanzenarten aus den Gruppen der Spinnen, Weberknechte, Laufkäfer, Fledermäuse, Vögel, Flechten, Moose und Gefäßpflanzen nachweisen. Je nach Artengruppe variiert der Anteil geschützter Arten zwischen 2,8 % (Arthropoden) und 100 % (Fledermäuse). Auf zwölf Friedhöfen im Stadtgebiet von Mülheim an der Ruhr fanden Buch & Keil (2020) 359 verschiedene wildwachsende Pflanzensippen. Auf dem Mülheimer Hauptfriedhof wurden 44 Vogelarten beobachtet (Buch, Rautenberg & Keil 2021). Auf dem 28 ha großen Städtischen Friedhof in Görlitz wurden an nur einem Tag – dem Tag der Artenvielfalt 2015 – 239 Tier- und Pflanzenarten nachgewiesen: 13 Moosarten, 41 Flechtenarten, eine Farnart, 100 Samenpflanzen-, 16 Spinnen-, sieben Laufkäfer-, 16 Hundert- und Doppelfüßer-, 18 Schnecken- sowie 27 Vogelarten (Decker et al. 2015). Laske (1994) nennt 47 Gefäßpflanzenarten, die in Deutschland an Mauern in Friedhöfen vorkommen können. Auch im Hinblick auf den Erhalt naturschutzfachlich bedeutsamer Biotope wie z. B. Magerwiesen und Heidevegetation kommt den Flächen im Ballungsraum ein hoher Wert zu (Buch, Rautenberg & Keil 2021). Eine hohe Wertschätzung der Natur auf urbanen Friedhöfen wurde für Berlin nachgewiesen; einschließlich der Tatsache, dass Naturelemente wie alte Bäume auf urbanen Friedhöfen zum Wohlbefinden der Besucher:innen beitragen (Straka et al. 2022).

### Naturnahe Spiel- und Sportflächen

Die Biodiversität von Spiel- und Sportplätzen ist – trotz ihres häufigen Vorkommens in städtischen Flächennutzungen – noch weitgehend unerforscht, ebenso wie das Potenzial dieser Flächen für die Biodiversität und deren Förderung. In den 1980er-Jahren untersuchte Kowarik (1983) Spielplätze in Westberlin: Generell wiesen sie im Vergleich zu anderen Grünflächen eine höhere Anzahl an spontanen Arten auf, auch wenn sie aufgrund einer geringen Anzahl an in großen Mengen gepflanzten Kulturarten ein eher homogenes Erscheinungsbild aufwiesen. Studien aus anderen europäischen Ländern haben in den letzten Jahren gezeigt, dass Kinderspielplätze wie z. B. sogenannte Play Forests in der Regel verschiedene Habitattypen beinhalten und somit Kindern einen Zugang zu heterogener Vegetation bieten können (Fjørtoft & Sageie 2000; Lerstrup & Refshauge 2016). In sogenannten Naturerfahrungsräumen (NER; Pretzsch et al. 2020; Schemel 1998) werden explizit Materialien wie Holz, Sand und Steine eingesetzt, um Kindern den Zugang zu und das Spiel mit Naturelementen zu ermöglichen. Ob durch die heterogene Nutzung dieser Strukturen gleichzeitig eine hohe Artenvielfalt entsteht, ist jedoch offen. Im Bereich der Sportplätze und Sportanlagen scheint es ein großes Potenzial zu geben, wie z. B. Randflächen und Abstandsgrün, die ggf. stärker in eine naturnahe Gestaltung und Biodiversitätsförderung einbezogen werden könnten. Das Projekt zur Beweidung einer wenig genutzten Tribünenfläche eines Stadions mit Schafen und Ziegen weist auf solche innovativen Ansätze hin (Bezirksamt Charlottenburg-Wilmersdorf 2022).

### Reste ursprünglicher naturnaher Landschaften

#### Gewässer und Feuchtgebiete

In Binnengewässern führt die Urbanisierung zumeist zu einer Abnahme der Artenvielfalt (Feld, de Bello & Dolédec 2014; Leps et al. 2015). Dies ist sowohl auf chemische und mikrobielle Belastungen als auch auf Flächenverluste und Uferbegradigungen zurückzuführen. Der Grad der stofflichen Belastung von Binnengewässern wird daher in der Regel durch den Anteil landwirtschaftlich genutzter und urbaner Flächen im Einzugsgebiet bzw. im Uferstreifen entlang der Gewässer widergespiegelt (Kail et al. 2021; Leps et al. 2015, S. 201; Nguyen, Gericke & Venohr 2022). Auch wenn Abwässer von Siedlungen geklärt werden müssen, kommt es dennoch zu Verunreinigungen durch Überläufe bei starken Regenfällen, undichte Kanäle oder veraltete Kläranlagen. Der Einfluss auf die Wasserqualität in den Städten nimmt mit zunehmender Versiegelung zu, da dadurch der Abfluss

und die Nährstoffeinträge in die städtischen Gebiete erhöht werden. Absolut gesehen, sind die Emissionen in Städten mit geringer bis mittlerer Dichte am höchsten (Nguyen, Gericke & Venohr 2022). Weitere Informationen zu Gewässern und Feuchtgebieten und deren Biodiversität werden im Kapitel »Binnengewässer und Auen« (Kap. 5) dieses Berichts ausführlicher diskutiert.

Neben der Einleitung von Abwässern und dem Eintrag von Kühlwasser aus Kraftwerken in die großen Fließgewässer gelangen Schadstoffe zunehmend auch in kleinere Fließgewässer. Dies führt zu Sedimentation, die die hydrologische Vernetzung und damit die Hydromorphologie der Gewässer verändert. Darüber hinaus wurden in den letzten Jahrzehnten wertvolle Auenflächen bebaut, sodass die Auen u. a. durch die Siedlungsentwicklung ihre sozialen und ökologischen Funktionen verloren haben (BMU & BfN 2021).

Städtische Gewässer können aber sowohl dem Biodiversitätsschutz als auch der Erholungsfunktion dienen. So wurden in Dortmund Teiche für Erholungs- und Naturschutzzwecke angelegt, die bei geringer bis mäßiger Störung als Lebensraum für den Erhalt der Artenvielfalt dienen, z. B. für die Große Pechlibelle (*Ischnura elegans*) (Goertzen & Suhling 2013). Thiele, Eisenbarth & Kasper (2018) fanden in 24 Kleingewässern der Hansestadt Rostock insgesamt 724 Arten aus den drei untersuchten Gruppen Lepidoptera, Makrozoobenthos und Makrophyten. Als besonders artenreiche städtische Kleingewässertypen, die auch eine Reihe geschützter und gefährdeter Arten beherbergen, nennen sie Gewässer in Verbindung mit alten Gehölzstrukturen, mit Feuchtwiesen und Senken, mit Stillgewässern sowie mit Grünflächen für Erholung und/oder Bildung.

Für das Biodiversitätspotenzial von Stillgewässern in Städten sind auch ihre Lage im urbanen Kontext und ihr Umfeld von Relevanz. So wurden in einer Studie von Fischer et al. (2015b) Europäische Laubfrösche (*Hyla arborea*) primär in bewaldeten und landwirtschaftlich genutzten urbanen Landschaften und weniger in umbauten Teichen gefunden. Insgesamt konnte der gefährdete Frosch in 58 von 122 urbanen Gewässern nachgewiesen werden.

Moore existieren heute noch kleinflächig in einigen deutschen Städten und sind dort wichtige Erbringer von Ökosystemleistungen und können seltene und geschützte Arten – auch ähnlicher und benachbarter Biotoptypen – beherbergen. Moorschutz wird daher zunehmend auch in Städten diskutiert und durch Wiedervernässung, Einbringen von Zielarten und andere Maßnahmen in Abhängigkeit vom vorliegenden Moortyp erfolgreich umgesetzt (Klingensfuß et al. 2015). Nach

Planchuelo, Kowarik & von der Lippe (2020a) sind Arten in urbanen Mooren und Sumpfbereichen jedoch stärker vom lokalen Aussterben betroffen und können daher oft keine überlebensfähigen lokalen Populationen aufbauen.

Im Siedlungsbereich gibt es weitere Gewässerstrukturen, die besondere Lebensräume darstellen. So können Regenrückhaltebecken Libellenpopulationen beherbergen; in einer Untersuchung in Osnabrück wurden dort 22 Libellenarten (von insgesamt 27 in der Stadt bekannten Arten) nachgewiesen (Meier & Zucchi 2000). Auch Zierteiche und Brunnenanlagen können einen Beitrag zur städtischen Biodiversität leisten. So ist z. B. die Bereitstellung von Trinkwasser für Insekten wichtig. Dazu können flache Uferzonen beitragen, die auch für Vögel die Interaktion mit dem Wasser verbessern.

Städtische Gewässer können eine große Vielfalt an Wasservögeln aufweisen, insbesondere sehr hohe Individuenzahlen von Generalisten wie Stockenten (*Anas platyrhynchos*) oder Höckerschwänen (*Cygnus olor*). Die hohen Individuenzahlen und die Fütterung dieser Arten durch den Menschen führen insbesondere in städtischen Stillgewässern zu einem hohen Nährstoffeintrag und damit zu einer dramatischen Verschlechterung der Wasserqualität (Goertzen & Suhling 2013). Gewässer im Siedlungsbereich können als Kaltwetterrefugium sowie als Überwinterungsquartier für Wasservögel dienen (Musilov et al. 2015), beispielsweise für verschiedene Gänsearten wie die Kanadagans (*Branta canadensis*) oder die Nilgans (*Alopochen aegyptiaca*) entlang des Oberrheingrabens. Auch geschützte Standvögel wie der Eisvogel (*Alcedo atthis*) können an urbanen Gewässern angetroffen werden, z. B. entlang der Gerinne des Leipziger Auwald.

### Stadtwälder und Forste

Urbane Wälder erstrecken sich über verschiedene städtische Grünflächen und sind definiert als die Summe aller Gehölze, die in und um dichte menschliche Siedlungen existieren (Ferrini, Van den Bosch & Fini 2017). Straßenbäume und Hecken sowie alle Gehölze in Parks, Waldstücken, Brachflächen, Wohngebieten und Gärten tragen demzufolge zum städtischen Wald bei. In diesem Abschnitt konzentrieren wir uns vor allem auf städtische Wälder im traditionellen Sinne, d. h. auf verbliebene oder angelegte Waldflächen, die aus Bäumen und langlebiger Vegetation bestehen, als auch auf Waldflächen aus natürlichem Aufwuchs auf Brachflächen, eine detaillierte Besprechung von Wäldern und Forsten können im Kapitel »Wald« (Kap. 4) dieses Berichts eingesehen werden. Zu den Indikatoren für eine gesunde

Waldstruktur, die insbesondere im Hinblick auf die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt untersucht werden, gehören Bestandstrends von besonders geschützten Waldarten, Artengruppenvielfalt (Flora und Fauna), Totholzmenge, Altersstruktur, Holzvorrat und Verteilung, Laub-Nadelholz-Verhältnis und Kleinstrukturen (Keil, Hering & Bothmann 2022).

Wälder in und um Städte sind ein häufiger und wichtiger Landschaftstyp – sowohl für den Menschen als auch für die Natur. Sie stehen zunehmend im Fokus, da sie vielen Zwecken dienen und teils widersprüchlichen Interessen gerecht werden müssen: Lebensraum für Arten, Holzproduktion, Kohlenstoffsenke und Naherholungsgebiete. Urbane Wälder unterscheiden sich stark in ihrer Art, Nutzung und Nutzungsintensität und damit auch in ihrer Bedeutung für die Biodiversität. Das Spektrum reicht von parkartigen Anlagen wie dem Berliner Tiergarten über Naturschutzgebiete wie dem Leipziger Auwald bis zu Forsten, die durch starke und regelmäßige Holzentnahme geprägt sind. Längst hat jedoch ein Umdenken hin zu artenreichen Wäldern stattgefunden, in denen Ökosystemleistungen, Biodiversitätspotenziale und die Widerstandsfähigkeit gegenüber Störungen und sich ändernden bioklimatischen Bedingungen stärker berücksichtigt werden (beispielhaft ist das Berliner Mischwaldprogramm; Senatsverwaltung für Mobilität, Verkehr, Klimaschutz und Umwelt, der Stadt Berlin 2023).

Die Artenvielfalt in urbanen Wäldern kann hoch sein: Beispielsweise wurden in 23 Stadtwäldern Frankfurts 149 Gehölzsippen nachgewiesen (Gregor & Kasperek 2021), in urbanen Sukzessionswäldern des Ruhrgebiets konnten innerhalb einzelner Wälder über 50 verschiedene Gehölzarten beobachtet werden (Gausmann et al. 2007, S. 200), deren Spektrum sich neben einheimischen Arten zu einem großen Teil aus verwilderten gebietsfremden Arten zusammensetzt. Im Zeitraum von 1980 bis 2002 konnten für das Ruhrgebiet insgesamt 179 verwilderte Gehölzsippen nachgewiesen werden (Keil & Loos 2005a). Bei einer Untersuchung im Duisburg-Mülheimer Stadtwald wurden 549 Gefäßpflanzen erfasst, was einem Drittel der Flora des westlichen Ruhrgebiets und einem Viertel der gesamten Flora Nordrhein-Westfalens entspricht. Darüber hinaus enthielt der Stadtwald 60 gefährdete Taxa (Fuchs 2008).

Dies bedeutet, dass Rote-Liste-Arten auch in Stadtwäldern vorkommen können, was den ökologischen Wert dieser Lebensräume für die Erhaltung und Wiederherstellung erhöht. Allerdings sind diese Arten nicht unbedingt nur in Stadtwäldern sicher oder geschützt. Die Analyse langfristiger Monitoringdaten von Pflan-

zenpopulationen in verschiedenen Lebensräumen in Berlin hat beispielsweise gezeigt, dass Rote-Liste-Arten in urbanen Wäldern stärker vom lokalen Aussterben bedroht sind als Populationen in anthropogenen Lebensräumen (Planchuelo, Kowarik & von der Lippe 2020b). Eine wichtige Botschaft ist daher, dass urbane Wälder mit vielen verschiedenen Grünflächen verbunden sein müssen und ein elementarer, aber nicht allein funktionierender Bestandteil der grünen Infrastruktur in Städten sein können.

Gebietsfremde Baumarten sind eine wesentliche Komponente in Wäldern in deutschen Städten. Neophytische Gehölzsippen machen häufig zwischen 25 und 50 % des Baumbestands aus (Gregor & Kasperek 2021; Kowarik 1992b; Kowarik, von der Lippe & Cierjacks 2013; Kunick 1987). In Frankfurter Wäldern wurden 42 % der Gehölze als einheimisch, 33 % als eingebürgerte Neophyten und 25 % als unbeständige Neophyten klassifiziert (Gregor & Kasperek 2021). Zum Zeitpunkt der Untersuchung waren von 549 Gefäßpflanzen des Duisburg-Mülheimer Stadtwaldes 169 Arten gebietsfremd, wobei 6 % aller Pflanzen Neophyten, 5,8 % Archaeophyten und 18,9 % Industriophyten waren. Dieser Anteil wird sich voraussichtlich erhöhen, da durch Klimawandeleinflüsse etablierte Baumarten an vielen Standorten in Deutschland nicht mehr überleben werden (Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 2018).

Die Einbringung nicht heimischer Baumarten kann Folgen haben, die über die Baumartenvielfalt hinausgehen. So zeigen Buchholz et al. (2015b), dass Waldbäume einer heimischen und einer nicht heimischen Baumart (Hänge-Birke [*Betula pendula*] vs. Gewöhnliche Robinie [*Robinia pseudoacacia*]) in Berlin zwar eine ähnliche Artenvielfalt an Laufkäfern aufweisen, die spezifische Artenzusammensetzung sich jedoch stark unterscheidet. Das bedeutet, dass hier eine Kombination aus heimischen und nicht heimischen Baumarten zur höchsten Artenvielfalt an Laufkäfern führen kann. Vergleichbares konnten Wirth et al. (2021) für den Leipziger Auwald zeigen. Die Zusammensetzung der Spinnenarten unterschied sich dagegen deutlich weniger (Buchholz et al. 2015a).

Für die urbane Baumvielfalt sind aber nicht nur Wälder relevant, sondern auch die natürliche Besiedlung von Standorten durch Pionierarten. Diese sogenannten Emerging Forests beherbergen eine Vielzahl heimischer Arten und können Lebensraum für gefährdete Arten bieten (Kowarik et al. 2019). Im Biotopverbund können solche Gehölzstrukturen entscheidende Verbindungen zwischen größeren, ansonsten isolierten Waldgebieten

herstellen. Emerging Forests unterscheiden sich je nach ihren Leitbaumarten voneinander. So vergleichen Kowarik et al. (2019) verschiedene Waldtypen, die auf ungenutzten Flächen in Berlin selbst entstanden sind: Wälder mit Dominanz der Hänge-Birke, Wälder mit Dominanz von Ahornarten (*Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus*) und Wälder mit Dominanz der Gewöhnlichen Robinie. Über alle Untersuchungsflächen und Waldtypen hinweg wurden 45 Baumarten (18 einheimische und 27 gebietsfremde) sowie knapp 30 Arten von wirbellosen Tieren pro Waldtyp gefunden. So konnten Kowarik et al. (2019) bilanzieren, dass auch gebietsfremde Gehölzstrukturen wie Robinia zur Bildung und Stärkung ökologischer Netzwerke dienen, z. B. von Bestäubern (siehe auch Buchholz & Kowarik 2019). Eine andere Studie konnte jedoch in einem Vergleich von Birken- und Robinienwäldern zeigen, dass Birkenwälder mit 213 Gefäßpflanzenarten artenreicher sind als Robinienwälder mit 165 Gefäßpflanzenarten (Trentanovi et al. 2013). Die Studie zeigte auch, dass der Grad der Versiegelung durch Gebäude die Homogenisierung der Pionierwälder und ihres einheimischen Artenpools beeinflusste, während die Beta-Diversität des gebietsfremden Artenpools stärker auf exotische Arten reagierte.

Wälder in Städten, ihr Schutz und ihre Wertschätzung haben eine lange Tradition. Bäume in städtischen Wäldern können 600 Jahre und älter werden, tragen Namen, gelten als Attraktionen und erzählen Lokalgeschichten (wie die von den Gebrüdern Humboldt so genannte Dicke Marie in Berlin; Nationalerbe-Bäume Deutschland o. J.). Die bewusste Anlage von Wäldern durch Aussaat ist in Deutschland seit 1334 für Nürnberg und Frankfurt dokumentiert, wo Linde (*Tilia*), Kiefer (*Pinus*), Tanne (*Abies*) und Fichte (*Picea*) angepflanzt wurden. Das Prinzip der nachhaltigen Holzentnahme in den Göttinger Stadtwäldern wurde im Jahr 1741 entwickelt und eingeführt. Im Mittelalter gab es z. B. Gesetze zur Waldbewirtschaftung (Verbot des Holzeinschlags in bestimmten Gebieten) und die Verpflichtung zur Beseitigung von Raupenfraß (Forrest & Konijnendijk 2005).

### Kulturlandschaftlich geprägte Flächen

#### Urbane Landwirtschaft

Die Landwirtschaft in und um Städte kann verschiedene Formen annehmen und reicht vom Kleingartenbau über Weidewirtschaft bis hin zur hochintensiven mechanisierten Landwirtschaft. Insbesondere für die letztgenannte Form der (urbanen) Landnutzung wird die Biodiversität dieser Flächen im Kapitel »Agrar- und Offenland« (Kap. 3) dieses Berichts ausführlicher diskutiert. Hier liegt der Schwerpunkt dagegen auf den durch

den Siedlungsraum geprägten Anbau- und Produktionsformen, die sowohl wirtschaftliche als auch naturschutzfachliche Aspekte aufweisen.

In der Fachliteratur gibt es nur wenige Untersuchungen über die Biodiversität von städtischen Weideflächen oder städtischen Obstanlagen in Deutschland. Dennoch gibt es in Deutschland Initiativen, die die Biodiversität integrieren. Beispielsweise sind Streuobstwiesen eines der kulturell und ökologisch wertvollsten Agroforstsysteme in Deutschland und Europa (Forejt & Syrbe 2019). Streuobstwiesen können je nach Bewirtschaftungsform (Čejka, Holuša & Skokanová 2018) und Habitatfläche (Steffan-Dewenter & Leschke 2003) die Biodiversität von Pflanzen und Tieren (z. B. Vögel, Arthropoden) durch die Bereitstellung von Nahrungs- und Nistressourcen unterstützen. Die Verstädterung einiger deutscher Regionen, in denen Streuobstwiesen ein Teil der Landschaft waren, bedeutet, dass diese Systeme verloren gehen oder zu einem Teil der Stadtlandschaft werden. So gingen beispielsweise in der Stadt Lindau in Bayern durch die Stadtentwicklung in den 1950er- bis 1970er-Jahren viele Streuobstwiesen verloren. Zudem sank die Rentabilität der Streuobstwiesen, sodass viele Bestände aufgegeben wurden oder mangels Bewirtschaftung verfielen. Heute sind jedoch einige traditionelle Streuobstwiesen wieder Teil des städtischen Raums, sowohl innerhalb der Stadt als auch an der Peripherie. Die Streuobstwiesen beherbergen eine Vielzahl von Apfel-, Pflaumen-, Birnen-, Kirschen-, Nuss- und Zwetschgensorten (Stadt Lindau o. J.). Die Stadt Lindau hat in Zusammenarbeit mit der BUND-Naturschutz-Kreisgruppe Lindau und einer im Ort Schönau ansässigen Obstkellerei ein Streuobst-Vermarktungsprogramm ins Leben gerufen, das an mehreren Stellen im Stadtgebiet wieder neue Streuobstwiesen anlegt und Wanderwege schafft, auf denen man die Streuobstwiesen besuchen kann.

Ein weiteres verwandtes Beispiel sind die städtischen Äcker und Wiesen in Berlin. In der Stadt wird mehr als die Hälfte der gesamten Grünlandfläche landwirtschaftlich genutzt oder steht im Zusammenhang mit landwirtschaftlicher Landnutzung (Fischer, von der Lippe & Kowarik 2013). Ein prominentes Beispiel für Grünland in der Stadt, das einen besonderen Bezug zu Naturschutz und Biodiversität hat, ist das Tempelhofer Feld im Zentrum Berlins. Die Auswirkungen dieser Wiesen und ihrer Bewirtschaftung, insbesondere der Mahd, auf die Biodiversität im Allgemeinen wurden in mehreren Studien untersucht (Fischer, von der Lippe & Kowarik 2013). Vereinzelt stehende Bäume im Grasland dienen als Unterstützung der Bestäubervielfalt in diesen Biotopen. Der Versiegelungsgrad der Umgebung beeinflusst

das Verhalten von Bestäubern an den Blüten einheimischer bzw. gebietsfremder Arten (Buchholz & Kowarik 2019). Dies zeigt den Einfluss der Umgebung in Städten auf Ökosysteme und in diesem speziellen Fall, dass die Attraktivität von Blüten mit der Zunahme von urbanen Stressoren für Bestäuber abnimmt, sowie die Bedeutung der strukturellen Vielfalt innerhalb von Biotoptypen.

Einige Städte setzen Konzepte der »Essbaren Stadt« um, wie z. B. Andernach in Rheinland-Pfalz. Die Essbare Stadt Andernach wurde von der Stadtverwaltung aus dem Wunsch heraus gegründet, die Stadtbewohner:innen wieder mit der Natur und den Lebensmitteln zu verbinden und auch Permakultur und Biodiversität zu kombinieren (Artmann & Sartison 2023). Hier geht es speziell um Nachhaltigkeit, Biodiversität, Permakultur und urbane Landwirtschaft. Die Begrünung der Stadt mit essbaren Pflanzen kann neue Lebensräume, auch für gefährdete Arten, schaffen und so die Biodiversität fördern. Seit 2010 werden in Andernach 101 Tomatensorten, 100 Bohnensorten und 20 Zwiebelnarten entlang der Mauer im Schlossgarten gepflanzt. Jedes Jahr steht dabei eine andere Gemüse- oder Obstsorte im Mittelpunkt. Im Laufe des letzten Jahrzehnts kamen verschiedene Obstbäume, Salate, Zucchini, Beeren, Kräuter und sogar Hühner und Schafe mitten in der Stadt hinzu. Im Bereich des Stadtgrabens wurden verschiedene essbare und ästhetisch ansprechende Gehölze gepflanzt, von Mandel- und Pfirsichbäumen bis zu Mispeln und Birnenspalieren (Stadt Andernach o. J.).

### Urbane Wildnis, unversiegelte Brachen und Sukzessionsflächen

Urbane Brachflächen zeichnen sich durch besondere Standortbedingungen für Flora und Fauna aus, die durch das Vorherrschen überwiegend anthropogener Substrate und das städtische Lokalklima geprägt sind. Durch die besonderen chemisch-physikalischen Eigenschaften dieser typisch urbanen Substrate (Bauschutt, Stäube, Schlämme, Aschen, Bergematerial usw.) bilden die Brachen neuartige Ökosysteme (im Sinne ortsspezifischer Neuartigkeit nach Heger et al. 2019), die es in der Naturlandschaft sowie in der land- und forstwirtschaftlich geprägten Kulturlandschaft nicht gibt (Keil, Fuchs & Loos 2007). Insbesondere Brachflächen der Montanindustrie sowie Gleis- und Gewerbebrachen weisen eine außerordentlich hohe biologische Vielfalt auf (auch als »Industrienatur« bezeichnet). Entscheidend ist dabei die Nichtnutzung bzw. die Aufgabe der Nutzung. Es handelt sich oft um schwer zugängliche Flächen mit geringer Anfälligkeit für Störungen, auf denen umfassende Besiedlungsprozesse stattfinden können. Liegen ehemals

genutzte Flächen lange genug brach, entwickeln sich sogar Baumgesellschaften von Eberesche (*Sorbus aucuparia*), Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*), Birken, Spitzahorn (*Acer platanoides*) und Robinie (*Robinia pseudoacacia*) über das Strauchstadium hinaus (Kowarik et al. 2019; Wolff et al. 2023).

Brachflächen finden sich in vielen, vor allem größeren Städten und Ballungsräumen in Deutschland. Ihre größte Ausdehnung erreichen sie im Ruhrgebiet. Hier konnten beispielsweise auf der Brachfläche des ehemaligen Hüttenwerks in Duisburg-Meiderich, dem heutigen Landschaftspark Duisburg-Nord, in einem Beobachtungszeitraum von 30 Jahren über 700 Gefäßpflanzenarten nachgewiesen werden (Keil 2019). Auf der Fläche der ehemaligen Zeche und Kokerei Zollverein in Essen, dem heutigen UNESCO-Welterbe Zollverein, wurden seit 1992 mindestens 546 Gefäßpflanzenarten nachgewiesen (Keil & Guderley 2017). Bereits auf Brachflächen mit einer Größe von < 1 ha in Berlin identifizierten Zerbe et al. (2003) über 100 Pflanzenarten. Auf einem Bahnhofsgelände waren es über 400 Pflanzenarten (Böcker & Kowarik 1987), auf 19 Bahnhöfen in Hannover 441 Arten (Feder 1990), auf 44 Bahnhöfen im Raum München 389 Arten (Mattheis & Otte 1989) und auf Bahnhöfen im südöstlichen Niedersachsen 385 Arten (Brandes 1983).

Brachen in der Stadt werden schnell von Ruderalgesellschaften besiedelt. Pioniere sind Windsamer wie das Kanadische Berufkraut (*Erigeron canadensis* L.) oder der Kompass-Lattich (*Lactuca serriola* L.). Auch können sich manchmal seltene und gefährdete Arten wie das Schwarze Bilsenkraut (*Hyoscyamus niger* L.) ansiedeln. Bleiben die Brachflächen in der Stadt ungenutzt, dominieren nach einigen Jahren konkurrenzstärkere Stauden wie der Gewöhnliche Beifuß (*Artemisia vulgaris* L.), die Wilde Möhre (*Daucus carota* L.), die Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis* L.) oder der Blaue Nattertkopf (*Echium vulgare* L.). Dementsprechend repräsentieren die Arten der Brachflächen relativ hohe Anteile regionaler Floren und Faunen. So fanden Eckert, Möller & Buchholz (2017) auf 24 Brachflächen 45 % der Heuschreckenfauna Berlins. Neben den hohen Artenzahlen besitzen die Brachen auch eine besondere Bedeutung als Refugien für seltene und gefährdete Arten (z. B. Albrecht et al. 2011; Meffert & Dzioczek 2012) sowie für Standortspezialisten wie beispielsweise für die Kreuzkröte (*Epidalea calamita*) sowie für trockene und nährstoffarme Lebensräume. Insekten finden auf den Stadtbrachen den ganzen Sommer über Nektar und Aufenthaltsqualitäten (Blüten). Auch Vögel wie der Stieglitz (*Carduelis carduelis*) nutzen die »Brachenwildnis«. Auch Säugetiere wie der Feldhase (*Lepus europaeus*) oder der Fuchs (*Vul-*

*pes vulpes*) leben auf Brachflächen bis weit in die Innenstädte hinein. Gleichzeitig gibt es wenig genutzte und gepflegte Flächen, auf denen sich durch eine eher unregelmäßige Mahd ruderale Wiesen mit hohen Artenzahlen (ca. 30 Arten) und neuartigen Artenkombinationen entwickelt haben (Fischer et al. 2013).

Auch ein differenziertes Management, das verschiedene Stadien der Vegetationsentwicklung innerhalb einer Brachfläche zulässt, fördert hohe Artenzahlen (Schadek et al. 2009). Auf Stadtebene stellt sich die Frage, inwieweit Brachflächen auch dann einen Beitrag zur Artenvielfalt in Städten leisten können, wenn einzelne Flächen zwar bebaut werden, dafür aber an anderer Stelle Flächen brach fallen (Kattwinkel, Biedermann & Kleyer 2011). Nach Kattwinkel, Biedermann & Kleyer (2011) beherbergen Brachflächen im Alter von nur 15 Jahren die höchsten Artenzahlen an Gefäßpflanzen und Insekten. Strauss & Biedermann (2006) argumentieren, dass ein Mosaik aus über die Stadt verteilten Brachflächen unterschiedlichen Alters gut geeignet ist, um ein breites Artenspektrum zu entwickeln und zu unterstützen, da verschiedene Arten unterschiedliche Sukzessionsstadien bevorzugen.

Die Bedeutung von Wildnis in der Stadt ist in den letzten Jahren verstärkt in den Fokus politischer und gesellschaftlicher Debatten und Projekte gerückt, sichtbar z. B. an den Zielen der Nationalen Strategie für biologische Vielfalt (BMUB 2007) zur Erhöhung der Wildnisfläche in Deutschland, an Argumenten der Deutschen Umwelthilfe für Wildnis in der Stadt (Stöcker, Suntken & Wissel 2014; Wissel 2016) und an dem Projekt »Städte wagen Wildnis« im Bundesprogramm Biologische Vielfalt.

### 7.2.3 Anzahl/Änderungen nicht einheimischer Arten im urbanen Raum

In Deutschland beherbergen Städte sowohl absolut als auch im Verhältnis zu den einheimischen Arten deutlich mehr gebietsfremde Gefäßpflanzenarten als andere Landschaften (Kühn, Brandl & Klotz 2004; Kühn, Wolf & Schneider 2017). Für Berlin wurden diese Verhältnisse bereits 1988 und 1995 ermittelt (Kowarik 1995b): 593 Neophyten (41 %) standen damals 839 einheimischen Arten (59 %) gegenüber. Im europäischen Vergleich beherbergt Deutschland nach einer Studie von 1998 zwischen 94 und 577 Neophyten pro Stadt (Pyšek 1998), eine Studie von 2008 gibt für Deutschland insgesamt 587 Neophyten an (Lambdon et al. 2008). Hiervon entfallen 236 bzw. 233 auf urbane Ökosysteme (Typologien Ackerland, Gärten und Parks sowie Industrie [Lambdon et al. 2008]). Dennoch zeigen verschiedene Typen grüner und blauer Infrastruktur innerhalb urbaner Ökosys-

teme Unterschiede im Anteil von Neophyten (Kowarik 1995b). Generell weisen Studien darauf hin, dass die Anzahl der Neophyten mit der Anzahl der Archäophyten und auch der einheimischen Arten korrelieren kann, d. h., wo mehr Arten dieser Gruppen gefunden werden, sind tendenziell auch mehr Neophyten vorhanden (Deuschewitz et al. 2003).

Der Vergleich von urbanen mit weniger bzw. nicht urbanen Landnutzungsformen zeigt beispielsweise im Umland von Dessau (Deuschewitz et al. 2003), im Umland von Frankfurt am Main (Brunzel et al. 2009) sowie in Hamburg (Schmidt, Poppendieck & Jensen 2014), dass das Vorkommen von Neophyten mit dem Vorhandensein urbaner Landnutzungen bzw. der Lage einer Fläche entlang eines Stadt-Land-Gradienten erklärt werden kann. Auch eine Studie aus der Schweiz zeigt, dass insbesondere in Waldgebieten, die an Siedlungen angrenzen, die Anzahl und Häufigkeit von Neophyten höher ist als in Waldgebieten, die weiter von Siedlungen entfernt sind (Gaggini, Rusterholz & Baur 2017). Dies zeigt sich auch bei der Betrachtung konkreter Artenzahlen: So ermittelte Kowarik (1990) für das ehemalige Westberlin einen Neophytenanteil an der Gesamtflora von 29,7 % gegenüber 10,3 bis 17,1 % in verschiedenen ländlichen Regionen Brandenburgs. Wania, Kühn & Klotz (2006) fanden in einem städtischen Untersuchungsgebiet in Sachsen-Anhalt eine Anzahl von 143 Neophyten (26 % aller Arten in diesem Gebiet) und in einem benachbarten ländlichen Untersuchungsgebiet gleicher Größe 85 Neophyten (20 % aller Arten in diesem Gebiet).

Auch innerhalb einzelner Typen grüner und blauer Infrastruktur sowie innerhalb einzelner Artengruppen können die Anteile gebietsfremder Arten hoch sein – z. B. 58 % gebietsfremde Arten in der Gehölzflora ausgewählter Waldflächen in Frankfurt am Main (Gregor & Kasperek 2021). Nach Kowarik, von Der Lippe & Cierjacks (2013) weisen Parks, Brachflächen und Wohngebiete in Berlin höhere Anteile an gebietsfremden Gehölzarten auf als Wälder oder Feuchtgebiete. Auch Industriebrachen erreichen hohe Anteile an gebietsfremden Arten, z. B. 42 % auf dem Gelände der ehemaligen Zeche und Kokerei Hansa in Dortmund-Huckarde (Gausmann et al. 2016) und 48 % der Gefäßpflanzen auf dem Gelände der Zeche und Kokerei Zollverein in Essen (Fuchs & Keil 2017). Für den Lebensraum Grünland finden sich in Europa im Vergleich zu anderen Kontinenten tendenziell die geringsten Neophytenanteile, wobei die Anteile gebietsfremder Arten mit über 50 % und mehr eingestuft werden können (Kowarik & Fischer 2020). Studien zeigen speziell für Deutschland, dass in Städten generell viele typische und lokale Arten

des Grünlandes vorkommen können (z. B. Fischer, von der Lippe & Kowarik 2013 auf Biotoypenebene; Joas et al. 2010; Kummlı et al. 2021 auf Artebene) und dass mit zunehmender Verbrachung, höherem Nutzungsdruck oder intensiver Pflege der Anteil gebietsfremder Arten zunimmt (Fischer et al. 2013; Rudolph et al. 2017). Konkret wiesen Albrecht & Haider (2013) einen Neophytenanteil von 8,4 % in städtischen Wiesen gegenüber 3,5 % in ländlichen Wiesen bei München nach.

Die Entwicklung der Artenzahlen gebietsfremder Gefäßpflanzen zeigt seit mehreren hundert Jahren eine kontinuierliche Zunahme, wie für die Stadt Halle an der Saale für den Zeitraum von 1687 bis 2008 gezeigt werden konnte (Knapp et al. 2010a): In rund 320 Jahren hat sich die Zahl der Neophyten von sechs auf 128 Arten mehr als verzwanzigfacht. In Leipzig wurde ein Anstieg von 26 Neophyten zu Beginn des 19. Jahrhunderts auf 102 zu Beginn des 21. Jahrhunderts beobachtet (Scholz 2008). In Frankfurt am Main stieg die Zahl der Neophyten von 78 im Jahr 1800 auf 252 im Jahr 2000 (Gregor et al. 2012), in Bochum von 26 in den 1880er-Jahren auf 110 in den 2000er-Jahren (Jagel & Gausmann 2009). Die Zahl der Archäophyten ist dagegen konstant oder nimmt sogar ab (Kap. 7.2.2.1 – Gefäßpflanzen). Für die globale Ebene zeigen Seebens et al. (2015 und 2021), dass sich die Zunahme der Neophyten weiter fortsetzen wird, zumal sich die heutige Anzahl gebietsfremder Pflanzenarten am besten mit Daten zu sozioökonomischen Aktivitäten vor 20 Jahren erklären lässt. In Deutschland dürfte die Zunahme nach Seebens et al. (2015) jedoch gering ausfallen, insbesondere im Vergleich zu vielen Ländern des Globalen Südens.

Unter den Kryptogamen ist der Anteil gebietsfremder Arten dagegen gering, wie das Beispiel der Moosflora Berlins zeigt: Nur drei Arten bzw. 0,73 % der 411 Moosarten der Stadt sind Neophyten (Klawitter & Köstler 2017). Dies entspricht den geringen Anteilen bekannter Neophyten an der Moosflora in Europa (1,8 %) und in Deutschland (0,73 % der hier bekannten Moosarten [Isermann, Rabitsch & Nehring 2021]). Einige neophytische Moosarten sind in Deutschland in Ausbreitung begriffen (Isermann, Rabitsch & Nehring 2021), stadtspezifische Daten liegen jedoch nicht vor. Allerdings besiedeln die gebietsfremden Moose vorwiegend siedlungstypische Lebensräume wie Gärten, Straßentränder und Mauern (Isermann, Rabitsch & Nehring 2021), sodass die Angaben für Deutschland insbesondere auch für Städte gelten dürften. Bei den Flechten sind für Europa keine gebietsfremden Arten bekannt, was Isermann, Rabitsch & Nehring (2021) auf den Mangel an historischen Daten zurückführen. Auch bei den

Moosen sind die historischen Daten lückenhaft, sodass die hier genannten Zahlen bei besserem Kenntnisstand ggf. nach oben korrigiert werden müssten.

Für Pilze nennt Kowarik (2010) für Europa insgesamt 688 gebietsfremde Arten (Neomyceten) und eine exponentielle Zunahme der Artenzahl. Karasch et al. (2021) listen für Deutschland 131 gebietsfremde Pilzarten auf, davon 14 Eipilze (*Oomycota*), 71 Ständerpilze (*Basidiomycota*) und 46 Schlauchpilze (*Ascomycota*). Knapp 72 % der 131 Arten gelten als etabliert. Da die meisten Neomyceten mit Bäumen, Zier- oder Nutzpflanzen assoziiert sind, sind ihre Vorkommen in Deutschland hauptsächlich in der grünen Infrastruktur des Siedlungsraumes zu finden (Parks, Gärten, Stadtwälder, Friedhöfe, aber auch Äcker und Forste; Karasch et al. 2021). Die für Berlin vorliegende Rote Liste und Gesamtartenliste der Röhrlinge s.l. (*Boletales*), eine Ordnung der Ständerpilze, gibt einen Anteil von 2,3 % gebietsfremder Arten an (Schmidt 2017). Daten zur Entwicklung der Artenzahlen gebietsfremder Pilze in deutschen Städten liegen offenbar nicht vor. Insgesamt breiten sich jedoch 40 % der als invasiv eingestuften Neomyceten stark aus (Karasch et al. 2021), darunter auch einige pathogene Pilzarten, die sich zunehmend in städtischen Baumbeständen ausbreiten (u. a. *Hymenoscyphus fraxineus* mit Infektionsraten von z. B. 70 % in Leipzig [Volke, Knapp & Roloff 2019]).

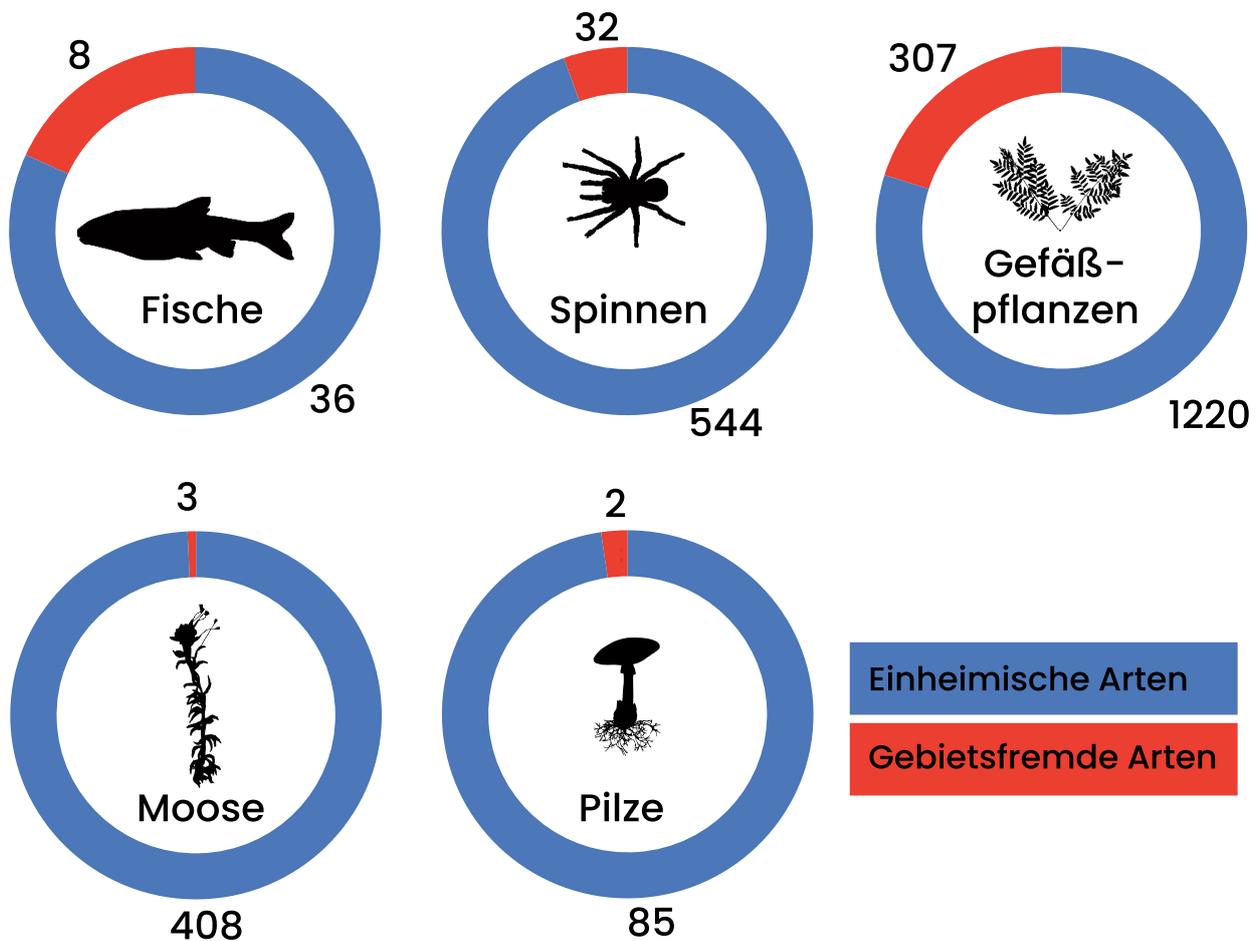
Auch in den meisten faunistischen Artengruppen ist der Anteil gebietsfremder Arten geringer als bei den Gefäßpflanzen, wie wiederum das Beispiel Berlin zeigt: Unter den Libellenarten sind dort nach Petzold (2017) keine Neozoen vertreten. In der Vogelfauna beträgt der Anteil der Neozoen 3,78 % (Witt & Steinof 2013), in der Spinnenfauna 5,56 % (Kielhorn 2017) und in der Molluskenfauna 9,5 % (Schnecken und Muscheln [Hackenberg & Müller 2017]). Bei den Schnecken ist der Anteil der Neozoen in Städten mit höheren Niederschlägen und geringeren jährlichen Temperaturschwankungen jedoch höher, da viele gebietsfremde Schneckenarten aus südlicheren Regionen mit milderem Winter stammen (Horsák et al. 2013). Dementsprechend fanden Horsák et al. (2013) in ihrer Analyse der Schnecken in 32 Städten Mitteleuropas (in Deutschland: Augsburg, Chemnitz, Freiburg im Breisgau, Halle, Hamburg, Kassel, Köln, München, Oldenburg, Regensburg, Stuttgart, Würzburg) 36 % gebietsfremde Schneckenarten. Relativ hohe Anteile gebietsfremder Arten finden sich auch bei den Fischen, unter denen die Neozoen über 20 % ausmachen – sowohl in Berlin (Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz, Fischereiamt Berlin 2019; Abb. 7.14) als auch in Frankfurt am Main mit 21,8 % (Korte 2015, zitiert in Zizka & Starke-Ottich 2019). Ins-

gesamt nimmt die Anzahl gebietsfremder Tierarten in Europa zu (terrestrische Wirbellose: Roques et al. 2009; aquatische Wirbellose und Fische: Gherardi et al. 2009; Vögel, Amphibien und Reptilien: Kark et al. 2009; Säugtiere: Genovesi et al. 2009), wobei es keine stadtspezifischen Trends in Deutschland zu geben scheint. Städte und siedlungstypische grüne Infrastrukturen gehören jedoch, wie bei Gefäßpflanzen, Kryptogamen und Pilzen, zu den Hotspots des Vorkommens gebietsfremder Tierarten, sodass auch hier steigende Trends zu erwarten sind. Beispielsweise nennen Roques et al. (2009) für urbane Flächen 399 und für Gärten und Parks 423 gebietsfremde terrestrische Insektenarten in Europa gegenüber z.B. 273 für landwirtschaftliche Flächen und 219 für Wälder und Forste. Wie bei den Gefäßpflanzen zeigt sich auch bei einigen Artengruppen der Fauna, dass der Anteil gebietsfremder Arten abnimmt, je naturnäher (bzw. weniger urban geprägt) eine Fläche ist – z. B. bei Makroinvertebraten in Fließgewässern in Braunschweig (Goertzen et al. 2022). Allerdings scheinen nicht alle Artengruppen in gleicher Weise zu reagieren, wie Horsák et al. (2013) für Schnecken zeigen: Diese hatten ähnliche

Anteile an der Gesamtf fauna in Stadtparks im Vergleich zu Wohngebieten und besonders hohe Anteile auf jungen Brachflächen – nach Ansicht der Autoren ein Hinweis auf die Störungsempfindlichkeit der Schnecken.

### 7.2.4 Wissenslücken und Defizite

Die Datenbasis zur Bewertung des aktuellen Zustands und der zeitlichen Entwicklung der Biodiversität in Städten weist große Lücken auf. Dazu gehören mangelndes Fachwissen über die Bestimmung von Arten und das Fehlen vergleichbarer Methoden für verschiedene urbane Ökosysteme und Städte. Darüber hinaus werden Studien oft isoliert durchgeführt (z. B. innerhalb eines Parks oder einer Untergruppe von Parks über einen bestimmten und begrenzten Zeitraum), was es sehr schwierig macht, Muster und Trends in der Veränderung der Biodiversität zwischen verschiedenen Ökosystemen und Städten zu erkennen. Um diese Wissenslücken zu schließen, ist ein standardisiertes Monitoring der Biodiversität in deutschen Städten erforderlich. Im Folgenden werden die Wissenslücken und -defizite im Einzelnen beschrieben.



**Abbildung 7.14:** Anteil an einheimischen und gebietsfremden Arten innerhalb der Artengruppen der Fische, Spinnen, Gefäßpflanzen, Moose und Pilze. Die Daten stammen aus den jeweiligen neuesten Roten Listen Berlins. Referenzen zu den Roten Listen können in Abbildung 7.5 eingesehen werden, außer für die Pilze (Schmidt 2017).

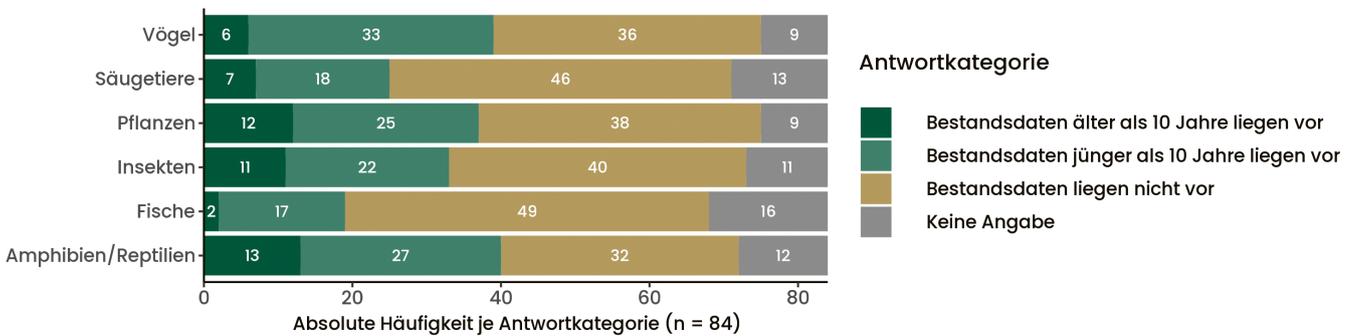
Eine Grundvoraussetzung für die umfassende Kenntnis der Biodiversität in urbanen Ökosystemen ist die Dokumentation der Artenvielfalt und der Zusammensetzung der Organismengemeinschaften. Dies setzt ausreichende Kenntnisse in der Artenbestimmung voraus. Leider fehlt es in allen taxonomischen Gruppen an Experten mit spezifischem Fachwissen. Wenn dies vom Platz nicht passt, bitte wie vorgeschlagen korrigieren. Oft gibt es nur wenige Expert:innen für verschiedene Taxa. Dieses Wissen geht schnell verloren. Außerdem ist nicht immer klar, wer für die Dokumentation der Artenvielfalt und für Monitoringkampagnen zur Artenvielfalt zuständig ist. Bislang führen sowohl Kommunen als auch Naturschutzorganisationen, Planungsbüros, Forschungsinstitute und Universitäten taxonomische Erhebungen durch. Eine Zusammenführung dieser Daten findet jedoch häufig nicht statt, sodass die Evidenz bruchstückhaft bleibt.

Auch Citizen-Science-Initiativen und -Apps (z. B. iNaturalist, Flora Incognita) tragen zunehmend zur Erfassung von Arten im Siedlungsraum bei, wenngleich dies nicht systematisch erfolgt und einseitig auf »charismatische« Taxa fokussiert sein kann. Dennoch können solche Ansätze eine Ergänzung sein, um das Defizit bei der Dokumentation der Artenvielfalt im Zeitverlauf auszugleichen (z. B. Grabow et al. 2022; Planillo et

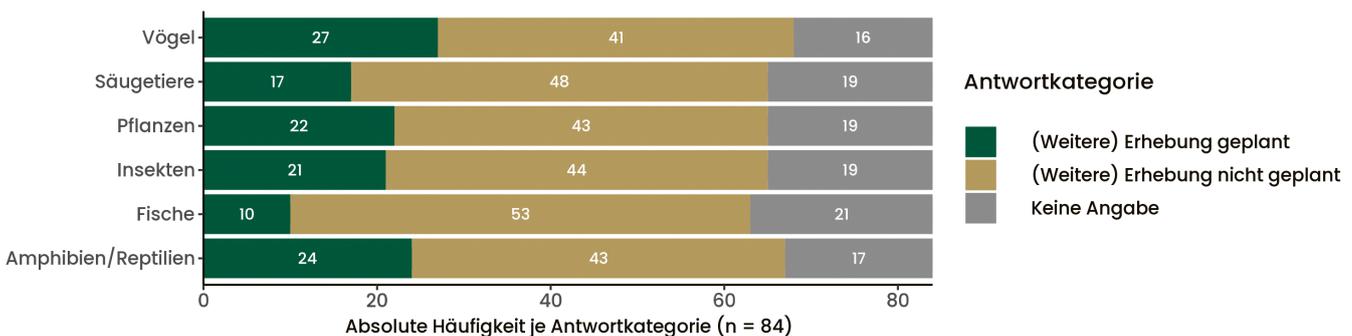
al. 2021). Zur Unterstützung könnten Erfassungsprotokolle erstellt und zeitlich abgestimmte Aktionen wie die »Stunde der Gartenvögel« durchgeführt werden, um die Fähigkeiten der Citizen Scientists zu verbessern und die Aussagekraft der Daten zu erhöhen.

Ein standardisiertes, systematisches und bundesweites Monitoring der Biodiversität in Städten fehlt. Dies bedeutet, dass Daten nicht direkt zwischen Städten oder städtischen Ökosystemen verglichen werden können. So werden in einigen Studien passive Probenahmen (z. B. Fallen für Bestäuberinsekten) und in anderen Studien aktive Probenahmen (z. B. Beobachtungen von Bestäuberinsekten auf Blüten) verwendet. Ideal wären einheitliche Protokolle für jede Taxongruppe, die für Zeit, Raum und Organismus standardisiert sind. Ein solcher Ansatz würde Vergleiche zwischen Standorten ermöglichen und dabei helfen, die wichtigsten Triebkräfte für den Zustand und die Trends der biologischen Vielfalt zu identifizieren, auch in Hinblick auf Störungen wie beispielsweise Dürren (Wellmann et al. 2023) oder Stürme (Długoński, Wellmann & Haase 2023). Die Initiative des »Nationalen Monitoringzentrums zur Biodiversität«, die bestehenden nationalen Monitoringprogramme auszubauen, sollte daher auch urbane Räume einbeziehen.

Es gibt auch viele Wissenslücken in Bezug auf bestimmte Artengruppen in urbanen Räumen. Häufig kon-



**Abbildung 7.15:** Ergebnisse der Befragung unter den Mitgliedern des Bündnisses »Kommunen für biologische Vielfalt« bezüglich der Frage »Inwieweit liegen in Ihrer Kommune Bestandsdaten zur Artenvielfalt in Siedlungsräumen vor? Könnten Sie dies für die folgenden Artengruppen angeben?».



**Abbildung 7.16:** Ergebnisse der Befragung unter den Mitgliedern des Bündnisses »Kommunen für biologische Vielfalt« bezüglich der Frage »Sind in Ihrer Kommune (weitere) Datenerhebungen zur Artenvielfalt in Siedlungsräumen geplant?».

zentrieren sich Studien auf charismatische oder leicht zu identifizierende Organismen wie Schmetterlinge, Bienen und Vögel. Andererseits fehlen möglicherweise Daten über Organismen wie Pilze, Krebstiere und Wirbeltiere, die weniger gut untersucht sind. Das bedeutet, dass der Status und die Trends einiger Gruppen unverhältnismäßig gut erforscht sind, während wir über andere Gruppen im Unklaren sind. Was nicht dokumentiert ist, ist leider auch nicht bekannt und kann daher nicht unbedingt geschützt werden. Standardisierte Mess- und Monitoringmaßnahmen sollten die Vielfalt der Lebewesen in der Stadt einschließen und nicht unbedingt diejenigen, die am einfachsten zu erfassen sind, die auf Roten Listen stehen oder die, die in den Medien oder bei Naturschutzkampagnen im Trend liegen (Egerer & Buchholz 2021).

Aufgrund der beschriebenen Komplexität sind viele Kommunen in Deutschland schlecht mit Biodiversitätsdaten ausgestattet. Dies zeigt eine Umfrage unter 84 deutschen Kommunen, die im Kommbio-Netzwerk (Kommunen für biologische Vielfalt e. V.) zusammengeschlossen sind. Es ist zu beachten, dass diese Umfrage

im Rahmen des Kommbio-Netzwerks durchgeführt wurde und die Daten daher nicht als repräsentativ für deutsche Kommunen im Allgemeinen angesehen werden können. Weitere Details zur Umfrage finden sich im Methodenanhang, eine detaillierte Auswertung weiterer Fragen ist in Kapitel 7.6 nachzulesen. Unter den Artengruppen (Abb. 7.15) zeigt sich ein ähnliches Bild, wobei Fische die Artengruppe mit einer eher schlechten Datenverfügbarkeit sind und Vögel sowie Amphibien und Reptilien eine eher bessere Datenverfügbarkeit aufweisen. Bei der Frage, ob weitere Datenerhebungen zur Artenvielfalt im Siedlungsraum der jeweiligen Kommune geplant sind, zeigt sich in Abbildung 7.16 ein ähnliches Bild. Auch hier führen Amphibien und Reptilien sowie Vögel den Vergleich der Artengruppen an. Die unterschiedliche Datenlage lässt sich zum Teil durch das unterschiedliche naturräumliche Potenzial erklären, z. B. verfügen nicht alle Kommunen über nennenswerte Gewässer. Trotz der überwiegend schlechten Datenlage plant die überwiegende Mehrheit der Kommunen keine (weiteren) Erhebungen.

### Box 7.1: Bodenbiodiversität in urbanen Räumen.

**Relevante Experimente und Monitoringprogramme:** City-ScapeLabs in Berlin (50 Graslandflächen entlang eines urban-ruralen Gradienten [von der Lippe et al. 2020], ökologische Begleitforschung im Industriewaldprojekt Ruhrgebiet [Keil & Scholz 2016]).

**Wichtige Artengruppen:** Pilze, Bakterien, Protisten, Fadenwürmer (Nematoda), Springschwänze (Collembola), Insekten, vor allem auch Larven, Schnecken und andere Weichtiere (Gastropoda), Regenwürmer (Lumbricidae), Weißwürmer (Enchyträen), Hornmilben (Oribatida), Käfer (Coleoptera), Ameisen (Formicidae), Wirbeltiere wie Maulwürfe, Mäuse oder Kaninchen, temporäre Bodentierarten verbringen nur eine Phase ihres Lebenszyklus im Boden (z. B. Eidechsen, Schlangen, Lurcharten).

#### Status und Trends der Biodiversität im Boden:

So wie natürliche Böden, Waldböden oder landwirtschaftliche Böden bieten auch urbane Böden ein Habitat für vielfältige Lebensgemeinschaften aus Mikroorganismen, wie Viren, Archaeen, Bakterien, Pilze und Protisten, und Tiergruppen in den unterschiedlichsten Größen: Fadenwürmer (Nematoden), Springschwänze (Collembolen), Insekten, vor allem auch Larven, Schnecken und andere Weichtiere (Mollusken) und Ringelwürmer (Anneliden). Hinzu kommen können auch größere Wirbeltiere, wie z. B. Maulwürfe, Mäuse oder Kaninchen (Blume et al. 2010; Dunger 1998) und temporär im Boden lebende Amphibien und Reptilien. Jeder dieser Organismen, ob

mikroskopisch klein oder groß, verändert und gestaltet diesen Lebensraum und trägt damit zu Funktionen des Ökosystems bei, z. B. durch die Stabilisierung der Bodenstruktur, eine gute Bodendurchlüftung oder den Abbau von Pflanzenresten oder gar Schadstoffen.

Böden urbaner Grünflächen weisen somit eine ebenso vitale bodenbiologische Diversität auf wie andere Böden in terrestrischen Ökosystemen (Ramirez et al. 2014). Wie auch bei verschiedenen Landnutzungen verschiebt sich die Zusammensetzung der mikrobiellen Lebensgemeinschaft (Bodenpilze, Bakterien, Protisten) entlang eines Stadt-Land-Gradienten (in Berlin, Whitehead et al. 2022). Bei wurzelbesiedelnden Pilzen wurde zum Beispiel eine Verschiebung ihrer Abundanz nachgewiesen (Whitehead, Hempel & Rillig 2022): Mit zunehmendem Grad der Urbanisierung (gemessen als kombiniertes Maß aus mehreren typisch urbanen Faktoren, u. a. Versiegelungsgrad, menschliche Bevölkerungsdichte, Straßendichte und Stadtklima) fanden sich mehr Nichtmykorrhizapilze in den Wurzeln (wozu Pathogene oder Endophyten gehören), wobei die Wurzelkolonisation durch Mykorrhizapilze entlang des Urbanitätsgradienten unverändert blieb. In urbanen Grünflächen fanden sich weniger Mykorrhizapilze und dafür mehr Streuabbauer als auf landwirtschaftlich genutzten Grünflächen. Eine globale Studie zur Struktur und Funktion des Bodenmikrobioms konnte weiterhin zeigen, dass urbane Räume zu einer Homogenisierung der mikrobiellen Gemeinschaften beitragen und häufig eine höhere Abundanz pilzlicher Parasiten und pflanzlicher Pathogene aufweisen (Delgado-Baquerizo et al. 2021).

### **Auswirkungen von Biodiversitätsänderungen für Ökosystemfunktionen und -leistungen im Boden:**

In der Stadt und in städtischen Böden werden wesentliche Ökosystemfunktionen und -leistungen durch Bodenbiodiversität und ihre Anpassung an urbane Ökosysteme bereitgestellt. Daher führen Veränderungen in der Zusammensetzung und Funktionsweise der bodenlebenden Gemeinschaften auch zu Veränderungen der bereitgestellten Ökosystemfunktionen und -leistungen (Haase et al. 2014; Haase 2017).

Grüne Infrastruktur wie öffentliche Parks- und Grünflächen, aber auch Stadtwälder, Gärten oder Brachflächen in Städten sind Hotspots für bodenlebende Bakterien, Protisten und für die allgemeine funktionelle genetische Diversität in Böden (Haase et al. 2014; Haase & Sauerwein 2016). Im Vergleich zu umliegenden naturnahen Ökosystemen ist ein hoher Anteil von Genen in urbanen Böden assoziiert mit menschlichen Pathogenen, Treibhausgasen und einem schnellen Nährstoffzyklus sowie teilweise mit (an)organischen Schadstoffen (Delgado-Baquerizo et al. 2021). Daraus kann abgeleitet werden, dass der Abbau und die Stabilisierung von Schadstoffen sowie die Umsetzung von Nährstoffen durch an urbane Böden angepasste Mikroben erfolgen. Ebenso spielen Bodenorganismen eine wichtige Rolle in urbanen, kurz- und langfristigen Wasserkreisläufen (Haase 2009). Ihre Aktivität beeinflusst die Wasserspeicherkapazität und die Infiltrationsrate der Böden, was insbesondere bei Starkregenereignissen oder Trockenperioden von Bedeutung ist. Darüber hinaus erbringen insbesondere grüne Infrastrukturen wichtige Ökosystemleistungen, z. B. lokale Temperatur- und Feuchtigkeitsregulierung durch Evapotranspiration (eine essenzielle Komponente zur Verminderung von Temperaturinseffekten) und die Bestäubung durch Habitate für bodennistende Insekten (Morel, Chenu & Lorenz 2015). Urbane Böden und die in ihnen lebenden Organismen spielen auch eine wichtige Rolle bei der Umweltbildung und Sensibilisierung, indem sie Menschen aller Altersgruppen, die in Städten leben, den Zugang zur Natur und zu natürlichen Substraten/Materialien ermöglichen.

### **Direkte Treiber von Biodiversitätsänderungen im Boden:**

Paradoxerweise sind urbane Böden in Bezug auf Eigentum und Bauwesen von höchstem Interesse, aber werden für urbane Landnutzungsanalysen oder in Analysen urbaner Ökosystemfunktionen und -leistungen als Ressource oder Lebensraum kaum beachtet (Morel, Chenu & Lorenz 2015; Oertel et al. 2016), was aussagekräftige Trends zur Bodenbiodiversität erschwert. Häufig sind es eine Kombination und das Zusammenwirken verschiedener Treiber, die auf die Bodenbiodiversität und damit auf die Bodenfunktionen und -leistungen wirken (Rillig et al. 2019). In Berlin sind z. B. 30 % der Pilzarten und 42 % der Bienen- und Wespenarten (die auch bodennistende Arten umfassen) laut der Roten Liste gefährdet (NABU Landesverband Berlin 2022).

*Veränderung der Landnutzung und der Landschaftsstruktur.* Siedlungs- und Verkehrsflächen nehmen in Deutschland rund 5 Mio. ha ein (BBSR 2022b). Täglich kommen etwa 50 ha aufgrund von Urbanisierung und Gewerbeansiedlung in und um die Städte hinzu. Die Flächenversiegelung führt in erster Linie zum vollständigen Verlust der Bodenfauna. Zudem führt die

Zunahme versiegelter Fläche zur Verminderung der Bodenfeuchte und zur Veränderung des Porenhaushaltes. Gleichzeitig tragen trockene Böden zusätzlich zum Urban-Heat-Island-Effekt (Wärmeinseleffekt: Im Stadtkern ist es wärmer als am Stadtrand) bei, da sie kaum einen Beitrag zur Evapotranspiration leisten können. Das urbane Grünflächenmanagement wirkt dieser kritischen Entwicklung teilweise entgegen, indem neue/andere Nischen für Bodenorganismen geschaffen werden, u. a. durch grüne Infrastruktur wie Wildnisflächen in Parks oder Gärten (Schreibergärten, Nachbarschaftsgärten, Kistengärten) mit wenig oder keinem Düngemittelleinsatz (Pauleit et al. 2019).

*Invasive Arten.* Neophyten in Städten kultivieren andere Bodenorganismen als einheimische Pflanzenarten. Gleichzeitig sind Städte Eintrittsportale für gebietsfremde, teils invasive Arten auch im Boden, vor allem durch den Güter- und Personenverkehr (Flugzeug, Schiff, Auto, Bahn), aber auch durch aktive Pflanzung in Parks und Gärten. Die daraus resultierende Hybridisierung von einheimischen, gebietsfremden und Kulturarten ist ein besonderes Merkmal von urbanen Räumen (Keil & Loos 2005b). Die sich womöglich daraus ergebenden Konsequenzen für Bodenbiota und Ökosystemprozesse sind jedoch weitgehend unerforscht.

*Verschmutzung.* Der Eintrag von organischen und anorganischen Schadstoffen, insbesondere Pestiziden, Reifenabrieb, Plastik und Mikroplastik, Schwermetallen, Salz (Winterdienst), Antibiotika, mechanischer Druck (Verdichtung) und das gleichzeitige Einwirken von multiplen Faktoren (Blume et al. 2010) beeinflussen die Abundanzen und Zusammensetzung von Bodengemeinschaften und deren Funktionen.

*Übernutzung.* Eutrophierung und Störungen durch Spaziergänger mit Hunden führen sowohl zur Zunahme von Phosphor im Boden als auch zur Abnahme vereinzelter bodennaher Invertebraten (Buchholz et al. 2021).

*Neue urbane Böden und anthropogene Substrate.* Auf teilweise anthropogen belasteten Böden, Brachflächen und ungenutzten Flächen entstehen reichhaltige Biotope. So bilden beispielsweise im Ruhrgebiet sogenannte Industrienaturflächen (UNESCO-Welterbe Zollverein [Keil & Guderley 2017]) lokale Hotspots der biologischen Vielfalt im jeweiligen Stadtgebiet.

### **Indirekte Treiber von Biodiversitätsänderungen im Boden:**

*Politisch-rechtliche indirekte Treiber.* Das Integrierte Umweltprogramm (BMUB 2016) hat u. a. zum Ziel, dass im Jahr 2030 nur noch 20 ha pro Tag versiegelt werden. Stadtgesellschaft, Verbände und Politik einschließlich der Land- und Immobilieneigentümer:innen entscheiden maßgeblich über die Flächeninanspruchnahme und die weitere Verdichtung urbaner Räume, indem sie z. B. im Rahmen der Flächennutzungs- und Bauleitplanung den Grad der zukünftigen Versiegelung, den Umgang mit den Böden sowie den Ausgleich (z. B. Entsiegelung) festlegen können. Darüber hinaus wird eine effizientere Flächennutzung durch mehr Bau in die Höhe statt in die Breite diskutiert. Mehr Offen- und Freiflächen müssen ausgewiesen und bestehende Flächen besser vor Übernutzung geschützt werden (NABU Landesverband Berlin 2022).

*Wirtschaftlich-technologische indirekte Treiber.* Neue Formen der Teilversiegelung, z. B. Rasengittersteine und andere Verbundsteine, ermöglichen eine Teilversiegelung von Böden, die trotz ihrer Nutzung für Verkehr und andere urbane Aktivitäten noch einen Gas- und Wasseraustausch ermöglichen und damit auch eine Lebensgrundlage für im und auf dem Boden lebende Organismen schaffen.

*Gesellschaftliche indirekte Treiber.* Gesellschaftliche Treiber wie die Stadtflucht führen zur Entstehung suburbaner Räume auf ehemaligen Offenlandschaften (Agrarland, Moore, Heidefläche) und Waldgebieten. Auch die Gartenbewegung (Nachbarschafts- und Gemeinschaftsgärten) als Ausdruck einer neuen Rückbesinnung auf ein Leben mit der Natur in der Stadt sowie die Hinwendung zu lokaler Lebensmittelproduktion spielen eine Rolle, positiv für den Erhalt unversiegelter Böden, negativ für die Bodenbiodiversität durch teilweise intensive Flächennutzung mit hohen Nährstoffeinträgen (BMUB 2017). Ein weiterer gesellschaftlicher Trend zeigt, dass mehr Menschen von ländlichen Gebieten in urbane Räume ziehen. Daher findet neben der Ausdehnung in den suburbanen Raum auch eine zunehmende Flächenverdichtung innerhalb des urbanen Raumes statt, wodurch die Bevölkerungsdichte (Einwohner pro km<sup>2</sup>) steigt. Folglich ist auch ein zunehmender Druck auf innerstädtische Frei- und Grünflächen absehbar. Damit werden öffentliche Freiflächen auch in Zukunft einer hohen Nachfrage und Nutzung unterliegen, sodass sich die

direkten Treiber noch stärker auswirken (s. o.) und der Handlungsbedarf noch dringlicher wird.

#### **Maßnahmen: Erfolg und Hindernisse**

Eine aktuelle Studie aus Berlin hat gezeigt, dass vor allem die Pflanzendiversität einen positiven Einfluss auf die Bodenfauna und entsprechende Bodenmultifunktionalität wie auch auf die dazugehörigen Ökosystemleistungen hat – ebenso, wenn auch in geringerem Maße, das Vorkommen gebietsfremder Pflanzen (Schittko et al. 2022). Urbane (Natur-)Schutzgebiete und Biotopverbünde haben naturnahe Flächen in urbanen Regionen geschaffen, von denen auch die Bodenbiodiversität profitiert. Wichtig ist die Erhaltung von urbanen Brach- und Offenflächen sowie Flächen, auf denen FFH-Arten oder gefährdete Arten der Roten Liste vorkommen, z. B. bestimmte Pilzarten (NABU Landesverband Berlin 2022). Die Entsigelung und Renaturierung nicht mehr genutzter versiegelter Flächen (z. B. Bauruinen, Verkehrsflächen) schafft Raum für die Neu- und Wiederansiedlung von Arten. Naturnahe Parkanlagen und Vorgärten, Kleingartenanlagen, Blühstreifen und Dachbegrünung in Städten mit einheimischen Arten schaffen Nischen für Bodenbiota in Städten, und die Gewässerrenaturierung reduziert die Schadstoffbelastung von Flüssen und damit flussnahen/fluviatilen Böden mit positiven Effekten auf die Bodenbiodiversität.

### 7.3 Auswirkungen von Veränderungen der biologischen Vielfalt auf Ökosystemleistungen in urbanen Räumen

Da urbane Räume dicht besiedelt sind und das direkte Lebensumfeld vieler Menschen darstellen, ist die Nachfrage nach Ökosystemleistungen in diesem Lebensraumtyp sehr hoch und wird unter dem Einfluss des Klimawandels weiter steigen (Elmqvist et al. 2021). Eine Vielzahl internationaler Studien hat gezeigt, dass funktionierende Ökosysteme viele positive Auswirkungen auf das menschliche Wohlbefinden und die Gesundheit in Städten haben (Haase et al. 2014; Kowarik et al. 2016a). Biodiversität spielt dabei eine wichtige Rolle für das Funktionieren städtischer Ökosysteme einerseits und für die (Klima-)Resilienz des gesamten Stadtsystems andererseits (McDonald et al. 2018). Neben den vielen positiven Ökosystemleistungen gibt es auch Effekte und Ergebnisse von ökosystemaren Prozessen und Funktionen, die dem menschlichen Wohlbefinden schaden (z. B. durch Baum- oder Gräserpollen verursachte Allergien oder von Zecken übertragene Infektionskrankheiten wie die bakterielle Borreliose). Diese Effekte werden als »ecosystem disservices« (Ökosystemfunktionen mit negativen Auswirkungen für den Menschen) bezeichnet

und sind für urbane Räume aufgrund der hohen Bevölkerungsdichte und des direkten Mensch-Natur-Kontakts von besonderer Bedeutung (von Döhren & Haase 2015).

Allein aus diesen Gründen ist Wissen über die Auswirkungen von Biodiversitätsveränderungen auf Ökosystemleistungen in urbanen Räumen von entscheidender Bedeutung. In diesem Unterkapitel werden folgende Leitfragen behandelt:

1. Welche Zusammenhänge gibt es zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen in urbanen Räumen in Deutschland?
2. Welche Zielkonflikte und Synergien zwischen Ökosystemleistungen sind in urbanen Räumen besonders relevant?
3. Wie sind die Auswirkungen von Zu- oder Abnahme von Biodiversität auf Ökosystemleistungen in urbanen Räumen verteilt? Sind bestimmte Stadtteile bzw. gesellschaftliche Gruppen von positiven oder negativen Auswirkungen besonders betroffen?

Dieses Unterkapitel konzentriert sich auf zwei Gruppen ausgewählter Ökosystemleistungen, nämlich kulturelle Ökosystemleistungen (Erholung, Bildung) und auf regulierende Ökosystemleistungen (lokale Klimaregulierung, Schadstoffbindung, Bestäubung). Nach der

CICES-Kategorisierung (Common International Classification of Ecosystem Services) sind das die Ökosystemleistungsgruppen »Physische und erlebnisbasierte Erfahrung der natürlichen Umwelt«, »Kognitive und emotionale Interaktion mit der natürlichen Umwelt«, »Atmosphärische Zusammensetzung und Bedingungen«, »Regulierung von Schadstoffen und Abfällen anthropogenen Ursprungs durch lebende Prozesse« sowie »Erhaltung von Lebenszyklen, Habitaten und Genpool«. Diese Ökosystemleistungen wurden nach der Expertenmeinung der Leitautor:innen ausgewählt, wobei vor allem die Relevanz für urbane Räume und der Bezug zur biologischen Vielfalt berücksichtigt wurden. Sie sind auch in der (internationalen) wissenschaftlichen Literatur häufig als Untersuchungsgegenstand zu finden und entsprechend referenziert (Haase et al. 2014; Veerkamp et al. 2021).

### 7.3.1 Relevanz von biologischer Vielfalt für Ökosystemleistungen in urbanen Räumen

Bestehende empirische Erkenntnisse aus internationalen Studien deuten darauf hin, dass die meisten Beziehungen zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen positiv sind, aber nicht alle Ökosystemleistungen wurden in der Literatur daraufhin untersucht, ob und in welchem Ausmaß sie durch Biodiversität unterstützt werden (Harrison et al. 2014; Schwarz et al. 2017). Daher ist nur unzureichend bekannt, welche Facetten der Biodiversität in einem direkt nachweisbaren Zusammenhang mit der Bereitstellung von Ökosystemleistungen stehen (Harrison et al. 2014; Schwarz et al. 2017). Einige Zusammenhänge, wie der zwischen taxonomischer Vielfalt und der Ökosystemleistung »physische und mentale Erholung«, können vom Menschen sogar negativ wahrgenommen werden (von Döhren & Haase 2015; Schwarz et al. 2017). Sehr deutlich wird der positive Effekt von Biodiversität auf Erholungsflächen (v. a. Wiesen, Kräuter, Stauden) auf die psychische Erholung/Gesundheit (Fischer et al. 2018a; Fischer et al. 2018b). Die Beziehungen zwischen der biologischen Vielfalt und der Bereitstellung von Ökosystemleistungen sind folglich sehr komplex und mit vielen Unsicherheiten behaftet (Harrison et al. 2014).

In Bezug auf die Ökosystemleistungen, auf die sich dieses Kapitel konzentriert, hat das Review von Harrison et al. (2014) gezeigt, dass die folgenden Merkmale der biologischen Vielfalt lebensraumübergreifend, also nicht nur in urbanen Räumen besonders wichtig sind: Abundanz (für Bestäubung und arten[gruppen]bezogene Erholung, z.B. Bäume und Blütenpflanzen, aber auch Schmetterlinge oder Vogelarten), Artenreichtum

(für Bestäubung und Nahrung) und Gemeinschafts-/Habitatstruktur (für Schädlingsregulierung und Landschaftsästhetik). Auch funktionelle Merkmale wie Form und Farbe oder Nahrungsangebot werden häufig als wichtig für Bestäubung und Schädlingsregulierung genannt. Zudem werden regulierende Ökosystemleistungen häufig mit mehreren Biodiversitätsmerkmalen in Verbindung gebracht im Vergleich zu anderen Kategorien von Ökosystemleistungen (Schwarz et al. 2017).

Trotz der zunehmenden Menge an internationalen und deutschsprachigen Artikeln gibt es noch nicht viele belastbare empirische Belege für die (sowohl positiven als auch negativen) Beziehungen zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen in urbanen Räumen, zumal in urbanen Räumen unterschiedlicher Größe und Dichte. In einer systematischen Durchsicht der seit 1990 veröffentlichten international wissenschaftlichen Literatur über die Biodiversität in Städten (1.209 Studien) stellten Rega-Brodsky et al. (2022) fest, dass nur 5 % der Studien einen statistischen Zusammenhang zwischen der biologischen Vielfalt und verschiedenen Ökosystemfunktionen bzw. -leistungen herstellen. Taxonomische Metriken (insbesondere Artenreichtum) werden am häufigsten als Maß für die Biodiversität verwendet, während den funktionellen Biodiversitätsmetriken weniger Aufmerksamkeit geschenkt wird (Haase et al. 2014). Das heißt aber im Umkehrschluss nicht, dass diese nicht existieren.

Dies ist eine wichtige Wissenslücke, da taxonomische und funktionelle Biodiversitätsmetriken unterschiedliche Beziehungen zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen aufweisen können, vor allem auch in Bezug auf die Stabilität und Resilienz von Ökosystemen. Darüber hinaus konzentrieren sich die meisten Studien, die die Beziehungen zwischen Merkmalen oder deren Vielfalt und Ökosystemleistungen untersuchen, auf Pflanzen und hier insbesondere auf Blattmerkmale. Über faunistische Merkmale ist weitaus weniger bekannt (Schwarz et al. 2017). Es mangelt ebenso an Wissen über die Merkmale, die sowohl empfindlich auf Urbanisierungsprozesse (Kap. 7.4) reagieren als auch gleichzeitig für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen wichtig sind. Die Rolle bestimmter Arten, einschließlich gebietsfremder Arten, und spezifischer funktioneller Merkmale ist auch noch nicht ausreichend erforscht. Jedoch könnte sich die Rolle gebietsfremder sowie synanthroper Arten bei der Erbringung von Ökosystemleistungen in Zukunft aufgrund des Klimawandels ändern. Mehr noch, sie können durch urbanes Management auch bewusst begünstigt werden, wie aktuelle Anpflanzungen klimaangepasster gebietsfrem-

der Baumarten in vielen Städten in Deutschland aufgrund von Hitze und Wassermangel zeigen (Haase & Hellwig 2022). So sind diese Arten voraussichtlich besser an das künftige Stadtklima angepasst und produzieren mehr Luftkühlung, aber bieten möglicherweise schlechte oder keine Lebensräume für einheimische Insekten-, Vogel- oder Käferfauna. Da urbane Räume bereits heute Hotspots für das Vorkommen gebietsfremder Arten sind (McDonald et al. 2018), ist es wichtig, unser Wissen über die Leistungen und Nachteile dieser Neobiota zu verbessern und empirisch zu untermauern (Wolf, Haase & Kühn 2020).

Die Präsenz, Häufigkeit und die ökologischen Auswirkungen gebietsfremder Pflanzenarten sowie die Bewertung dieser Auswirkungen als negative oder positive Ökosystemleistungen hängen stark vom räumlichen, kulturellen und ökologischen Kontext der Städte ab (Kowarik & Fischer 2020). Invasive Arten wie Herkulesstaude (*Heracleum mantegazzianum*), Indisches oder drüsiges Springkraut (*Impatiens glandulifera*), Japanischer Staudenknöterich (*Fallopia japonica*), Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*), Stauden-Lupine (*Lupinus polyphyllus*) oder Gewöhnliche Robinie (*Robinia pseudoacacia*), die gleichzeitig große Häufigkeiten erreichen und einen sehr großen Einfluss auf ihre Umwelt haben, aber auch starke Konkurrenz für die Verbreitung einheimischer Arten darstellen (können), können für die Erbringung von Ökosystemleistungen besonders wichtig sein, verursachen aber auch verschiedene »ecosystem disservices«. Ökosystemleistungen, die von einzelnen Arten abhängen, weisen jedoch eine geringe funktionelle Redundanz auf.

Im Hinblick auf kulturelle Ökosystemleistungen ist es wichtig, die derzeitigen empirischen Kenntnisse über die menschliche Wahrnehmung der biologischen Vielfalt in Städten zu verbessern und weiter zu systematisieren, da die Wahrnehmung bei der Erbringung dieser Art von Leistungen eine größere Rolle spielen kann als die tatsächliche (bzw. gemessene) biologische Vielfalt selbst (Fischer et al. 2018a; Fischer et al. 2018b; Vierikko et al. 2020).

In Bezug auf die Ökosystemleistungen des Bodens stellten Schittko et al. (2022) fest, dass die Pflanzendiversität am Standort die Multifunktionalität des Bodens und den Gehalt an organischem Kohlenstoff im Oberboden verbessert, indem sie die Vielfalt der unterirdischen Organismen erhöht. Diese positiven Auswirkungen der Pflanzenvielfalt auf die Multifunktionalität des Bodens und die Bodenfauna waren nicht nur auf einheimische Pflanzenarten beschränkt, sondern wurden auch von gebietsfremden Arten ausgeübt, wenn auch in

geringerem Maße. Zudem konnten entlang eines rural-urbanen Gradienten positive Auswirkungen der Pflanzenvielfalt (Artenreichtum und Vielfalt funktioneller Merkmale) auf die Multifunktionalität des Bodens sowie die organischen Kohlenstoffvorräte im Boden festgestellt werden, indem die Vielfalt der Organismen unter der Erde erhöht wurde (Schittko et al. 2022). Diese positiven Auswirkungen wurden sowohl von einheimischen als auch von gebietsfremden Pflanzenarten hervorgerufen, bei Letzteren jedoch in geringerem Ausmaß.

Die Beziehungen zwischen biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen müssen zudem über lange Zeiträume hinweg analysiert werden, da sich die Biodiversität selbst und ihre Auswirkungen auf die Erbringung von Ökosystemleistungen mit der Zeit (messbar am Alter der Grünflächen) genauso verändern wie die Nutzer:innen selbst, also die Stadtbevölkerung und ihre Erholungspräferenzen (Schwarz et al. 2017).

### 7.3.2 Ausgewählte Ökosystemleistungen in urbanen Räumen

In urbanen Räumen sind regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen von großer Bedeutung (Haase et al. 2014). Das Vorhandensein naher attraktiver Grünflächen bietet kulturelle Ökosystemleistungen (z. B. Erholungsmöglichkeiten); die Wasseraufnahmekapazität von Freiflächen und die Filterung von Schadstoffen durch die Vegetation dienen der Sicherheit vor den Auswirkungen von Klimaextremen sowie Schadstoffproduktion, insbesondere durch Verkehr und industrielle Produktion (Egerer et al. 2021; Lin et al. 2021; Wu et al. 2021). Auch die positiven Effekte einer verbesserten Bestäubung im urbanen Kontext spielen eine zunehmend wichtige Rolle, da urbane Räume für einige Insekten- (und Vogel-)Taxa in den letzten Jahrzehnten im Gegensatz zu landwirtschaftlich genutzten Räumen eine Zunahme der Artenzahl und Abundanz verzeichnet haben und somit eine zunehmend wichtige Rolle für die Bestäubung spielen könnten (Egerer 2022; Kamp et al. 2021; Theodorou et al. 2020). Im TEEB-Deutschlandbericht zu urbanen Ökosystemleistungen (Kowarik et al. 2016a) wurde festgestellt, dass der Wissensstand zu kulturellen Ökosystemleistungen geringer ist als zu regulierenden Ökosystemleistungen.

Darüber hinaus spielen »ecosystem disservices« eine wichtige Rolle in urbanen Räumen (von Döhren & Haase 2015). Diese können beim Menschen gesundheitliche Probleme wie allergische Reaktionen auslösen oder die Übertragung von Viren und Bakterien begünstigen. Eine Pflanze von besonderer Relevanz hinsichtlich Allergien ist die Beifuß-Ambrosie (*Ambrosia arte-*

*misiiifolia*), welche sich zunehmend auch auf städtischen Brachen und an Straßenrändern ansiedelt (UBA 2018). Zunehmende gesundheitliche Bedeutung erlangen insbesondere in Süddeutschland Teiche, Regentonnen und andere stehende Gewässer im urbanen Raum, da sich die Asiatische Tigermücke (*Aedes albopictus*) zunehmend ausbreitet und diese Gewässer als Brutstätten nutzt und ein hohes vektorielles Übertragungspotenzial für Krankheiten besitzt (Bellini et al. 2020; UBA 2019). Auch Schäden an technischen Infrastrukturen wie Rohrleitungen durch Wurzeleinwuchs oder die Verschlechterung der Wasserqualität von Gewässern durch Algenwachstum sind hier zu nennen. Insbesondere Letzteres ist häufig mit einer anthropogenen Vorbelastung oder Überdüngung der Gewässer verbunden. Das Thema »ecosystem disservices« ist auch wenig erforscht (von Döhren & Haase 2015), obwohl es erste empirische Untersuchungen in Deutschland auf der Artebene gibt (z. B. für regulierende Ökosystemleistungen von Straßen- und Parkbäumen in Berlin [von Döhren & Haase 2019]). Im Folgenden wird ein Überblick über Ökosystemleistungen in urbanen Räumen in Deutschland gegeben (mit Fokus auf die oben genannten ausgewählten Ökosystemleistungen – siehe Kap. 7.3).

### 7.3.2.1 Regulierende Ökosystemleistungen

#### Lokale Klimaregulation

Grunewald et al. (2021) haben einen Indikator für die Kühlkapazität in Deutschlands Städten entwickelt. Sie stellten fest, dass keine der 181 untersuchten Städte mit mehr als 50.000 Einwohner:innen mehr als 75 % der Bevölkerung mit »guter bis sehr guter« Kühlkapazität durch grüne Infrastruktur versorgen kann. Weniger als der Hälfte der Städte gelingt es, die Mehrheit (> 50 %) der Bevölkerung mit »guter bis sehr guter« Kühlkapazität zu versorgen. Mit zunehmender Stadtgröße nimmt der mittlere Bevölkerungsanteil in Gebieten mit »guten bis sehr guten« Kühlkapazitätswerten deutlich ab. Allerdings gibt es auch in insgesamt gut versorgten Städten Defizite bei den Ökosystemleistungen, insbesondere bei der lokalen Klimaregulation (Brzoska, Grunewald & Bastian 2021), die stark von der Konfiguration, der Bebauungsdichte und der Vegetationsdichte in den Stadtgebieten abhängt (Andersson et al. 2020).

Szumacher & Pabjanek (2017) konstatieren, dass sich die klimaregulierenden Leistungen (Wärmestrahlung der Erdoberfläche und Wasserdampf in der bodennahen Atmosphäre durch Pflanzen, Transpiration, und durch offenen Boden, Evaporation) in deutschen Großstädten (mehr als 100.000 Einwohner:innen) über längere Zeiträume nur geringfügig verändert haben. Die

f-Evapotranspiration (Summe von Evaporation, also Bodenverdunstung und Interzeptionsverdunstung, und Transpiration) nahm in den sogenannten Large Urban Zones (Stadt und ihr Pendlereinzugsgebiet sowie ihr periurbanes und ländliches Umland) der Städte in Westdeutschland stärker ab. Dies hängt mit der Zunahme der versiegelten Flächen im gleichen Zeitraum zusammen. In mehreren Studien konnte diese temperaturregulierende Funktion der Stadtvegetation in Korrelation mit der Reduktion des Straßenlärms und der Wärmeregulation festgestellt werden (Weber, Haase & Franck 2014a; Weber, Haase & Franck 2014b; Weber, Kowarik & Säumel 2014a). Kabisch et al. (2021) zeigten für die Stadt Leipzig eine Temperaturreduktion von bis zu 3 Kelvin in Parks mit Baumbestand. Allerdings gibt es in dieser Studie keinen eindeutigen Effekt der Diversität der Baumarten auf die entsprechenden Regulationsleistungen.

#### Regulierung von Schadstoffen durch lebende Prozesse (Schadstoffbindung)

Urbane Vegetation kann durch die Akkumulation von Schadstoffpartikeln auf der Blattoberfläche und die retardierte Abgabe dieser in den Boden eine wichtige Rolle bei der »Reinigung« der Stadtluft spielen. Insbesondere Stadtbäume (Parkbäume, Stadtwälder und Straßenbäume) sind hier von großer Bedeutung (Cărlan et al. 2020; von Döhren & Haase 2019; Weber, Haase & Franck 2014a), aber auch krautige Pflanzen leisten diese Funktion, was in schadstoffbelasteten Orten entlang von Straßen eine besonders wichtige Ökosystemleistung sein kann (Weber, Kowarik & Säumel 2014a). Da diese Funktionen jedoch primär über die Blattorgane der Bäume erfolgen, ist davon auszugehen, dass eine klimabedingte a) Reduktion der Stadtbaumarten auf hitze- und trockenheitsresistente Arten einerseits und b) die Einführung hitzetoleranter Arten aus südlichen Biomen diese Ökosystemleistungen verändern werden (Schönfeld 2019). Hitzebeständige Arten haben oft kleinere und weniger austauschfähige Blattoberflächen, was deren Hitze- und Trockenresistenz ausmacht (siehe auch unter Citree o. J.).

#### Erhaltung von Lebenszyklen, Habitaten und Genpool (Bestäubung)

Masierowska, Stawiarz & Rozwałka (2018) untersuchten den Beitrag von mehrjährigen Bodendeckern als Nahrungsquelle für städtische Bestäuber, welcher stellvertretend für viele mitteleuropäische und damit auch deutsche urbane Standorte ist. Sie verglichen die Blütenphänologie und -fülle, die Nektar- und Pollenproduktion sowie den Besuch von Insekten an den Blüten von

drei Storchschnabelarten (*Geranium macrorrhizum*, *G. platypetalum* und *G. sanguineum*). Winterharte Storchschnabelarten weisen viele für Bestäuber wertvolle Eigenschaften auf, darunter eine große Blütenpracht (*G. macrorrhizum* und *G. platypetalum*), eine verlängerte Blütezeit (*G. sanguineum*) und reichlich Nektar und Pollen (*G. macrorrhizum*). Sie können städtischen Bestäubern im Frühjahr und Frühsommer, d. h. in der Zeit, in der viele Bienenarten einen hohen Nahrungsbedarf haben, eine hochwertige Nahrung bieten. Außerdem können winterharte Storchschnabelarten als wertvolle Pflanzen für die städtische Imkerei dienen, da sie sowohl von Honigbienen gern besucht werden als auch von Wildbienen, was ein Plus für den urbanen Insektenschutz ist. Trotz der geringeren Insektenvielfalt pro Pflanze können gebietsfremde Pflanzen charakteristische Insektengemeinschaften beherbergen, zu denen manchmal Taxa gehören, die sonst selten oder gar nicht vorkommen. Daher können Pflanzungen in städtischen Gebieten, die eine Mischung aus einheimischen und nicht einheimischen Pflanzen enthalten, zu einer größeren Vielfalt beitragen und diese möglicherweise erhalten.

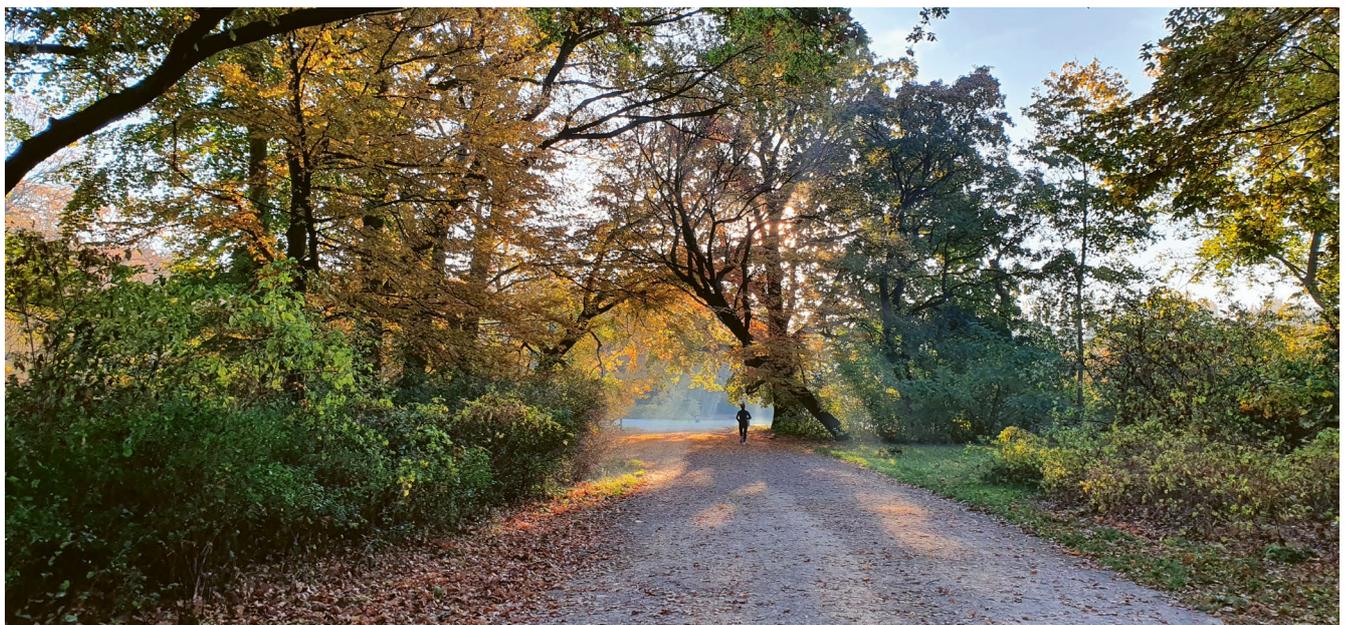
### 7.3.2.2 Kulturelle Ökosystemleistungen

#### Physische und erlebnisbasierte Erfahrung der natürlichen Umwelt

Zu diesen gehören in erster Linie physische und erfahrungsbezogene Interaktionen von Stadtbewohner:innen mit der natürlichen Umwelt. Die Förderung der physischen und mentalen Gesundheit durch Erholung und

Freizeit sowie durch aktive oder passive Interaktionen mit der umgebenden Stadtnatur ist von großer Bedeutung, wie sich insbesondere während der Covid-19-Pandemie und den damit verbundenen Lockdowns gezeigt hat (Barton, Haase & Mascarenhas 2020; Collins et al. 2022; da Schio et al. 2021). Die durchschnittliche Grünflächenversorgung in deutschen Großstädten beläuft sich auf 3,5 m<sup>2</sup> pro Kopf. Die nationale Studie hat gezeigt, dass Personen mit Migrationshintergrund und nicht deutscher Staatsangehörigkeit im Durchschnitt in geringerer Entfernung zu Gewässern leben, während Personen mit deutscher Staatsangehörigkeit und kinderlose Haushalte von einer größeren Fläche von städtischem Blau umgeben sind (Wüstemann, Kalisch & Kolbe 2017). Erste Studien zeigen auch, dass die urbane Biotop- und Artendiversität dabei eine relevante Rolle spielt (Fischer et al. 2018a; Fischer et al. 2018b; Marselle et al. 2021; Methorst et al. 2021).

Gerade die strukturelle Diversität der Stadtnatur, also hohe und niedrige Vegetation, Bäume und (blühende) Stauden/Sträucher, aber auch blühende Wiesen oder Wegränder, sind für vielfältige ästhetische Erfahrungen der Stadtbewohner:innen und für die schulische Bildung von besonderer Bedeutung (Andersson et al. 2021). Auch wenn sie nicht immer den klassischen Diversitätsmaßen entspricht, spielt doch eine gemeinsame biologische und kulturelle Diversität für urbane Räume und deren Resilienz eine große Rolle, zusammengefasst unter dem Konzept der Biokulturellen Diversität oder »Bio-Cultural Diversity, BCD« (Elands et al. 2019; Vierikko et al. 2020). BCD beinhaltet spirituelle oder sym-



**Abbildung 7.17:** Öffentliche Stadtparks bieten Raum für Tiere und Pflanzen sowie für die physische und mentale Erholung der Stadtbewohner:innen (Foto: Stephanie Kramer-Schadt).

bolische Interaktionen der Stadtbewohner:innen mit ihrer natürlichen Umgebung. Dabei spielen *traits*, also erkennbare Eigenschaften von Pflanzen und Tieren, eine entscheidende Rolle (Andersson et al. 2021), woraus man schließen kann, dass Arten und auch deren Vielfalt für die Realisierung der kulturellen und (mental)en Erholungssystemleistungen eine Rolle spielen.

Kulturelle Ökosystemleistungen sind oft eng mit bereitstellenden Ökosystemleistungen verbunden: So hat z. B. das Gärtnern in der Stadt nicht nur die Funktion der Nahrungsmittelproduktion, sondern oft auch eine Erholungsfunktion und damit eine kulturelle Bedeutung (Box 7.2). Ebenso hat das Sammeln von essbaren Wildpflanzen neben der Ernährungskomponente oft eine Freizeitkomponente sowie traditionelle kulturelle Wurzeln (Fischer & Kowarik 2020). Letzteres ist ein noch wenig erforschtes Thema, aber eine Studie für Berlin hat gezeigt, dass das Sammeln von essbaren Pflanzen in der Stadt bereits eine relevante Aktivität mit Wachstumspotenzial ist: Von 535 Befragten sammelten 33 % bereits essbare Pflanzen außerhalb von Gärten, und weitere 38 % würden dies potenziell tun (Fischer & Kowarik 2020).

### Kognitive und emotionale Interaktion mit der natürlichen Umwelt

Auch Emotionen müssen in die Bewertung von Biodiversität oder Habitatsigenschaften für kulturelle Ökosystemleistungen im urbanen Raum einbezogen werden. Lippert, Kowarik & Straka (2022) untersuchten mittels einer Onlinebefragung die Einstellungen und Emotionen von ca. 300 Bewohner:innen der Stadtregion Berlin gegenüber Waldtypen sowie Sukzessionsstadien von natürlichen zu neuartigen Wäldern: (1) natürliche Reliktwälder, (2) Anpflanzungen, (3) Parkwälder und (4) neuartige wilde Wälder auf Brachflächen. Die Befragten äußerten positive Einstellungen und Gefühle gegenüber allen Waldtypen, einschließlich des neuen wilden Sukzessionswaldes. Am positivsten wurden die natürlichen Reliktwälder bewertet, am geringsten der neuartige wilde Wald. Die angegebene Prävalenz von gebietsfremden, teilweise invasiven Baumarten wie Götterbaum (*Ailanthus altissima*) oder Robinie (*Robinia pseudoacacia*) hatte keinen Einfluss auf das Votum. Frauen und jüngere Befragte äußerten sich im Vergleich zu den anderen Befragten positiver über den neuen wilden Wald, Männer äußerten sich am positivsten über die natürlichen Reliktwälder. Ortsverbundenheit wurde mit den Parkwäldern verbunden. Die Ergebnisse zeigen, dass eine breite Palette von Waldtypen, einschließlich neuartiger Sukzessionswälder sowie nicht einheimi-

scher Baumarten, von Stadtbewohner:innen akzeptiert wird und so zur Mehrung städtischer Waldflächen und zu neuen Naturerlebnissen in Städten genutzt werden können, allerdings ohne einen notwendigen signifikanten Beitrag von heimischer Baumartendiversität (siehe auch Mathey et al. 2018).

Fischer et al. (2018) untersuchten anhand von Fotocollagen mit konkreten Vegetationsaufnahmen, wie 3.716 Befragte mit unterschiedlichem soziokulturellem Hintergrund aus fünf europäischen Städten (Berlin, Bari, Edinburgh, Malmö, Ljubljana) unterschiedliche Niveaus der Biodiversität (Pflanzenartenvielfalt) in vier Arten von Grünflächen (Park, Brachland, Straßenslandschaft, Wald) bewerten. Die Studie präsentiert keine spezifischen Aussagen für Berlin, dennoch sind einige der allgemeinen Ergebnisse erwähnenswert. In der Studie wurde in drei Grünflächentypen (Parkwiese, Brache, Straßenraum) ein positiver Zusammenhang zwischen der Pflanzenartenvielfalt und der Bewertung städtischer Grünflächen festgestellt, nicht jedoch im Wald. Hier schätzten die Befragten das mittlere Niveau der Artenvielfalt am höchsten ein. Die Studie unterstreicht auch die potenziell wichtige Rolle informeller Grünflächen, da die Autor:innen allgemein positive Bewertungen für alle Ebenen der biologischen Vielfalt in Brachen fanden. Schließlich wurde auch der soziokulturelle Hintergrund der Befragten mit den Bewertungen in Verbindung gebracht. Insbesondere die Naturorientierung, das heißt das Ausmaß, in dem die Befragten die Natur in ihr tägliches Leben einbeziehen, und die Häufigkeit des Besuchs von Grünflächen standen in allen vier Grünflächentypen in einem konsistenten und positiven Zusammenhang mit den Bewertungen des Biodiversitätsniveaus.

Botzat, Fischer & Kowarik (2016) zeigen, dass die meisten Studien zur Wahrnehmung und Bewertung urbaner Biodiversität positive Zusammenhänge zwischen der biologischen Vielfalt und positiven Wahrnehmungen berichten, aber universelle Muster sind aufgrund der limitierten Anzahl von Studien, der großen Vielfalt von Mensch-Umwelt-Beziehungen in verschiedenen Kulturen und der dadurch geringen Vergleichbarkeit noch schwer zu identifizieren. Diese Wissenslücke ist nicht spezifisch für Deutschland, sondern international/global sowie biomübergreifend. Die meisten internationalen Studien konzentrieren sich überwiegend auf urbane Wälder und Parkanlagen, während wichtige informelle Grünflächen wie grüne Brachen oder Gemeinschaftsgärten weitgehend vernachlässigt werden. Des Weiteren wird die kulturelle Vielfalt der Stadtbewohner:innen kaum berücksichtigt: Es konnte keine systematische Berücksichtigung von Menschen mit un-

terschiedlichem sozioökonomischen und kulturellen Hintergrund oder einer bestimmten Altersgruppe festgestellt werden. Auch diese Wissenslücke ist nicht spezifisch für Deutschland, aber auch hier evident.

Eine Einzelstudie, durchgeführt im Favoritepark in Ludwigsburg, hat gezeigt, dass städtische Parks von naturschutzfachlicher Bedeutung und mit hoher biologischer Vielfalt das beiläufige oder informelle Kennenlernen von Tierarten fördern können, auch wenn sie kleinflächig sind (Randler, Höllwarth & Schaal 2007). In dieser Studie wurde ein positiver Zusammenhang zwischen der Häufigkeit der Parkbesuche (neben Alter und Bildungsniveau) und dem Wissen über Tierarten festgestellt, was die Bedeutung der Verfügbarkeit bzw. Zugänglichkeit von Stadtparks für Naturerlebnisse und Naturwissen unterstreicht, was wiederum eine Voraussetzung für das Interesse am Erhalt der Tiervielfalt sein kann. Die Mehrheit der Besucher:innen besuchte den Park, um die Natur zu beobachten. Die Studie legt jedoch nahe, dass einige wenige spektakuläre und attraktive Tierarten mehr geschätzt werden können als der gesamte vor Ort vorkommende Artenreichtum, Allergensarten oder die Artenvielfalt.

### 7.3.3 Synergien und Zielkonflikte zwischen biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen in urbanen Räumen

Aufgrund fehlender Studien zu Synergien und Zielkonflikten zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen können hier keine konkreten Aussagen getroffen werden. Studien zu Synergien und Zielkonflikten liegen auf der Ebene der Landnutzung vor: Urbane Ökosysteme sind multifunktional, d. h., sie stellen auch mehrere Ökosystemleistungen bereit (Haase et al. 2012). Diese Gruppen von Ökosystemleistungen, die von bestimmten Ökosystemen, Landschaften oder Bestandteilen der urbanen grün-blauen Infrastruktur erbracht werden, werden in der internationalen wissenschaftlichen Literatur als Bündel (»Bundles«) bezeichnet (Meacham et al. 2022). Zwischen verschiedenen Ökosystemleistungen können sowohl Zielkonflikte (»Trade-offs«) als auch Synergien bestehen. Im Allgemeinen dominieren in wissenschaftlichen Studien synergetische Beziehungen zwischen verschiedenen regulierenden und kulturellen Ökosystemleistungen, während Trade-offs häufig zwischen regulierenden und bereitstellenden Ökosystemleistungen beobachtet werden (Lee & Lautenbach 2016). Es gibt jedoch große Wissenslücken zu diesem Thema. So fanden Lee & Lautenbach (2016) in einer Analyse von 67 Fallstudien, die sich speziell mit Synergien und Trade-offs befasste, keine Fallstudie für dicht besiedelte städtische

Gebiete. Auch Haase et al. (2014) stellten in ihrer Literaturanalyse von 217 wissenschaftlichen Artikeln zu urbanen Ökosystemleistungen fest, dass die Mehrheit der Studien Trade-offs und Synergien nicht untersuchte.

## 7.4 Direkte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt in urbanen Räumen

### 7.4.1 Einleitung

Da der Mensch die vorherrschende Spezies in urbanen Räumen ist, ist das Verständnis seiner direkten und indirekten Rolle in diesen Ökosystemen von größter Bedeutung (Clucas & Marzluff 2015; Sukopp & Wittig 1993). Die Gesellschaft und ihre Aktivitäten bestimmen die Art und Intensität der Landnutzung in Städten sowie deren zeitlich-räumliche Dynamik. Dies betrifft auch die Aktivitäten und Prozesse, welche direkt auf die Biodiversität in Städten und deren Randbereichen einwirken und als direkte Treiber bezeichnet werden (McDonald et al. 2020). Der Verlust unversiegelter, durch Vegetation oder Wasser charakterisierter Flächen, die Isolation der verbleibenden unversiegelten Flächen voneinander sowie die Vereinheitlichung der Landschaftsstruktur u. a. durch Intensivierung und Nachverdichtung der urbanen Landnutzung sind hauptverantwortlich für den Rückgang der Artenzahlen verschiedener Artengruppen (Beninde, Veith & Hochkirch 2015; Bräuniger et al. 2010; Buchholz et al. 2020; Goertzen & Suhling 2013). Diese und weitere städtische Bedingungen, darunter die urbane Hitzeinsel, die hohen Immissionen an Schad- und Nährstoffen (v. a. Stickstoff), Licht und Lärm bedingen aber auch Anpassungen der Arten und Artengemeinschaften in unseren Städten (Buchholz et al. 2020; Knapp et al. 2010a; Lampe, Reinhold & Schmoll 2014; Russ, Rüger & Klenke 2015). Diese Treiber werden daher neben den indirekten Treibern, die in Kapitel 7.5 behandelt werden, zu den wichtigsten Faktoren für den Verlust, aber auch für den Gewinn von Biodiversität in urbanen Räumen gezählt (McDonald et al. 2020).

In diesem Teilkapitel werden daher die direkten Treiber, die je nach Organismengruppe und Stadtstrukturtyp für den Rückgang oder auch die Zunahme urbaner Biodiversität verantwortlich sind, systematisch erfasst und diskutiert. Das Kapitel behandelt folgende Leitfragen:

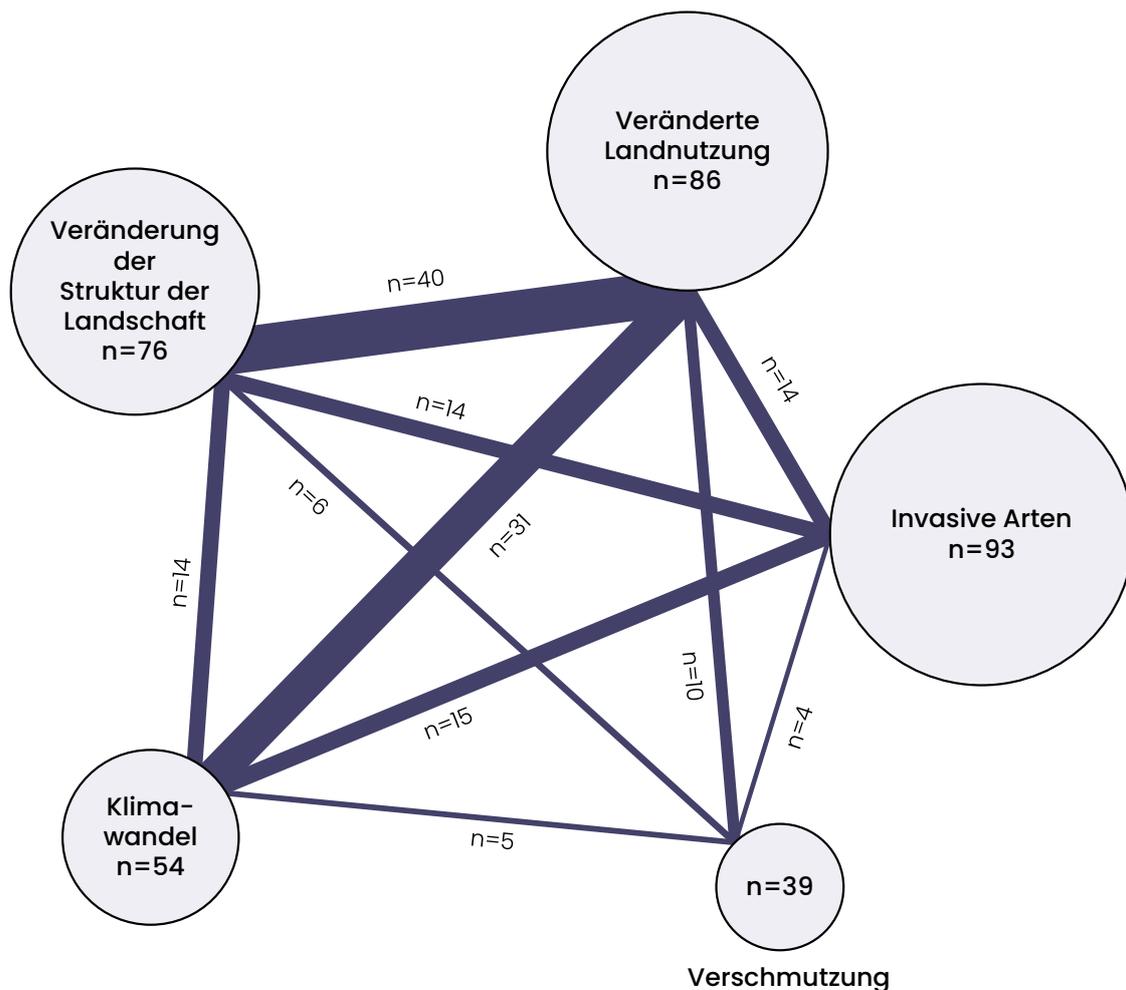
1. Welche direkten Treiber von Biodiversitätsänderungen in urbanen Räumen sind von besonderer Relevanz für Deutschland?
2. Welche räumlichen und zeitlichen Trends zeigen diese direkten Treiber?

3. In welchem Maße finden sich Informationen zu den verschiedenen Treibern in der Literatur, und wie ist die Datenlage für direkte Treiber von Biodiversitätsänderungen in urbanen Räumen in Deutschland?

Abbildung 7.18 gibt einen quantitativen Überblick über die identifizierten Studien, die sich mit den direkten Treibern von Biodiversitätsveränderungen befassen. Es zeigt sich, dass insbesondere Publikationen zu invasiven gebietsfremden Arten, Landnutzungsveränderungen sowie Veränderungen der Struktur der Landschaft identifiziert wurden, während das Forschungsinteresse an den Einflüssen von Klimawandel und Verschmutzungen auf Biodiversitätsveränderungen vergleichsweise geringer ist. Darüber hinaus werden besonders häufig Wechselwirkungen zwischen den Treiberkategorien »Änderung der Landnutzung« und »Änderung der Landschaftsstruktur« sowie »Änderung der Landnutzung« und »Klimawandel« untersucht.

#### 7.4.2 Veränderung der Struktur der Landschaft im urbanen Raum

Die Landschaftszerschneidung durch Urbanisierung hat tiefgreifende Auswirkungen auf die Biodiversität (Andersson & Bodin 2009; Jaeger et al. 2007). Studien zeigen, dass sie sowohl positive als auch negative Effekte auf verschiedene Arten haben können. Negativ betroffen sind vor allem größere Säugetiere und Artengruppen mit geringer Anpassungsfähigkeit an die neuen Umweltbedingungen, wie Amphibien, Reptilien oder Schnecken (Jaeger et al. 2007). Umgekehrt können sich durch die veränderten Bedingungen Vorteile für hochmobile Arten gegenüber weniger mobilen Arten ergeben, da diese Arten Distanzen und Barrieren zwischen Biotopen besser überwinden können (Egerer & Anderson 2020; Kang et al. 2015). Durch die Zerschneidung isolierte Biotope können zudem von anpassungsstarken, gebietsfremden Arten besiedelt werden (Kowarik 2011), was zu einer Veränderung der lokalen Biodiver-



**Abbildung 7.18:** »Forschungsinteresse« zu direkten Treibern für Biodiversitätsänderungen in urbanen Räumen. Die Kreise stellen die Anzahl an Veröffentlichungen dar, die sich mit der jeweiligen Direkte-Treiber-Kategorie befassen, und die Linien stellen die Anzahl an Veröffentlichungen dar, die sich mit den beiden Direkte-Treiber-Kategorien befassen, deren Kreise sie verbinden. Die Größe der Kreise und die Strichdicke sind proportional zur jeweiligen Anzahl an Publikationen. Die Informationen dazu entstammen der systematischen Literatursuche für das Kapitel Urbane Räume sowie spezifisch ausgewählter grauer Literatur.

sität führt. Beispiele hierfür sind die Beifuß-Ambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*) und der Götterbaum (*Ailanthus altissima*). Veränderungen der Landschaftsstruktur können sich auch auf wichtige Merkmale von Tierarten auswirken. So kann die Körpergröße als Folge der Fragmentierung des Lebensraums infolge der Urbanisierung zunehmen, wie dies bei einigen Hummelarten in deutschen Städten beobachtet wurde (Theodorou et al. 2021).

Generell hat die Heterogenität der Landschaft (Komposition) einen Einfluss auf die Biodiversität. Eine große Anzahl kleiner Flächen mit stark kontrastierenden Umweltbedingungen bietet dabei Vorteile für einheimische und gebietsfremde Pflanzenarten mit sehr unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen (Lausch et al. 2015). Dies kann zu einer Erhöhung des Gesamtartenreichtums von Pflanzen führen (Kowarik 2011). Aber auch für Tierarten wie das Europäische Kaninchen (*Oryctolagus cuniculus*) bieten heterogene Landschaftsstrukturen in unmittelbarer Nähe der Baue ausreichend Nahrung und Deckung, was bei der Festlegung des Verbreitungsgebietes der Art eine größere Rolle spielen kann als die Landschaftszerschneidung (Ziege et al. 2020). Auch das Alter der Landschaft spielt eine große Rolle, wobei ältere Gebiete in Städten meist eine höhere Artenvielfalt unterstützen (von der Lippe et al. 2020), u. a. durch Strukturen wie alte Bäume: Große Solitäre bieten vielen Organismen einen Lebensraum (Gürlich 2009).

Der Erhalt städtischer Grünflächen wie Parks und Wälder ist in den oft stark fragmentierten urbanen Landschaften besonders wichtig. Die im Großraum Frankfurt am Main vorkommende Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*) ist eine Art, die auf alte Laubwälder und Baumhöhlenquartiere angewiesen ist. Diese Art nutzt Waldstücke mit alten Baumbeständen (insbesondere Eichen mit Spechthöhlen) in städtischen Gebieten ähnlich wie ihre Artgenossen im ländlichen Raum (Dietz et al. 2020). Dieses Beispiel verdeutlicht, wie wichtig der Erhalt von Waldinseln mit alten Baumbeständen in urbanen Räumen für den Schutz der verbliebenen Kolonien von Fledermausarten, aber auch anderer Tiergruppen ist. Auch für Brutvögel und Säugetiere spielen große Parks oder Wälder als »Core Areas« (Kernflächen) eine wichtige Rolle. Des Weiteren bieten sie Nist- und Nahrungsplätze für Insekten.

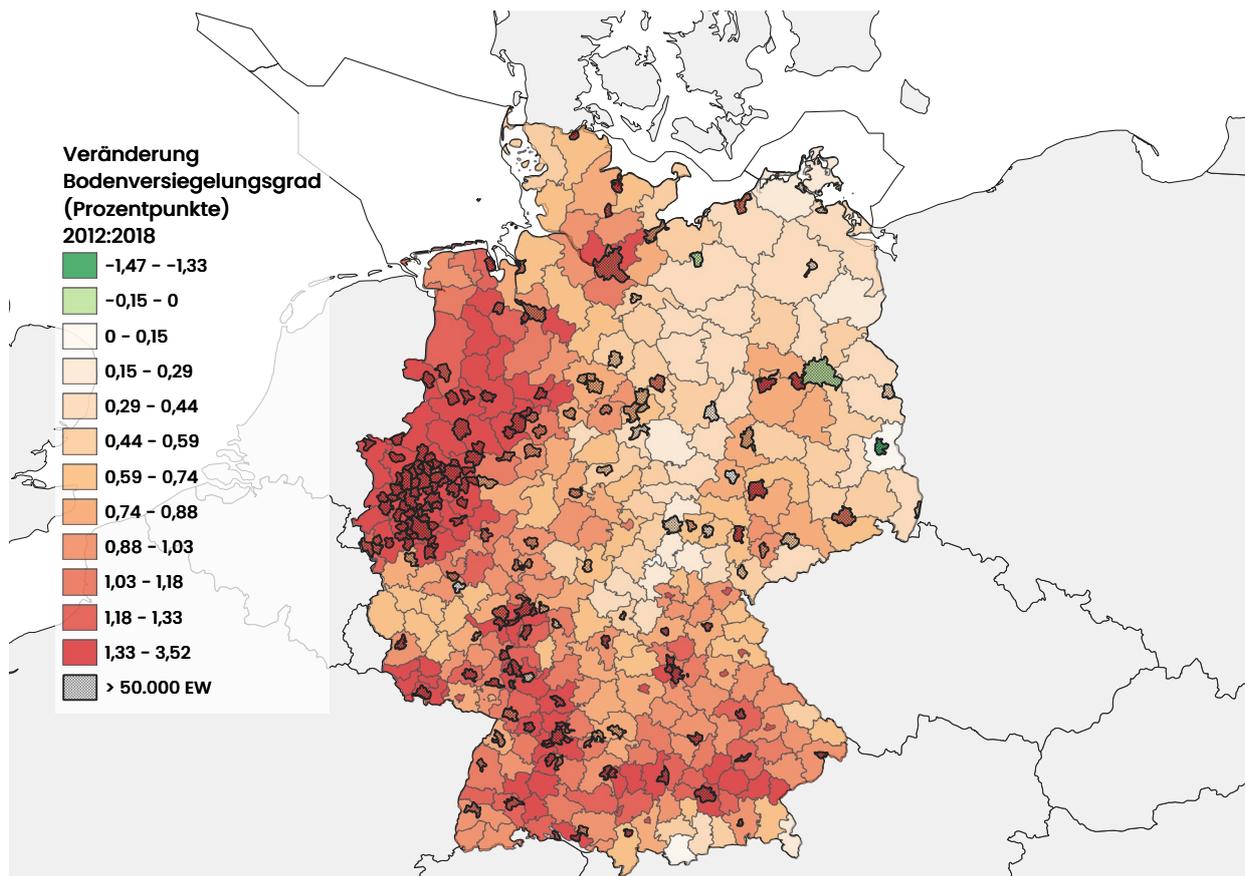
Der Verlust von Kernflächen der städtischen grünen Infrastruktur kann dramatische Folgen für die biologische Vielfalt haben (Ganzhorn & Eisenbeiss 2001). Eine Studie in Hamburg hat gezeigt, dass städtische Grünkorridore nicht für alle Vogelarten als Verbindung zwischen den Kernflächen dienen. Für gehölzabhängige Vogelarten sind diese Korridore oft ungeeignet, sodass die städ-

tischen Schutzgebiete isoliert bleiben und nicht als zusammenhängendes Netzwerk wirken. Die Studie zeigte auch, dass die Vogelarten in den Hamburger Waldresten nicht gleichmäßig verteilt sind. Einige empfindlichere Arten fehlten, was auf einen selektiven Verlust von Arten aus einem gemeinsamen Artenpool anstatt auf eine Neuansiedlung von Arten aus der Umgebung hindeutet (Ganzhorn & Eisenbeiss 2001).

Des Weiteren führen sowohl Gewinne als auch Verluste städtischer Brachflächen zu Veränderungen in der Struktur der Landschaft und der Biodiversität. Eine Untersuchung von 246 Parzellen städtischer Brachflächen in den Großstädten Bremen und Berlin zeigte mithilfe der Habitatmodellierung, dass die Vegetationsstruktur entscheidend für die Gemeinschaft der phytophagen Insekten, Blatthüpfer und Heuschrecken ist (*Orthoptera* und *Hemiptera: Auchenorrhyncha* [Strauss & Biedermann 2006]). Die Studie zeigt, dass die Artenzusammensetzung entlang verschiedener Sukzessionsstadien variiert, was die Bedeutung eines Mosaiks unterschiedlicher Sukzessionsstadien in städtischen Gebieten unterstreicht. Weiterhin stellten in einer Studie zu den ökologischen Auswirkungen der Stadtschrumpfung Haase & Schetke (2010) eine Zunahme der Randdichte (landschaftsökologischer Indikator, der die Anzahl der Ränder zwischen verschiedenen Arten von Bodenbedeckungen misst) in Gebieten fest, in denen Gebäude aus der Gründerzeit (1870–1910) und sozialistische Plattenbausiedlungen in Leipzig abgerissen wurden. Diese Zunahme der Randdichte wirkt sich auf verschiedene Arten unterschiedlich aus, was auf die komplexe Beziehung zwischen städtischer Entwicklung und Biodiversität hinweist (Kap. 7.4.3). Diese Studien zeigen, wie wichtig es ist, die Auswirkungen von Landschaftsveränderungen in städtischen Gebieten auf die Biodiversität zu verstehen. Es ist daher wichtig, dieses Wissen bei der Stadtplanung zu berücksichtigen.

### 7.4.3 Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme im urbanen Raum

Die Zersiedlung des Umlandes von Städten durch die Ausweitung urbaner Flächen (Wohnen, Gewerbe, Industrie, Freizeit) führt häufig zum Verlust hochproduktiver landwirtschaftlicher Nutzflächen oder von Wäldern, zu ökologischen Beeinträchtigungen naturnaher Lebensräume, zur Landschaftszerschneidung sowie zu einer erhöhten Verkehrsbelastung und Luftverschmutzung (Elmqvist et al. 2018; Kowarik et al. 2016a; Sukopp 1998). Bodenversiegelung findet häufig im Rahmen von Urbanisierungsprozessen oder von Flächennutzungsänderungen in bereits bestehenden städtischen Gebieten



**Abbildung 7.19:** Veränderung des Grads der Bodenbedeckung durch Gebäude sowie versiegelte und teilversiegelte Verkehrs- und Freiflächen zwischen den Jahren 2012 und 2018 auf Kreisebene mit hervorgehobenen Städten über 50.000 Einwohner:innen (in Prozentpunkten). Abbildung erstellt von Anja Schmidt; Datengrundlage: IÖR-Monitor ([www.ioer-monitor.de](http://www.ioer-monitor.de)).

statt. Die Bodenversiegelung hat vor allem Auswirkungen auf Biotope (z. B. Verlust von Vegetationsflächen), den Wasserhaushalt (z. B. erhöhter Niederschlagsabfluss und verminderte Evapotranspiration) und das Mikroklima (z. B. Verstärkung des städtischen Wärmeinselleffekts) (Wessolek 2008). Dies hat wiederum Auswirkungen auf die Biodiversität. Vor allem in Städten ab 50.000 Einwohner:innen hat die Bodenversiegelung in jüngster Zeit zugenommen, abgesehen von wenigen Ausnahmen wie beispielsweise Berlin (Abb. 7.19; IÖR-Monitor). Auch die Siedlungsfläche (baulich geprägte Siedlungsfläche und Siedlungsfreifläche, also Freiflächen innerhalb des Siedlungsraums abzüglich Verkehrs- und Wasserflächen) hat zwischen 2012 und 2020 in mehr als 90 % der Städte mit 50.000 und mehr Einwohner:innen zugenommen (Abb. 7.19, IÖR-Monitor).

Auch der Verlust von Freiflächen, also Grünflächen, Waldrelikten oder Brachen, in urbanen Räumen ist ein wichtiges Thema angesichts der allgegenwärtigen und in Europa und damit auch in Deutschland zunehmenden städtischen Verdichtung (Wolff & Haase 2019), die oft als notwendig erachtet wird, um den steigenden Wohnungsbedarf in vielen deutschen Städten zu decken

(Wolff, Haase & Haase 2018). Konzepte wie die »doppelte Innenentwicklung« versuchen, die dichtere Bebauung bzw. Nachverdichtung an die Erhaltung, (Weiter-)Entwicklung und Qualifizierung von Grünflächen (darunter beispielsweise auch Dach- und Wandbegrünung) innerhalb der Wohngebiete zu koppeln (BMUB 2017; Bundesregierung 2019; Difu 2023). Ein Schwerpunkt sollte dabei auf der naturnahen Gestaltung von Grünflächen und deren Vernetzung untereinander und mit dem Umland zur Förderung stadtypischer und gefährdeter Tier- und Pflanzenarten liegen (Bundesregierung 2019). Zunehmend rückt auch die Steigerung der klimafreundlichen Mobilität in den Fokus (im sogenannten integrierten Entwicklungsprinzip der dreifachen Innenentwicklung [Becker et al. 2017]). Vor diesem Hintergrund sind je nach Stadt und Art der grünen Infrastruktur unterschiedliche und zum Teil gegenläufige Entwicklungen bereits zu beobachten und in naher Zukunft zu erwarten (z. B. Verlust von Kleingärten bei gleichzeitiger Zunahme von Gründächern oder Verlust von Sukzessionsbrachen zugunsten begrünter Innenhöfe in neuen Quartieren usw.).

Der Verlust und die Beeinträchtigung von (halb-)natürlichen Lebensräumen gehen häufig mit einem Rück-

gang einheimischer Arten einher, die sich stark auf ihren Lebensraum spezialisiert haben (Kowarik 2011; Planchuelo, von der Lippe & Kowarik 2019). Dementsprechend beherbergen beispielsweise Gründächer weniger Arten als Lebensräume am Boden (Knapp, Schmauck & Zehnsdorf 2019). Somit kann man auch konstatieren, dass die doppelte Innenentwicklung oft standardisiertes und designtes Grün fördert und aus Sicht der Biodiversität eher negativ zu bewerten ist. So sollten beispielsweise Dach- und Fassadenbegrünungen nicht als Ersatz für Lebensräume am Boden, sondern als Ergänzung eingesetzt werden. Das stellt auch Schmauck (2019, S. 39) fest:

»Nur unter der Bedingung der Wiederherstellung der durch das Vorhaben erheblich beeinträchtigten Funktionen von Naturhaushalt und Landschaftsbild in gleichartiger oder gleichwertiger Weise könnte Dach- und Fassadenbegrünung als Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahme infrage kommen.«

Ein höherer Anteil an strukturreichem und naturnahem Stadtgrün könnte hingegen bei der dreifachen Innenentwicklung positive Effekte haben.

Der Verlust von Freiflächen in urbanen Räumen kann sich je nach Habitatalter oder -komplexität der verlorenen Freiflächen besonders stark auf die biologische Vielfalt auswirken, da gerade Freiflächen, auf denen sich vielfältige Vegetationsstrukturen mit unterschiedlichen Sukzessionsstadien entwickeln konnten, häufig besonders hohe Abundanzen und Diversitäten aufweisen. So variiert beispielsweise die Artenzusammensetzung von Gefäßpflanzen, Laufkäfern und Spinnen in einer Multitaxaanalyse der Lebensraumfunktionen auf einem großen städtischen Friedhof in Berlin erheblich mit dem Habitatalter (Kowarik et al. 2016b).

Die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf die urbane Biodiversität können indirekt durch Untersuchungen entlang eines Stadt-Offenland-Gradienten analysiert werden (Haase & Nuissl 2010). In diesem Zusammenhang ist es wichtig zu erwähnen, dass der Grad der Verstädterung in Studien zumeist auf den Anteil der Versiegelung bezogen wird. Dennoch gibt es natürlich verschiedene Faktoren in der Stadt, die sich unterschiedlich auf die verschiedenen Taxa auswirken (z. B. korreliert der Anteil an künstlichem Licht in der Nacht zwar mit dem Versiegelungsgrad, dennoch ist das künstliche Licht in der Nacht ein stärkerer Treiber für die Artenzahl von Nachtfaltern als der Versiegelungsgrad; Straka et al. 2021). Aus diesem Grund muss der Grad der Verstädterung differenziert betrachtet werden.

So hat Kowarik (2008) mithilfe des Hemerobiegrades, der die Intensität anthropogener Störungen widerspiegelt, die Muster der Artenzahlen und Anteile einheimischer und gebietsfremder Gefäßpflanzenarten in Berlin dargestellt. Demnach erreichen einheimische Pflanzenarten die höchsten Artenzahlen bei mittleren, gebietsfremde Arten dagegen bei hohen Störungsintensitäten. Gleichzeitig sind die Anteile gebietsfremder Arten in stark gestörten Lebensräumen, z. B. auf Flächen der Bahninfrastruktur und der Industrie, am höchsten (Kowarik 2008 und darin genannte Referenzen). Ebenfalls in Berlin konnte ein Rückgang einheimischer Zielarten des Florenschutzes mit zunehmendem Versiegelungsgrad in den ersten elf Jahren nach dem Fall der Berliner Mauer festgestellt werden, wobei allerdings Populationen in naturnahen Lebensräumen wie Wäldern und Mooren stärker vom lokalen Aussterben bedroht waren als Populationen in anthropogenen Lebensräumen (Planchuelo, Kowarik & von der Lippe 2020a).

Auch die Zusammensetzung der Flora hinsichtlich der in ihr vertretenen Pflanzenmerkmale variiert entlang von Stadt-Offenland-Gradienten. So konnten Albrecht & Haider (2013) für die Region München zeigen, dass Gefäßpflanzenarten in Kalkmagerrasen innerhalb städtischer Strukturen häufiger durch Insekten bestäubt werden, früher blühen, eine kürzere Lebensdauer, aber eine längere Lebensdauer der Samen aufweisen und ihre Samen stärker durch Vorrat bildende Tiere (v. a. Vögel und Säugetiere) verbreiten als Gefäßpflanzenarten der Kalkmagerrasen des Offenlandes. Letztere weisen dagegen mehr windbestäubte, mehrjährige Gefäßpflanzenarten auf, die sich vegetativ ausbreiten und relativ große, kurzlebige Samen haben. Im Vergleich zu den städtischen Standorten wiesen die Kalkmagerrasen des Offenlandes eine höhere Artenvielfalt, mehr gefährdete Arten (nach der Roten Liste Bayerns) und einen geringeren Anteil gebietsfremder Arten auf. Einzelne gefährdete Arten kamen dagegen nur in den städtischen Kalkmagerrasen vor (z. B. die Felsennelke [*Petrorhagia saxifraga* (L.) Link]). Zusammenfassend lässt sich daher für einheimische und gefährdete Gefäßpflanzen sagen, dass durch die Verstädterung die Fläche der für sie geeigneten Lebensräume und damit auch ihre Artenzahlen und Anteile an der Gesamtflora abgenommen haben, aber zugleich auch Standorte für gefährdete Arten geschaffen haben, die im Offenland nicht mehr vorkommen.

Auch für Tiergemeinschaften spielt der Stadt-Offenland-Gradient als direkter Treiber eine wichtige Rolle: Beispielsweise nimmt der Artenreichtum von Libellen vom Zentrum einer Stadt zum ländlichen Raum zu, wie eine vergleichende Studie in sechs deutschen Groß-

städten zeigte (Köln, Gera, Kaiserslautern, Magdeburg, Mainz, Münster; Willigalla & Fartmann 2012). Fischer et al. (2016) zeigten, dass sich der Grad der Verstädterung (mit der Variable »Isolation« integriert) signifikant auf die Artenzusammensetzung der Gemeinschaften von insgesamt 62 Bienenarten in Berlin auswirkt (das sind 20 % der für Berlin bekannten Taxa), und zwar sowohl positiv und als auch negativ. Mit unterschiedlichen Verstädterungsgraden wurden 18 Arten in Verbindung gebracht. Direkt negativ wirkte sich die Verstädterung jedoch nur auf eine Bienenart aus.

Die Wiederherstellung von vielfältigem Grünland zeigte positive Effekte auf den Artenreichtum von Bienen. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen Hülsmann et al. (2015) für Hummeln in Lüneburg. Sie zeigten, dass die Vielfalt und Abundanz von Pflanzenarten für die Abundanz und den Artenreichtum von Hummeln wichtiger sind als der Versiegelungsgrad. Dabei spielt auch das Vorkommen bestimmter Pflanzenarten und -familien (z. B. *Fabaceae*) eine wichtige Rolle. Simon, Kübler & Böhner (2007) untersuchten Brutvogelgemeinschaften in Berlin an fünf Standorten entlang eines strukturellen Stadt-Land-Gradienten, von dicht bebauten, stark versiegelten Gebieten hin zu Grünflächen wie großen Parks. Innerhalb dieses Gradienten sind relevante Faktoren die Vegetationsdichte (und im Umkehrschluss die Versiegelungsrate), alte Baumbestände sowie unsanierte Wohngebiete, und es bestehen zudem räumliche Abhängigkeiten zu größeren Gebieten grüner und blauer Infrastruktur (Wellmann et al. 2020b). Die Gesamtzahl der Vogelarten korrelierte positiv mit dem Stadt-Offenland-Gradienten und stieg von zwölf im Stadtzentrum auf 28 im Stadtpark. Zu einer ähnlichen Schlussfolgerung kommt eine Studie über Wildtiergemeinschaften und Arthropoden, die ebenfalls in Berlin durchgeführt wurde: Planillo et al. (2021b) stellten fest, dass die Abundanz von Arthropoden die Reaktionen der meisten Vogelarten (66 Brutvogelarten) auf den Urbanisierungsgradienten (gemessen anhand einer Variablen, die sich aus verschiedenen anthropogenen Stressoren wie Geräuschpegel oder menschlicher Bevölkerung zusammensetzte) deutlich modulierte. Insbesondere bei moderaten anthropogenen Störungen war die Abundanz von Arthropoden entscheidend für das Vorkommen und die Abundanz von Vogelarten in städtischen Gebieten.

Ein bemerkenswerter Prozess der Flächennutzungsänderung ist die Schrumpfung von Städten. Diese Art der Flächennutzungsentwicklung geht mit einem Bevölkerungsrückgang in städtischen Gebieten einher und führt zum Abriss von Gebäuden und zur Entstehung neuer Brachflächen. Unmittelbare ökologische Folgen

sind eine strukturelle Vielfalt der städtischen Flächennutzung und eine Zunahme der Ränder (Grenzen zwischen Gebieten mit unterschiedlicher Flächennutzung). Dennoch gibt es nur wenige empirische Studien zu den Auswirkungen städtischer Schrumpfung auf urbane Ökosysteme und die Biodiversität (Haase & Schetke 2010). Um diese Prozesse zu analysieren, wurden in einer Studie 50 kürzlich abgerissene Grundstücke aus der Gründerzeit (1870–1910) und aus sozialistischen Plattenbausiedlungen hinsichtlich ihrer räumlichen Form, Konfiguration und der daraus resultierenden Lebensraumqualität für die Dorngrasmücke (*Sylvia communis*), eine Indikatorart des Offenlandes, untersucht (Haase & Schetke 2010). Die Ergebnisse dieser Studie zeigten nur geringe Veränderungen der Biodiversität (gemessen mit dem Shannon-Diversitätsindex), was auf die einheitlichen Wiesen zurückzuführen ist, die nach dem Abriss an vielen Standorten entstanden sind, insbesondere in den Plattenbaugebieten in Randlage. Andererseits hat sich die Lebensraumeignung für Offenlandarten wie die Dorngrasmücke (*Sylvia communis*) deutlich verbessert. Die Bodenverschmutzung und die Beibehaltung versiegelter Flächen sind Faktoren, die ökologische Sukzessionsprozesse in diesen Gebieten häufig behindern (Haase & Schetke 2010).

#### 7.4.4 Verschmutzung im urbanen Raum

Die Verschmutzung von Gewässern ist in urbanen Räumen besonders hoch. Dabei können vor allem übermäßige Schwermetalleinträge, organische Schadstoffe (Pflanzenschutzmittel, Plastik, Öle) sowie Nährstoffe (u. a. Stickstoff und Phosphor aus Dünger und Fäkalien) und auch Pharmakareste (Ibuprofen, Diclofenac, Antibiotika, Hormone) erhebliche Auswirkungen auf die urbane Biodiversität haben, beispielsweise Veränderungen in der Artenzusammensetzung, aber auch auf den Genpool der Arten selbst (Alberti 2015). Altlasten wie das inzwischen verbotene Insektengift DDT und weiterhin genutzte Stoffe können nicht nur zu Sekundärvergiftungen und damit zu dramatischen Bestandseinbrüchen bei verschiedenen Arten führen (z. B. verschiedene Fledermausarten in den 1960/70er-Jahren, Krug 1989). Viele synthetische Chemikalien mit hormoneller Wirkung werden in Flüssen nachgewiesen. Fische und Reptilien in urbanen Gewässern sind besonders von der Verschmutzung ihrer Lebensräume betroffen. Aber auch bei Vögeln und Landtieren können Schädigungen festgestellt werden (BUND 2022). So wurde festgestellt, dass Laufkäfer durch steigende Schadstoffgehalte negativ beeinflusst werden (Schwerk et al. 2020). Insbesondere die Spurenelemente Blei, Kupfer und Cadmium zeigten ei-

nen signifikant negativen Einfluss auf die Artenvielfalt und Abundanz von Laufkäfern. Darüber hinaus wurden bei der Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*), einer häufig in Städten vorkommenden Fledermausart, in Gießen erhöhte Blei- und Zinkkonzentrationen nachgewiesen, was dahingehend interpretiert wurde, dass das Nahrungsgebiet dieser synanthropen Art überwiegend in Städten liegt (Flache et al. 2015). Endokrine Disruptoren als Bestandteile von PCB, Pestiziden, bestimmten Konservierungsmitteln und Bestandteile von Druckfarben sowie UV-Lichtschutzsubstanzen sind Chemikalien oder Chemikaliengemische, die in die natürliche biochemische Wirkungsweise von Hormonen eingreifen und schädliche Wirkungen (z. B. Störungen von Wachstum und Entwicklung, negative Beeinflussung der Fortpflanzung oder erhöhte Anfälligkeit für bestimmte Erkrankungen) hervorrufen (Miedaner & Krähmer 2023).

Auch in Städten führen Düngemittel und Herbizide zum lokalen Aussterben von Pflanzenarten. Für die Stadt Frankfurt am Main konstatieren Gregor et al. (2012), dass der Einsatz von Düngemitteln und Herbiziden als eine der Hauptursachen für den Artenverlust in Städten zu sehen ist.

Nach Angaben des Umweltbundesamtes ist die Belastung der Luft mit Schadstoffen in urbanen Räumen in den vergangenen 25 Jahren deutlich zurückgegangen (UBA 2021). Dennoch ist die vor allem durch den Verkehr verursachte Luftverschmutzung in urbanen Räumen nach wie vor von großer Bedeutung mit Auswirkungen auf Stadtökosysteme: Luftschadstoffe können zum einen Pflanzen und Tieren direkt schädigen, zum anderen können sie nach ihrer Ablagerung abiotische Umweltfaktoren verändern. Bestimmte Arten und Lebensgemeinschaften werden dadurch verdrängt. Damit einhergehend, ändern sich die Menge und Zusammensetzung des Nährstoffangebotes. Einträge von Schwefel- und Stickstoffverbindungen führen zur Versauerung des Bodens. Pflanzen und Pflanzengesellschaften, die auf neutrale Bodenverhältnisse angewiesen sind, haben unter den heutigen Immissionsbedingungen vielerorts langfristig geringe Überlebenschancen. Die entsprechenden Ökosystemtypen verschwinden, und die Vielfalt der Ökosysteme nimmt ab. Saure Einträge führen zur Verdrängung von urbaner Vegetation und Flechten hin zu sogenannten Flechtenwüsten in Stadtzentren (Haase 1997; Wittig 2002). Zugleich führte der Rückgang saurer Emissionen zu einer Wiederbesiedlung durch Flechten, was als ein Erfolg der Umweltpolitik gewertet werden kann (z. B. Gombert, Asta & Seaward 2004; Krickle 2002). Ozon kann ebenfalls eine Verschiebung der dominanten Vegetation bewirken, z. B. von ozon-emp-

findlichen zu ozontoleranten Arten. In Polen wurde ein negativer Einfluss der Luftverschmutzung, insbesondere der PM10- und NO<sub>2</sub>-Konzentrationen, auf die Artenvielfalt und Häufigkeit von Springschwänzen (*Collembola*) nachgewiesen (Sterzyńska et al. 2018).

Neben Luft- und Gewässerverschmutzung hat auch die Lichtverschmutzung einen Einfluss auf die urbane Biodiversität. Citizen-Science-Daten zeigen (Kyba et al. 2023), dass weltweit die Helligkeit des Nachthimmels zwischen 2011 und 2022 um 7 bis 10 % pro Jahr zugenommen hat. Für Europa betrug die Zunahme durchschnittlich 6,5 % pro Jahr. Für Deutschland zeigen Kyba, Kuester & Kuechly (2017) auf Basis von Satellitendaten deutliche regionale Unterschiede in der Entwicklung der Lichtverschmutzung für die Jahre 2012 bis 2016. Während beispielsweise in Bayern und Schleswig-Holstein die Beleuchtungsstärke auf beleuchteten Flächen um durchschnittlich 7,9 bzw. 8,9 % pro Jahr zunahm, konnte für Thüringen eine durchschnittliche jährliche Abnahme von 4,5 % beobachtet werden. Insgesamt belegte Deutschland, basierend auf Daten aus dem Jahr 2014, den dritten Platz unter den G20-Ländern hinsichtlich der Lichtverschmutzung pro Fläche (Falchi et al. 2016, S. 201). Die Auswirkungen der Lichtverschmutzung auf die urbane Biodiversität in Deutschland sind ein noch wenig, aber zunehmend erforschtes Thema (Hölker et al. 2023). Bisherige Erkenntnisse lassen eine hohe Komplexität vielfältiger Wirkungszusammenhänge vermuten (Schröter-Schlaack, Revermann & Schulte-Römer 2020). Für zahlreiche Taxa konnten bereits Auswirkungen künstlichen Lichts bei Nacht nachgewiesen werden. Eine auf Deutschland bezogene Literaturanalyse von Gäckle (2023) zeigt, dass über zwei Drittel der identifizierten Studien tendenziell negative Auswirkungen auf die jeweils untersuchten Arten feststellen. Die Auswirkungen sind für nachtaktive Insekten (z. B. Nachtfalter) und Fledermäuse besonders wichtig (Keinath et al. 2021; Lewanzik et al. 2022; Owens & Lewis 2018; Schröter-Schlaack, Revermann & Schulte-Römer 2020; Straka et al. 2019; Straka et al. 2021; Voigt et al. 2021). Dabei zeigt sich, dass Arten unterschiedlich auf verschiedene Lichtquellen reagieren und insbesondere Quecksilberlampen einen negativen Einfluss auf den Artenreichtum von Nachtfaltern (Straka et al. 2021) und einzelne Fledermausarten (Straka et al. 2019) haben. Zudem konnte in einer experimentellen Versuchsanordnung festgestellt werden, dass weibliche Kohlmeisen (*Parus major*) besonders im Falle weißer Lichtquellen einen erhöhten Corticosteronspiegel und damit ein erhöhtes Stresslevel zeigen (Ouyang et al. 2015). Weiterhin zeigen Studien, dass sich Lichtverschmutzung in der Nacht auch auf Bestäuber-Pflanzen-

Beziehungen am Tage negativ auswirken kann (Giavi, Fontaine & Knop 2021; Knop et al. 2017). Auch zeigen sich Auswirkungen auf die Aktivität von aquatischen Organismen wie Flussflohkrebse (*Gammarus roeselli*) am Tage und in der Nacht (Perkin et al. 2014). Andere Arten wiederum profitieren gegebenenfalls von Lichtquellen. So konnte eine Studie von van Grunsven et al. (2018) zeigen, dass Nacktschnecken (*Arionidae*) vermutlich aufgrund des erhöhten Vorkommens toter Insekten auf beleuchteten Flächen häufiger vorkommen. Insgesamt fehlen allerdings belastbare Studien, um gesicherte Aussagen zu Auswirkungen auf der Ebene von Populationen, Lebensgemeinschaften und Ökosystemen treffen zu können (Falcón et al. 2020; Gaston et al. 2017; Hölker et al. 2023; Sanders et al. 2021; Schröter-Schlaack, Revermann & Schulte-Römer 2020). Zudem sind die Effekte auf einige Taxa, wie beispielsweise Reptilien und Amphibien, noch besonders wenig erforscht (Gäckle 2023). Über die Lichtverschmutzung hinaus können elektromagnetische Felder möglicherweise Auswirkungen auf Fauna und Flora haben. In Deutschland verfolgt das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) regelmäßig den aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstand zu diesem Thema. Laut BfS gibt es aktuell keine wissenschaftlich belastbaren Hinweise auf eine Gefährdung von Tieren und Pflanzen durch hochfrequente elektromagnetische sowie niederfrequente und statische elektrische und magnetische Felder unterhalb der Grenzwerte (BfS 2023).

Auch Lärmverschmutzung spielt eine wichtige Rolle in urbanen Räumen (Weber, Haase & Franck 2014c; Weber, Kowarik & Säumel 2014b). Anthropogene Geräusche können Tierlaute und/oder das Hörvermögen von Tieren überlagern und beeinträchtigen und haben nachweislich Auswirkungen auf die Kommunikation, Raumnutzung und Fortpflanzung verschiedener Taxa (Schaub, Ostwald & Siemers 2008). Eine Studie aus Polen zeigte, dass die Artenvielfalt von Eulen in städtischen Gebieten durch die Intensität des Lärms eingeschränkt werden kann, da die akustischen Fähigkeiten der Eulen beeinträchtigt werden und dadurch der Jagderfolg minimiert wird (Fröhlich & Ciach 2019). Lärmbelastung kann auch in Synergie mit anderen Faktoren wie Licht- oder Luftverschmutzung wirken. Zunehmende Maßnahmen zur Verkehrsreduzierung bzw. Transformation zum Radverkehr in Städten und der allgemeine Trend zu Elektrofahrzeugen lassen vermuten, dass dieser Treiber in Zukunft abnehmen wird.

#### 7.4.5 Klimawandel im urbanen Raum

Der Klimawandel ist ein wichtiger Treiber für Biodiversitäts- und vor allem auch phänologische Verände-

rungen, auch oder gerade in Städten und deren urbanen Hitzeinseln («Urban Heat Islands» [Lin et al. 2021]): Vor allem Trockenheit und Hitze im Frühjahr und Sommer fordern viele einheimische Pflanzenarten, vor allem Stadtbäume, heraus (Haase & Hellwig 2022). Selbst in naturnahen, grundwasserbeeinflussten Auenwäldern wie dem Leipziger Auwald ist mittlerweile ein erschwertes Wachstum lokaler Hauptbaumarten wie Gewöhnlicher Esche (*Fraxinus excelsior*), der Stieleiche (*Quercus robur*) oder auch des sich noch vor ein bis zwei Dekaden stark ausbreitenden Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) zu beobachten (Haase & Gläser 2009; Wirth et al. 2021). Wassermangel im Boden wird in Städten nicht nur alleine durch den Klimawandel verursacht, sondern auch durch Bodenversiegelung und kleine Pflanzgruben für Straßenbäume mit technogenen Substraten mit geringer Wasserspeicherkapazität und schlechter Wasserleitfähigkeit (Eschenbach & Gröngröft 2020). Diese ungünstigen Wuchsbedingungen lassen die Wurzeln von Stadtbäumen weniger tief in den Boden dringen, sodass sie bei Dürreereignissen umso schneller Schaden nehmen (Eschenbach & Gröngröft 2020; Roloff 2020). So werden Sturmschäden oder abgestorbene und umgestürzte Stadtbäume immer häufiger sichtbar, wie zuletzt in den Jahren 2020, 2021 und 2022 in vielen Städten Deutschlands.

Ein weiterer mit dem Klimawandel verbundener direkter Treiber ist die zunehmende Anfälligkeit von Stadtbäumen für Pilze, Motten, Borkenkäfer, Buchbinder oder andere Schädlinge, da die Baumstämme nicht mehr gut durchflossen und brüchig werden (Allen et al. 2010). Neue Arten wie der Amerikanische Amberbaum (*Liquidambar styraciflua*), der Gingko (*Ginkgo biloba*) oder die Kaukasische Zelkove (*Zelkova carpinifolia*) findet man inzwischen immer häufiger in den Straßen und Parks unserer Städte als eine »Pflanzantwort« auf die Effekte des Klimawandels (Böll et al. 2021; Citree o.J.; GALK o.J.). Die Anpflanzung dieser neuen Baumarten hat auch Folgen für die auf Bäumen lebenden anderen Organismen, wie z. B. viele Insektenarten. Hier gilt es, Biodiversitätspotenzial und Klimaresistenz gleichermaßen zu beachten, da insbesondere Ersteres bei den zur Auswahl stehenden Baumarten stark variiert (Stadt Zürich 2021).

Allerdings sind die Auswirkungen des Klimawandels in Städten nicht so leicht von den Effekten der oben genannten urbanen Hitzeinsel auseinanderzuhalten (Schwarz, Lautenbach & Seppelt 2011). Aber nicht nur die Bäume in der Stadt sind von der Erwärmung betroffen: Trockenrasen- und Steppenarten werden auf urbanen Rasenflächen sukzessive zunehmen (Ignatieva et al. 2020).

Neben der Temperatur spielen veränderte Niederschlagsverhältnisse eine wichtige Rolle als direkter Treiber für Biodiversitätsveränderungen in Städten: Der Artenreichtum aller gebietsfremden aquatischen Arten ist eng an das Vorhandensein großer Flüsse und deren Wasserstände gekoppelt (Gebauer et al. 2018). Für gebietsfremde Wirbeltiere wurde ein starker negativer Zusammenhang mit dem Jahresniederschlag festgestellt (Gebauer et al. 2018).

Städte beeinflussen migrierende Vogelarten, z. B. indem Arten in Städten überwintern (Bonnet-Lebrun, Manica & Rodrigues 2020). Eine Analyse von Langzeitdaten des deutschen Vogelmonitorings für den Zeitraum 1990–2018 ergab überwiegend negative Trends für kälteangepasste Arten und überwiegend positive Trends für wärmeangepasste Arten. Die Autoren der Studie weisen darauf hin, dass sich der fortschreitende Klimawandel sowohl direkt (über thermische Nischen) als auch indirekt, z. B. durch zunehmende Veränderungen der Wälder, auf die Arten auswirken wird und zum Schutz der betroffenen Arten die Vernetzung und das Management von Schutzgebieten angepasst werden sollten (Kamp et al. 2021). Eine weitere Langzeitstudie (1983–2010) in Polen zeigt zudem, dass Zugvögel in städtischen Gebieten aufgrund der höheren Temperaturen und der damit verbundenen Einflüsse auf Vegetation und Invertebraten einen Ressourcenvorteil haben und daher früher ankommen als in ländlichen Gebieten, wobei sich dieser Trend für viele Vogelarten verstärkt (Tryjanowski et al. 2013).

In einer Studie in Bayern wurde der Einfluss von Landnutzung und Klima auf die räumliche Verteilung der taxonomischen und phylogenetischen Vielfalt untersucht. Dabei zeigte sich, dass das Klima auf regionaler Ebene einen geringeren Einfluss auf die phylogenetische Vielfalt der untersuchten Gruppen (Vögel, Fledermäuse, Libellen, Heuschrecken und Schmetterlinge) hat als die Landnutzung (Franke et al. 2020). Zudem variiert der Einfluss des Versiegelungsgrades saisonal, und der Wärmeinseleffekt ist insbesondere im Winter stärker ausgeprägt (Meier et al. 2017). Vergleichbares stellen Wolf, Haase & Kühn (2020) für Gesamtdeutschland in einer Abundanzanalyse anhand von Viertelmesstischblättern fest.

#### 7.4.6 Invasive Arten im urbanen Raum

Urbane Räume sind Hotspots des Vorkommens gebietsfremder Arten (Kowarik 2011; Kühn, Brandl & Klotz 2004; Wania, Kühn & Klotz 2006), von denen ein Teil als invasiv eingestuft wird. Studien, die gezielt die Auswirkungen (invasiver) gebietsfremder Arten auf die Biodiversität untersuchen, kommen zu unterschiedlichen

Ergebnissen. Betrachtet man die Artenzahlen einheimischer und gebietsfremder Arten in urbanen vs. ländlichen Gebieten Deutschlands, so zeigen sich zumindest bei den Gefäßpflanzen für beide Gruppen höhere städtische Artenzahlen (Kühn, Brandl & Klotz 2004; Wania, Kühn & Klotz 2006). Bei grober räumlicher Auflösung (z. B. 1 km<sup>2</sup> in der Studie von Wania, Kühn & Klotz 2006) ist somit kein negativer Effekt der gebietsfremden auf die einheimischen Arten erkennbar.

Studien, die Biotope innerhalb von Städten und damit die räumliche Ebene betrachten, auf der Arten miteinander interagieren, zeigen taxonspezifische Effekte: Beim Vergleich zweier Waldtypen in Berlin, von denen ein Typ durch die invasive Gewöhnliche Robinie und der andere durch die einheimische Hänge-Birke dominiert wird, fanden Buchholz et al. (2015a) keine Unterschiede in der Diversität von Laufkäfern und Spinnen, auch nicht bei den gefährdeten Arten. Während die Häufigkeit von Hundertfüßern, Ameisen, Zweiflüglern, Wanzen und Hautflüglern in den von Robinien dominierten Wäldern geringer war, zeigten die 13 anderen untersuchten Taxa keine Unterschiede zwischen den Waldtypen. Die Zahl der Gefäßpflanzen, insbesondere der einheimischen Arten, war wiederum geringer in den von Robinien dominierten Wäldern, nicht aber deren Beta-Diversität (Trentanovi et al. 2013). Die Autoren schlussfolgern, dass die Dominanz der invasiven Robinie in einigen Waldstücken mit dem Verlust einheimischer Arten einhergeht, in anderen jedoch nicht. Andere Studien hingegen stufen die Robinie als Bedrohung von trockenen und halbtrockenen Graslandschaften in Zentraleuropa ein, da sie sich durch Veränderungen des Lichtregimes, des Mikroklimas und der Bodenverhältnisse negativ auf lichtliebende Pflanzen und Wirbellose auswirkt (Vitková et al. 2017). Ebenfalls für Berlin zeigen Schittko et al. (2022), dass die Diversität von Bodenorganismen sowohl durch eine hohe Vielfalt einheimischer als auch gebietsfremder Pflanzenarten gefördert wird, wobei der positive Effekt der einheimischen Pflanzenarten stärker ist.

Gebietsfremde Gefäßpflanzen können auch Blütenressourcen für einheimische Bestäuber zu einer Jahreszeit bereitstellen, wenn die meisten einheimischen Gefäßpflanzenarten bereits verblüht sind. Die Struktur des Netzwerks aus Pflanzen und bestäubenden Insekten verändert sich durch diesen Wechsel des Blühangebots von einheimischen zu gebietsfremden Quellen nicht (Staab, Pereira-Peixoto & Klein 2020). Auf diese Weise unterstützen spätblühende Gartenpflanzen die Bestäubervielfalt in Städten. Allerdings sind in Deutschland gerade die spätblühenden Neophyten besonders weitverbreitet

und haben damit das größte Invasionspotenzial (Knapp & Kühn 2012).

Städte bieten auch attraktive Lebensräume für nicht einheimische Fauna und dadurch auch ein Potenzial für die Hybridisierung von einheimischen und nicht einheimischen Arten. So begünstigen beispielsweise Strukturen wie Bahngleise die Verbreitung von nicht einheimischen Mauereidechsen in Städten, die sich dort mit anderen Mauereidechsenpopulationen fortpflanzen, wie eine Studie für die Städte Saarbrücken, Freiburg und Mannheim nachgewiesen hat (Beninde et al. 2018). Darüber hinaus wäre es aufschlussreich, die genetische Diversität sowohl heimischer als auch nicht einheimischer Arten in diesen städtischen Umgebungen zu untersuchen, um zu verstehen, wie urbane Ökosysteme die genetische Variation innerhalb der Arten beeinflussen. Welche Auswirkungen invasive, auch in Städten vorkommende Säugetiere wie Waschbär, Marderhund, Nutria oder Bisamratte, Vögel wie die Nilgans oder Wirbellose wie die Chinesische Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) oder die Vergessene Wegameise (*Lasius neglectus*) auf die Biodiversität in Städten haben, ist noch weitgehend unbekannt. Dies gilt auch für die Hauskatze (*Felis catus*). Die Hauskatze ist ein Nachfahre der Falbkatze (*Felis silvestris libyca*) und wurde seit ihrer Domestizierung über die ganze Welt verbreitet (Ottoni et al. 2017). Im Vergleich zu anderen Haus- und Nutztieren ist die Katze in ihrem Verhalten, insbesondere in ihrem Jagdverhalten, der Wildform noch sehr ähnlich. In weiten Teilen der Welt, insbesondere auf Inseln, hat die Hauskatze zur Dezimierung und sogar Auslöschung von Populationen von Vögeln, Reptilien, Amphibien und Kleinsäugetern geführt (Loss et al. 2022). Da die wilde Verwandte der Hauskatze, die Europäische Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*), in Deutschland heimisch ist, kann davon ausgegangen werden, dass bei vielen Arten eine gewisse Anpassung an Katzen besteht. Unbestritten ist, dass hohe Dichten von Hauskatzen in Siedlungen zu hohen Prädationsraten führen (Pirie, Thomas & Fellowes 2022) und die Anwesenheit von Hauskatzen den Bruterfolg von Vögeln verringert (Bonnington, Gaston & Evans 2013). Ein eingeschränkter Freigang von Katzen während der Brutzeit, insbesondere in unmittelbarer Nähe von Schutzgebieten und gefährdeten Populationen, erscheint daher durchaus sinnvoll, auch wenn dies zu kontroversen Debatten mit Tierschützer:innen und Katzenhalter:innen führt (Lamm 2022).

Es kann weder von generell negativen Auswirkungen gebietsfremder Arten auf die Biodiversität in Städten gesprochen werden noch von deren Abwesenheit. Das gilt auch für die Auswirkungen gebietsfremder Arten auf die

Homogenisierung vs. Differenzierung städtischer Flora und Fauna, die in Kapitel 7.2.2 für die dort behandelten Artengruppen besprochen werden. Die genauen Auswirkungen dieses Treibers sind vielmehr kontextabhängig. Vereinzelt zeigen Studien sogar positive Effekte von nicht einheimischen Arten auf die heimische Biodiversität. So wurde in Dresden und Dessau-Roßlau der Einfluss der nicht einheimischen Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) im Vergleich zur einheimischen Gemeinen Esche (*Fraxinus excelsior*) und Stieleiche (*Quercus robur*) auf die urbane Biodiversität untersucht und festgestellt, dass einheimische Tiere von der höheren Vielfalt und Häufigkeit von Mikrohabitaten auf Bäumen der Art *Fraxinus pennsylvanica* profitieren könnten (Dittrich et al. 2021). Des Weiteren erfordert die Betrachtung gefährdeter Arten in urbanen Räumen eine vertiefte Analyse, insbesondere im Hinblick auf die Homogenisierung der Artenvielfalt. Dies würde ein besseres Verständnis darüber ermöglichen, wie nicht einheimische Arten zur Homogenisierung oder Differenzierung der städtischen Biodiversität beitragen und welche spezifischen Risiken dies für gefährdete Arten birgt. Darüber hinaus wurde in einer Studie gezeigt, dass exotische Gartenpflanzen teilweise einheimische Blütenressourcen in Pflanzen-Bestäuber-Netzwerken ersetzen, insbesondere zu Jahreszeiten, in denen einheimische Pflanzen nicht mehr blühen (Staab, Pereira-Peixoto & Klein 2020).

#### 7.4.7 Andere direkte Treiber und Treiberinteraktionen im urbanen Raum

In urbanen Räumen ist die Entstehung neuartiger Ökosysteme (*»novel ecosystems«*, z. B. auf Wohn-, Verkehrs- oder Industriebrachflächen mit teils hybridisierten Arten) ein besonders relevanter Treiber für Biodiversitätsveränderungen (Haase 2021; Keil, Hering & Bothmann 2022; Kowarik 2011). Je nach ihren Eigenschaften können neuartige Ökosysteme Lebensraum sowohl für einheimische als auch für gebietsfremde Arten bieten.

Ein Beispiel für einen solchen degradierten und neuartigen Lebensraum sind Schottergärten, die zunehmend an die Stelle von klassischen Hausgärten treten. Der seit einigen Jahren zu beobachtende Trend hin zu Schottergärten könnte in Zukunft jedoch deutlich gebremst werden, da derzeit in vielen Kommunen Gegenmaßnahmen diskutiert und bereits umgesetzt werden (Ferber 2021).

Diese zunehmende Versiegelung und Reduktion von Vegetation kann zu einer zusätzlichen lokalen Erwärmung führen. Wie oben erläutert, fördert die ohnehin bestehende städtische Wärmeinsel gebietsfremde Arten und verursacht phänologische Veränderungen, wie z. B.

frühere und auch längere Blütezeiten. So spricht man in Städten auch von hybriden Ökosystemen, die sowohl Merkmale neuer Ökosystemtypen aufweisen als auch von den natürlichen ökosystemaren Gegebenheiten geprägt sind (Klaus & Kiehl 2021).

Darüber hinaus stellen Vogelverluste durch Kollisionen an Glasscheiben insbesondere in urbanen Räumen aufgrund der hohen Anzahl von Glasscheiben ein großes Problem dar (Rössler et al. 2022). Nach Bewertungen der Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten ist Glasanflug ein bedeutender Mortalitätsfaktor für Vögel, dem jährlich über 5 % der in Deutschland vorkommenden Vögel zum Opfer fallen dürften (LAG VSW 2021). Des Weiteren haben auch die Häufigkeit und Intensität der Pflege von Grünflächen einen Einfluss auf das Artenvorkommen (Kap. 7.6). So zeigen Proske, Lokatis & Rolff (2022), dass kurz gemähte Rasenflächen die Anzahl von »Schädlingen« und bodenlebenden Arthropoden überproportional fördern. Auch konnte eine signifikant höhere Anzahl von fliegenden Insekten auf seltener gemähten Flächen im Vergleich zu Arthropoden ohne Flügel festgestellt werden.

## 7.5 Indirekte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt in urbanen Räumen

Indirekte Treiber sind übergeordnete Trends, Entwicklungen oder Faktoren(-konstellationen) hinter individuellen und/oder gesellschaftlichen Entscheidungen, die sich auf die Natur im Allgemeinen und die Biodiversität im Speziellen auswirken (IPBES 2019). Dieses Teilkapitel widmet sich dabei folgender Leitfrage: Welche indirekten Treiber stehen hinter den direkten Treibern für Biodiversitätsverluste? Entsprechend der Kategorisierung des *Faktencheck Artenvielfalt* werden die indirekten Treiber in politische und rechtliche, wirtschaftliche und technologische sowie gesellschaftliche unterteilt. Zusätzlich wird auf die Rolle von Konflikten und Pandemien als indirekte Treiber eingegangen.

### 7.5.1 Politische und rechtliche Treiber im urbanen Raum

Die Stadtentwicklungspolitik und daraus folgende Stadtplanung gehören zu den wichtigsten Treibern, die indirekt auf die im vorangegangenen Kapitel diskutierten direkten Treiber wirken bzw. Einfluss nehmen (Breuste et al. 2016). Dazu zählen in erster Linie die Wohnungs-

marktpolitik und Immobilienmarktentwicklung (wo wird gebaut und versiegelt) sowie die Mobilitätspolitik (z. B. welche Verkehrsmittel werden bevorzugt bzw. gefördert und welche nicht), die ganz konkrete Auswirkungen auf die direkten Treiber wie Lärm, Luftverschmutzung und Flächenversiegelung haben (Weber, Kowarik & Säumel 2014b). Zudem sind es Maßnahmen(-pakete), die von Bundes- und Landespolitik (30-Hektar-Ziel zur Minderung des Flächenverbrauchs [Nuisl et al. 2009]) sowie EU-Programmen unterstützt wurden (z. B. UN-Dekade Biodiversität) und werden (z. B. UN-Dekade Renaturierung). Auch die lokale bzw. kommunale Politik kann mit gezielten Programmen, z. B. Zwischennutzungen oder Gestattungsvereinbarungen gegen Stadtschrumpfung, Einfluss auf die Flächennutzung und den Grünanteil nehmen, was wiederum verschiedene Ökosystemleistungen und Potenziale für Biodiversität erhöht (Rall & Haase 2011).

Eher ungeplante und kurzfristige Maßnahmen wie die Coronalockdowns während der Covid-19-Pandemie in den Jahren 2020 und 2021 führten zu einem massiven Rückgang der menschlichen Präsenz und von Aktivitäten im Freien. Andererseits besuchten viele Menschen verstärkt urbane und periurbane Grünflächen aufgrund der Einschränkungen in anderen öffentlichen Bereichen (Barton, Haase & Mascarenhas 2020; da Schio et al. 2021; Ugolini et al. 2020).

#### 7.5.1.1 Grundlegende politische Rahmenbedingungen

Einschlägige Politikinstrumente, Richtlinien und entsprechende Akteur:innen zur urbanen Biodiversität bzw. urbanen grünen und blauen Infrastruktur<sup>1</sup> in Deutschland sowie in deutschen Städten sind:

- Nach dem **Bundesnaturschutzgesetz** umfasst der Naturschutz in der Stadt gemäß § 1 BNatSchG neben den Ansätzen des Arten- und Biotopschutzes (biologische Vielfalt) und des Schutzes abiotischer Ressourcen wie Wasser, Luft und Klima (Naturhaushalt) auch gesellschaftliche, soziale und kulturelle Aspekte (einschließlich Ökosystemleistungen). Viele Arten von grüner Infrastruktur wie Parks, Wälder, Gewässer und jeweils deren Umfeld werden genannt, und es wird gefordert, diese Strukturen zu erhalten und dort, wo sie nicht in ausreichender Zahl oder Qualität vorhanden sind, neu zu schaffen.
- Auch **gesetzliche Vorgaben der Länder** adressieren den Schutz und die Steigerung der Artenvielfalt. Als

<sup>1</sup> In der Strategie der EU für grüne Infrastruktur wird »Grüne Infrastruktur« definiert als »ein strategisch geplantes Netzwerk natürlicher und naturnaher Flächen mit unterschiedlichen Umweltmerkmalen, das mit Blick auf die Bereitstellung eines breiten Spektrums an Ökosystemleistungen angelegt ist und bewirtschaftet wird und terrestrische und aquatische Ökosysteme sowie andere physische Elemente in Land- (ein-

Beispiel ist das Biodiversitätsstärkungsgesetz in Baden-Württemberg zu nennen, welches unter anderem konkrete Vorgaben zur Minimierung der Lichtverschmutzung und ein Verbot von Schottergärten auf Privatgrundstücken enthält.

- Die **Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung** (Die Bundesregierung 2021) verfolgt die 17 Ziele der Agenda 2030 der Vereinten Nationen (Sustainable Development Goals). Für dieses Kapitel sind die Ziele 11 (Nachhaltige Städte und Gemeinden) und 15 (terrestrische Systeme) besonders relevant. Die Strategie bezeichnet Städte als zentrale Akteure und Orte nachhaltiger Entwicklung. Es ist Ziel der Bundesregierung in der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie, bis zum Jahr 2030 den Flächenverbrauch auf 30 ha pro Tag zu begrenzen bzw. zu senken. Bis 2050 sollen netto keine weiteren Flächen für Siedlungs- und Verkehrszwecke beansprucht werden (sogenannte Flächenkreislaufwirtschaft). Für das Ziel 15 wird die Umsetzung des Masterplans Stadtnatur betont. Andererseits hat die damit verbundene Forderung nach kompakten Städten, welche vor allem durch Nachverdichtung in bestehenden städtischen Strukturen erreicht werden soll, einen Einfluss auf die Versorgung mit Grünflächen in den Städten und damit auf die Biodiversität (Mathey et al. 2023, im Erscheinen).
- In der **Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt** (BMUB 2007) sind zwei Hauptziele für urbane Landschaften festgelegt: (i) bis zum Jahre 2020 die Durchgrünung der Siedlungen deutlich zu erhöhen. Dabei sollte öffentlich zugängliches Grün mit vielfältigen Qualitäten und Funktionen in der Regel fußläufig zur Verfügung stehen; (ii) Lebensräume für stadttypische gefährdete Arten (z. B. Fledermäuse, Wegwarte, Mauerfarne) zu erhalten und zu erweitern. Dies sollte in einer Weise geschehen, die auch weiterhin eine aktive Innenentwicklung der Städte und Gemeinden und eine umfassende energetische Gebäudesanierung ermöglicht. Die Strategie wird durch die Naturschutzoffensive 2020 seit 2015 ergänzt. Hierbei handelt es sich um ein ergänzendes Handlungsprogramm des Bundesumweltministeriums, das vorrangige Maßnahmen in zehn Handlungsfeldern beschreibt und dem Umsetzungsprozess der Strategie neue Impulse gegeben hat. Aktuell befindet sich die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt in

der Überarbeitung und Weiterentwicklung (Zinngrube et al. 2021). Die neue Strategie wird sich unter anderem an den strategischen Vorgaben der Globalen Biodiversitätsrichtlinie von Kunming-Montreal aus dem Jahr 2022 orientieren. Des Weiteren wird die EU-Biodiversitätsstrategie 2030<sup>2</sup> bei der Weiterentwicklung der deutschen Strategie berücksichtigt. Biodiversitätsziele für Städte und urbane Landschaften sind vorgesehen.

- Das **Grünbuch Stadtgrün »Grün in der Stadt – für eine lebenswerte Zukunft«** (BMUB 2015) wurde von sieben Bundesministerien erarbeitet und enthält den damals aktuellen Wissensstand zu urbanem Grün. Es wurde als Diskussionspapier mit dem Ziel konzipiert, einen breiten Dialog im Hinblick auf die Bedeutung von urbanem Grün in der integrierten Stadtentwicklung zu starten.
- Mit dem Weißbuch »Grün in der Stadt« (BMUB 2017) wurde in einem nächsten Schritt das zuvor genannte Weißbuch mit konkreten Handlungsempfehlungen und Umsetzungsmöglichkeiten des Bundes für mehr Stadtgrün ergänzt. Die Bundesregierung berichtet im Stadtentwicklungsbericht über die Umsetzung des Weißbuchs.
- Beim **Masterplan Stadtnatur** (BMU 2019) handelt es sich um ein Maßnahmenprogramm der Bundesregierung für eine lebendige Stadt, das der Umsetzung des Weißbuchs »Grün in der Stadt« dient. Der Masterplan versteht sich als Beitrag für die integrierte Stadtentwicklung in Hinblick auf die vielfältigen Leistungen der Natur für das Leben im besiedelten Raum.
- Das **Bundekonzept Grüne Infrastruktur** – BKGI (Heiland et al. 2017) – dient zur Qualifizierung aller raumrelevanten Planungen des Bundes aus Naturschutzsicht. Es unterstützt auch die Umsetzung der EU-Biodiversitätsstrategie und zielt insbesondere auf die Bundesebene. Es orientiert sich an der EU-Definition von grüner Infrastruktur, wonach diese sich im terrestrischen Bereich sowohl in urbanen als auch in ländlichen Räumen befindet. Das BKGI richtet ein besonderes Augenmerk auf verschiedene Typen bzw. Kategorien von Räumen, einschließlich städtischer Räume. Für diese Räume behandelt das BKGI die grüne Infrastruktur programmatisch (und nicht raumkonkret und kartografisch). Es gibt erste indikative Aussagen auf Bundesebene wie bspw. zur Er-

schließlich Küsten-) und Meeresgebieten umfasst, wobei sich grüne Infrastruktur im terrestrischen Bereich sowohl im urbanen als auch im ländlichen Raum befinden kann« (Europäische Kommission 2019). Der Begriff »grüne und blaue Infrastruktur« bezieht sich explizit sowohl auf die terrestrische als auch auf die aquatische Komponente.

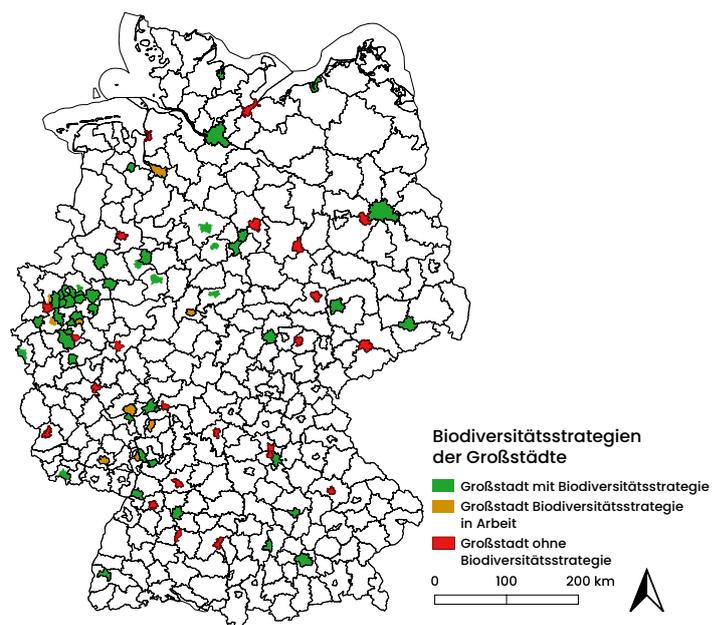
2 Die Kommission ruft europäische Städte mit mindestens 20.000 Einwohner:innen dazu auf, »Städtische Grünpläne« zu entwickeln (Mathey et al. 2024).

reichbarkeit öffentlicher Grünflächen in Städten. Solche Aussagen sollen dann auf kommunaler Ebene detaillierter untersetzt werden.

- Das **Integrierte Umweltprogramm 2030** (BMUB 2016) beschreibt die langfristige Strategie des Umweltministeriums auf allen Felder der Umweltpolitik. Mit dem Leitziel, Städte, Gemeinden und Infrastrukturen umweltgerecht zu entwickeln, strebt das Integrierte Umweltprogramm 2030 u. a. an, (i) kompakte, Nutzungsgemischte und grüne Quartiere sowie grüne und resiliente Infrastruktur und (ii) Flächenschutz ambitioniert voranzutreiben.
- Das Bundesbauministerium startete 2017 das **Bund-Länder-Programm »Zukunft Stadtgrün«**. Für 2017 bis 2019 wurden jährlich jeweils 50 Mio. € zur Verfügung gestellt. Die Bundesfinanzhilfen wurden den Ländern und Kommunen für Maßnahmen zur Verbesserung der urbanen grünen Infrastruktur bereitgestellt. Sie konnten in diesem Sinne für städtebauliche Maßnahmen eingesetzt werden, die der Anlage, Sanierung beziehungsweise Qualifizierung und Vernetzung öffentlich zugänglicher Grün- und Freiflächen im Rahmen der baulichen Erhaltung und Entwicklung von Quartieren als lebenswerte und gesunde Orte dienen. Die Maßnahmen leisteten damit einen Beitrag zur Lebens- und Wohnqualität, zur gesellschaftlichen Teilhabe, zur Verbesserung des Stadtklimas und der Umweltgerechtigkeit, insbesondere durch eine gerechte Verteilung qualitativ hochwertigen Stadtgrüns sowie zum Erhalt der biologischen Vielfalt und der Naturerfahrung. Bis einschließlich 2019 wurden 224 Maßnahmen in rund 200 Kommunen durch das Programm gefördert. Seit der Umstrukturierung der Städtebauförderung 2020 sind Maßnahmen des Klimaschutzes bzw. zur Anpassung an den Klimawandel, insbesondere durch die Verbesserung der grünen Infrastruktur (beispielsweise des Stadtgrüns), Fördervoraussetzung im Rahmen der Durchführung von Gesamtmaßnahmen.
- Das **Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz** (BMUV 2023) zielt darauf, den allgemeinen Zustand der Ökosysteme in Deutschland deutlich zu verbessern und so ihre Resilienz und Klimaschutzleistung zu stärken. Eines der Handlungsfelder dieses Programms ist der natürliche Klimaschutz auf Siedlungs- und Verkehrsflächen. Hierzu liegen die Schwerpunkte auf der Unterstützung der Kommunen bei der Umstellung auf naturnahes Grünflächenmanagement, der Pflanzung von zusätzlichen Stadtbäumen, der Schaffung von Naturoasen (kleine Grünräume), der Weiterentwicklung und Umset-

zung des Leitbildes der »wassersensiblen Stadt«, der Aktivierung von Bundesliegenschaften für die urbane grüne Infrastruktur und Vorbereitung erster Modellvorhaben, der Unterstützung von Kommunen hinsichtlich digitaler Technologien und natürlichem Klimaschutz, der Beratung von Kommunen zur Berücksichtigung des natürlichen Klimaschutzes bei der Bauleitplanung, der Erarbeitung von Zielvereinbarungen des Maßnahmenkatalogs Flächensparen, der Stärkung des Bundesprogramms Wiedervernetzung (BPWV) durch den Bau weiterer Querungshilfen, der Stärkung des Biotopverbunds in Verbindung mit Querungshilfen an Bundesverkehrswegen, der Förderung von Solargründächern, der Veröffentlichung einer Förderrichtlinie für natürlichen Klimaschutz in kommunalen Gebieten im ländlichen Raum und letztlich der Förderung des natürlichen Klimaschutzes in Unternehmen im Rahmen des KfW-Umweltprogramms.

- Einige urbane Kommunen in Deutschland haben **kommunale Biodiversitätsstrategien** erarbeitet (Abb. 7.20). Kommunale Biodiversitätsstrategien haben das Ziel, die biologische Vielfalt in einer Stadt zu erhalten und zu fördern. Sie definieren stadtspezifische Ziele, enthalten konkrete Maßnahmen und können als Entscheidungsgrundlage für Stadtentwicklungsprozesse dienen (Mathey et al. 2020). Eine auf Insekten fokussierte Analyse (Hilmer 2022) von 35 kommunalen Biodiversitätsstrategien hat gezeigt, dass die Qualität der Inhalte im Zusammenhang mit Insekten zwischen den einzelnen Strategien stark va-



**Abbildung 7.20:** Biodiversitätsstrategien der Großstädte (Stand: Januar 2024). Quelle: eigene Darstellung.

riert. Insekten werden im Vergleich zu anderen Artengruppen am häufigsten in den Strategien berücksichtigt, allerdings werden insbesondere wasser- und bodenbewohnende Insektentaxa stark vernachlässigt. Darüber hinaus werden einige der größten Treiber des Insektenrückgangs, wie der Einsatz von Pestiziden, die Degradierung von Insektenhabitaten durch Nähr- und Schadstoffeinträge in Boden und Wasser sowie die mangelnde Vernetzung von Lebensräumen, kaum berücksichtigt.

Darüber hinaus gibt es eine Reihe weiterer staatlicher Initiativen (auf unterschiedlichen Ebenen) zur Förderung der biologischen Vielfalt in urbanen Räumen. Ein bundesweites Beispiel ist das Projekt »Stadtgrün – Artenreich und Vielfältig« des Bündnisses »Kommunen für biologische Vielfalt«. Dabei handelt es sich um ein »Label« (Umweltzeichen), mit dem Kommunen für die Umsetzung eines vorbildlichen ökologischen Grünflächenmanagements ausgezeichnet werden. Das Label soll auch dazu beitragen, die Wertschätzung und Akzeptanz für die naturnahe Pflege kommunaler Grünflächen in der Öffentlichkeit zu erhöhen. Die Bewertung erfolgt anhand der Aktivitäten der Kommune in den Handlungsfeldern Grünflächenunterhaltung, Interaktion mit Bürger:innen sowie Planung und Zielsetzungen. Ende 2023 hatten 65 deutsche Kommunen ein »StadtGrün naturnah«-Label. Eine weitere Initiative, die Kampagne »Tausende Gärten – Tausende Arten«, richtet sich an verschiedene Akteure (z. B. Privatpersonen, Unternehmer, Vereine, Kommunen) mit dem Ziel, Gärten, Balkone, Firmengelände und öffentliches Grün naturnah zu gestalten. Es wird im Rahmen des Bundesprogramms Biologische Vielfalt vom Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz gefördert. Des Weiteren existiert das Netzwerk »Pestizidfreie Kommunen«, das regelmäßig Veranstaltungen für Kommunen anbietet, um sich über Alternativen zu Bioziden und Pflanzenschutzmitteln zu informieren, auszutauschen und zu vernetzen. Auf Landesebene ist beispielsweise das Förderprogramm »Naturnah dran« der baden-württembergischen Landesregierung zu nennen. Das Projekt fördert Städte und Gemeinden bei der Umwandlung innerörtlicher Freiflächen in naturnahe, artenreiche Grünanlagen. In der aktuellen zweiten Runde werden bis 2027 jährlich 15 Städte und Gemeinden gefördert. Jede teilnehmende Stadt bzw. Gemeinde erhält eine Zuwendung in Höhe von 50 % der zuwendungsfähigen Ausgaben, maximal 15.000 €. In der ersten Projektrunde wurden 61 Kom-

munen gefördert, die über 230.000 m<sup>2</sup> naturnah umgestaltet haben (die Hälfte davon zusätzlich zu den geförderten Flächen in Eigeninitiative).

### 7.5.2 Wirtschaftliche und technologische Treiber im urbanen Raum

Zu den wichtigsten wirtschafts- und wohnungspolitischen Treibern, die indirekt auf (inner-)urbane Biodiversitätsveränderungen einwirken, gehört die Immobilien- und Wohnungsentwicklung in den Städten. Kaum ein Thema hat eine so hohe kommunalpolitische Bedeutung wie der Wohnungsneubau in stark wachsenden Städten wie Hamburg, München oder Berlin (BBSR 2020). Die Bevölkerung in diesen und anderen Ballungszentren wächst seit zehn bis zwanzig Jahren kontinuierlich, wenngleich mit geringerer Intensität seit Ende der 2010er-Jahren, auch infolge der Covid-19-Pandemie (Rink et al. 2021). Die Bevölkerungsvorausschätzung für die Stadt Leipzig aus dem Jahr 2019 geht von einem weiteren Wachstum von ca. 10 bis 20 % in den nächsten 20 Jahren aus (Heinemann, Naber & Schultz 2019). Gleichzeitig besteht in den meisten Großstädten, meist im Gegensatz zu Klein- und Mittelstädten, ein großer Mangel an bezahlbarem Wohnraum. Jedes Jahr werden laut Statistischem Bundesamt daher rund 300.000 neue Wohnungen genehmigt. In Hamburg sind es im Jahr beispielsweise 10.000 neue Wohnungsbaugenehmigungen, in München 8.500 (BBSR 2022b). Dieser Treiber wird als Fallstudie im Hauptkapitel zu den indirekten Treibern ausführlicher dargestellt (Kap. 9.2.1.2).

Jeden Tag werden in Deutschland rund 55 ha Offenland und Boden für Siedlungs- und Gewerberaum (Wohnungen, Gewerbe, Straßen) neu in Anspruch genommen (UBA 2023b). Um diese Flächenneuanspruchnahme zu reduzieren, schreibt das Baugesetzbuch seit 2013 das Ziel »Innenentwicklung vor Außenentwicklung« vor. Die aktuelle Bauleitplanung zielt daher darauf ab, Leerstände in den Stadtzentren zu minimieren, bestehende Wohn- und Gewerbegebäude aufzustocken und insbesondere in den Innenstädten zu bauen, nachzuverdichten oder gewerblich genutzte Immobilien in Wohnraum umzuwandeln (BBSR 2020). Urbanes Grün wird somit in zentralen Lagen deutlich reduziert und ist damit auch ein limitierender Faktor für das Überleben von Tier- und Pflanzenarten.

Vor diesem Hintergrund wurde ein im Sinne des nachhaltigen Flächenschutzes eingeführtes Instrument zu einem Moment der Bauindustrie und indirekt ein lukrativer Treiber für Versiegelung und Verdichtung in der Stadt und für das Verschwinden von urbanem Grün (McDonald et al. 2018). Damit diese aktuelle Entwick-

lung die Idee der »doppelten/dreifachen Innenentwicklung« nicht ad absurdum führt, muss sich die Erkenntnis durchsetzen, dass Flächenreserven in der Stadt nicht nur baulich, sondern auch mit Blick auf die grün-blaue Infrastruktur und den Arten- und Biotopschutz entwickelt werden sollten (vgl. BfN 2016). Allerdings ist die Flächeninanspruchnahme nicht absolut mit einer flächendeckenden Totalversiegelung gleichzusetzen: In den 55 ha sind auch gebäudebegleitende Grünflächen enthalten, und im Zuge der oben angesprochenen Innenentwicklung entsteht durchaus urbanes Grün, wenn auch häufig von geringer ökologischer Qualität.

Der konzeptionelle Rahmen der »urban Land Teleconnections« (Seto et al. 2012) oder der »urban Telecouplings« (UT; Haase 2019) verknüpft Landnutzungs- und Landbedeckungsänderungen mit der zugrunde liegenden Urbanisierungsdynamik einschließlich verschiedener lokaler und entfernter Treiber und deren Auswirkungen (Güneralp, Seto & Ramachandran 2013; Seto et al. 2012):

»[...] Fernverbindungen zwischen Städten beziehen sich auf die entfernten Ströme und Verbindungen von Menschen, wirtschaftlichen Gütern und Dienstleistungen sowie damit einhergehenden Landnutzungsänderungen, welche die Urbanisierung vorantreiben und auf sie reagieren [...]« (Seto et al. 2012, S. 1).

Damit bringen die UT zum Ausdruck, dass sowohl der urbane Landnutzungswandel als auch die Nutzung ökologischer, wirtschaftlicher und kultureller Ressourcen durch die Stadtbewohner:innen nicht ausschließlich in den Städten selbst oder in ihrem direkten Umland, d. h. auf kurze Distanzen und ortsbezogen, stattfinden, sondern im globalen Städtenetzwerk selbst und über große Distanzen hinweg.

Um die heutigen Herausforderungen der Nachhaltigkeit zu verstehen, müssen die vielen Prozesse und Muster berücksichtigt werden, die Städte und städtische Einrichtungen an weit entfernten Orten auslösen (Haase 2019; Seto et al. 2012). Zwei klassische Beispiele sind die Entwaldung im Amazonas, die durch die in Europa beliebte fleischbasierte Ernährung vorangetrieben wurde, und die Verdrängung tropischer Primärwälder in Indonesien und Malaysia durch Palmölplantagen, die durch die vielfältige Nachfrage nach Palmöl (Nahrung, Treibstoff, Kosmetik) insbesondere in urbanen Räumen ausgelöst wurde (Boone et al. 2014). UTs ermöglichen es, die verborgenen städtischen Triebkräfte des ländlichen Landnutzungswandels und der daraus resul-

tierenden Migration zu beleuchten. Oft werden ländliche Landnutzungsänderungen als Folge des regionalen Klimawandels und/oder lokaler und regionaler Faktoren wie einer niedrigen Wirtschaftsleistung, Korruption oder bewaffneter Konflikte diskutiert. Das UT-Konzept unterstreicht aber zugleich, dass Städte mit ihrer Konzentration von Macht und Entscheidungsbefugnissen in Kombination mit der Konzentration internationaler Unternehmen, Finanzinstitutionen und Industrien und ihrer Verbraucher:innen in Städten zentrale Triebkräfte für ländliche Landnutzungsänderungen sind. Darüber hinaus ist das UT-Konzept in der Lage, Entscheidungen, Handlungen, Regierungen, Behörden und Landnutzungsänderungen sowohl am städtischen als auch am ländlichen Ende des Pfades zu verknüpfen. Dies ermöglicht die Analyse neuer Ernährungsweisen und Konsumstile (Chaudhary & Kastner 2016; Voigt et al. 2020), die von Menschen sowohl in den sendenden als auch in den empfangenden Systemen auf lokaler Ebene als Triebkräfte für einen erhöhten Konsum auf globaler Ebene ausgeübt werden (Liu et al. 2013; Liu 2014; Rueda & Lambin 2013).

### 7.5.3 Gesellschaftliche Treiber im urbanen Raum

Eine weitere Gruppe von indirekten Treibern sind gesellschaftliche Faktoren wie die Veränderungen der städtischen Bevölkerung hinsichtlich ihrer Quantität, Zusammensetzung, Altersstruktur oder Bildung einerseits sowie der Lebensgewohnheiten (z. B. zunehmende Hundehaltung oder der aktuelle Trend zum eigenen Garten) andererseits. Die 14. koordinierte Bevölkerungsvorausberechnung des Statistischen Bundesamtes (Heinemann, Naber & Schultz 2019) geht davon aus, dass die Bevölkerung in Deutschland bei moderaten Veränderungen von Geburtenhäufigkeit und Lebenserwartung gegenüber heute deutlich schrumpfen wird und nur bei einer hohen Nettozuwanderung kontinuierlich stabil bleibt oder wächst. Zudem altert die Bevölkerung deutlich: Ende 2020 lag das Durchschnittsalter der Bevölkerung in Deutschland bei 44,6 Jahren liegen (zum Vergleich: Ende 2011 lag das Durchschnittsalter der Bevölkerung noch bei 43,9 Jahren).

Auch das Mobilitätsverhalten kann indirekt einen Einfluss auf direkte Treiber urbaner Biodiversität wie Landnutzung oder Luftverschmutzung haben: Der Pkw-Bestand in Deutschland wächst kontinuierlich von 42,9 Mio. im Januar 2012 auf 48,8 Mio. im Januar 2023 (Statista o. J.). Die damit einhergehende Zunahme des Verkehrsaufkommens führt dazu, dass die durch den technischen Fortschritt erreichten Emissionsminderungen pro Kilometer die absoluten Emissionsminder-

rungen z. B. bei Black Carbon, Partikeln, Stickoxiden und bodennahem Ozon verhindern oder verlangsamen (UBA 2023a). Der Anteil der Pkw mit Ottomotor ist in den letzten zehn Jahren um rund sechs Prozentpunkte auf 65 % im Jahr 2021 zurückgegangen, wenn auch immer noch auf hohem Niveau. Die Anteile von Pkw mit Dieselmotor (31 % im Jahr 2021) und Pkw mit alternativen Antrieben (3 % im Jahr 2021) nehmen dagegen zu, wenn auch auf sehr niedrigem Niveau. Insbesondere (Plug-in-)Hybride wurden im vergangenen Jahr verstärkt zugelassen. Hier ist eine positive Veränderung von 63 % gegenüber dem Vorjahr zu beobachten (Kraftfahrt-Bundesamt 2022). Durch die langsam zunehmende Marktdurchdringung von Hybrid- und Elektrofahrzeugen wird sich die Pkw-Flotte in Deutschland zunehmend differenzierter entwickeln, was wiederum Auswirkungen auf die Stadtnatur haben dürfte, die im Detail noch zu untersuchen sind. Das im Mai 2023 eingeführte Deutschlandticket kann sich möglicherweise positiv auf die Biodiversität auswirken, wenn es zu einer deutlichen Reduzierung des motorisierten Individualverkehrs und der damit verbundenen Emissionen führt. Eine Studie des Deutschen Instituts für Wirtschaftsforschung zu den Effekten des 9-Euro-Tickets im Jahr 2022 lässt allerdings vermuten, dass die Einführung des Deutschlandtickets ohne ein verbessertes ÖPNV-Angebot nur geringe Effekte auf die Alltagsmobilität haben könnte (Gaus, Murray & Link 2023).

Schwerer quantifizierbare Faktoren wie Werte, Wahrnehmung von Umwelt und Biodiversität, Akzeptanz von Maßnahmen oder auch Konsumreduktion sowie Präferenzen in Bezug auf die Lebensgestaltung, Mobilität und Ernährung spielen eine große Rolle, auch wenn sie statistisch nicht direkt mit dem Verlust von Arten oder Artengruppen in Verbindung gebracht werden können. Aber gerade das Gärtnern im eigenen Hausgarten oder in Klein- und Gemeinschaftsgärten spielt in Groß- und Mittelstädten, der Kleingarten auch in Kleinstädten eine wichtige Rolle für den Erhalt und die Schaffung von Lebensräumen für gefährdete Arten, wie z. B. die jüngste Entdeckung der seltenen und gefährdeten gerieften Steilwand-Schmalbiene (*Lasioglossum limbellum*) in einem Berliner Gemeinschaftsgarten zeigt (Eggerer 2022). Zudem können urbane Gärten zu einer engeren Mensch-Natur-Beziehung der Stadtbewohner:innen und damit zu einem Wertewandel in Richtung Nachhaltigkeit beitragen (Box 7.2 zum Transformationspotential urbaner Gärten).

Bürgerbeteiligung, Partizipation in Bürgerinitiativen und vergleichbare Gruppierungen sind ebenfalls wichtige indirekte Treiber für (meist) positive Effekte für die

Biodiversität allgemein, aber auch für konkrete Arten. Eine Bürgerinitiative ist eine aus der Bevölkerung heraus gebildete Interessenvereinigung, die aufgrund eines konkreten politischen, sozialen oder ökologischen Anlasses in ihrem Bereich Selbsthilfe organisiert und damit potenziell Einfluss auf die öffentliche Meinung, staatliche Einrichtungen, Parteien oder andere gesellschaftliche Gruppierungen nimmt und somit eine Form der politischen Partizipation darstellt (Maser-Plag 2020). Hinzu kommen die in Deutschland zahlreich vertretenen Umweltschutzverbände und -vereine, die wichtige Aufgaben im Bereich der Partizipation und Umweltbildung sowie in der Landschaftspflege, im Artenschutz und im Monitoring übernehmen. Diese Verbände und Vereine können darüber hinaus in vielen Bundesländern und auf Bundesebene gesetzlich geregelte Beteiligungsrechte wahrnehmen. So ermöglichen beispielsweise je nach Landesrecht Naturschutzbeiräte die Beteiligung von ehrenamtlich tätigen Bürger:innen sowie von Naturschutzorganisationen.

Zunehmend sind auch Baum- oder Baum-Hecken-Patenschaften ein Baustein zivilgesellschaftlichen Engagements für die lokale Biodiversität: Bürger:innen beteiligen sich an den Kosten für die Pflege und Erhaltung vorhandener Stadtbäume bzw. Baum-Hecken-Flächen oder Blühwiesen. Dadurch wird der Lebensraum bedrohter Pflanzen- und Tierarten im urbanen Raum erhalten und erweitert.

In verschiedenen Bundesländern gibt es seit einiger Zeit konkrete Initiativen zum Insektenschutz. So steht der Schutz der heimischen Insekten im Mittelpunkt der Initiative »Natürlich Bayern« des Deutschen Verbands für Landschaftspflege (DVL). 30 Landschaftspflegeverbände schaffen, steigern und verbessern bis 2023 Lebensräume für Wildbienen, Schmetterlinge, Heuschrecken und viele andere Insekten in allen Regionen Bayerns. Mit Unterstützung der Stiftung Umwelt und Entwicklung plant die NaturFreunde NRW im Projekt »ProInsekt« von 2019 bis 2021 eine Vielzahl von Maßnahmen zum Erhalt der biologischen Vielfalt, wie die Anlage einer Wildwiese oder den Bau eines Insektenhotels, Schulungen zum Thema Insektenvielfalt, Film- und Diskussionsabende oder Wanderungen. Wildbienen und Nachtfalter standen dabei im Mittelpunkt. Gemeinsam mit NGOs wie dem NRW Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND) und der Landesgemeinschaft Naturschutz und Umwelt (LNU) startete der Naturschutzbund (NABU) im Juli 2020 die Volksinitiative »Artenvielfalt NRW« (Volksinitiative Artenvielfalt von BUND, LNU und NABU – NABU NRW).

### 7.5.4 Konflikte und Pandemien

Pröbstl-Haider & Gugerell (2023) haben einen internationalen Literaturüberblick über die Auswirkungen von Covid-19 auf die Freizeitgestaltung in Grünflächen, Natur und Landschaft durchgeführt. Generell ließ sich weltweit eine Zunahme der Nutzung von Grünanlagen und Erholungs-, Schutz- und Waldgebieten im Zuge der Pandemie feststellen. Die Eindämmungsmaßnahmen führten zu zahlreichen negativen psychischen Auswirkungen, und der fehlende Kontakt zur Natur wurde als belastend empfunden, insbesondere in urbanen Räumen, beispielsweise aufgrund der dichten Bebauung oder des fehlenden Zugangs zu Grünflächen (Kap. 7.3 zur Auswirkung der Natur auf das mentale Wohlbefinden). In diesem Zusammenhang waren benachteiligte Gebiete bzw. gesellschaftliche Gruppen stärker von Covid-19 betroffen (z. B. höhere Erkrankungsraten in städtischen Gebieten mit weniger Grünflächen). Außerdem bedeuten die sozialen Distanzmaßnahmen für Kinder, dass sie oft nicht zusammen spielen konnten, was sich negativ auf ihre Entwicklung auswirkte. Obwohl es sich um eine internationale Studie handelt, stellten die Autorinnen fest, dass kulturelle Unterschiede beim Umgang mit der Pandemie keine wesentliche Rolle spielten. Die Autorinnen argumentieren, dass die Pandemie langfristig positive Auswirkungen auf die Naherholung haben könnte, da viele Menschen das Grün in ihrer Umgebung entdeckt haben. Dies könnte zu einer langfristigen Wertschätzung von Naturerlebnissen und zu positiven Auswirkungen auf die Gesundheit führen. Es wird auch darüber spekuliert, inwiefern die Pandemie die Wohnpräferenzen beeinflusst hat (weg von städtischen hin zu ländlichen Gebieten [Dolls & Mehles 2021]), was wiederum Konsequenzen für die Stadtentwicklung hätte.

## 7.6 Instrumente und Maßnahmen in urbanen Räumen

### 7.6.1 Einführung

Die Entwicklung und Anwendung von Instrumenten sowie die Planung und Umsetzung von Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität in urbanen Räumen hängen stark von den politischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen ab (Kap. 7.5). Häufig werden konkurrierende Vorgaben, z. B. zur Wohnungsbau- oder Gewerbeentwicklung, von Politik und Gesellschaft höher gewichtet als beispielsweise Maßnahmen zum Biotopverbund, zur Erhaltung von Sukzessionsbrachen oder zum konkreten Artenschutz. Dabei spielt die Flächenkonkurrenz eine entscheidende Rolle (McDonald et al. 2020; Nuissl et al. 2009). Planungsparadigmen wie »In-

nen- vor Außenentwicklung«, die die Gefahr der Zersiedelung an den Rändern urbaner Räume mindern und damit Offenlandschaften schonen sollen, können im Detail hinderlich sein, wenn es um die Sicherung und Entwicklung von Freiräumen und natürlichen Relikträumen in der Stadt mit dem Ziel der Erhöhung der Biodiversität geht (Popkin 2022). Gleichwohl bieten gerade zahlreiche Maßnahmen zum Klimaschutz und zur Anpassung an den Klimawandel in Großstädten in Deutschland die Chance, auch unter den Bedingungen starker Nutzungskonkurrenzen mehr Begrünung in der Stadt zu realisieren, u. a. durch Gründächer (Knaus & Haase 2020), grüne Wände, begrünte Rigolen an Straßenrändern und (Straßen-)Baumpflanzungen (BMUB 2017), und damit auch zur Erhaltung und zur Entwicklung der biologischen Vielfalt im Siedlungsraum beizutragen. Häufig werden solche Maßnahmen auch unter dem Begriff »naturbasierte Lösungen« diskutiert (Kap. 7.1).

In diesem Kapitel wird der aktuelle Stand der Umsetzung und Bewertung von Instrumenten und Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der Biodiversität in urbanen Räumen näher beleuchtet. Kapitel 7.6.2 geht dabei insbesondere auf ordnungsrechtliche, finanzianreizbasierte und informationelle Instrumente ein. Kapitel 7.6.3 gibt einen Überblick über konkrete Umsetzungsmaßnahmen vor Ort, gegliedert nach Flächenschutz-, Management- und Impulsmaßnahmen. Zwischen den Begriffen »Instrument« und »Maßnahmen« wird wie folgt unterschieden: Politische Instrumente dienen dazu, die Umsetzung von Maßnahmen voranzutreiben bzw. zu fördern. Bei Maßnahmen wiederum handelt es sich um konkrete Umsetzungsschritte vor Ort zum Schutz oder zur Förderung der biologischen Vielfalt, beispielsweise die Anwendung naturverträglicher Mahdverfahren bei der Grünflächenpflege. Hinsichtlich der Anlage von Blühwiesen kommen als Instrumente beispielsweise Förderprogramme zum Tragen. Das letzte Teilkapitel 7.6.4 widmet sich schließlich der Evaluierung ausgewählter Instrumente und Maßnahmen.

Zusammenfassend ergeben sich drei Leitfragen:

1. Welche Instrumente zum Biodiversitätsschutz bzw. zur Förderung der Biodiversität in urbanen Räumen werden in Deutschland angewendet? (Kap. 7.6.2)
2. Welche konkreten Maßnahmen zum Biodiversitätsschutz bzw. zur Förderung der Biodiversität in urbanen Räumen werden in Deutschland umgesetzt? (Kap. 7.6.3)
3. Welche Erkenntnisse gibt es zum Grad der Wirksamkeit ausgewählter Instrumente und Maßnahmen? (Kap. 7.6.4)

Die Beantwortung der drei Leitfragen basiert auf einer systematischen Recherche und Auswertung wissenschaftlicher Literatur sowie einer ergänzenden unsystematischen Recherche nach weiterer wissenschaftlicher und grauer Literatur. Darüber hinaus wurde im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* eine Umfrage unter den Mitgliedern des Bündnisses »Kommunen für biologische Vielfalt« zu Maßnahmen zur Förderung der Artenvielfalt in Siedlungsräumen durchgeführt. Die Ergebnisse der Umfrage, an der sich im April und Mai 2023 insgesamt 84 Kommunen beteiligt haben, werden insbesondere in den letzten beiden Teilkapiteln berücksichtigt. Weitere Informationen zur Methodik sowohl der Literaturrecherche als auch der Befragung finden sich im Methodenanhang.

## 7.6.2 Instrumente in urbanen Räumen

Grundsätzlich lassen sich **drei Typen von Instrumenten** zur Sicherung und Förderung der Biodiversität in Städten unterscheiden (vgl. Ring et al. 2018): ordnungsrechtliche, finanziell-anreizbasierte und informationelle Instrumente.

### 7.6.2.1 Ordnungsrechtliche Instrumente

Als **ordnungsrechtliche Instrumente** werden Gesetze und Richtlinien auf verschiedenen politischen Ebenen bezeichnet. In Deutschland gehören dazu beispielsweise das Raumordnungs- und Naturschutzrecht. Eine wichtige Grundlage stellt dabei das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) dar. Ordnungsrechtliche Instrumente bilden zumeist auch die institutionelle Grundlage für die Nutzung der beiden folgenden Instrumententypen (Albert et al. 2020; Ring et al. 2018). Unterschieden werden kann zwischen flächendeckenden, vorausschauenden Planungsinstrumenten wie der Raum- und Landschaftsplanung sowie Instrumenten zur Bewältigung von Umweltfolgen wie der Strategischen Umweltprüfung, der Umweltverträglichkeitsprüfung und der Eingriffsregelung.

Aufgabe der **Landschaftsplanung** ist es, »[die] Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege für den jeweiligen Planungsraum zu konkretisieren und die Erfordernisse und Maßnahmen zur Verwirklichung dieser Ziele [...] aufzuzeigen« (BNatSchG 2009). Damit kann die Landschaftsplanung eine zentrale und koordinierende Rolle bei der Sicherung und Förderung der Biodiversität in Städten einnehmen (Albert, Galler & von Haaren 2022). Die Landschaftsplanung erfolgt auf verschiedenen administrativen Ebenen, wobei für Städte üblicherweise (mit Ausnahmen beispielsweise für Stadtstaaten) insbesondere die Landschaftsrahmenpläne (auf

regionaler Ebene), die Landschaftspläne (für die Gebiete der Gemeinden) und Grünordnungspläne (für Teile des Gemeindegebiets) relevant sind (von Haaren & Galler 2022).

Die **Raumplanung** ist für die sektorübergreifende räumliche Planung zuständig und kann – je nach konkreter planerischer Entscheidung – positiv wie auch negativ auf die Biodiversität wirken. Für den Stadtkontext sind insbesondere die Regionalplanung und, darauf aufbauend, die Bauleitplanung relevant. Der vorbereitende Bauleitplan, der sogenannte Flächennutzungsplan, stellt dabei die beabsichtigte städtebauliche Entwicklung im gesamten Stadtgebiet dar. Er wird von den Gemeinden selbst aufgestellt (ARL 2018). Aufgrund des übergreifenden Charakters des Flächennutzungsplans können hier frühzeitig Belange des Umweltschutzes und der Nachhaltigkeit berücksichtigt werden. Anforderungen des Umweltschutzes von europäischer und nationaler Ebene müssen in den Flächennutzungsplan integriert werden (ARL 2018). Der verbindliche Bauleitplan, genannt Bebauungsplan, legt die städtebauliche und sonstige Entwicklung des Gemeindegebiets sehr detailliert fest (ARL 2018) und kann daher auch im Hinblick auf die Biodiversität eine große Wirkungskraft entfalten.

Die **Eingriffsregelung** spielt bei der Umsetzung von Naturschutzziele auch außerhalb von Schutzgebieten eine wichtige Rolle. Um ein Verschlechterungsverbot von Natur und Landschaft zu erreichen, sieht die Eingriffsregelung eine Entscheidungskaskade vor, nach der Eingriffe vorrangig zu vermeiden oder zu minimieren sind (BNatSchG 2009). Ist dies nicht möglich, sind die Beeinträchtigungen entweder am Ort des Eingriffs auszugleichen oder, wenn dies nicht möglich ist, durch Ersatzmaßnahmen an anderer Stelle oder durch Ausgleichszahlungen zu kompensieren (von Haaren & Galler 2022; Köppel, Peters & Wende 2004).

Eine **Strategische Umweltprüfung (SUP)** muss in Plänen und Programmen von bestimmten Planungsbereichen, beispielsweise der Landwirtschaft oder der Energie, welche erhebliche Umweltauswirkungen haben können, begleitend durchgeführt werden. Darüber hinaus ist sie auch für Regional- und Bauleitpläne zu erstellen (ARL 2018). Sie stellt somit sicher, dass Umweltbelange frühzeitig im Planungsprozess berücksichtigt werden (von Haaren & Galler 2022).

Im Rahmen der **Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)** werden die Umweltfolgen bestimmter Infrastruktur- oder Industrieprojekte ermittelt (ARL 2018). Für welche Projekte sie gilt, ist im Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) bzw. in den Lan-

desgesetzes geregelt (von Haaren & Galler 2022; Köppel, Peters & Wende 2004) und wird anhand der Kriterien für die Vorprüfung im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsprüfung ermittelt (Anlage 3 UVPG).

### 7.6.2.2 Finanziell-anreizbasierte Instrumente

**Finanziell-anreizbasierte Instrumente** tragen dazu bei, die Entscheidungen privater und öffentlicher Akteure in Richtung eines verbesserten Schutzes der Biodiversität und einer nachhaltigen Nutzung von Ökosystemen zu beeinflussen. Beispiele sind preisbasierte Ansätze wie Steuern, Steuererleichterungen oder Subventionen, aber auch mengenbasierte Ansätze wie Landnutzungsrechte.

Ein wichtiger Anknüpfungspunkt besteht darin, solche Anreize abzubauen, die dem Schutz und der Entwicklung von Biodiversität abträglich sind. So bestehen derzeit noch Anreize für Kommunen, Bauland auszuweisen (wegen der höheren Gewerbesteuereinnahmen), oder für Bürger:innen, bedingt durch die Pendlerpauschale, Einfamilienhäuser mit größeren Grundstücken im günstigeren Umland zu bauen.

Die **interkommunale Gewerbeflächenvermarktung** bietet Anreize zur Reduzierung von Gewerbegebietsausweisungen, indem mehrere Gemeinden ihre vorhandenen Gewerbeflächen in einen Pool einbringen, der dann durch eine Agentur verwaltet und vermarktet wird. Je nach Wertigkeit der eingebrachten Flächen erhält eine Kommune dann mehr oder weniger Anteile an der eingenommenen Gewerbesteuer (Kowarik et al. 2016a).

Ein weiteres Beispiel für ökonomisch-anreizbasierte Instrumente sind **Gründachförderungen**, die sich an private Hauseigentümer:innen richten, z.B. in Hamburg, Stuttgart, München oder Karlsruhe.

Darüber hinaus könnte das Instrument des ökologischen Finanzausgleichs genutzt werden. Dabei würden bei der Verteilung öffentlicher Einnahmen der Anteil von Freiräumen und der Schutz von Biodiversität berücksichtigt (Kowarik et al. 2016a). So könnten beispielsweise Kommunen, die überdurchschnittlich hohe Aufwendungen für Natur und Landschaft aufbringen, durch den ökologischen Finanzausgleich teilweise ihre Ausgaben kompensieren.

Das Bundesprogramm Biologische Vielfalt dient als Förderprogramm zur Entwicklung naturnaher Grünflächen in Städten (BfN 2021). Kommunen, die mehr Grün- und Freiflächen im Siedlungsbereich entwickeln möchten oder ein ökologisches Grünflächenmanagement einführen wollen, können die Förderung beantragen. Die Förderung kann auch zum zeitlich befristeten Einsatz von Biodiversitätsmanager:innen genutzt werden.

### 7.6.2.3 Informationelle Instrumente

**Informationelle Instrumente** beziehen sich auf Ansätze, um die Mensch-Umwelt-Beziehungen durch Informationen zu beeinflussen – beispielsweise um die Unterstützung der Bevölkerung für bestimmte Maßnahmen zum Schutz oder zur Entwicklung der Biodiversität zu erhöhen.

Ein Ansatz, um die Bedeutung von Biodiversität besser an Bürger:innen zu kommunizieren, ist das Ökosystemleistungskonzept. Dabei bieten Ökosystemleistungen die Möglichkeit, die vielfältigen Leistungen der Natur, von denen wir Menschen profitieren, besser zu verstehen. Im urbanen Kontext besonders relevant sind die Aspekte der Erholung, der Regulierung des Lokalklimas, die Luftreinigung, die Abschwächung von Extremereignissen wie Starkregen, Überflutungen und Dürren sowie der lokalen Nahrungsmittelproduktion (Kowarik et al. 2016a).

Weiterhin können Kommunen **Leitbilder und Stadtentwicklungskonzepte** aufstellen, welche die Biodiversität und Ökosystemleistungen explizit adressieren. Ein Beispiel ist die regionale Biodiversitätsstrategie für das Ruhrgebiet, die in zehn Themenfeldern Ziele und Maßnahmen u. a. für den Biotop- und Artenschutz identifiziert (Keil, Hering & Bothmann 2022; Netzwerk Urbane Biodiversität 2022). Weitere Beispiele bestehen in Ansätzen zur Förderung der Entwicklung von grüner und blauer Infrastruktur, z. B. in Stuttgart (u. a. mit der Förderung von sieben Parkanlagen) oder für den Regionalverband Ruhr (u. a. mit der Umsetzung von 25 Projekten).

Auch im *Standortmarketing* sind Biodiversität und Ökosystemleistungen in der Stadt sehr relevant, um die Attraktivität für Unternehmen, Investoren und Bürger:innen zu fördern. Unternehmen profitieren von Vorteilen bei der Mitarbeitergewinnung, Investoren können Projekte fördern, welche die Biodiversität und Ökosystemleistungen berücksichtigen, und Bürger:innen können den Wert der Natur im Lebensumfeld erleben.

Die **Beteiligung der Bevölkerung an Planungsprozessen** kann die Akzeptanz von Maßnahmen erhöhen. Um die Bürger:innen in die Planung einbeziehen zu können, müssen jedoch bestimmte Richtlinien beachtet werden. Unter anderem dürfen wichtige Gruppen nicht ausgeschlossen werden, es muss eine einfache Sprache verwendet werden, und die Beteiligung muss sehr früh im Planungsprozess stattfinden, damit Interessen eingebracht und Konflikte frühzeitig erkannt werden können (Kowarik et al. 2016a).

Das *Weißbuch Stadtgrün* des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit beschreibt in zehn Handlungsfeldern konkrete Maßnahmen des

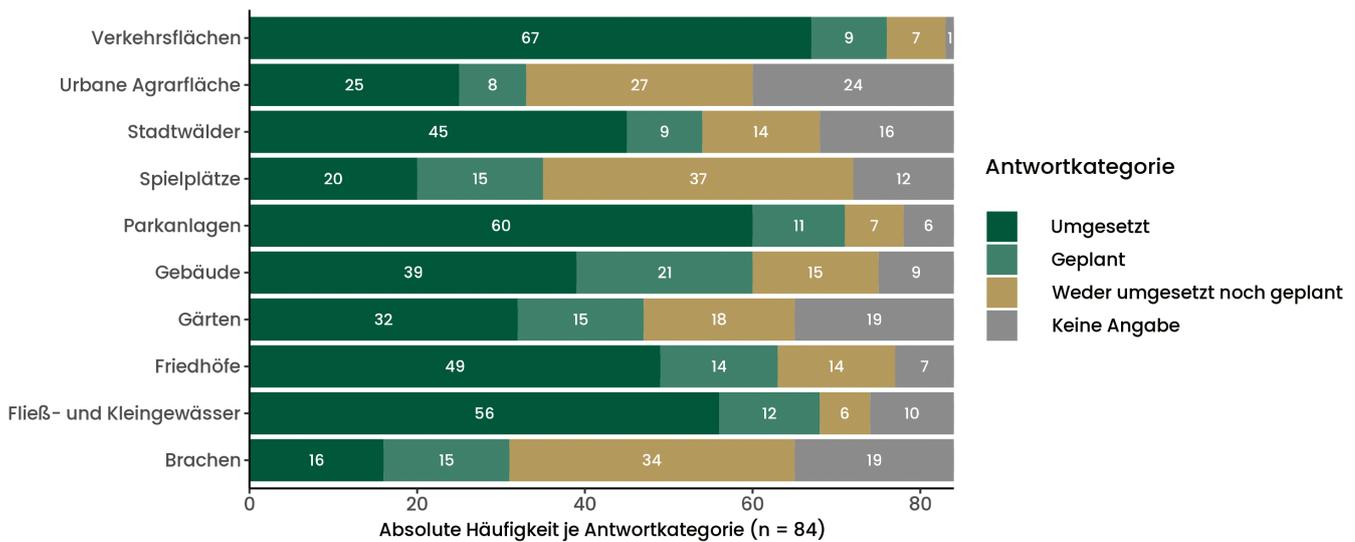
Bundes zur Sicherung und Stärkung der urbanen grünen Infrastruktur (BMUB 2017).

Durch Projekte im Bereich der **Bürgerwissenschaften** (Citizen Science) unterstützen Freiwillige den Forschungsprozess, indem sie selbst Informationen sammeln und dokumentieren. Sie tragen einerseits zur Generierung wissenschaftlicher Erkenntnisse bei, gewinnen aber gleichzeitig neue Einblicke in die Natur. Beispielhaft im Stadtkontext ist das Projekt »MikroSafari«, in dem Wissenschaftler:innen sowie Kinder und Jugendliche aus Berlin, Halle und Leipzig kooperieren, um die Beziehungen zwischen Insekten, dem Klimawandel und der Verstädterung zu untersuchen. Im Projekt »Pflanze KlimaKultur« helfen Bürger:innen bei der Datenerfassung und -auswertung, um zu untersuchen, wie sich der Klimawandel auf die saisonalen Entwicklungsstadien von Pflanzen auswirkt. Im Projekt »FloraFrankfurtOnline« kann der Artenreichtum der Stadt entdeckt und zur Erforschung der Artenverbreitung beigetragen werden. Das Projekt »TreeChecker« ermög-

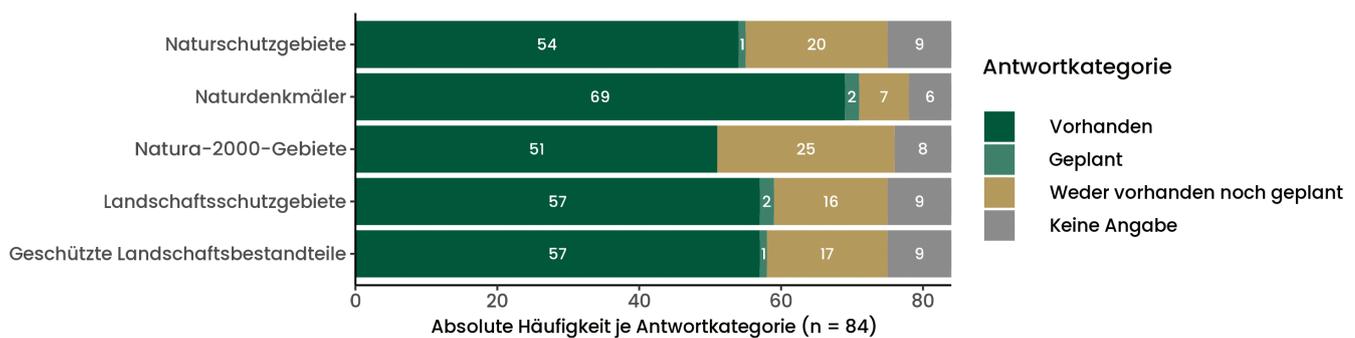
licht es Bürger:innen, die Gesundheit von Bäumen zu untersuchen.

### 7.6.3 Maßnahmen in urbanen Räumen

In urbanen Räumen steht eine Vielzahl von Maßnahmen zum Schutz und zur Steigerung der Biodiversität zur Verfügung. Tabelle 7.4 gibt einen Überblick über relevante Maßnahmen im urbanen Raum und die damit verbundenen Instrumente. Darüber hinaus wird auf ausgewählte Praxisbeispiele verwiesen. Die Befragung der Mitglieder des Bündnisses »Kommunen für biologische Vielfalt« zeigt, dass Maßnahmen zum Artenschutz in den teilnehmenden Kommunen vor allem im Umfeld von Verkehrsflächen, in Parkanlagen, an Klein- und Fließgewässern, auf Friedhöfen und in Stadtwäldern umgesetzt werden (zwischen 64 und 81 %; Abb. 7.21). Im Folgenden werden die im urbanen Raum relevanten Maßnahmen entlang der in Kapitel 2.5.1 eingeführten drei Kategorien Flächenschutz-, Management- und Impulsmaßnahmen beschrieben.



**Abbildung 7.21:** Ergebnisse der Befragung unter den Mitgliedern des Bündnisses »Kommunen für biologische Vielfalt« bezüglich der Frage »Auf welchen der nachfolgend genannten Flächen-/Objekttypen wurden/werden in Siedlungsräumen in Ihrer Kommune bereits Maßnahmen zur Förderung der Artenvielfalt umgesetzt bzw. sollen ggf. künftig umgesetzt werden?«.



**Abbildung 7.22:** Ergebnisse der Befragung unter den Mitgliedern des Bündnisses »Kommunen für biologische Vielfalt« bezüglich der Fragen »Inwieweit gibt es in Ihrer Kommune bereits Schutzgebiete und -objekte in Siedlungsräumen, bzw. ist die Ausweisung solcher Schutzgebiete und -objekte geplant?«.

### 7.6.3.1 Flächenschutzmaßnahmen

#### Etablierung von Schutzgebieten in urbanen Räumen

Neben der Vielzahl typischer urbaner Lebensräume (Kap. 7.2.2.2) finden sich innerhalb von Städten sowie in deren Randbereichen auch zahlreiche Schutzgebiete, die Funktionen für die Erhaltung und Förderung der urbanen biologischen Vielfalt übernehmen können. Zu den bekannten Schutzgebietskategorien gehören Naturschutz- und Landschaftsschutzgebiete sowie Natura-2000-Gebiete, zu denen FFH- und Vogelschutzgebiete gehören. Hinzu kommen geschützte Landschaftsbestandteile, welche beispielsweise den Schutz von Alleen oder Streuobstwiesen ermöglichen. Die Umfrageergebnisse zeigen ebenfalls, dass in vielen Kommunen Schutzgebiete und -objekte vorhanden sind (Abb. 7.22). Unter den 84 Teilnehmer:innen der Umfrage gaben zwischen 60 und 70 % an, dass Naturschutz-, Natura-2000- und Landschaftsschutzgebiete sowie geschützte Landschaftsbestandteile in ihrer Kommune etabliert sind. Zusätzlich bestätigten ca. 82 % das Vorhandensein von Naturdenkmälern.

Tabelle 7.3 gibt einen Überblick über die Flächengrößen und -anteile der vier Schutzgebietskategorien in Verdichtungsräumen (nach BBSR-Definition), in dicht besiedelten Gebieten (nach DEGURBA 1) und in Gebieten mit mittlerer Bevölkerungsdichte (nach DEGURBA 2). Dabei zeigt sich beispielsweise, dass Landschaftsschutzgebiete in Verdichtungsräumen und Gebieten mit mittlerer Bevölkerungsdichte die größten Schutzgebietsflächen aufweisen (13.185 bzw. 31.419 km<sup>2</sup>). Des Weiteren befinden sich mit 13 % (Verdichtungsräume) bzw. 31 % (Gebiete mit mittlerer Bevölkerungsdichte) anteilig an der Gesamtfläche dieser Schutzgebietskategorie ver-

gleichsweise viele Landschaftsschutzgebiete in städtischen Räumen. Ähnliches gilt für Naturschutzgebiete, wobei hier die absolute Fläche deutlich geringer ist (1.829 km<sup>2</sup> in Verdichtungsräumen und 4.846 km<sup>2</sup> in Gebieten mit mittlerer Bevölkerungsdichte). Der Anteil von FFH- und Vogelschutzgebieten in Verdichtungsräumen (8 bzw. 6 %) und Gebieten mit mittlerer Bevölkerungsdichte (29 bzw. 26 %) ist geringer, wobei jedoch mehr Flächen in diese Schutzgebietskategorien fallen als in die Kategorie »Naturschutzgebiet« (je ca. 10.000 km<sup>2</sup> in Gebieten mit mittlerer Bevölkerungsdichte). Die instrumentelle Grundlage für die verschiedenen Schutzgebietskategorien bildet das Bundesnaturschutzgesetz. Ein weiteres anreizbasiertes Instrument ist »chance.natur«, das die dauerhafte Etablierung von sogenannten Naturschutzgroßprojekten mit Bundesmitteln unterstützt und dabei verschiedene, zum Teil bereits bestehende Flächenschutzmaßnahmen bündelt. Naturschutzgroßprojekte zeichnen sich insbesondere durch ihre Komplexität und Großflächigkeit aus, um einer Vielzahl von Tier- und Pflanzenarten ausreichend Lebensraum zu bieten, und werden derzeit mit jährlich rund 14 Mio € vom Bund gefördert. Die durchschnittliche Größe eines Fördergebietes beträgt 5.000 ha (BfN o. J.). Im Jahr 2017 hat die Stadt Hamburg mit dem Projekt »Natürlich Hamburg! Die artenreiche Stadt« das erste urbane Naturschutzgroßprojekt eingeworben, welches nun nach einer erfolgreichen Planungsphase in den kommenden Jahren umgesetzt wird (BfN 2023b).

#### Sicherung von gesetzlich geschützten Biotopen

Neben der Ausweisung von Schutzgebieten spielt für den Flächenschutz die Sicherung von gesetzlich geschützten Biotopen eine wichtige Rolle. Bei Biotopen

**Tabelle 7.3:** Fläche und auf die Gesamtfläche in Deutschland bezogener Anteil von verschiedenen Schutzgebieten in Verdichtungsräumen, Gebieten mit dichter Besiedlung und in Gebieten mit mittlerer Bevölkerungsdichte.

Datenstand und Quellen: DEGURBA-Daten mit Stand 2020 (© Eurostat); Verdichtungsräume mit Stand 2021 (© Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung), Schutzgebietsdaten mit Stand 2022 (© Bundesamt für Naturschutz).

Schutzgebietstyp		In Verdichtungs- räumen (BBSR)	In dicht besie- delten Gebieten (DEGURBA 1)	In Gebieten mit mittlerer Bevöl- kerungsdichte (DEGURBA 2)	Deutschlandweit (ohne Meeres- schutzgebiete)
Naturschutzgebiete	Fläche [km <sup>2</sup> ]	1.829	1.012	4.846	14.806
	Flächenanteil	12 %	7 %	33 %	100 %
FFH-Gebiete	Fläche [km <sup>2</sup> ]	2.813	1.543	10.025	34.303
	Flächenanteil	8 %	4 %	29 %	100 %
Vogelschutzgebiete	Fläche [km <sup>2</sup> ]	2.344	1.190	10.255	40.110
	Flächenanteil	6 %	3 %	26 %	100 %
Landschaftsschutz- gebiete	Fläche [km <sup>2</sup> ]	13.185	5.556	31.419	101.873
	Flächenanteil	13 %	5 %	31 %	100 %

handelt es sich meist um vergleichsweise kleinräumige Flächen mit spezifischen Lebensgemeinschaften von Pflanzen und Tieren. Die Klassifizierung erfolgt nach Biotoptypen, z. B. Feuchtwiesen, Moore oder naturnahe Bereiche fließender Binnengewässer. Die rechtliche Verankerung ist in § 30 des Bundesnaturschutzgesetzes geregelt. Ziel ist es, den Status quo des Biotops zu erhalten, indem Handlungen verboten werden, die zu einer Beeinträchtigung oder Zerstörung des Biotops führen. Nicht selten sind gesetzlich geschützte Biotope auch ein wichtiger Bestandteil übergeordneter (städtischer) Biotopverbundkonzepte, da sie eine Trittsteinfunktion für verschiedene Arten übernehmen und so der Zerschneidung naturnaher städtischer Flächen entgegenwirken können (Drobnik, Finck & Riecken 2013).

### Schutz und Entwicklung von Freiflächen

Städte und Ballungsräume verfügen häufig über regionale und lokale Grünzüge, die seit historischer Zeit bestehen. Hier befinden sich z. B. alte Wälder, landwirtschaftliche Flächen oder auch Flusstäler innerhalb des Siedlungsraumes, die für den urbanen Raum eine herausragende Funktion für den Biotopverbund sowie für die Erhaltung des Artenspektrums land- und forstwirtschaftlicher Biotopkomplexe besitzen. Im zentralen Ruhrgebiet wurden bereits seit 1923 eine Reihe von in nord-südlicher Richtung verlaufende regionale Grünzüge gesichert (RVR 2015). Der Schutz und die Entwicklung dieser Grünzüge sind für die Sicherung der urbanen Biodiversität von großer Bedeutung (Keil et al. 2021).

#### 7.6.3.2 Management- und Impulsmaßnahmen

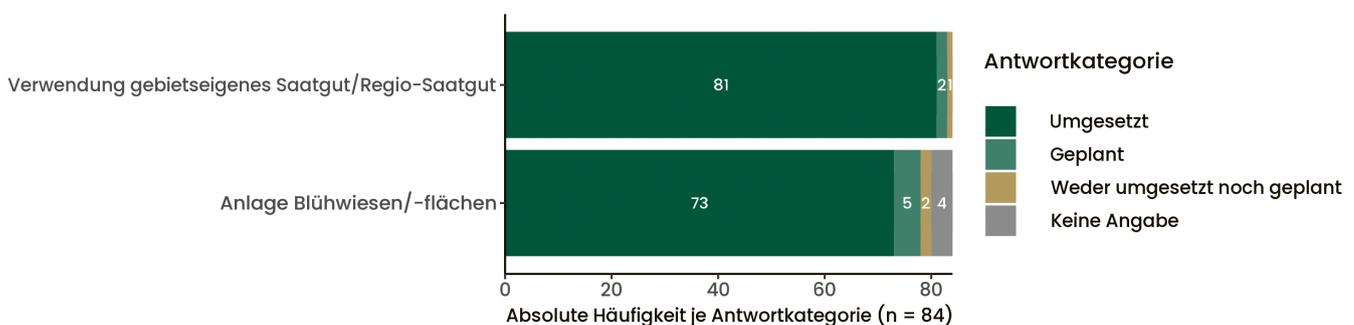
Die Anwendung geeigneter Managementmaßnahmen ist für den Schutz und die Verbesserung der biologischen Vielfalt besonders wichtig. Managementmaßnahmen beziehen sich auf Änderungen der Flächennutzung oder der Bewirtschaftungsform und sind für verschiedene städtische Flächen von großer Relevanz – beispiels-

weise für Schutzgebietsflächen, Frei- und Grünflächen (z. B. Parkanlagen, Friedhöfe und Kleingartenanlagen) sowie Brachflächen. Darüber hinaus kommen Managementmaßnahmen auch bei Gebäuden sowie bei der Entwicklung von Fließ- und Kleingewässern zum Einsatz. Zudem kommen sogenannte Impulsmaßnahmen zur Anwendung, d. h. einmalige Eingriffe bzw. die einmalige Anlage von biodiversitätsfördernden Strukturen im urbanen Kontext. Um die positiven Effekte solcher Impulsmaßnahmen zu erhalten, sind in der Regel Managementmaßnahmen erforderlich (z. B. muss eine neu angelegte Wiese entsprechend gepflegt werden). Vor diesem Hintergrund werden im Folgenden Management- und Impulsmaßnahmen nicht getrennt, sondern im Zusammenhang betrachtet.

### Förderung der Struktur- und Habitatvielfalt auf Grün- und Freiflächen

Die Struktur- und Habitatvielfalt von Grün- und Freiflächen kann zum einen auf der Impulsebene durch das gezielte Einbringen von Strukturelementen gefördert werden. Neben Gehölzpflanzungen sind hier vor allem Totholzelemente, Trockensteinmauern, Lesesteinhaufen, Stein- und Sandschüttungen, Sandarien und Nisthilfen zu nennen. Darüber hinaus werden seit einigen Jahren vermehrt Blühwiesen oder Blühflächen in Siedlungsräumen angelegt (Sommer & Zehm 2020). Dieser Trend spiegelt sich auch in der Entwicklung entsprechender Instrumente wider, wie der gezielten Bereitstellung von Fördermitteln, etwa in Bayern durch das Landesförderprogramm »100 blühende Kommunen«. Die aktuelle Beliebtheit von Blühwiesen und -flächen zeigt sich auch in den Umfrageergebnissen. Etwa 96 % der Teilnehmer:innen gaben an, dass in ihrer Kommune Blühwiesen oder Blühflächen angelegt wurden (Abb. 7.23).

Zum anderen beeinflusst die Pflege maßgeblich die Struktur- und Habitatvielfalt von Grün- und Freiflächen und damit deren Eignung als Lebensraum für Tier- und

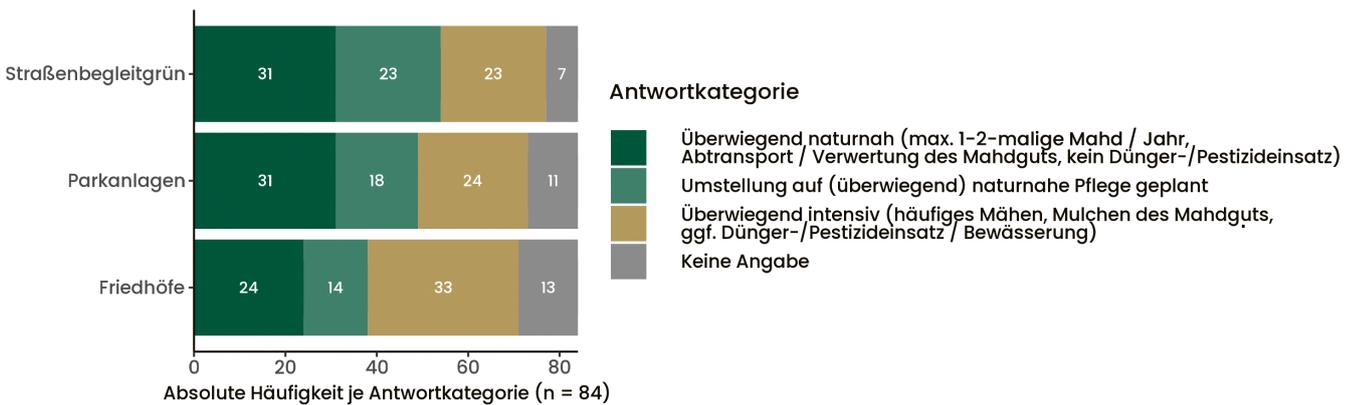


**Abbildung 7.23:** Ergebnisse der Befragung unter den Mitgliedern des Bündnisses »Kommunen für biologische Vielfalt« bezüglich der Fragen »Wurden in Ihrer Kommune bereits Blühwiesen/-flächen im Siedlungsraum angelegt, oder ist die Anlage geplant? Kam bzw. kommt hierbei überwiegend gebietseigenes Saatgut bzw. Regio-Saatgut zum Einsatz?«.

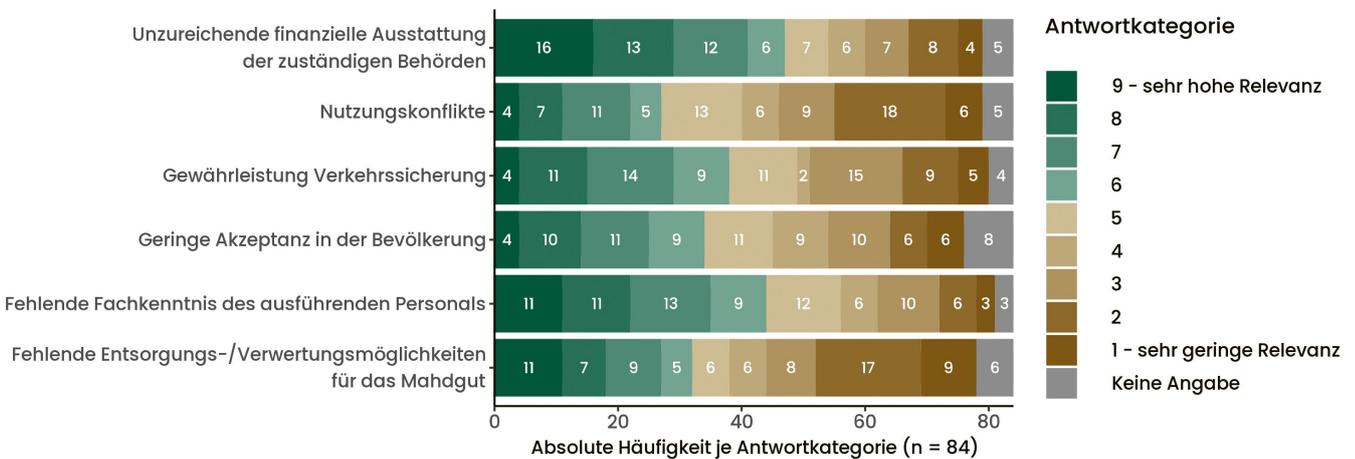
Pflanzenarten. Ansatzpunkte zur Förderung der biologischen Vielfalt sind u. a. die Umstellung der intensiven Pflege von Grün- und Freiflächen auf eine naturverträgliche extensive Mahd (z. B. maximal zweimal im Jahr), der Verzicht auf Wechselblorbepflanzungen zugunsten naturnaher (und weniger pflegeintensiver) Staudenbeete, die Optimierung des Laubmanagements (z. B. Verzicht auf Laubsauger/Laubbläser) auf baumbestanden Grünflächen und in Hinterhöfen, die Optimierung des Totholzmanagements bzw. die Erhaltung von stehendem und liegendem Totholz, die Erhaltung alter Baumbestände, der absolute Verzicht auf Pflanzenschutzmittel und Streusalz in der Nähe von Grünflächen bzw. deren Minimierung sowie das (zeitweise) Herausnehmen von Flächen aus der regulären Pflege (gezieltes »Nichtstun«).

Inwieweit sich mit den genannten Ansatzpunkten tatsächlich positive Effekte für die Biodiversität erzielen lassen, hängt letztlich auch von einer fachlich adäquaten Umsetzung der damit verbundenen Maßnahmen ab. Bei der Umstellung von einer intensiven auf eine extensive

Grün- und Freiflächenpflege sind beispielsweise neben der Reduzierung der Mahdhäufigkeit zahlreiche weitere Aspekte von Belang, wie die Wahl geeigneter Mahdzeitpunkte (z. B. zur Schonung von Wiesenbrütern im Frühjahr), die Nutzung geeigneten Mähwerks (z. B. Verwendung von Balkenmähern anstelle von Trommel- oder Scheibenmähwerken, Verwendung von Scheuchvorrichtungen, Verzicht auf Mulchgeräte [vgl. auch Betz et al. 2022 sowie Steidle et al. 2022]), die konkrete Durchführung der Mahd selbst (z. B. Anwendung geeigneter Befahrmuster oder auch die mosaikartige Kombination verschiedener Mahdverfahren [vgl. van de Poel & Zehm 2015 sowie Unterweger et al. 2018]). Einige Kommunen zeigen bereits, dass die Pflegeumstellung trotz der damit verbundenen zahlreichen Herausforderungen gelingen und zur Steigerung der Artenvielfalt beitragen kann (vgl. bspw. das Haarer Modell; Witt 2019). Die unter den Mitgliedskommunen des Bündnisses »Kommunen für biologische Vielfalt« durchgeführte Umfrage zeigt jedoch, dass insgesamt noch ein großes Potenzial für eine



**Abbildung 7.24:** Ergebnisse der Befragung unter den Mitgliedern des Bündnisses »Kommunen für biologische Vielfalt« bezüglich der Frage »Wie werden die Grünflächen in Ihrer Kommune überwiegend gepflegt? Sofern die Pflege überwiegend intensiv erfolgt – ist eine Umstellung auf eine (überwiegend) naturnahe Pflege geplant?«.



**Abbildung 7.25:** Ergebnisse der Befragung unter den Mitgliedern des Bündnisses »Kommunen für biologische Vielfalt« bezüglich der Frage »Inwieweit wird/wurde die Umstellung auf eine naturnahe Pflege der Grünflächen in Ihrer Kommune durch nachstehend genannte Faktoren erschwert?«.

breitere Umstellung auf extensive Pflegemaßnahmen besteht (Abb. 7.24). So haben nur ca. 34 bis 40 % der Teilnehmer:innen angegeben, dass die Grünflächen bereits überwiegend naturnah gepflegt werden.

Als Ursachen für die geringe Anwendung extensiver Pflegemaßnahmen werden vor allem mangelnde Fachkenntnis des ausführenden Personals, eine unzureichende finanzielle Ausstattung der zuständigen Behörden, die Gewährleistung der Verkehrssicherheit und eine fehlende Akzeptanz seitens der Bevölkerung gegenüber »ungepflegten« Flächen angegeben (vgl. Abb. 7.25). Zwischen 60 und 70 % der Umfrageteilnehmer:innen weisen diesen Faktoren eine mittlere bis sehr hohe Relevanz zu. Aber auch Nutzungskonflikte und fehlende Entsorgungs- und Verwertungsmöglichkeiten für das Mahdgut werden jeweils von etwa der Hälfte der Umfrageteilnehmer:innen als relevant bis sehr relevant angesehen.

Die hier skizzierten Maßnahmen beziehen sich vor allem auf öffentliche Grün- und Freiflächen, können aber prinzipiell auch in Privatgärten Anwendung finden und sind dort aufgrund des seit einigen Jahren zu beobachtenden Trends hin zu vermeintlich pflegeleichten, aber biodiversitätsarmen Schottergärten letztlich sogar von besonderer Relevanz. Die Vermeidung von Schottergärten ist eine wichtige Maßnahme für mehr Biodiversität (Ferber 2021) und wird zunehmend von Kommunen adressiert. So hat beispielsweise die Stadt Bielefeld Einschränkungen für die Anlage von Schottergärten in der Bauleitplanung festgeschrieben. Zudem fördert die Stadt die Umwandlung von versiegelten Flächen und Schottergärten in naturnahe Flächen in Privatgärten. In Sachsen-Anhalt ist die Neuanlage von Stein- und Schottergärten nach der Landesbauordnung (§ 8 Abs. 1) ab 2021 sogar gänzlich verboten. Gleiches gilt beispielsweise für die Stadtstaaten Hamburg (Meyer et al. o. J.) und Bremen (Stadtgemeinde Bremen 2023). Darüber hinaus können Entsiegelungsmaßnahmen weitere besiedelbare Lebensräume für Tiere und Pflanzen in der Stadt schaffen und sich auch positiv auf Ökosystemleistungen auswirken. Im Falle eventuell vorhandener Altlasten (z. B. Schwermetalle) ist dabei stets abzuwägen, ob eine Entsiegelung sinnvoll ist oder zu zusätzlichen Gefahren für Mensch und Umwelt führen kann (LANUV 2017).

### Entwicklung von Einzelgehölzen, Gehölzbeständen und urbanen Wäldern

Des Weiteren spielt die Entwicklung von Einzelgehölzen, Gehölzbeständen und urbanen Wäldern eine wichtige Rolle bei der Förderung der Biodiversität. Die Neupflanzung von Straßenbäumen, die Anlage von

Streuobstwiesen und die Neuanlage urbaner Wälder sind hier beispielhaft als konkrete Impulsmaßnahmen zu nennen. Da der Baumbestand in vielen Städten rückläufig ist, sollten die jährlichen Verluste bei der Planung von Neupflanzungen berücksichtigt werden, wie im Falle des Straßenbaumkonzepts der Stadt Leipzig (Stadt Leipzig 2019). Neupflanzungen urbaner Wälder werden beispielsweise im Rahmen sogenannter Bürgerwaldprojekte umgesetzt, wie im Fall des »Bürgerwaldes Lüdinghausen« (Stadt Lüdinghausen o. J.). Auch gibt es zahlreiche Streuobstprogramme auf kommunaler Ebene. So verteilt beispielsweise die Stadt Troisdorf einmal jährlich kostenlos Obstbaumsetzlinge an die Bürger:innen (Stadt Troisdorf 2023). Voraussetzung ist die Sicherstellung der Pflege der Bäume durch die Bürger:innen. Darüber hinaus bietet das Instrument der Eingriffsregelung die Möglichkeit, die Entwicklung von Einzelgehölzen und Gehölzbeständen zu finanzieren. Auch können der Schutz und die Stärkung von Stadtbäumen durch den Erlass von Baumschutzsatzungen bzw. -verordnungen auf kommunaler Ebene vorangetrieben werden, z. B. durch konkrete Regelungen zu Fällungen, Ausgleichspflanzungen und Baumpflege (Mühlleitner, Busch & Frobel 2019). Ein weiteres Beispiel für eine konkrete gehölzbezogene Managementmaßnahme ist der Fledermausschutz in Frankfurt am Main mithilfe des Monitorings und Schutzes von durch Fledermäusen bewohnten Baumhöhlen (Mehl-Rouschal 2016).

### Entwicklung urbaner Gewässer

Maßnahmen zur Entwicklung urbaner Gewässer, insbesondere urbaner Fließgewässer, spielen eine zentrale Rolle für die Förderung von Biotopverbänden und zur Klimaanpassung innerhalb urbaner Räume. Neben der Bereitstellung von Lebensraum für wassergebundene Organismen stellen Fließgewässer mit ihren linearen Strukturen ein ideales Netz für den Biotopverbund dar, das die Vernetzung von Lebensräumen für verschiedene Arten erhöht (Drobnik, Finck & Riecken 2013). Renaturierungen von Fließgewässern können hier einen wichtigen Beitrag leisten. Ein Beispiel ist die Renaturierung der Ruhr in der Stadt Arnsberg, die zu positiven Effekten auf die Biodiversität, die Strukturvielfalt und den Hochwasserschutz geführt hat (Scheja 2014). Ein weiteres Beispiel ist das derzeit in der Entwicklung befindliche Projekt »Blaues Band Geberbach« in Dresden (Stadt Dresden o. J.), bei dem ein Fließgewässer auf einer Länge von vier Kilometern renaturiert wird. Finanziell unterstützt wird das Projekt durch das Bundesförderprogramm »Zukunft Stadtgrün«. Ziel ist es dabei auch, die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie zu



**Abbildung 7.26:** Beispiel für die Renaturierung eines Fließgewässers in Günzburg (Foto: KommBio).

erfüllen. Auch in den Roten Listen Hamburg (Brandt, Hamann & Hammer 2018) und im Braunschweiger Artenschutzkonzept Amphibien (Ebenhack 2022) wird die Anlage von Gewässern als erfolgreiche Maßnahme genannt. Die Ergebnisse der Umfrage zeigen, dass mit ca. 67 % in vergleichsweise vielen Kommunen biodiversitätsfördernde Maßnahmen an Kleingewässern und Fließgewässern umgesetzt wurden (Abb. 7.21). Darüber hinaus kommt den urbanen Stillgewässern eine hohe Bedeutung für z. B. gefährdete Amphibien- oder Libellenarten zu. Die Anlage von Kleingewässern im urbanen Raum kann in Verbindung mit einer Umgestaltung des Niederschlagsmanagements zur Sicherung des lokalen Wasserhaushaltes beitragen, wovon wiederum zahlreiche Arten profitieren können. Ein konkretes Beispiel für die Förderung von Klein- und Stillgewässern ist das Projekt »Blaue Perlen von Berlin«, das im Rahmen des Berliner Ökokontos umgesetzt wird (Senatsverwaltung für Mobilität, Verkehr, Klimaschutz und Umwelt o. J.).

#### Reduktion von Licht-, Lärm- und Schadstoffemissionen

Licht-, Lärm- und Schadstoffemissionen stellen eine große Belastung für die Biodiversität dar (Kap. 7.4.3).

Maßnahmen zur Emissionsminderung sind daher von großer Bedeutung. Lösungsansätze zur Reduzierung der Lichtverschmutzung liegen insbesondere in ordnungsrechtlichen oder technologischen Ansätzen. Erstere reichen beispielsweise von entsprechenden gesetzlichen Regelungen (vor allem im Immissionsschutz- sowie Bau- und Naturschutzrecht; BUKEA 2022) über die Festlegung von Standards (z. B. Industrienormen zur Straßenbeleuchtung) bis zu Planungsinstrumenten wie Lichtkonzepten (auch Lichtmasterpläne, Lichtleitpläne, Aktionspläne [Schröter-Schlaack, Revermann, Schulte-Römer 2020]). In Deutschland verfügen bereits mehrere Hundert Kommunen über Lichtkonzepte (Schröter-Schlaack, Revermann & Schulte-Römer 2020). Die vorhandenen Konzepte unterscheiden sich inhaltlich und formal stark voneinander. Berücksichtigt werden Themen wie Energieeffizienz, Wirtschaftlichkeit, Architektur, Stadtgestaltung sowie ökologische, demografische und kulturelle Aspekte (ebd.).

Technologische Ansätze zielen vor allem auf die Optimierung von Beleuchtungsanlagen ab. Mögliche Impulsmaßnahmen sind beispielsweise die Reduzierung der Beleuchtungsintensität, eine geeignete Standortwahl, die zeitliche Abschaltung von Beleuchtungsan-



**Abbildung 7.27:** Der etwa 180 ha große und seit 1995 zugängliche Landschaftspark Duisburg-Nord ist ein konkretes Beispiel für eine Industrienaturfläche, auf der sich in den letzten Jahrzehnten eine sehr artenreiche Flora und Fauna entwickeln konnte (Foto: Peter Keil).

lagen im öffentlichen Raum oder auch die Anpassung der Ausrichtung von Beleuchtungskörpern, um deren horizontale Abstrahlung zu verringern (BUKEA 2022; Schroer et al. 2020; Schröter-Schlaack, Revermann & Schulte-Römer 2020; UNEP 2019). Eine weitere Option liegt in der Verwendung von Leuchtkörpern mit geringen Anteilen kurzweiliger Strahlung, beispielsweise durch die Nutzung von bernsteinfarbenem Licht (z. B. PC-Amber-LED; Straka et al. 2020). Straßenlaternen mit einem hohen UV-Anteil sollten vermieden werden, da sie insbesondere nachtaktive Insekten (einschließlich Bestäuber) negativ beeinflussen (Plummer et al. 2016; Straka et al. 2021). Allerdings kann mit kühleren Farbtemperaturen (hoher Blauanteil im Spektrum) energieeffizienter beleuchtet werden, was aus Sicht des Klimaschutzes wünschenswert wäre. Hinzu kommt, dass auch Licht im langwelligen Bereich negative Auswirkungen auf Tiere haben kann (Schröter-Schlaack, Revermann & Schulte-Römer 2020). Aktuell wird an einer konkretisierenden Rechtsverordnung zur Umsetzung des neu gefassten § 41a des Bundesnaturschutzgesetzes gearbeitet. In diesem Rahmen können in Ergänzung zu Instrumenten des allgemeinen Gebietsschutzes Auflagen für Neuanlagen beispielsweise zu Beleuchtungsstärke, Lichtfarbe, Leuchtdichte, Abstrahlungsgeometrie, Lichtsteuerung sowie zur Beleuchtungskonstruktion verankert werden (Huggins 2023; Huggins & Zimmermann 2022).

### Entwicklung von Industrie- und Gewerbebrachen zu artenreichen Industrienaturflächen

Die biologische Vielfalt von Industrie- und Gewerbebrachen innerhalb hoch verdichteter Städte und Ballungsräume, insbesondere von Brachflächen der Montanindustrie sowie Gleisbrachen, gilt als Rückgrat der Biodiversität im urbanen Raum (Keil et al. 2021). Insbesondere die sehr jungen Sukzessionsstadien sind hinsichtlich der Artenvielfalt aus naturschutzfachlicher Sicht von sehr hoher Bedeutung, sodass nach einer planerischen Sicherung der Brachflächen ein Pflegekonzept mit einem Schwerpunkt auf Maßnahmen zur Erhaltung und Entwicklung der Offenlandbiotope erarbeitet werden sollte (Keil, Brosch & Buch 2013). Auf Flächen, auf denen dies nicht möglich ist, kann der Prozessschutz greifen. Hier können sich Sukzessionswälder (Industriewälder) frei entwickeln, die im späteren Verlauf ausschließlich im Rahmen der Verkehrssicherung gepflegt werden (Buch & Keil 2021; Keil & Scholz 2016).

### Ökologische Aufwertung von Gebäuden

Die ökologische Aufwertung von Gebäuden bietet gerade in Städten ein weiteres großes Potenzial zur Erhöhung der Biodiversität, das jedoch u. a. aufgrund ökonomischer Zwänge bei der Planung von Gebäuden oft wenig Beachtung findet. Dazugehörige Management- und Impulsmaßnahmen umfassen beispielsweise die Begrünung von Dächern und Fassaden sowie die Reduzie-

rung von Glasflächen zur Minimierung von Vogelschlag (Hauck & Weisser 2015). Über den Stand und die Entwicklung der Dachbegrünung liegen bisher nur Schätzungen vor. Kolb (2016) schätzt, dass etwa 8 Mio. m<sup>2</sup> jährlich begrünt werden, während eine Studie von Mann (2017) von 10 bis 14 Mio. m<sup>2</sup> pro Jahr ausgeht, was einem Anteil von 5 bis 10 % der neu errichteten Dachflächen entsprechen würde. Ein Anteil von ca. 17 % dieser Dachflächen ist intensiv begrünt (Mann 2017). Ein weiteres Beispiel für gebäudebezogene Impulsmaßnahmen ist die Schaffung von Nisthilfen an Gebäuden. Eine Reihe von Vogel- und Fledermausarten besiedeln den urbanen Raum und nutzen Gebäude als Brutstätte und Quartier. Bei den Vogelarten sind dies insbesondere Mehl- und Rauchschwalbe, Mauersegler, Haussperling, Hausrotschwanz, Turmfalke und Schleiereule. Bei den Fledermausarten nutzen fast alle Arten, insbesondere Zwerg-, Breitflügel- und Zweifarbfledermaus, im Siedlungsraum Gebäudestrukturen, die als Wochenstubenquartiere zur Aufzucht der Jungen, Ruheplatz, Balzquartier sowie als Winterquartier fungieren. Die Fassaden vieler Neubauten sowie die energetische Sanierung von Altbauten erschweren es verschiedenen gebäudebewohnenden Vogelarten, geeignete Brutmöglichkeiten zu finden (BfN 2016b). Sowohl für Vogel- als auch für Fledermausarten werden seit Jahrzehnten Nisthilfen und Quartiere im Siedlungsbereich angebracht, sowohl aus artenschutzrechtlichen Gründen beim Verlust bestehender Nistplätze und Quartiere als auch als freiwillige Maßnahmen. Im Siedlungsraum Dresden-Meißen wurden

bspw. nach Angaben des NABU zwischen 1994 und 2015 ca. 25.000–30.000 Quartiere geschaffen (NABU Sachsen 2015). Insbesondere Naturschutzverbände haben Leitfäden zur Schaffung von Nisthilfen und Ersatzquartieren erstellt (z. B. BUND Landesverband Niedersachsen 2015).

### Stärkung von Wildnis in der Stadt

Eine weitere Managementmaßnahme im Rahmen des Prozessschutzes betrifft die Etablierung von Wildnisgebieten in der Stadt, die als Hotspots urbaner Biodiversität vielen Arten hochqualitative Lebensräume bieten. Wildnis in der Stadt ist zwar stark durch anthropogene Einflüsse geprägt, zeichnet sich aber durch einen minimalen Pflegeaufwand aus (Keil, Hering & Bothmann 2022; Kowarik 2015).

Kowarik (2015, S. 427) definiert urbane Wildnis als »[...] [städtische] Lebensräume, deren Strukturen und Elemente überwiegend durch natürlich ablaufende ökosystemare Prozesse einschließlich der Einwanderung und des Aussterbens einheimischer und gebietsfremder Arten geprägt sind, wobei diese Prozesse durch Einflüsse aus benachbarten Stadtgebieten modifiziert werden können (z. B. Stoffeinträge, veränderter Wasserhaushalt, Ausbreitung von Neobiota), aber nicht wesentlich durch aktuelle Nutzungen geprägt sind«.

Insbesondere Industriebrachen sowie ehemalige Steinbrüche, Kies-, Sand- und Tongruben stellen potenzielle Flächen für urbane Wildnis dar (Keil, Hering & Bothmann 2022). Aber auch auf Grünflächen kann urbane Wildnis mit ökosystemaren Prozessen entwickelt



Abbildung 7.28: Urbane Wildnis im Landschaftspark Duisburg-Nord (Foto: Peter Keil).

werden. In Hannover wurden dazu mehrjährige Sukzessionsflächen und extensive Beweidungsprojekte umgesetzt (Zoch, Rüter & Reich 2023). Naturerfahrungsräume können die Etablierung urbaner Wildnisgebiete unterstützen, wie die Beispiele des Naturerfahrungsraums »Peisberg« in Mülheim an der Ruhr (Niehuis et al. 2022) oder des »Monte Scherbelino« in Frankfurt (BfN 2023a) zeigen.

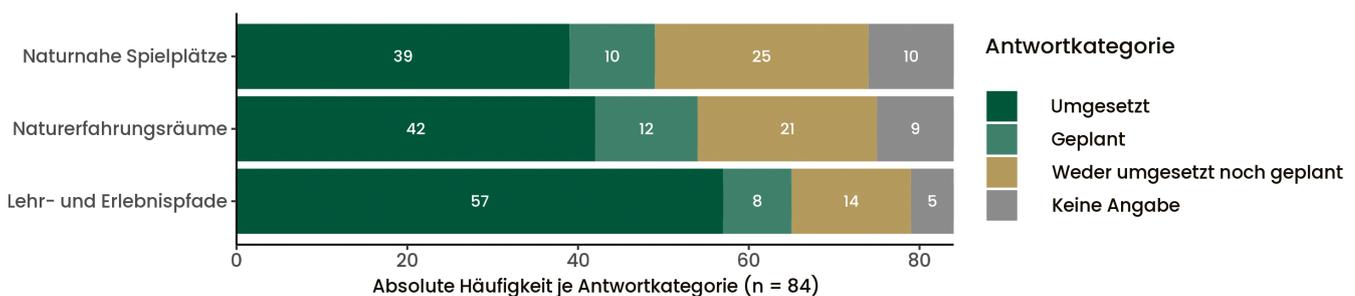
### Biodiversitätsmonitoring

Eine weitere wichtige indirekte Maßnahme bzw. wichtiges Instrument zum Schutz der Artenvielfalt stellt das regelmäßige Monitoring verschiedener Taxa dar, um auf diesem Weg den Status quo und Trends der Artenvielfalt wissenschaftlich zu verfolgen und bei einem schlechten Erhaltungszustand rechtzeitig konkrete Maßnahmen ergreifen zu können. Des Weiteren kann ein Monitoring zur Erfolgskontrolle bestehender Maßnahmen genutzt werden. Ein Beispiel hierfür ist die Einführung und Fortschreibung von Roten Listen, die auf konkreten Monitoringmaßnahmen basieren. Wie bereits in Kapitel 7.2.1 erwähnt, verfügen nicht alle Großstädte über Rote Listen. So werden beispielsweise in Bayern (Scheuerer & Ahlmer 2003) und Mecklenburg-Vorpommern (Litterski, Berg & Müller 2006) Rote Listen nur auf Landesebene erstellt. Die Erstellung der Roten Listen folgt der »Methodischen Anleitung zur Erstellung Roter Listen gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze« (Ludwig, Haupt & Binot-Hafke 2006). Ein weiterer Monitoringansatz sind wiederholte Biotopkartierungen (Lüttgert et al. 2022). In Nordrhein-Westfalen gibt es das Konzept der Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS), bei dem innerhalb von zufällig ausgewählten Quadratkilometern in regelmäßigen Abständen Biotoptypen, Flora und ausgewählte faunistische Artengruppen, u. a. die Avifauna, untersucht werden. Einige dieser ÖFS-Flächen liegen auch in Städten und Ballungsräumen (LANUV o. J.). Weitere bundesweite Monitoringaktivitäten umfassen beispielsweise das Tagfaltermonitoring des Helmholtz-Zentrums für

Umweltforschung (UFZ) oder die avifaunistischen Monitoringprogramme des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten (DDA). Wie in Kapitel 7.2.1 dargestellt, zeigt die Umfrage unter Mitgliedern des Bündnisses »Kommunen für biologische Vielfalt«, dass in vielen Kommunen für verschiedene Artengruppen keine Bestandsdaten vorliegen, wobei die Datenlage für Fische besonders schlecht und für Vögel sowie Amphibien und Reptilien vergleichsweise besser ist.

### Umweltbildung und Naturerfahrung

Neben konkreten Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der biologischen Vielfalt besteht darüber hinaus die Möglichkeit, durch Umweltbildung und Naturerfahrung die Stadtbewohner:innen für die Dringlichkeit des Artenschutzes zu sensibilisieren und zur Umsetzung eigener Maßnahmen zu motivieren. In diesem Zusammenhang wurden in den letzten Jahren zahlreiche konkrete Maßnahmen und Projekte entwickelt und umgesetzt. Diese sind zum Teil in übergreifende Konzepte und Strategien auf Landes- und Bundesebene eingebettet. Hierzu zählt beispielsweise der »Nationale Aktionsplan Bildung für Nachhaltige Entwicklung« (BMBF 2017), der auf eine strukturelle Stärkung von Lernorten zielt, die Menschen zu zukunftsfähigem Denken und Handeln befähigen und auf diese Weise die Initiierung gesellschaftlicher Transformationsprozesse in Richtung Nachhaltigkeit unterstützen und damit auch Themen der Biodiversität und Artenvielfalt adressieren. In der Praxis existiert eine Vielzahl an Orten der Umweltbildung und Naturerfahrung, die sich auf die Vermittlung von Wissen zum Schutz und zur Erhöhung der biologischen Vielfalt sowie auf die Schaffung von Möglichkeiten zur Naturerfahrung fokussieren. Ein konkretes Beispiel ist die Einrichtung von Lehr- und Erlebnispfaden, z. B. des Waldbodenlehrpfades in Eberswalde (UBA o. J.). Darüber hinaus gibt es zahlreiche Naturerfahrungsräume in urbanen Räumen, die das Ziel verfolgen, Kindern und Jugendlichen Naturerfahrungen im städtischen Raum zu ermöglichen (Pretzsch



**Abbildung 7.29:** Ergebnisse der Befragung unter den Mitgliedern des Bündnisses »Kommunen für biologische Vielfalt« bezüglich der Fragen »Welche außerschulischen Orte zur Umweltbildung und Naturerfahrung gibt es in Ihrer Kommune, bzw. die Einrichtung welcher Orte ist geplant?«.

**Tabelle 7.4:** Übersicht über in urbanen Räumen angewendete Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der Artenvielfalt.

<b>Maßnahme</b> Maßnahmentypen: F = Flächenschutzmaßnahmen, M = Managementmaßnahmen, I = Impulsmaßnahmen	<b>Relevante politische Instrumente</b> EU-, Bundes-, Länder- und kommunale Ebene	<b>Praxisbeispiele</b>
<b>Etablierung von Schutzgebieten in urbanen Räumen (F)</b>	Bundes- und Landesnaturschutzgesetze, z. B. Landschaftsplan (§ 11 BNatSchG), FFH- und Vogelschutz-Richtlinie	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Teilabschnitt des VSG Unterer Niederrhein, Duisburg<sup>3</sup></li> <li>• FFH Gebiet Mülheimer Ruhraue im westlichen Ruhrgebiet im besiedelten Bereich von Mülheim<sup>4</sup></li> <li>• »Natürlich Hamburg! Die artenreiche Stadt!« als erstes urbanes Naturschutzgroßprojekt Deutschlands<sup>5</sup></li> </ul>
a. Naturschutzgebiete und geschützte Landschaftsbestandteile	Bundesnaturschutzgesetz (§ 23 BNatSchG)	
b. Landschaftsschutzgebiete	Bundesnaturschutzgesetz (§ 26 BNatSchG)	
c. Vogelschutzgebiete	Europäische Vogelschutzrichtlinie	
d. Natura 2000	Europäische Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie	
e. Naturschutzgroßprojekte (NGP)	Bundesnaturschutzgesetz in Kombination mit dem Förderinstrument change.natur	
<b>Sicherung von gesetzlich geschützten Biotopen (F)</b>	Bundesnaturschutzgesetz (§ 30)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Altarme der Ruhr mit Röhricht- und Schwimmblattvegetation in Essen und Mülheim an der Ruhr<sup>6</sup></li> </ul>
<b>Schutz und Entwicklung von Freiflächen (F)</b>	Flächennutzungspläne, Landschaftspläne, kommunale Bauleitplanung	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Das Konzept der Regionalen Grünzüge im Ruhrgebiet<sup>7</sup></li> <li>• Schutzzonen für die Feldlerche auf dem Tempelhofer Feld in Berlin<sup>8</sup></li> </ul>
a. Verringerung der Flächeninanspruchnahme		
b. Qualitative und quantitative Stärkung der (urbanen) Schutzgebiete		
c. Schutz von (urbanen) Agrar- und Waldflächen		
d. Schutz und Entwicklung von Brachflächen (Baulücken, Industrie- und Gewerbebrachen)		
<b>Förderung der Struktur- und Habitatvielfalt auf Grün- und Freiflächen (M/I)</b>	Grünordnungspläne (§ 11 BNatSchG), Friedhofs-/Kleingartensatzung, Förderprogramme des Bundes, der Länder und der Kommunen, Landesbauordnung, Eingriffsregelung (§ 14 BNatSchG), Bebauungsplan (§ 9 BauGB), Pflegepläne- und konzepte	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Extensivierung der Pflege im Straßenbegleitgrün und in Park- und Grünanlagen in Augsburg<sup>9</sup></li> <li>• Umstellung des städtischen Maschinenparks als Voraussetzung für weitreichende Pflegeumstellung in Dortmund<sup>10</sup></li> <li>• »Frankfurter Wiesenkonzept«<sup>11</sup></li> <li>• Bienenpfad in Wieda<sup>12</sup></li> <li>• Programm »100 blühende Kommunen« in Bayern<sup>13</sup></li> <li>• Naturnahe Umgestaltung innerstädtischer Grünflächen in Riedstadt<sup>14</sup></li> <li>• Einschränkungen für Schottergärten in der Bauleitplanung der Stadt Bielefeld inkl. Förderprogramm zum Rückbau von Schottergärten<sup>15</sup></li> <li>• Verbot von Schottergärten in Sachsen-Anhalt auf Basis der Landesbauordnung (§ 8, Absatz 1)<sup>16</sup></li> </ul>
a. Umstellung auf extensive Pflege		
b. Anlage und Pflege von Blühwiesen		
c. Vermeidung von Schottergärten und weiteren Formen der Flächenversiegelung		
d. Einbringen von Strukturelementen wie Trockensteinmauern, Lesesteinhaufen, Totholz und Nisthilfen		
e. Entsiegelungsmaßnahmen		
<b>Entwicklung von Einzelgehölzen (Straßen- und Parkbäume), Gehölzbeständen und urbanen Wäldern (M/I)</b>	z. B. Baumschutzsatzungen und Grünordnungspläne (§ 11 BNatSchG)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Stadt Trier: vorbildliches Totholzmanagement<sup>17</sup></li> <li>• Darmstadt: vorbildlicher Schutz absterbender Bäume<sup>18</sup></li> <li>• Hemeraner Obstsortengarten<sup>19</sup></li> <li>• Eislinger Streuobstprogramm<sup>20</sup></li> <li>• Jährliche Verteilung von Obstbäumen (nur alte Sorten) an die Bürger:innen der Stadt Troisdorf<sup>21</sup></li> <li>• Anlage eines »Bürgerwalds« in Lüdinghausen<sup>22</sup></li> </ul>
a. Auswahl gebietseigener Gehölze		
b. Aufbau regionaler Baumschulen für angepasstes Pflanzmaterial		
<b>Entwicklung von Fließ- und Kleingewässern (M/I)</b>	Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union sowie damit verbundene Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme, Landschaftsplan (§ 11 BNatSchG), Flächennutzungsplan (§ 5 BauGB), Eingriffsregelung (§ 14 BNatSchG)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Renaturierung eines Abschnitts des Speyerbachs, Neustadt an der Weinstäße<sup>23</sup> Renaturierung des Werkkanals, Günzburg<sup>24</sup></li> <li>• Programm »Blaue Perlen für Berlin« als Teil des Berliner Ökokontos<sup>25</sup></li> <li>• »Blaues Band Geberbach«, Dresden<sup>26</sup></li> </ul>
a. Umsetzung WRRL im urbanen Raum		
b. Anlage und Pflege von Artenschutzgewässern		
<b>Reduktion von Emissionen (I)</b>	EU-Richtlinie 2002/49/EG; Bundes- und Landesimmissionschutzgesetze	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Umstellung auf Leuchten mit »Dark Sky Label«, Nettetal<sup>27</sup></li> </ul>
a. Reduktion von Lichtemissionen		
b. Reduktion von Lärmemissionen		
c. Reduktion von Schadstoffemissionen		

Maßnahme Maßnahmentypen: F = Flächenschutzmaßnahmen, M = Managementmaßnahmen, I = Impulsmaßnahmen	Relevante politische Instrumente EU-, Bundes-, Länder- und kommunale Ebene	Praxisbeispiele
<b>Entwicklung von Industrie- und Gewerbebrachen zu artenreichen Industrienaturflächen (M/I)</b> a. Aufbau eines Netzwerks von dauerhaft geschützten Brachflächen inkl. Vernetzungskorridore (z. B. brachgefallene Bahngleise) b. Rotationsprinzip nicht schutzfähiger Flächen mit Integration einer Zwischenutzung (Natur auf Zeit) einführen c. Wildnisflächen aktiv fördern/zulassen d. Spontan- und Ruderalvegetation fördern	Flächennutzungspläne, Grünordnungspläne, kommunale Bauleitplanung	<ul style="list-style-type: none"> <li>Leuchtturmprojekte im Emscher Landschaftspark im Ruhrgebiet mit dem Landschaftspark Duisburg-Nord, UNESCO-Welterbe Zollverein, Gleispark Frintrop in Essen u. a.<sup>28</sup></li> </ul>
<b>Ökologische Aufwertung von Gebäuden (M/I)</b> a. Förderung von Dach- und Fassadenbegrünung b. Glasflächen reduzieren c. Quartiere und Nisthilfen an Gebäude erhalten und neu schaffen	Kommunale Bauleitplanung, Grünordnungsplan (§ 11 BNatSchG) in Verbindung mit Bebauungsplan (§ 9 BauGB), Städtebaulicher Vertrag (§ 11 BauGB) sowie Stadtumbau- und Sanierungssatzung (§ 141s und § 142 BauGB)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Fledermaus- und Mauerseglernistkästen, Geretsried<sup>29</sup></li> <li>Mauersegler-Schutzprogramm 2020 der NABU-Gruppe Tübingen<sup>30</sup></li> </ul>
<b>Wildnis in der Stadt etablieren (M/I)</b>	Flächennutzungspläne sowie Grünordnungspläne (§ 11 BNatSchG)	<ul style="list-style-type: none"> <li>»Städte wagen Wildnis« in Dessau-Roßlau, Frankfurt und Hannover<sup>31</sup></li> </ul>
<b>Biodiversitätsmonitoring implementieren (M)</b>	Bundesnaturschutzgesetz § 6	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ökologische Flächenstichprobe in NRW<sup>32</sup></li> </ul>
<b>Förderung von Umweltbildung und Naturerfahrung (M)</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>Projekt »Wildnis für Kinder« im Ruhrgebiet<sup>33</sup></li> <li>BNE-Landesnetzwerk NRW<sup>34</sup></li> </ul>
a. Orte für außerschulische Umweltbildung und Naturerfahrung sichern	auf Ebene der Flächennutzungspläne und kommunalen Bauleitplanung	
b. Quartiersnahe Naturerfahrungsräume einrichten (s. auch Punkt 5a)	auf Ebene der Flächennutzungspläne und kommunalen Bauleitplanung, Bundesnaturschutzgesetz (§ 1.6 BNatSchG)	
c. Netzwerk an Umweltbildungszentren einrichten (inhaltlich in Anlehnung an BNE)	Förderprogramme des Bundes und der Länder	

<sup>3</sup>Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Vogelschutzgebiete Unterer Niederrhein. URL: <https://www.lanuv.nrw.de/natur/schutzgebiete/vogelschutzgebiet-unterer-niederrhein> [23.11.2023]. <sup>4</sup>Stadt Mülheim an der Ruhr. FFH-Gebiet Mülheim Ruhraue. URL: [https://www.muelheim-ruhr.de/cms/ffh-gebiet\\_muelheimer\\_ruhraue2.html](https://www.muelheim-ruhr.de/cms/ffh-gebiet_muelheimer_ruhraue2.html) [23.11.2023]. <sup>5</sup>Stadt Hamburg. Naturschutzgroßprojekt. URL: <https://www.hamburg.de/naturlich-hamburg/> [23.11.2023]. <sup>6</sup>Stadt Mülheim an der Ruhr. Geschützte Biotope. URL: [https://www.muelheim-ruhr.de/cms/geschuetzte\\_biotope1.html](https://www.muelheim-ruhr.de/cms/geschuetzte_biotope1.html) [23.11.2023]. <sup>7</sup>Regionalverband Ruhr (RVR). 2015. Fachliche Grundlage »Regionale Grünzüge« zum Regionalplan Ruhr. Essen. URL: [https://www.rvr.ruhr/fileadmin/user\\_upload/01\\_RVR\\_Home/02\\_Themen/Regionalplanung\\_Entwicklung/Regionalplan\\_Ruhr/04\\_Fachbeitraege/Fachbeitrag\\_Regionale\\_Gruenzuege\\_kompakt.pdf](https://www.rvr.ruhr/fileadmin/user_upload/01_RVR_Home/02_Themen/Regionalplanung_Entwicklung/Regionalplan_Ruhr/04_Fachbeitraege/Fachbeitrag_Regionale_Gruenzuege_kompakt.pdf) [23.11.2023]. <sup>8</sup>Tempelhofer Feld – Grün Berlin GmbH. Schutzzone der Feldlerche. URL: <https://www.tempelhoferfeld.de/natur-umwelt/schutzzone-der-feldlerche/> [23.11.2023]. <sup>9</sup>Kommunen für biologische Vielfalt. Stadt Augsburg. URL: <https://komm.bio.de/mitglieder/stadt-augsburg/> [23.11.2023]. <sup>10</sup>Kommunen für biologische Vielfalt. Stadt Dortmund. URL: <https://www.stadtgruen-naturnah.de/teilnehmende/dortmund/> [23.11.2023]. <sup>11</sup>Kommunen für biologische Vielfalt. Stadt Frankfurt am Main. URL: <https://www.stadtgruen-naturnah.de/teilnehmende/frankfurt-am-main-2/> [23.11.2023]. <sup>12</sup>Klosterort Walkenried. Der Bienenpfad in Wieda. URL: <https://www.walkenried-tourismus.de/natur-aktiv-im-suedharz/wandern/bienenpfad-in-wieda/> [23.11.2023]. <sup>13</sup>Regierung von Oberbayern. Blühpakt Bayern. Startkit – 100 blühende Kommunen. URL: [https://www.regierung.oberbayern.bayern.de/service/themen\\_umwelt/bluehpakt/index.html](https://www.regierung.oberbayern.bayern.de/service/themen_umwelt/bluehpakt/index.html) [23.11.2023]. <sup>14</sup>Kommunen für biologische Vielfalt. Naturnahe Umgestaltung innerstädtischer Grünflächen. URL: <https://komm.bio.de/praxisbeispiele/naturnahe-umgestaltung-innerstaedischer-gruenflaechen/> [23.11.2023]. <sup>15</sup>Stadt Bielefeld. Förderprogramm Schottergärten. URL: <https://www.bielefeld.de/node/5874> [23.11.2023]. <sup>16</sup>Neue Landschaft. Sachsen-Anhalt: Schottergärten werden ab 2021 verboten. URL: <https://neuelandschaft.de/artikel/nachrichten-und-aktuelles-sachsen-anhalt-schottergaerten-werden-ab-2021-verboden-7587> [23.11.2023]. <sup>17</sup>Kommunen für biologische Vielfalt. Stadt Trier. URL: <https://www.stadtgruen-naturnah.de/teilnehmende/trier/> [23.11.2023]. <sup>18</sup>Kommunen für biologische Vielfalt. Stadt Darmstadt. URL: <https://www.stadtgruen-naturnah.de/teilnehmende/darmstadt/> [23.11.2023]. <sup>19</sup>Kommunen für biologische Vielfalt. Hermeraner Obstsortengarten. URL: <https://komm.bio.de/praxisbeispiele/hemeraner-obstsortengarten/> [23.11.2023]. <sup>20</sup>Große Kreisstadt Eislingen/Fils. Streuobst-Förderprogramm – Baumschnittkurs und Streuobstbaum-Bestellung. URL: <https://www.eislingen.de/de/Rathaus/Buergerservice/Dienstleistungen-A-Z/Dienstleistung?view=publish&item=service&id=1097> [23.11.2023]. <sup>21</sup>Stadt Troisdorf. Vergabe von kostenlosen Obstbäumen an Bürgerinnen und Bürger. URL: <https://www.troisdorf.de/de/natur-kultur/stadtgruen/ernten-in-der-stadt/obstbaeume-zum-einpflanzen/> [23.11.2023]. <sup>22</sup>Stadt Lüdinghausen. Bürgerwald. URL: <https://www.luedinghausen.de/bauen-und-wirtschaft/umwelt/buergerwald.html> [23.11.2023]. <sup>23</sup>Kommunen für biologische Vielfalt. Neustadt an der Weinstraße. URL: <https://www.stadtgruen-naturnah.de/teilnehmende/neustadt-an-der-weinstrasse/> [23.11.2023]. <sup>24</sup>Kommunen für biologische Vielfalt. Günzburg. URL: <https://www.stadtgruen-naturnah.de/teilnehmende/guenzburg/> [23.11.2023]. <sup>25</sup>Stadt Berlin. Senatsverwaltung für Mobilität, Verkehr, Klimaschutz und Umwelt. Kleingewässer – Blaue Perlen für Berlin. URL: <https://www.berlin.de/sen/uvk/natur-und-gruen/biologische-vielfalt/berliner-beispiele/arten-und-lebensraeume/kleingewaesser/> [23.11.2023]. <sup>26</sup>Stadt Dresden. Blaues Band Geberbach. URL: <https://www.dresden.de/de/stadtraum/umwelt/umwelt/oberflaechenwasser/blaes-band-geberbach.php> [23.11.2023]. <sup>27</sup>Kommunen für biologische Vielfalt. Nettetal. URL: <https://www.stadtgruen-naturnah.de/teilnehmende/nettetal/> [23.11.2023]. <sup>28</sup>Regionalverband Ruhr. Emscher Landschaftspark. URL: <https://www.rvr.ruhr/themen/oekologie-umwelt/startseite-emscher-landschaftspark/> [23.11.2023]. <sup>29</sup>Kommunen für biologische Vielfalt. Geretsried. URL: <https://komm.bio.de/label/geretsried/> [23.11.2023]. <sup>30</sup>NABU Gruppe Tübingen. »60 Nester für Mauersegler«. Mauersegler-Schutzprogramm 2020. URL: <https://www.nabu-tuebingen.de/projekte/60-nester-f%C3%BCr-mauersegler/> [23.11.2023]. <sup>31</sup>Städte wagen Wildnis. URL: <https://www.staedte-wagen-wildnis.de/> [23.11.2023]. <sup>32</sup>Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Ökologische Flächenstichprobe. URL: <https://www.lanuv.nrw.de/natur/biodiversitaetsmonitoring/oekologische-flaechenstichprobe> [23.11.2023]. <sup>33</sup>Biologische Station Östliches Ruhrgebiet. Wildnis für Kinder. URL: <http://www.wildnis-fuer-kinder.de/home.html> [23.11.2023]. <sup>34</sup>BNE-Landesnetzwerk NRW. URL: <https://www.bne.nrw/agentur/landesnetzwerk/> [23.11.2023].

et al. 2020; Stopka & Rank 2013). Seit den 1990er-Jahren sind bundesweit bereits über 30 Naturerfahrungsräume entstanden mit Schwerpunkten in Berlin, Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen (Pretzsch et al. 2020; Pretzsch, Wilitzki & Peters 2018). Der »Masterplan Stadtnatur« greift das Konzept entsprechend auf, um die Schaffung weiterer Naturerfahrungsräume voranzutreiben. Darüber hinaus wurden in vielen Städten naturnahe Spielplätze angelegt. Die in Abbildung 7.29 dargestellten Umfrageergebnisse zeigen, dass insbesondere Lehr- und Erlebnispfade in vielen Kommunen angelegt wurden (68 %), gefolgt von Naturerfahrungsräumen (50 %) und naturnahen Spielplätzen (46 %).

#### 7.6.4 Evaluation von ausgewählten Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der biologischen Vielfalt in urbanen Räumen

Eine zentrale Frage ist, welche Maßnahmen und Instrumente besonders erfolversprechend für den Schutz und die Steigerung der Biodiversität sind. Die Ergebnisse der Literaturanalyse zeigen, dass für viele Maßnahmen und Instrumente weiterer Forschungsbedarf besteht, um Erfolge und Misserfolge besser abschätzen zu können. Im Vergleich zur Wirksamkeit von Maßnahmen spielt die Wirksamkeit von Instrumenten in der als relevant identifizierten Fachliteratur eine eher untergeordnete Rolle, weshalb im Folgenden der Fokus vorrangig auf der Maßnahmevaluierung liegt.

Hinsichtlich der Anwendung von Instrumenten zur Unterstützung einer breiteren Umsetzung biodiversitätsfördernder Maßnahmen zeigt sich, dass es in vielen Fällen an einer konsequenten Anwendung von Planungsinstrumenten in urbanen Räumen mangelt. Studien zeigen beispielsweise, dass ein erheblicher Teil der rechtsverbindlichen Ausgleichsmaßnahmen im Rahmen der Eingriffsregelung nicht oder nur in unzureichender Qualität umgesetzt wird (siehe z. B. Rabenschlag et al. 2019). Auch müssen Grünordnungspläne konsequenter in die Bebauungspläne integriert werden, um bestehende Freiflächen dauerhaft zu sichern. Dies betrifft insbesondere innerstädtische Brachflächen (einschließlich stillgelegter Industrie- und Gewerbeflächen), die einerseits häufig eine hohe Biodiversität aufweisen, andererseits in bestehenden Flächennutzungsplänen oftmals noch als Gewerbe- und Industrieflächen ausgewiesen sind und somit insbesondere für die kommunale Planungspolitik potenziell »ökonomisch in Wert zu setzen« sind. Während es bei den Planungsinstrumenten häufig sowohl an einer konsequenten als auch an einer besseren integrativen Anwendung bestehender Instrumente wie der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)

und der Strategischen Umweltprüfung (SUP) auf nationaler (SUP) und EU-Ebene (SUP) mangelt, sind in Bezug auf Biodiversitätsmaßnahmen in den letzten Jahren Umsetzungserfolge auf lokaler Ebene zu verzeichnen, die jedoch zukünftig durch Instrumente in eine breitere Umsetzung forciert werden müssen, um einen konsequenten Schutz der biologischen Vielfalt zu erreichen. Hierzu zählen insbesondere Maßnahmen wie die Umwandlung von Zierrasen in Wildblumenwiesen, die Etablierung von Wildblumenwiesen oder Wildblumensäumen im Straßenbegleitgrün, aber auch in Parkanlagen, zum Teil aufwendige (Intensiv-)Dach- und Fassadenbegrünungen sowie eine große Zahl von Artenschutzmaßnahmen, beispielsweise zum Schutz von Vogel- oder Fledermausarten. Darüber hinaus spielen Permakulturgärten in deutschen Städten im Vergleich zu Kleingärten und Urban Gardening eine zwar untergeordnete, aber wachsende Rolle für die urbane Biodiversität (derzeit insgesamt 73; [www.permakultur-info.de](http://www.permakultur-info.de)).

Im Folgenden wird auf die Evaluierung ausgewählter Maßnahmen(-kategorien) näher eingegangen. Dabei wird teilweise auch auf die mit den jeweiligen Maßnahmen ggf. verbundenen Instrumente Bezug genommen. Tabelle 7.5 am Ende des Teilkapitels fasst die zentralen Ergebnisse der Evaluierung zusammen.

##### 7.6.4.1 Flächenschutzmaßnahmen

Flächenschutzmaßnahmen finden in urbanen Räumen häufig Anwendung. Im Folgenden wird die Wirksamkeit von Flächenschutzmaßnahmen anhand ausgewählter Studien sowie der Umfrage näher dargestellt.

Bräuniger et al. (2010) untersuchen die Arten- und Lebensraumdaten in 27 Schutzgebieten in Halle an der Saale hinsichtlich der Fragen, (1) ob die Vielfalt ausgewählter Taxa als Surrogat für die Vielfalt anderer Taxa und für die gesamte untersuchte Vielfalt fungiert und (2) ob Landschaftsstruktur und menschlicher Einfluss den Artenreichtum erklären. Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass der Artenreichtum der Gefäßpflanzen den gesamten Artenreichtum und den Reichtum der einzelnen Taxa am besten erklärt und dass die Größe eines Schutzgebietes der wichtigste Prädiktor für den Artenreichtum ist (Anhang A2.3).

Eine weitere Studie vergleicht den Artenreichtum und die räumliche Verteilung ausgewählter Tier- und Pflanzenarten in 30 Schutzgebieten in der Stadt Halle (Saale) und 56 Schutzgebieten des umliegenden Saalekreises anhand der Alpha-, Beta- und Gamma-Diversität (Knapp et al. 2008b). Die ausgewählten Schutzgebiete gehören folgenden Kategorien an: Naturschutzgebiete, flächenhafte Naturdenkmale, geschützte Landschafts-

bestandteile und geschützte Parkanlagen. Die Schutzgebietskategorien haben keinen Einfluss auf den Artenreichtum. Eine Ausnahme bilden die Gefäßpflanzen, für die in Naturschutzgebieten signifikant höhere Artenzahlen nachgewiesen werden konnten als in geschützten Landschaftsbestandteilen. Zwischen städtischen und ländlichen Schutzgebieten gibt es auf die Vielfalt bezogene Unterschiede. Insbesondere bei Schmetterlingen, Vögeln und Flechten ist die lokale Vielfalt (Alpha-Diversität) in ländlichen Schutzgebieten signifikant höher als in städtischen Flächen. Darüber hinaus ist die Flächengröße entscheidend für die Wirksamkeit von Schutzgebieten, da mit zunehmender Größe tendenziell auch die Anzahl unterschiedlicher Habitate zunimmt. Für alle untersuchten Artengruppen (Laufkäfer, Tagfalter, Schnecken, Vögel, Flechten, Moose, Gefäßpflanzen) zeigt sich ein positiver Zusammenhang zwischen der Schutzgebietsgröße und der Alpha-Diversität. Eine Schlussfolgerung der Studie ist, dass bestehende Schutzgebiete durch Managementstrategien ergänzt werden müssen, die diese Faktoren berücksichtigen.

Bößneck & Weipert (2000) widmen sich der Biotopkartierung der geschützten Landschaftsbestandteile »Großer und Kleiner Katzenberg« bei Erfurt. Die Untersuchungen zeigen trotz der isolierten Lage der Schutzgebiete in ausgeräumten Ackerflächen eine gute Repräsentanz von Flora und Fauna. So konnten zahlreiche in Thüringen und bundesweit stark gefährdete und vom Aussterben bedrohte Arten nachgewiesen werden. Zugleich machen die Autoren zahlreiche Vorschläge für ein verbessertes Management der Schutzgebiete. Vor dem Hintergrund der Kleinräumigkeit, Isoliertheit und der unmittelbaren Nähe von Ackerflächen schlagen sie vor,

verbindende und abpuffernde Kleinstrukturen zu schaffen (z. B. durch Neuanlagen von Hecken bzw. Grünland- oder Brachstreifen). Auch auf die Schaffung von Trittssteinfunktionen wird hingewiesen. Die Entbuschung stellt die wichtigste Maßnahme dar. Auch die Förderung von Tot- und Altholz sowie Ergänzungspflanzungen von Hochstämmen werden hervorgehoben. Die Erhaltung und Entwicklung von Ackerwildkraut wird ebenfalls als Maßnahme vorgeschlagen.

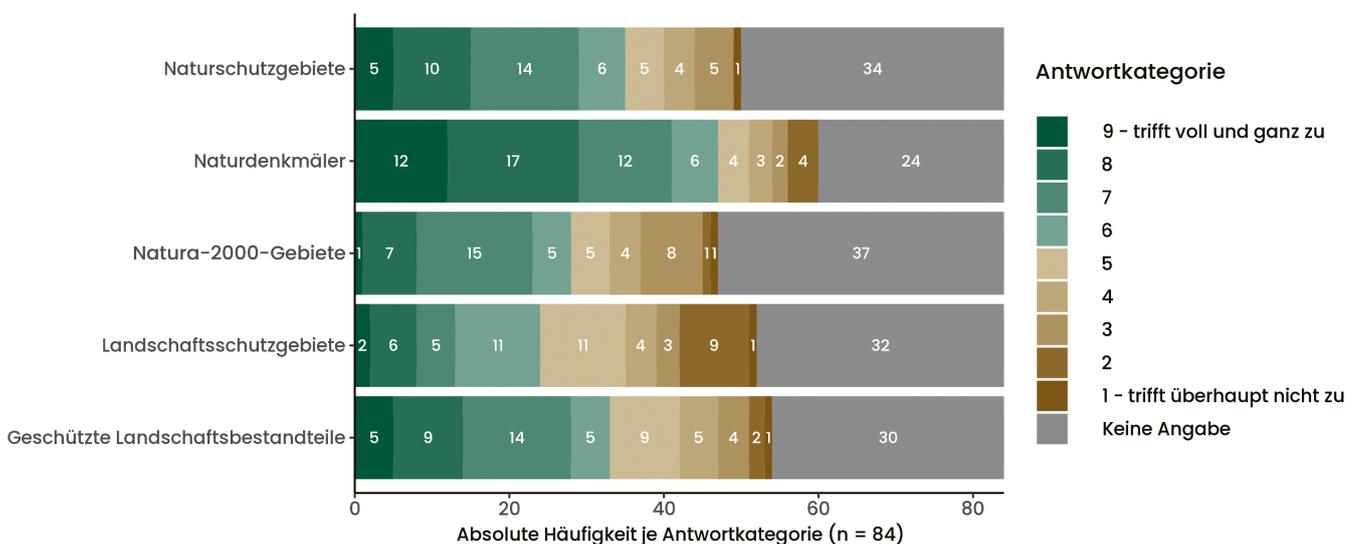
Hinsichtlich des Vergleichs der Wirksamkeit verschiedener Schutzgebietskategorien zeigen die Umfrageergebnisse, dass insbesondere die beiden Schutzgebietskategorien Naturschutzgebiet und Naturdenkmal als besonders wirksam eingeschätzt werden, während den drei Kategorien Natura-2000-Gebiete, Landschaftsschutzgebiete und geschützte Landschaftsbestandteile eine vergleichsweise geringere Wirksamkeit hinsichtlich der Erhaltung urbaner Biodiversität zugeschrieben wird (Abb. 7.30).

#### 7.6.4.2 Management- und Impulsmaßnahmen Förderung der Struktur- und Habitatvielfalt auf Grün- und Freiflächen

Zur Förderung der Struktur- und Habitatvielfalt auf Grün- und Freiflächen steht eine Vielzahl von Maßnahmen zur Verfügung. Im Folgenden liegt der Fokus auf zwei ausgewählten Maßnahmen: der Anlage von Blühwiesen und der Umstellung auf eine naturverträgliche Mahd von Grün- und Freiflächen.

#### Anlage von Blühwiesen

Die in der jüngeren Vergangenheit veröffentlichten Studien zum Thema Insektensterben (u. a. Hallmann et al.



**Abbildung 7.30:** Ergebnisse der Befragung unter den Mitgliedern des Bündnisses »Kommunen für biologische Vielfalt« bezüglich der Frage, wie die Umfrageteilnehmer:innen die Wirksamkeit der Schutzgebietskategorien in ihrer Kommune bewerten.



**Abbildung 7.31:** Beispiel einer Blühwiese im Klinikpark Lemgo (Foto: Robert Bartz/Kommbio).

2017) haben auch auf politischer Ebene große Beachtung gefunden. In Deutschland führte dies unter anderem zur Verabschiedung eines Gesetzes zum Schutz der Insektenvielfalt (BGBl 2021, Nr. 59). Darüber hinaus werden im Rahmen des Aktionsprogramms Insektenschutz zahlreiche Maßnahmen zum Insektenschutz initiiert. Ein Ansatzpunkt ist die gezielte Förderung von Nahrungshabitaten für blütenbesuchende Insekten (zahlreiche Wildbienenarten). Einschlägige Untersuchungen zeigen, dass sich eine arten- und blütenreiche Vegetation auch im Siedlungsraum positiv auf das Vorkommen blütenbesuchender Insektenarten auswirken kann (Fischer et al. 2016; Hennig & Ghazoul 2012; Hülsmann et al. 2015; Matteson, Grace & Minor 2013).

Vor diesem Hintergrund ist auch die vermehrte Anlage von Wildblumenwiesen im Siedlungsraum zu sehen, wobei es sich teilweise nur um ein- bis zweijährige Blühflächen mit einem oft hohen Anteil gebietsfremder Pflanzenarten handelt. Von der Standortwahl über die Verwendung geeigneter Saat- und Pflanzgutmischungen bis hin zur Pflege (s. o.) beeinflussen zahlreiche Faktoren den Erfolg der Maßnahmen – bei mangelhafter Umsetzung ist der Nutzen für die Zielarten mitunter sehr gering (Sommer & Zehm 2020). Gerade bei einjährigen Blühflächen besteht z. B. das Risiko, dass der mit der erforderlichen erneuten Einsaat verbundene Bodenumbbruch in Halmen oder im Boden überwinternde Insektenlarven vernichtet (Buch & Jagel 2020). Zudem ist der Anteil gebietsfremder Arten in den Saatgutmischungen, die für die Anlage einjähriger Blühflächen verwendet werden, meist sehr hoch (Buch & Jagel 2020; Sommer & Zehm 2020). Zwar können mit solchen Saatgutmischungen begrünte Flächen aufgrund ihres zunächst »bunten Erscheinungsbildes« durchaus zur Akzeptanzbildung hinsichtlich einer veränderten Grün- und Freiflächenpflege beitragen. Der Wert für die Biodiversität

und den Artenschutz ist jedoch bereits zu Beginn nicht sehr hoch und nimmt im Laufe der Jahre kontinuierlich ab (Witt 2021). Es ist positiv hervorzuheben, dass von den Mitgliedern des Bündnisses »Kommunen für biologische Vielfalt« bereits überwiegend gebietseigenes Saatgut verwendet wird (Abb. 7.23).

Einschränkend muss auch berücksichtigt werden, dass viele Insekten nicht die Blüten, sondern z. B. Blätter, Saft, Rinde und Früchte als Nahrungsquelle nutzen. So gibt es in Deutschland beispielsweise über 700 Blattlausarten, von denen die meisten monophag auf bestimmten heimischen Wildpflanzen leben (Thieme & Eggers-Schumacher 2003).

Im Siedlungsraum werden zahlreiche Blühwiesen auch entlang von Straßen angelegt. Vorliegende Studien lassen keine eindeutigen Schlussfolgerungen zu, deuten aber darauf hin, dass positive Wirkungen (z. B. Nahrungsangebot für Bestäuber) durch den Straßenverkehr zumindest teilweise gemindert werden, etwa aufgrund einer erhöhten verkehrsbedingten Mortalität (Hoiß 2020; Keilsohn, Narango & Tallamy 2018). Phillips et al. (2020) kommen in ihrem Review jedoch zu dem Schluss, dass die positiven Effekte deutlich überwiegen.

In Berlin wurden Blühwiesen auf öffentlichen Grünflächen angelegt und von April bis Oktober 2020 auf ihr Blütenangebot untersucht (Popkin 2022; Weweler, Bluth & Schmid-Egger 2022). Auf elf Wiesen (wenige Monate bis über ein Jahr alt) wurden monatlich die Vielfalt und Menge der blühenden Nahrungspflanzen für Wildbienen erfasst. Die Ergebnisse zeigen, dass sich von den insgesamt 60 ausgesäten Pflanzenarten 52 % mäßig bis sehr gut etablierten und 48 % schlecht bis gar nicht entwickelten. Zudem war das angestrebte konstant hohe Blütenangebot von April bis Oktober nicht immer gegeben, vor allem im April war die Blüten- und Artenzahl stark reduziert. Ein weiterer Artenrückgang war im August zu

verzeichnen, und im September setzte ein Rückgang der Blütenzahl ein, beides in Zusammenhang mit dem im Spätsommer in den Städten beginnenden Trockenstress. Es konnte auch gezeigt werden, dass die zweijährigen Flächen bereits deutlich arten- und blütenreicher waren als die einjährigen Flächen.

Das Potenzial von Blühwiesen zur Förderung der Artenvielfalt hängt somit maßgeblich von der Qualität der Ausführung und von der späteren Pflege der Flächen ab. Vor diesem Hintergrund bietet beispielsweise »Natur nah dran«, ein Kooperationsprojekt des NABU und des Landes Baden-Württemberg zur Förderung der biologischen Vielfalt im Siedlungsraum, Kommunen Unterstützung bei der Umwandlung von Grünflächen in artenreiche Wildblumenwiesen oder blühende Wildstaudensäume. Dazu erhalten sie praxisnahe Schulungen vor Ort, fachliche Unterstützung bei der Planung und finanzielle Förderung. Das Projekt ging im September 2021 in die zweite Runde. Insgesamt werden bis 2027 weitere 75 Kommunen gefördert, jährlich kommen 15 zum Zuge. Auch die Vernetzung der teilnehmenden Kommunen will der NABU noch stärker unterstützen. In der ersten Runde von 2016 bis 2020 wurden 61 Städte und Kommunen gefördert. Insgesamt haben sie mehr als 230.000 m<sup>2</sup> naturnahe Blühflächen angelegt. Gefördert wird das Projekt vom Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg.

#### Naturverträgliche Mahd

Im Rahmen der 2010 von der Universität Tübingen gegründeten Initiative »Bunte Wiese – Für Artenvielfalt auf öffentlichem Grün« wurde anhand von intensiv (12-malige Mahd pro Jahr) und extensiv (zweischürige Mahd) gepflegten Grünflächen gezeigt, wie sich eine Reduktion der Mahdhäufigkeit positiv auf die Artenvielfalt verschiedener Artengruppen auswirkt. Positive Effekte konnten beispielsweise für Tagfalter (Kricke, Bammann & Betz 2014), Käfer (Ade, Wolf-Schwenninger & Betz 2012), Wanzen (Unterweger, Rieger & Betz 2017), Pflanzen (Sehrt et al. 2019) und Wildbienen (Wastian, Unterweger & Betz 2016) festgestellt werden. In einer ergänzenden Versuchsanordnung konnte zudem gezeigt werden, dass ungemähte Wiesen geeignete Überwinterungshabitats für Insekten bieten (Unterweger et al. 2018). Auch Lange-Kabitz, Reich & Zoch (2021) zeigen anhand von Untersuchungen auf 56 Flächen in Hannover, dass sich eine Reduktion der Mahdhäufigkeit positiv auf das Vorkommen von Tagfaltern auswirkt. Von größerer Bedeutung waren jedoch die Flächengröße und das Vorhandensein von Futterpflanzen. Auch eine Studie von Wintergerst et al. (2021), die im Rahmen

des Projektes »Blühende Wiesen für Sachsens Schmetterlinge« in und um Dresden durchgeführt wurde und extensiv gepflegte mit intensiv gepflegten städtischen Grünflächen vergleicht, zeigt, dass eine Reduktion der Mahdhäufigkeit (max. dreimalige Mahd pro Jahr) in Kombination mit partieller Mahd (10 bis 30 % der Flächen werden jeweils nicht gemäht) von urbanen Rasenflächen das Vorkommen verschiedener Insektenarten deutlich erhöht. Des Weiteren untersuchten Rudolph et al. (2017) auf 100 Flächen (35 intensiv gepflegt, 65 extensiv gepflegt) die Auswirkungen der Pflegeintensität auf die Artenvielfalt von Pflanzen. Auch hier zeigen die Ergebnisse einen positiven Zusammenhang zwischen geringer(er) Pflegeintensität und Artenvielfalt. Darüber hinaus variiert die Artenvielfalt in Abhängigkeit von Umweltfaktoren wie dem pH-Wert oder der Phosphorverfügbarkeit im Boden. Buchholz et al. (2018) zeigen in Berlin, dass Spinnengemeinschaften auf unregelmäßig gepflegten urbanen Grünflächen zweieinhalbmal mehr naturschutzrelevante Arten aufweisen als auf extensiv und regelmäßig gepflegten Flächen.

#### Entwicklung von Einzelgehölzen, Gehölzbeständen und urbanen Wäldern

Bei der Pflanzung von Bäumen im Siedlungsbereich steht die Anpassungsfähigkeit an den Klimawandel, insbesondere die Resilienz gegenüber Trockenheit, derzeit im Fokus der Praxis (vgl. GALK o. J.; Schönfeld 2019). Einen breiten Überblick über das ökologische Potenzial von 70 mitteleuropäischen Stadtbaumarten inklusive Empfehlungen für die Praxis geben Gloor und Hofbauer (2018). Eine weitere Studie von Böll, Albrecht & Mahnsberg (2019) ergab in einer vergleichenden Untersuchung für drei einheimische (Hainbuche, Esche, Winterlinde) und drei südosteuropäische Baumarten (Blumenesche, Silberlinde, Hopfenbuche) keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf Wildbienenarten und Zikaden. Eine Auswertung einer Datenbank zur Nutzung von Pflanzenarten durch herbivore und parasitische Organismen zeigte hingegen einen Zusammenhang zwischen der geografischen Herkunft und der Anzahl nutzender Arten (Naturgarten e. V. 2023). Die Gehölzarten mit der höheren Anzahl nachgewiesener Arten sind überwiegend einheimisch, im mittleren Bereich finden sich neben einheimischen auch Bäume europäischer Herkunft. Die Gehölze mit den niedrigsten Artenzahlen sind überwiegend exotischer Herkunft oder Hybride. Auch wenn die Autoren auf eine mögliche Untererfassung der Artenzahl bei exotischen Arten hinweisen, leiten sie eine Reihe von Empfehlungen für die Anpflanzung von Bäumen ab, die sich auch mit

den Empfehlungen von Gloor, Taucher & Rauchenstein (2021) decken. Sie empfehlen die Verwendung einheimischer Baumarten, um die einheimische Fauna so weit wie möglich zu fördern, die Verwendung von Baumarten mit genetischer Variabilität und nicht von genetisch verengten Sorten, die Nutzung der Selbstausaat von Bäumen in Parks, die Pflanzung ausreichend großer Baumscheiben und den Verzicht auf die Verwendung invasiver Arten.

Untersuchungen zur Artenvielfalt in neu angelegten urbanen Wäldern liegen insbesondere in Deutschland nur sehr vereinzelt vor (Schmidt et al. 2018). Für drei neu angelegte Wälder mit einer Größe von 3,8 bis 5,6 ha in Leipzig wurden Untersuchungen zur Entwicklung ausgewählter Artengruppen über einen Zeitraum von neun Jahren durchgeführt. Auf zwei Flächen konnte die Anzahl der Brutvogelarten durch die Aufforstung etwa verdoppelt werden. Auf einer Fläche verdreifachte sich die Anzahl der Brutpaare. Die nachgewiesenen Vogelarten entsprachen dabei der Biotopstruktur mit vorherrschenden niedrigen und mittelhohen Laubgehölzen sowie Gebüsch mit Gehölzsukzession und Säumen. Für gebäudebewohnende Fledermausarten (u. a. Mücken- und Zwergfledermaus) konnte eine Nutzung der Flächen als Jagdhabitat nachgewiesen werden. Die Autor:innen empfehlen, bei der Etablierung urbaner Wälder ein Mosaik unterschiedlicher Gehölzstrukturen (Säume, Sukzessionsbereiche, Sträucher) vorzusehen. Um Habitate für gebüschbrütende Vogelarten (u. a. Buchfink, Dorn- und Gartengrasmücke, Gartenrotschwanz, Goldammer, Grünfink, Heckenbraunelle, Klappergrasmücke, Nachtigall, Neuntöter) möglichst zu erhalten, sollten ausgefallene Gehölze nicht nachgepflanzt werden. Auch das gezielte Offenhalten von Teilbereichen kann die Artenvielfalt fördern.

### Entwicklung von Industrie- und Gewerbebrachen zu artenreichen Industrienaturflächen

Verschiedene Wirtschaftskrisen in der Nachkriegszeit des Zweiten Weltkrieges (Kohlekrise in den 1950er-Jahren, Ölkrise in den 1970er-Jahren, die Stahlkrise in den 1980er-Jahren) führten zu großflächigen Stilllegungen von Industrieanlagen und damit zum Brachfallen großer Industrieflächen. Auf den technogenen Substraten wie Schlacken, Stäuben, Schlämmen, Bergematerial, Kohle oder Bauschutt entwickelte sich eine neuartige, bis dahin unbekannte Stadtnatur, die heute als Industrienatur bezeichnet wird (Keil et al. 2021). Industrienaturflächen in urbanen Räumen weisen aufgrund ihrer Strukturvielfalt und der vergleichsweise geringen Managementeingriffe ein hohes Potenzial für die urbane

Biodiversität auf (Hansen et al. 2012; Mathey & Rink 2010) (siehe auch Kap. 7.2.2.2).

Insbesondere im Ruhrgebiet sind solche Industrienaturflächen bis heute in großer Zahl und Flächengröße erhalten geblieben (Keil et al. 2021; Weiss et al. 2005). Bereits im Rahmen der Internationalen Bauausstellung IBA Emscher Landschaftspark (1989–1999) wurde die Bedeutung dieser Flächen für die Artenvielfalt erkannt und in die Entwicklung großer Parkanlagen wie den Landschaftspark Duisburg-Nord, den Gleispark Frintrop und das UNESCO-Welterbe Zollverein, beide in Essen, sowie die Kokerei Hansa in Dortmund mit einbezogen. Gleiches gilt für den Park am Gleisdreieck in Berlin und die Bahnbrachen zwischen den S-Bahnhöfen Bayerischer Bahnhof und MDR in Leipzig. Für die genannten Flächen im Ruhrgebiet konnte in der Vergangenheit immer wieder das hohe ökologische Potenzial solcher Flächen nachgewiesen werden (Brosch et al. 2008; Hamann & Schulte 2002; Keil, Brosch & Buch 2013; Keil & Guderley 2017; Wachsmann, Keil & Bothmann 2023). So konnten im Landschaftspark Duisburg-Nord über 30 Jahre hinweg mehr als 700 (Keil 2019) und auf Flächen der ehemaligen Zeche und Kokerei Zollverein in Essen seit 1992 mindestens 546 Gefäßpflanzen nachgewiesen werden (Keil & Guderley 2017). Auch auf Brachflächen in anderen Regionen Deutschlands, z. B. in Berlin, wurde eine hohe Artenvielfalt festgestellt (Zerbe et al. 2003). In den letzten Jahren konnte die Wirksamkeit der Parkpflege für die Erhaltung der Industrienatur durch ein Monitoringprogramm wissenschaftlich dokumentiert werden, z. B. im Industriebwaldprojekt Ruhrgebiet (Keil & Scholz 2016; RVR 2020). Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen in allen Fällen sehr positive Entwicklungen der Industrienatur. Während in den Parkflächen insbesondere Arten und Biotope der offenen Industrienatur durch die Pflege erhalten werden konnten, haben sich die Sukzessionswälder hinsichtlich der Etablierung von Waldarten, der Waldstruktur und des Reifegrades positiv entwickelt. Im Bereich der offenen Industrienaturflächen profitieren insbesondere wärmeliebende Arten, die nährstoffarme Standorte bevorzugen und im intensiv land- und forstwirtschaftlich geprägten Umland des Ruhrgebietes selten geworden sind. Offene Industrienaturflächen übernehmen somit eine Refugialfunktion für diese seltenen und gefährdeten Arten (Keil, Brosch & Buch 2013).

Im Hinblick auf das Management von Industrienaturflächen ist zudem hervorzuheben, dass das Zulassen unterschiedlicher Vegetationsstadien einen positiven Einfluss auf die Artenvielfalt hat (Schadek et al. 2009). Um dieses Ziel zu erreichen, bietet sich die Etablierung

eines Mosaiks von Flächen unterschiedlichen Alters an (Strauss & Biedermann 2006). Vor diesem Hintergrund zeigt eine GIS-gestützte Untersuchung von Wachsmann, Keil & Bothmann (2023), dass im Ruhrgebiet noch ein ausreichendes Flächenpotenzial für die Ausweitung geschützter Industrienaturflächen vorhanden ist, um das in der Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet festgelegte Ziel von 5.500 ha geschützter Fläche zu erreichen. Die Autor:innen heben hervor, dass sich für die Sicherung zusätzlicher Flächen insbesondere die Schaffung weiterer Landschaftsschutzgebiete anbietet (gegenwärtig besitzen 2.473 ha einen Schutzstatus). Hinsichtlich der strategischen Auswahl geeigneter Brachflächen für die dauerhafte Erhaltung heben Hansen et al. (2012) solche Flächen hervor, die eine besondere Bedeutung für die Biodiversität aufweisen und sich gut für die Einbettung in Freiraumverbundsysteme eignen. Darüber hinaus sollten gerade solche Brachflächen in Betracht gezogen werden, die ein besonderes klimatisches Ausgleichspotenzial in stark von Überwärmung betroffenen Gebieten und ein hohes Erholungspotenzial in Gebieten mit Grünflächenmangel aufweisen.

### Ökologische Aufwertung von Gebäuden

#### Dachbegrünung

Aufgrund der besonderen Standortbedingungen, z. B. bedingt durch geringe Substrattiefen, ist das Artenspektrum auf Gründächern im Vergleich zu Lebensräumen gleicher Größe am Boden eingeschränkt (Knapp, Schmauck & Zehnsdorf 2019; Ksiazek-Mikenas & Köhler 2018). Thuring & Grant (2016) geben in einer umfassenden Literaturstudie einen Überblick über den aktuellen Forschungsstand zur Biodiversität von temperierten und extensiven Gründächern. Hinsichtlich bodenbewohnender Insekten zeigen die Autor:innen, dass vor allem stresstolerante Arten nachgewiesen werden konnten (siehe beispielsweise auch Ksiazek-Mikenas & Köhler 2018 sowie Thuring, Dunnett 2019). Eine in der Literaturübersicht berücksichtigte Studie aus Böblingen und Linz zeigt für Gründächer mit einer Kombination aus extensiven und intensiven Elementen und Substrattiefen von 100 bis 400 mm eine besonders hohe Vielfalt an Wirbellosen, darunter Schnecken, Käfer, Spinnen und Zikaden (Mann 1994; Mann 1996). Spätere Untersuchungen in Basel (Brenneisen 2009) und London (Jones 2002; Kadas 2006; Kadas 2011) bestätigen diese Ergebnisse. Darüber hinaus weisen Braaker et al. (2014) darauf hin, dass extensiv begrünte Dächer wertvollen Lebensraum für viele Wirbellose bieten können und das Potenzial haben, als »Trittsteine« sowohl für sehr mobile als auch für weniger mobile Taxa zu fungieren.

Dies gelte insbesondere für Gründächer, die unter Biodiversitätsgesichtspunkten gestaltet wurden. Die unterschiedliche Zusammensetzung und Tiefe der Substrate scheint ein wichtiger Faktor zu sein, um den ökologischen Wert von extensiven Gründächern für Wirbellose zu verbessern.

Daraus ergeben sich verschiedene Empfehlungen für ein für die Artenvielfalt förderliches Design von Gründächern, wie die Verwendung tiefreichender Substrate, die Etablierung heterogener Mikrostrukturen sowie der Verzicht auf die Verwendung gebietsfremder Pflanzenarten (Knapp, Schmauck & Zehnsdorf 2019; Köhler & Kaiser 2021; Schmauck 2019; Schröder et al. 2020). Darüber hinaus zeigt eine über fünf Jahre reichende Studie von Schröder & Kiehl (2020), dass die Verwendung von gebietseigenem Pflanzenmaterial (gewonnen durch »Rechgut- oder Mahdgutübertragung«) die Phytodiversität auf Gründächern erhöhen kann. Hinsichtlich der Avifauna deuten Untersuchungen darauf hin, dass die Bruterfolge vermutlich aufgrund des geringeren Nahrungsangebots eher gering sind, die Verwendung dickerer Substrate den Bruterfolg jedoch begünstigt (Baumann 2006; Baumann, Roth & Kasten 2010). Bei Kiebitzen (*Vanellus vanellus*) wurde versucht, den Bruterfolg durch ein verbessertes Design der Dächer zu erhöhen, da die Jungvögel auf Gründächern besonders durch Absturz, Verhungern oder Prädation gefährdet sind (Baumann 2006). Für den Hausrotschwanz (*Phoenicurus ochruros*) sind Habitate und erfolgreiche Bruten in London nachgewiesen (Gedge 2003). Insgesamt ist mit Verweis auf Kapitel 7.2.2.2 zu betonen, dass die Anlage von Gründächern aufgrund der vergleichsweise geringeren Artenzahlen immer als wichtige ergänzende Maßnahme, nie aber als Ersatz für Lebensräume am Boden betrachtet werden sollte (Knapp, Schmauck & Zehnsdorf 2019).

#### Schaffung von Nisthilfen/-quartieren

Trotz zahlreicher Nisthilfen und -quartiere liegen nur vereinzelte Untersuchungen zu deren Annahme und langfristiger Nutzung durch Vögel und Fledermäuse vor. Für den Mauersegler (*Apus apus*) konnte in einer vergleichenden Untersuchung von 50 Gebäudekomplexen in Dresden in den Jahren 2002 und 2010 eine Annahmerate von 63 % nachgewiesen werden. Dabei wurden bereits in den ersten Jahren Ersatzquartiere an den Gebäuden besiedelt, die auch vor der Sanierung genutzt wurden. Bis zum Jahr 2010 wiesen beide Kategorien (angestammter Brutplatz/neuer Brutplatz) eine annähernd gleiche Belegung durch Mauersegler (*Apus apus*) auf (Schneider 2013).

Das Wissen über die Wirksamkeit von Ersatzquartieren für Fledermäuse und die dafür relevanten Parameter beschränkt sich bislang auf Untersuchungsergebnisse zu einzelnen Quartieren. So stellen Wieser et al. (2018) bei einem Vergleich von Baumhöhlen und 133 Fledermauskästen mittels Temperaturloggern in Berlin fest, dass Erstere Temperaturminima besser puffern und daher im Frühjahr präferiert werden und dass die Nutzung der Kästen im Sommer zunimmt. Die Autoren schlussfolgern, dass es zum Schutz höhlenbewohnender Fledermäuse in städtischen Gebieten notwendig ist, natürliche Quartiere zu erhalten und künstliche Quartiere so zu verbessern, dass ihre Eigenschaften denen natürlicher Quartiere entsprechen. An einer Versuchsfassade in Stuttgart wird derzeit das Zusammenspiel von hochwertiger Vertikalbegrünung und dem Erfolg von darin integrierten Nisthilfen/-habitaten getestet (Krause et al. 2023).

Für eine Reihe von Fledermausarten und eine Vielzahl von realisierten Ersatzquartieren fehlen jedoch dokumentierte Erkenntnisse. In einer Umfrage des IZW im Jahr 2018 wurden 161 Fledermausschützer:innen gefragt, woher sie ihre Kenntnisse zu Fledermauskästen als Ausgleichsmaßnahmen nehmen. Die Ergebnisse zeigen, dass sich 24 % auf persönliche Einschätzungen, 21 % auf mündliche Berichte anderer Fledermauskundler:innen sowie 18 % auf wissenschaftliche Literatur stützen (Voigt-Heucke & Voigt 2018). Insgesamt wird ein hoher Forschungsbedarf zur Wirksamkeit und optimierten Gestaltung von Quartieren festgestellt.

### Reduzierung und Markierung von Glasflächen

Durchsichtige Glasflächen wie Lärmschutzwände, Verbindungsgänge und Wintergärten sind für Vögel oft nicht erkennbar und können zu Kollisionen führen. Ähnliche Effekte können von stark spiegelnden Glasflächen ausgehen. Eine Hochrechnung für Deutschland hat ergeben, dass jährlich etwa 100–115 Mio. Vögel an Glas verunglücken (LAG VSW – Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten et al. 2017).

Neben einer Reduzierung von großflächigen, hochtransparenten Glasflächen können Markierungen auf der Glasoberfläche solche Kollisionen wirksam verhindern bzw. deutlich reduzieren. Die Markierungen müssen eine gewisse Mindestgröße aufweisen, damit Vögel sie auf Distanz wahrnehmen und rechtzeitig reagieren können (Rössler et al. 2022). Die Wirksamkeit von Markierungen kann mit einem standardisierten Prüfverfahren, dem sogenannten Hohenauer Bewertungsschema, ermittelt werden (Rössler et al. 2022). Dabei werden Vögel in einem Freilandlabor durch einen Flugtunnel ge-

schickt, an dessen hellem Ende sich zwei Glasscheiben befinden. Eine dieser Scheiben ist markiert, die andere unmarkiert (Referenzscheibe). Pro Markierungen werden mindestens 80 Testflüge durchgeführt. Vor den Scheiben ist ein dünnes Netz gespannt, um die Vögel vor tatsächlichen Kollisionen und Verletzungen zu schützen. Im Ergebnis werden die Markierungen in vier Kategorien eingeteilt. Nur die als »hochwirksam« eingestuft Markierungen, d. h., mindestens 90 % der Testflüge sind auf die unmarkierte Referenzscheibe gerichtet, werden von den Autor:innen uneingeschränkt zum Einsatz empfohlen. Eine Zusammenstellung der Wirksamkeit von Markierungen findet sich in Rössler et al. (2022). Diese können auch nachträglich mittels Folien auf Glasflächen mit hohem Kollisionsrisiko aufgebracht werden.

Die Kollisionsgefahr kann durch nächtliche Gebäudebeleuchtung verstärkt werden, wie Korner, Maravic & Haupt (2022) für ein Gebäude in Bonn nachgewiesen haben. Nachträglich eingeführte Vermeidungsmaßnahmen wie die zeitweise Abschaltung der Beleuchtung oder eine Abdunkelung mittels Jalousien erwiesen sich als nicht ausreichend wirksam, da sie nicht konsequent umgesetzt wurden.

### Förderung von Umweltbildung und Naturerfahrung

Für den nachhaltigen Schutz und die Entwicklung einer urbanen Biodiversität sind das Wissen über Stadtnatur sowie das persönliche Erleben von Stadtnatur durch die Stadtbewohner:innen von zentraler Bedeutung (Knapp et al. 2016). Der Aufenthalt in der städtischen Natur und die originäre Begegnung mit Tier- und Pflanzenarten fördert dabei die Empathie gegenüber den Lebewesen und stärkt zudem die Motorik, das kognitive Denken sowie die sozialen Kompetenzen der Stadtbewohner:innen (Schneider & Keil 2018). Insbesondere bei Kindern und Jugendlichen kann so der zunehmenden Naturentfremdung erfolgreich entgegengewirkt werden (Frohn et al. 2020). Die Möglichkeiten der Wissensvermittlung sind vielfältig und reichen von Informationsveranstaltungen, Aktionstagen, Pressearbeit, Social-Media-Beiträgen, Citizen-Science-Projekten, klassischen Lehrpfaden bis hin zu Informationen über Printmedien.

Innerstädtische Brachflächen sowie Brachflächen der Montanindustrie oder Gleisbrachen können sich als außerschulische Lernorte eignen. Häufig befinden sich Brachflächen innerhalb von Stadtquartieren in räumlicher Nähe zu Kindertagesstätten, Schulen oder Universitäten. Die meist hohe Standort- und Artenvielfalt kann sehr gut als Lerninhalt in verschiedene Schul- und Studienfächer integriert werden. Dabei spielt entdeckendes und forschendes Lernen im Sinne einer Bildung für

Nachhaltigkeit (BNE) eine entscheidende Rolle (Brosch et al. 2023). Darüber hinaus bieten sich solche Brachflächen als innerstädtische Naturerfahrungsräume an, wenn sie frei zugänglich sind und die Verkehrssicherung durch die Kommunen gewährleistet werden kann (Buch & Keil 2013; Heuser 2007; Schneider & Keil 2018). Naturerfahrungsräume weisen aufgrund der i. d. R. bereits viele Jahre zurückliegenden Nutzungsaufgaben und der sehr extensiven Pflege häufig unterschiedliche Wuchsbedingungen mit verschiedenen Sukzessionsstadien auf, die Wildniselemente beinhalten und eine hohe Biodiversität hervorbringen. Das Spielen der Kinder

fördert die notwendige Dynamik, die eine mosaikartige Biotopstruktur mit offenen Lebensräumen, Gebüsch und Vorwäldern (im Ruhrgebiet z. T. Industriegewälder) ermöglicht. Beispiele für gelungene Naturerfahrungsräume finden sich im Ruhrgebiet (Heuser 2007; Niehuis et al. 2022) und in Berlin (BfN 2020).

Ein dichtes Netz von Umweltbildungseinrichtungen, Waldkindergärten oder anderen Bildungsträgern mit einem Schwerpunkt auf Outdoorangeboten kann darüber hinaus einen zusätzlichen Beitrag zu mehr Wissen und Naturerfahrungen der städtischen Bevölkerung leisten (Knapp et al. 2016).

**Tabelle 7.5:** Übersicht über die Ergebnisse der Evaluierung ausgewählter Maßnahmen im urbanen Raum.

Maßnahme	Relevante politische Instrumente	Wirkung auf Treiber	Wirkung auf Biodiversität	Beispiele für Erfolgsfaktoren
Flächenschutzmaßnahmen	Bundes- und Landesnaturschutzgesetze, z. B. Landschaftsplan (§ 11 BNatSchG), FFH- und Vogelschutzrichtlinie	<ul style="list-style-type: none"> <li>Veränderung der Struktur der Landschaft im urbanen Raum</li> <li>Veränderte Landnutzung im urbanen Raum</li> </ul>	artengruppenübergreifend positive Auswirkungen	<ul style="list-style-type: none"> <li>Größe des Schutzgebiets beeinflusst die Artenvielfalt positiv</li> <li>Konnektivität zwischen verschiedenen Schutzgebieten wirkt sich positiv auf die Artenvielfalt aus</li> </ul>
Anlage von Blühwiesen	Grünordnungspläne (§ 11 BNatSchG), Friedhofs-/ Kleingartensatzung, Förderprogramme des Bundes, der Länder und der Kommunen, Eingriffsregelung (§ 14 BNatSchG), Bebauungsplan (§ 9 BauGB)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Veränderte Landnutzung im urbanen Raum</li> </ul>	positiv insbesondere für Flora, Insekten, Säugetiere und Vögel	<ul style="list-style-type: none"> <li>Anlage von extensiv gepflegten mehrjährigen statt einjährigen Blühwiesen</li> <li>Verwendung gebietseigener Saatgutmischungen</li> <li>Fachgerechte Folgepflege, z. B. hinsichtlich Mahdtechnik und -häufigkeit</li> </ul>
Naturverträgliche Mahd	Grünordnungspläne (§ 11 BNatSchG), Friedhofs-/ Kleingartensatzung, Förderprogramme des Bundes, der Länder und der Kommunen, Eingriffsregelung (§ 14 BNatSchG), Bebauungsplan (§ 9 BauGB)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Veränderte Landnutzung im urbanen Raum</li> </ul>	positiv insbesondere für Flora, Insekten, Säugetiere und Vögel	<ul style="list-style-type: none"> <li>Reduzierung der Mahdhäufigkeit</li> <li>Anwendung partieller Mahdverfahren, bei denen ein Teil der Flächen nicht gemäht wird</li> <li>Zeitpunkt der Mahd</li> <li>insektenfreundliche Mahdtechnik</li> </ul>
Entwicklung von Einzelgehölzen (Straßen- und Parkbäume), Gehölzbeständen und urbanen Wäldern	z. B. Baumschutzsatzungen und Grünordnungspläne (§ 11 BNatSchG)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Veränderung der Struktur der Landschaft im urbanen Raum</li> <li>veränderte Landnutzung im urbanen Raum</li> </ul>	positiv u. a. für Vögel und gehölzgebundene Insektenarten	<ul style="list-style-type: none"> <li>nach Möglichkeit Verwendung gebietseigener Baumarten</li> <li>Verwendung von Baumarten mit hoher genetischer Variabilität</li> <li>Nutzung der Selbstausaat von Bäumen</li> <li>Schaffung eines Mosaiks unterschiedlicher Gehölzstrukturen und gezieltes Offenhalten von Teilbereichen in urbanen Wäldern</li> </ul>
Entwicklung von Industrie- und Gewerbebrachen zu artenreichen Industrienaturflächen	Flächennutzungspläne, Grünordnungspläne, kommunale Bauleitplanung	<ul style="list-style-type: none"> <li>direkter Treiber: Veränderung der Struktur der Landschaft im urbanen Raum</li> <li>direkter Treiber: Veränderte Landnutzung im urbanen Raum</li> </ul>	artengruppenübergreifend positive Auswirkungen	<ul style="list-style-type: none"> <li>langfristige Sicherung der Flächen</li> <li>vielfältige Vegetationsstrukturen sowie Sukzessionsstadien sehr wichtig, wirken sich positiv auf die Artenvielfalt aus</li> </ul>

Maßnahme	Relevante politische Instrumente	Wirkung auf Treiber	Wirkung auf Biodiversität	Beispiele für Erfolgsfaktoren
Dachbegrünung	Kommunale Bauleitplanung, Grünordnungsplan (§ 11 BNatSchG) in Verbindung mit Bebauungsplan (§ 9 BauGB), Städtebaulicher Vertrag (§ 11 BauGB) sowie Stadtumbau- und Sanierungssatzung (§ 141s und § 142 BauGB)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• direkter Treiber: Veränderung der Struktur der Landschaft im urbanen Raum</li> <li>• direkter Treiber: veränderte Landnutzung im urbanen Raum</li> </ul>	positiv für Flora, Insekten und Vögel, aber nur wenn als Ergänzung und nicht als Ersatz für artenreiche Grünflächen	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tieferreichende Substrate wirken sich positiv auf die Artenvielfalt aus</li> <li>• Schaffung heterogener Mikrostrukturen wirkt sich positiv auf die Artenvielfalt aus</li> <li>• Verwendung von gebietseigenem Pflanzenmaterial (z. B. Mahdgut) wirkt sich positiv auf die Phytodiversität aus</li> </ul>
Schaffung von Nisthilfen und -quartieren	z. B. Eingriffsregelung, Bauleitplanung	• direkter Treiber: Veränderung der Struktur der Landschaft im urbanen Raum	positiv für Vögel, Fledermäuse und verschiedene Insektenarten	• Charakteristika der lokalen Zielarten müssen bei der Gestaltung der Nisthilfe beachtet werden
Reduzierung und Markierung von Glasflächen	Bauordnung und Baugenehmigung	• direkter Treiber: Vogelschlag durch Glasflächen	positiv für Vögel	• bei Markierung von Glasflächen: ausreichende Größe der Markierung wichtig, um Kollisionen tatsächlich zu vermeiden
Mehr Umweltbildung und Naturerfahrung	Förderprogramme des Bundes und der Länder sowie bei Naturerfahrungsräumen Flächen-nutzungspläne sowie kommunale Bauleitplanung	• indirekte gesellschaftlicher Treiber im urbanen Raum: der Naturentfremdung entgegenwirkender Wertewandel durch Umweltbildung und Naturerfahrung	artengruppenübergreifend positive Auswirkungen	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Erweiterung bestehender Umweltbildungsangebote für Kinder, Jugendliche und Erwachsene</li> <li>• Ausbau des Netzes bestehender Naturerfahrungsräume, um breiten Bevölkerungsschichten den Zugang zu ermöglichen</li> </ul>

### Box 7.2: Transformationspotenziale – urbane Gärten.

#### Kurzbeschreibung

Urbane Gärten sind aufgrund ihrer Ressourcen, Strukturen und Mensch-Umwelt-Beziehungen für die Erhaltung und Erhöhung der biologischen Vielfalt in Städten von entscheidender Bedeutung. Gärten haben die Fähigkeit, urbane Räume und urbane Ökosysteme mit- und umzugestalten. Hieraus ergibt sich ein großes Transformationspotenzial von Gärten. Deutschland und vor allem der urbane Raum in Deutschland braucht daher eine Politik (insbesondere auf kommunaler Ebene), welche die Erhaltung dieser Gärten nachhaltig stärkt. Darüber hinaus können beispielsweise Gartenvereine, auch zusammen mit wissenschaftlichen Akteur:innen, eine wichtige Rolle spielen, um das Potenzial von Gärten für Umweltbildung und Partizipation zu fördern. In privaten Gärten können in dieser Hinsicht Bürgerwissenschaftsinitiativen (Citizen Science) besonders erfolgreich sein, da sie auch Einzelpersonen erreichen können.

#### Bezug zu indirekten Treibern des Biodiversitätsverlustes

Urbane Gärten können (Lern-)Orte sein, an denen die Verbindungen zwischen Mensch und Natur gestärkt werden können (vgl. Pyle 1993; Soga & Gaston 2016; Teuber et al. 2019). In diesem Sinne tragen urbane Gärten zur Rückbesinnung auf die Natur bei und ermöglichen die Bereitstellung elementarer Naturerlebnisse (Dietrich 2014). Vor diesem Hintergrund können die Ökosystemleistungen städtischer Gärten, wie z. B. die Bereitstellung von Nahrungsmitteln oder die Erholung,

den Menschen einen Zugang zur Natur ermöglichen (Teuber et al. 2019). In der Naturbewusstseinsstudie 2019/20 des Bundesamtes für Naturschutz achten 45 % der 308 Befragten »immer« oder »häufig« bei der Gestaltung ihres Balkons oder Gartens auf heimische Pflanzen, damit sich Insekten davon ernähren können (Lampert, Gabriel & Menrad 2022). Viele der ca. fünf Mio. Gartenbesitzer:innen (BDG 2022) betreuen ihren Garten ein- bis mehrmals pro Woche (Dietrich 2014). Gemeinsame Formen des urbanen Gärtnerns (z. B. in Gemeinschaftsgärten) können »als Bürgerbeteiligung im Sinne gesellschaftlicher Teilhabe und Inanspruchnahme von (öffentlichem) Raum verstanden werden« (Dietrich 2014, S. 20).

#### Positive Biodiversitätsänderungen

Die Vielfalt urbaner Gärten kann unterschiedliche Lebensräume und Lebensbedingungen bieten und daher unterschiedliche Auswirkungen auf die Biodiversität haben und unterschiedliche Funktionen erfüllen: hohe Vielfalt an Kulturpflanzen pro Flächeneinheit (BDG 2006); Rückzugsräume für Flora und Fauna; verbindende Elemente im Biotopverbund (vgl. App et al. 2022); sowie Regulierung des Mikroklimas und des Wasserhaushalts (Dietrich 2014). Urbane Gärten können Orte der pflanzlichen Vielfalt in städtischen Gebieten sein, auch in dicht bebauten Bereichen (Seitz et al. 2022). Spätblühende exotische Gartenpflanzen können einheimische Pflanzen teilweise als Bestäuberressourcen ersetzen, wenn

einheimische Pflanzen saisonal knapp werden (Staab, Pereira-Peixeoto & Klein 2020). Gärten können auch als Samenspeicher für alte Sorten dienen und damit einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung und zur Verbesserung der Artenvielfalt von Nutz- und Zierpflanzen leisten (Dietrich 2014).

Unterschiede in der Biodiversität ergeben sich aus der Nutzungsintensität in urbanen Gärten. So stellten Cabral et al. (2017) in Leipzig den höchsten Artenreichtum in Kleingärten mit mittlerer Nutzungsintensität fest, da diese sowohl Raum für kultivierte Nutz- und Zierpflanzen als auch für einheimische Wildpflanzen bieten. Ein Vorteil der Einzelgärten ist, dass eine mosaikartige Gartenstruktur entsteht, die in der Regel biodiversitätsfördernd ist (Dietrich 2014; Holl 2002).

#### **Hindernisse und Widerstände**

Eine Herausforderung stellt die differenzierte soziodemografische Entwicklung in Deutschland dar (UBA 2007). Während in wachsenden Großstädten eine erhöhte Nachfrage nach Kleingärten zu verzeichnen ist, werden Kleingärten in strukturschwachen Regionen nicht mehr benötigt. Zwischen 2011 und 2018 ist der Bestand bundesweit um rund 25.000 Kleingärten zurückgegangen; 75 % davon aufgrund mangelnder Nachfrage (BBSR 2019).

#### **Wichtigste Erfolgsfaktoren**

Mit Wirkung zum 1.3.2022 ist die Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes in Kraft getreten, die die Bedeutung von Kleingartenanlagen für den Naturschutz stärker anerkennt

(BDG 2022). Neben dem Bundeskleingartengesetz ist dies eine entscheidende Grundlage für den weitgehenden Erhalt der Kleingärtenbestände in Großstädten mit hohem Nutzungsdruck (BBSR 2019). Rund 50 % der in einer Studie des BBSR (2019) befragten Kommunen sehen in der weiteren ökologischen Aufwertung der Kleingartenanlagen als Teil der städtischen Biotopflächen eine wichtige Zukunftsaufgabe. Notwendig sind Kleingartenentwicklungskonzepte, die das Grün- und Freiraumsystem weiter qualifizieren, Nutzungs- und Flächenkonkurrenz minimieren und langfristig mehr Planungssicherheit für Kleingärten schaffen.

#### **Transformationspotenzial**

Urbane Gärten haben das Potenzial, die Beziehung zwischen Mensch und Natur zu gestalten, indem sie den direkten Kontakt zwischen Mensch und Natur fördern. Darüber hinaus können sie direkte positive Auswirkungen auf die Biodiversität haben, z. B. durch die Auswahl von Pflanzenarten und bestimmte Bewirtschaftungspraktiken. Sie sind aufgrund ihrer Ressourcen, Strukturen, aber auch ihrer Mensch-Umwelt-Beziehungen (Umweltbildung, Partizipation, Teilhabe, Empathie und Subjektbezug) für den Erhalt und die Vermehrung der Biodiversität in Städten unverzichtbar. Gärten haben die Fähigkeit, urbane Räume und urbane Ökosysteme mit- und umzugestalten. Auch Nichtregierungsorganisationen wie Gartenvereine, womöglich zusammen mit wissenschaftlichen Akteur:innen, können eine wichtige Rolle spielen, um das Potenzial von Gärten für Umweltbildung und Partizipation zu fördern.

### **Box 7.3: Transformationspotenziale – Regionale Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet.**

#### **Kurzbeschreibung**

Die Regionale Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet ist das Ergebnis eines mehr als zweijährigen intensiven Analyse- und Diskussionsprozesses (2020–2022). Ziel der Strategie ist es, regional abgestimmte Ziele und Maßnahmen zum Schutz und zur Steigerung der Biodiversität in der Metropole Ruhr zu formulieren und zukünftige Maßnahmen zu steuern (Keil et al. 2021). Die Regionale Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet beleuchtet die Biodiversität des Ballungsraumes aus verschiedenen Blickwinkeln. Sie stellt Grundlagen und Leitbilder dar und benennt konkrete Ziele und Maßnahmen, die mit quantifizierbaren und messbaren Kriterien zur Zielerreichung hinterlegt sind. Zudem werden die Adressat:innen konkret angesprochen. Die Strategie wurde im Juni 2022 politisch in der Regionalversammlung des Regionalverbandes Ruhr beschlossen.

#### **Bezug zu indirekten Treibern des Biodiversitätsverlustes**

Das Ruhrgebiet ist der drittgrößte Ballungsraum Europas (Keil, Hering & Bothmann 2022). Die Region umfasst zahlreiche hoch verdichtete Siedlungsräume mit einer industriell geprägten Vergangenheit. Der politisch-gesellschaftlich forcierte Kohleausstieg machte einen wirtschaftlichen Strukturwandel unumgänglich. Der hohe Flächennutzungsdruck und die damit

verbundenen Flächenkonkurrenzen sowie zahlreiche Landnutzungskonflikte erschweren die Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen. Biodiversitätsverluste resultieren unter anderem aus intensiver Landnutzung, Eutrophierung und Pestizideinsatz, Lichtverschmutzung, Lärm und Erschütterungen, Ausbreitung von Neobiota und den Folgen des Klimawandels.

#### **Positive Biodiversitätsänderungen**

Angesichts der hohen Siedlungsdichte und der Flächennutzungskonflikte bedarf es einer gut abgestimmten und partizipativ geplanten Strategie, um Naturschutz und Wirtschaftlichkeit in Einklang zu bringen. Neben den Siedlungsräumen hat das Ruhrgebiet auch diverse Landschaften mit unterschiedlichen Strukturen zu bieten, welche die einzelnen Biotope (auch bedeutende Industrienaturflächen) miteinander verbinden und Wanderungskorridore für Arten darstellen. Da die Umsetzung der Regionalen Biodiversitätsstrategie erst im Juli 2022 begonnen hat, werden sich die positiven Auswirkungen auf die Biodiversität erst in den nächsten Jahren zeigen.

#### **Hindernisse und Widerstände**

Innerhalb des Partizipationsprozesses gab es viele Diskussionen aufgrund gegensätzlicher Landnutzungskonzepte wie

Prozess- versus Artenschutz, intensive versus extensive Flächennutzung, Wohnraumentwicklung versus urbane Freiräume, aber auch Diskussionen zum Umgang mit Neobiota. Innerhalb der Strategie erfolgte kein gesellschaftlicher Interessenausgleich, sodass insbesondere die Forderung nach Erholungs- und Freizeitangebot versus sensiblen urbanen Schutzgebieten und die Forderung nach finanzierbarem Wohnraum versus Brachflächenschutz offenbleibt. Aus administrativer Sicht wird die Umsetzung interkommunaler Maßnahmen der Regionalen Biodiversitätsstrategie eine Herausforderung darstellen, da das Ruhrgebiet mit 56 Kommunen (elf Großstädten und vier Kreisen) polyzentrisch organisiert ist. Ebenso könnte die zukünftige Finanzierung der Maßnahmenumsetzung ein Hindernis darstellen, da einige Städte die dafür notwendigen Eigenmittel nicht aufbringen können.

#### Wichtigste Erfolgsfaktoren

Die Unterstützung im Rahmen der Ruhrkonferenz durch das Umweltministerium NRW wie auch die intensive Beteiligung unterschiedlicher Interessenvertreter:innen der Umwelt- und Naturschutzverwaltung, NGOs und Universitäten (Netzwerk »Urbane Biodiversität Ruhrgebiet«, Biologische Station Westliches Ruhrgebiet, Regionalverband Ruhr, Emschergenossenschaft, Universitäten Duisburg-Essen, Bochum und Dortmund) waren entscheidend. Wesentliche Bestandteile waren die interkommunale Zusammenarbeit und der intensive Partizipationsprozess mit zahlreichen Workshops, Fachtagungen, webbasierten Angeboten und Informationen (z. B. Angebot zur Kommentierung einer webbasierten Entwurfsfassung der Strategie).

#### Transformationspotenzial

Die Regionale Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet nutzt ein »Window of Opportunity« (Gelegenheitsfenster), denn der

politisch und gesellschaftlich forcierte Ausstieg aus der Kohle sowie verschiedene Wirtschaftskrisen (Kohle, Öl, Stahl) haben einen Strukturwandel unumgänglich gemacht und damit auch Raum für neue Formen der biodiversitätsfreundlichen Flächennutzung geschaffen. Für eine individuelle Zuschneidung auf die Bedingungen urbaner Räume setzt die Strategie auf eine klare Darstellung und Kommunikation von Grundlagen und Leitbildern sowie konkreten Zielen und Maßnahmen. Darüber hinaus zeigt die Strategie Synergien zwischen Wirtschaft und Naturschutz sowie den ökonomischen Mehrwert auf (u. a. Stärkung des Tourismus durch naturnahe Landschaft; Vermarktung regionaler Produkte). Als wichtiges Element zur Entfaltung des Transformationspotenzials werden die oben genannten partizipativen Beteiligungsprozesse gesehen und durchgeführt, um die vielfältigen und oft gegensätzlichen Interessen, die sich insbesondere aus dem hohen Flächennutzungsdruck der Städte ergeben, auszugleichen. Des Weiteren hat sich die enge Zusammenarbeit zwischen Wissenschaft, NGOs und Politik als entscheidend für den Erfolg der Strategieentwicklung erwiesen. Auch flankierende Maßnahmen im Bereich der Umweltbildung, z. B. an Universitäten, Schulen und Kindergärten, sowie Beratungsangebote, beispielsweise für Landwirt:innen, spielen eine wichtige Rolle. Schließlich ist auf die große Bedeutung der konsequenten Anwendung bestehender umweltpolitischer Instrumente hinzuweisen, beispielsweise von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen sowie von weiteren Naturschutzmaßnahmen, die im Bundesnaturschutzgesetz, in der FFH-Richtlinie und der Wasserrahmenrichtlinie verankert sind. Auch die finanzielle Förderung naturnaher und extensiv gepflegter Flächen (z. B. ökologischer Landbau, Urban Gardening, artenreiche Privatgärten, naturnahe Grünflächen auf Eigentumsflächen, Gründächer) ist von großer Bedeutung.

## 7.7 Handlungsbedarfe und -optionen in urbanen Räumen

Aus den im Kapitel »Urbane Räume« zusammengetragenen Informationen lassen sich verschiedene Handlungsbedarfe und -optionen ableiten, um den Schutz und die Förderung der Biodiversität in den Städten Deutschlands langfristig zu ermöglichen und voranzutreiben.

Angesichts des fortschreitenden Flächenverbrauchs kommt der **qualitativen und quantitativen Sicherung von Grün- und Freiflächen** eine zentrale Bedeutung für die Stärkung der urbanen Biodiversität zu, insbesondere durch eine konsequente und rechtsverbindliche Unterschutzstellung und Sicherung dieser Flächen, aber auch durch die Novellierung und Fortschreibung von Landschafts-, Grünordnungs- und Bebauungsplänen sowie eine effektive und tatsächlich funktionsbezogene Umsetzung der Eingriffsregelung. Dies ist wichtig, da das Ziel der Biodiversitätserhaltung zunehmend in Konkurrenz zu Infrastrukturplanungen und Wohnungsbau tritt.

Dies darf jedoch nicht dazu führen, dass die Belange des Schutzes von Arten und Lebensräumen, die langfristig auch dem Gemeinwohl dienen, zurückgedrängt werden. Handlungsoptionen hierfür sind neben der planungsrechtlichen Sicherung von Flächen die Realisierung von Entsiegelungspotenzialen statt Versiegelung, eine gesteigerte Konnektivität zwischen den Grünflächen sowie die verstärkte Sicherung geschützter Arten und Biotope zur Erhöhung der Qualität vorhandener Flächen.

Generell ist hervorzuheben, dass eine **Stärkung und konsequente Umsetzung der bestehenden Instrumente** zum Schutz und zur nachhaltigen Entwicklung der Biodiversität in urbanen Räumen von herausragender Bedeutung sind. Bei Planungen sollten nicht nur bereits gesetzlich geschützte Arten und Biotope, sondern auch anderweitig begründete Zielarten des Arten- und Biotopschutzes berücksichtigt werden, um der Gefährdung vieler Arten besser entgegenwirken zu können. Bei der Erarbeitung und Überarbeitung von Gesetzen und Verordnungen sollten aktuelle und neue Erkenntnisse,

insbesondere zur innovativen Entwicklung der lokalen und überregionalen Biodiversität, stärker und kontinuierlich berücksichtigt werden. Der *Faktencheck Artenvielfalt* für den Bereich »Urbane Räume« verdeutlicht, dass die bestehenden Maßnahmen und Steuerungselemente nicht ausreichen, um den Status quo der Artenvielfalt in Städten langfristig zu erhalten oder gar die Situation z. B. seltener Arten zu verbessern.

**Gezielte Investitionen in die Erhaltung und Entwicklung von Ökosystemleistungen grüner und blauer Infrastruktur** sind in Zeiten steigender Flächenkonkurrenz in urbanen Regionen ein zentrales Element für den Biodiversitätsschutz. Problematisch für eine effektive und vor allem langfristige Umsetzung biodiversitätsfördernder Maßnahmen ist der projektbezogene Charakter vieler Förderprogramme. Die Etablierung von auf Langfristigkeit ausgerichteten Förderprogrammen, die über die Dauer einer Legislaturperiode hinausgehen, ist daher von zentraler Bedeutung. Auch die finanzielle und personelle Stärkung von Fachämtern sollte in den Blick genommen werden, um eine kontinuierliche Umsetzung geeigneter Maßnahmen zu gewährleisten und diese mit anderen Zielen, wie z. B. der Anpassung der Städte an den Klimawandel, in Einklang zu bringen. Dazu ist es notwendig, vorhandene Mittel (wieder) verstärkt für die (personelle) Grundausstattung einzusetzen, um eine kontinuierliche Arbeit zu ermöglichen. Projektmittel sollten flankierend für bestimmte Schwerpunkte eingesetzt werden.

Darüber hinaus muss die **Einbeziehung zivilgesellschaftlicher Akteure**, vom Privathaushalt bis zum Interessenverband, gestärkt werden, um eine breite Beteiligung und Akzeptanz der Stadtbevölkerung zu erreichen. Dabei ist **Arten- und Naturschutz auch als Querschnittsthema** zu verstehen, das in allen Fachressorts von Politik und Verwaltung stärker berücksichtigt werden muss.

Im Folgenden werden weitere wichtige Handlungsbedarfe und -optionen in Themenblöcken aufgezeigt. Sie richten sich sowohl an zivilgesellschaftliche Akteure als auch an Akteure und Entscheidungsträger:innen in Politik, Verwaltung, Wirtschaft und Wissenschaft.

### Biodiversitätsmonitoring und Forschungsbedarfe

Die Analyse zu Status und Trends der Artenvielfalt in urbanen Räumen zeigt, dass für viele Artengruppen eine systematische Erfassung und ein standardisiertes Monitoringverfahren fehlen (vgl. Kap. 7.2). Es werden sowohl Grundlagendaten benötigt, um Muster zu verstehen, als auch kontinuierliche Monitoring- und Beobachtungsdaten, um Trends zu erkennen. Es existieren bis dato nur fragmentierte Datenbanken, Berichte und Studien,

die auf unterschiedlichen Skalen, mit verschiedenen Erfassungsmethoden und divergierenden Zeitabschnitten arbeiten. Viele Daten sind nicht oder nur in Teilen zugänglich. Diese Grundlagen sind unzureichend, um der Biodiversitätskrise mit geeigneten Maßnahmen zu begegnen. Hieraus ergeben sich wichtige Handlungsbedarfe, um diese Lücke in Zukunft zu schließen:

- engere Kommunikation und Synergien zwischen Initiativen der Stadtverwaltungen (z. B. Biodiversitätsstrategien) sowie nationalen und internationalen Forschungsprojekten, die einen Datenmanagementplan oder andere Infrastruktur bereitstellen und damit lokale Initiativen unterstützen können.
- finanzielle und strukturelle Stärkung sowie bessere personelle Ausstattung von Institutionen, die in Deutschland standardisierte Grundlagendaten zur Biodiversität in urbanen Räumen erheben und aufbereiten.
- finanzielle und strukturelle Stärkung sowie bessere personelle Ausstattung von Institutionen, die Monitoringstrategien und -aktivitäten entwickeln und umsetzen, die auch zeitlich-räumliche Vergleiche zwischen Städten (unterschiedlicher Größe) ermöglichen.
- Effektiveres, d. h. drei- bis fünfjähriges, regelmäßiges, detaillierteres und harmonisiertes Monitoring von Biodiversität und Ökosystemleistungen in urbanen Räumen. Dabei sollten auch neue Datenquellen (z. B. durch Fernerkundung, Umweltsensorik, KI-gestützte Citizen Science) gefördert und genutzt werden.
- Verpflichtung zur Veröffentlichung und einfachen Auffindbarkeit der erhobenen Daten gemäß den FAIR-Prinzipien: Findable (auffindbar), Accessible (zugänglich), Interoperable (interoperabel) und Reusable (wiederverwendbar), um die Zugänglichkeit für Menschen in Verwaltung, Grünplanungs- und Implementationspraxis und Forschung zu verbessern.
- Zusammenführung und Bereitstellung lokaler Biodiversitätsdaten auf übergeordneter bzw. überregionaler Ebene.
- stärkere Kooperation zwischen Institutionen (Verwaltung, Forschungseinrichtungen, NGOs usw.) und klare Verantwortlichkeiten für Datenerhebung und Monitoring.
- konsequente Etablierung bzw. Fortführung von Roten Listen relevanter Artengruppen (Flora, Avifauna, Säugetiere, Amphibien, Reptilien, Fische, Insekten, Spinnentiere, Pilze) auf der Ebene von Städten und Ballungsräumen.

Darüber hinaus ergeben sich aus den identifizierten Wissenslücken eine Reihe wichtiger Forschungsbedarfe:

- Analyse langfristiger Trends von Artenzahlen, der Bestandsgrößen und der Vitalität verschiedener Artengruppen auf der Basis vorgeschlagenen standardisierten Monitorings, einschließlich der Identifikation ursächlicher Treiber dieser Trends zur Ableitung effektiver Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität.
- Erforschung der Anpassungsleistungen von Arten an urbane Umweltbedingungen. Hierzu sind neben Bestandsabschätzungen auch Daten zu individuellen Merkmalsausprägungen wie Körpergröße oder Brutzeit sowie zu Reproduktions- und Überlebensgrößen wie der Anzahl der Nachkommen erforderlich.
- Förderung der Forschung zu bodenbewohnenden Artengruppen sowie zur Mikrobiologie (Bakterien, Pilze, Viren) im urbanen Raum, da hier sehr große Wissenslücken bestehen und diese im Hinblick auf den Klimawandel sowie Luft-, Boden- und Gewässerverschmutzung von hoher Relevanz sind bzw. sein werden.
- Forschung zur artengruppenspezifischen Lichtempfindlichkeit und zum Umgang mit Lichtemissionen.
- Erforschung der Beziehungen zwischen Biodiversität und verschiedenen Ökosystemleistungen, um Win-win-Situationen bei der Gestaltung und dem Management von grüner und blauer Infrastruktur zum Nutzen der Biodiversität und des Menschen abzuleiten.

#### Treiber für den Artenverlust effektiv adressieren

In den Kapiteln 7.4 und 7.5 wurden zahlreiche direkte und indirekte Treiber von Biodiversitätsverlusten identifiziert, denen mit geeigneten Instrumenten und Maßnahmen begegnet werden muss. Dazu gehören:

- strategische Minimierung der zunehmenden Bodenversiegelung in Städten als Haupttreiber des Biodiversitätsverlustes. Dazu sollten Flächennutzungspläne und Eingriffsregelungen strategisch und effektiv umgesetzt werden. Eine wichtige Rolle spielt dabei ein geeigneter Flächenpool an Ausgleichsflächen, der auf Multifunktionalität bei größtmöglicher Vernetzung ausgerichtet sein sollte. Dabei gilt es, ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Wohnfunktion, Biodiversitätsschutz und Klimaanpassung sowie -schutz zu finden. Eine kritische Abwägung der Vor-, aber auch der Nachteile der doppelten (und dreifachen) Innenentwicklung hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Biodiversität ist dabei entscheidend.
- Umsetzung gezielter Maßnahmen im bebauten Bereich zur Minimierung der direkten Treiber des Biodiversitätsverlustes. Dazu gehört die Verknüpfung von Fördermitteln mit biodiversitätsfördernden Maßnahmen, z. B. energetische Gebäudesanierung in Verbindung mit Maßnahmen zum Fledermaus- bzw.

Gebäudebrüterschutz, Umrüstung der Straßenbeleuchtung in Verbindung mit dem Einsatz von biodiversitätsfreundlicheren LED-Lampen, der Ausbau des Fuß- und Radwegenetzes in Verbindung mit Maßnahmen zur Erhöhung der Konnektivität und Vernetzung von Naturelementen in der Stadt, der Einsatz von Mitteln der Städtebauförderung in Verbindung mit der Sanierung des Altbestandes bzw. dem vorzugsweisen Bauen im Bestand vor Neubau auf innerstädtischen Freiflächen. Gleichzeitig sollte die Bereitschaft bestehen, neue Ansätze zu erproben, um den Herausforderungen der direkten/indirekten Treiber effektiv zu begegnen.

- Um die Stabilität urbaner Ökosysteme vor dem Hintergrund des Klimawandels zu gewährleisten, ist die Biodiversität von großer Bedeutung. Ansätze wie die Schwammstadt oder naturbasierte Lösungen können dazu beitragen, die Folgen des Klimawandels auch für die Biodiversität abzumildern. Neben der verstärkten Verwendung geeigneter heimischer Arten ist in diesem Zusammenhang auch eine Offenheit für die selektive Einbringung nicht einheimischer Arten erforderlich, z. B. trockenheitsresistenter Arten als Straßenbäume zur Beschattung von Wegen oder Spielplätzen bei gleichzeitigem Monitoring invasiver Arten wie dem Götterbaum.
- Biodiversitätssensibler Einsatz von Düngemitteln und Herbiziden, um die Verschmutzung von Böden und Gewässern in urbanen Räumen zu minimieren. Dazu können naturbasierte Lösungen beitragen, etwa der Einsatz biologischer Schädlingsbekämpfung.
- Abbau von Subventionen (z. B. Wohnungsbau- oder Wirtschaftsförderungen, die das Ziel der Minimierung des zunehmenden Flächenverbrauchs nicht ausreichend berücksichtigen) und anderen Anreizen, die dem Schutz und der Erhöhung der Biodiversität in urbanen Räumen entgegenstehen (z. B. durch Auszahlung der Pendlerpauschale ausschließlich für Wege, die mit dem ÖPNV/Zug, Fahrrad oder zu Fuß zurückgelegt werden).

#### Biodiversitätsfreundliches Bestandsmanagement

Das Management vorhandener Grün- und Freiflächen in urbanen Räumen spielt eine zentrale Rolle für den Schutz und die Erhöhung der biologischen Vielfalt. Daraus folgen zahlreiche Handlungsbedarfe:

- Etablierung von Maßnahmen zur extensiven Grünflächenpflege, z. B. Reduzierung der Mahdhäufigkeit sowie Teilmahd von Grünlandflächen, z. B. mit Schwerpunkt Mahd entlang von Wegen, und Anlage von mehrjährigen »extensiv gepflegten Wiesen«

durch Anpassung von Grünordnungs- und Bebauungsplänen und Integration dieser Maßnahmen in die Eingriffsregelung sowie deren konsequente Umsetzung. Finanzielle Unterstützung der Maßnahmen durch Stärkung von Förderprogrammen des Bundes und der Länder, die die Kommunen in die Lage versetzen, diese Maßnahmen umzusetzen (inkl. Weiterbildung des Personals, insbesondere für kleinere Kommunen).

- ökologische Aufwertung von Gebäuden, z.B. Anlage von Gründächern mit heterogenen Mikrostrukturen, Anbringen von Nisthilfen sowie Reduzierung und Markierung von Glasflächen zur Vermeidung von Vogelschlag, beispielsweise durch Änderungen der kommunalen Bauleitplanung. Insbesondere bei Gründächern ist darauf zu achten, dass diese nicht als Ersatz, sondern als Ergänzung für Lebensräume am Boden betrachtet werden, da Nist- und Nahrungsressourcen in solchen künstlichen Systemen oft nicht ausreichend vorhanden sind.
- Konnektivität der grünen Infrastruktur fördern und gleichzeitig in Zeiten des Klimawandels auch den Siedlungsraum bzw. den siedlungsnahen Raum für Menschen und Arten durchgängig gestalten. Dazu gehören die Schaffung und Vernetzung von Inselbiotopen wie kleinen Parks, Straßenbäumen oder isolierten Brachflächen ebenso wie die großräumige Biotopvernetzung entlang linearer Landschaftsstrukturen wie Straßen oder Bahndämmen, z. B. durch extensiv gepflegte Grünstreifen.
- Neben der Artenvielfalt sollten auch andere Indikatoren der Biodiversität wie die genetische Vielfalt innerhalb und zwischen Populationen, die Biotopvielfalt sowie ökologische Indikatoren wie die Abundanz, d. h. die Dichte von Individuen in städtischen Lebensräumen, berücksichtigt werden.
- stärkere Berücksichtigung der urbanen Natur in ihren verschiedenen Facetten (formale Grünflächen wie Parks, aber auch Wildnisflächen) in der konkreten Bauleitplanung sowie bei Nachverdichtungen und Sanierungen.
- Naturnahe Entwicklung urbaner Fließ- und Stillgewässer nach den Vorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie unter Berücksichtigung der Nutzbarkeit für den Menschen.
- Erhaltung und Förderung von Wildnis- und Sukzessionsflächen wie Industrie-, Gewerbe- und Bahnbrachen, insbesondere durch Ausweisung von Schutzgebieten im urbanen Raum oder durch planerische Festsetzungen in Flächennutzungs- und Bebauungsplänen.

### **Stärkung der Zivilgesellschaft bei der Erhaltung und der Steigerung der Biodiversität**

Die Einbeziehung der Zivilgesellschaft in die Erhaltung und Verbesserung der biologischen Vielfalt ist von großer Bedeutung. Dies betrifft beispielsweise die Einbeziehung bzw. Umsetzung konkreter Ideen aus der Zivilgesellschaft in städtischen Grünräumen sowie die Umsetzung konkreter Maßnahmen durch die Zivilgesellschaft selbst. Folgende Handlungsoptionen sind dabei zu beachten:

- Förderung von Umweltbildung und Naturerfahrung, um die zivilgesellschaftliche Sensibilisierung und Bildung für Biodiversität, Stadtökologie und den Wert von Stadtnatur ab dem Kindesalter zu stärken. Beispiele hierfür können Naturerfahrungsräume, grüne Klassenzimmer bzw. außerschulische Lernorte oder Waldkindergärten sein, die durch geeignete Bildungsformate (z. B. nach Prinzipien der Bildung für nachhaltige Entwicklung) unterstützt werden. Dabei werden positive Emotionen rund um Biodiversität (z. B. Faszination, Freude) verstärkt und negative Emotionen (Angst, Ekel) abgeschwächt sowie kognitive und motorische Fähigkeiten erweitert.
- Partizipationsprozesse mit der Zivilgesellschaft stärken. Neben den gesetzlich vorgeschriebenen Beteiligungsformaten in der Bauleitplanung ist eine umfassende und frühzeitige Partizipation der Bürger:innen in der Quartiersplanung (z. B. von Parks, Spielplätzen, Sportanlagen, Beleuchtung) zwingend notwendig.
- Schaffung von Beratungs- und Bildungsangeboten für Bürger:innen, beispielsweise bezüglich einer biodiversitätsfreundlichen Gartengestaltung, Balkonbegrünung und Patenschaften für Baumringbeete.
- Erstellung von Handreichungen mit Best-Practice-Beispielen biodiversitätssteigernder Maßnahmen für unterschiedliche Zielgruppen (z. B. Kommunen, Unternehmen, Haus- und Gartenbesitzer:innen).
- Erleichterung des Zugangs zu Fördermitteln für Bürgerprojekte sowie stärkere finanzielle Förderung von Netzwerken.
- Förderung einer breiteren und vielfältigeren Nutzung und Weitergabe von Wissen innerhalb und zwischen Gemeinden bzw. Interessengruppen, z. B. Online-Dashboards zu Wildtiersichtungen und Ökosystemleistungen im Sinne einer integrativen Citizen Science.
- Schaffung von Beratungsangeboten zu Mensch-Wildtier- und Mensch-Umwelt-Konflikten, die integrierte Lösungen für diese Problemfälle anbieten können.
- Begegnung des drohenden Wissensverlustes, insbesondere der taxonomischen Expertise aufgrund fehlenden Nachwuchses, durch niederschwellige Lernangebote in Volkshochschulen, Schulen und Universitäten.

## Literaturverzeichnis

- Abrahamczyk S., Liesen J., Specht R., Katz E.-C. & Stiels D. (2020): Long-term shifts in a suburban breeding bird community in Bonn, Germany. *Bird Study* 67 (4): 448–458. DOI: 10.1080/00063657.2021.1931659
- Ade J., Wolf-Schwenninger K. & Betz O. (2012): Auswirkungen der Wiesenmahd auf verschiedene Käferarten ausgewählter Grünflächen im Stadtgebiet Tübingens. *Jahresheft der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg* 168: 199–215
- Albert C., Fürst C., Ring I. & Sandström C. (2020): Research note: Spatial planning in Europe and Central Asia – Enhancing the consideration of biodiversity and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning* 196. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2019.103741
- Albert C., Galler C. & von Haaren C. (2022): *Landschaftsplanung*. utb. Stuttgart. 608 S.
- Alberti M. (2015): Eco-evolutionary dynamics in an urbanizing planet. *Trends in Ecology & Evolution* 30 (2): 114–126. DOI: 10.1016/j.tree.2014.11.007
- Albrecht H., Eder E., Langbehn T. & Tschiersch C. (2011): The soil seed bank and its relationship to the established vegetation in urban wastelands. *Landscape and Urban Planning* 100 (1–2): 87–97. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2010.11.011
- Albrecht H. & Haider S. (2013): Species diversity and life history traits in calcareous grasslands vary along an urbanization gradient. *Biodiversity and Conservation* 22 (10): 2243–2267. DOI: 10.1007/s10531-013-0437-0
- Albrecht T. (2020): Pilze (Fungi). In: *Geschützte Natur in Halle (Saale). Eine Bestandsaufnahme der Tier- und Pflanzenwelt*. Natur + Text, Rangsdorf. S. 448
- Allen C. D., Macalady A. K., Chenchouni H., Bachelet D., McDowell N., Vennetier M., Kitzberger T., Rigling A., Breshears D. D., Hogg E. H. (Ted), Gonzalez P., Fensham R., Zhang Z., Castro J., Demidova N. et al. (2010): A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Adaptation of Forests and Forest Management to Changing Climate* 259 (4): 660–684. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.09.001
- Amt für Umweltschutz, Gewerbeaufsicht und Energie, Stadt Heidelberg (2021): *Biodiversitätsstrategie Heidelberg*. Heidelberg. 59 S.
- Andersson E. & Bodin Ö. (2009): Practical tool for landscape planning? An empirical investigation of network based models of habitat fragmentation. *Ecography* 32 (1): 123–132. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2008.05435.x
- Andersson E., Barthel S., Borgström S., Colding J., Elmqvist T., Folke C. & Gren Å. (2014): Reconnecting Cities to the Biosphere: Stewardship of Green Infrastructure and Urban Ecosystem Services. *Ambio* 43 (4): 445–453. DOI: 10.1007/s13280-014-0506-y
- Andersson E., Haase D., Scheuer S. & Wellmann T. (2020): Neighbourhood character affects the spatial extent and magnitude of the functional footprint of urban green infrastructure. *Landscape Ecology* 35 (7): 1605–1618. DOI: 10.1007/s10980-020-01039-z
- Andersson E., Borgström S., Haase D., Langemeyer J., Wolff M. & McPhearson T. (2021): Urban resilience thinking in practice: ensuring flows of benefit from green and blue infrastructure. *Ecology and Society* 26 (4). DOI: 10.5751/ES-12691-260439
- App M., Strohbach M. W., Schneider A.-K. & Schröder B. (2022): Making the case for gardens: Estimating the contribution of urban gardens to habitat provision and connectivity based on hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Landscape and Urban Planning* 220: 1–9. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2021.104347
- ARL – Akademie für Raumforschung und Landesplanung (2018): *Handwörterbuch der Stadt- und Raumentwicklung*. Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Hannover. 3024 S.
- Artmann M. & Sartison K. (2023): *Edible City—A New Approach for Upscaling Local Food Supply? The Case of Andernach, Germany*. In: J. Breuste, M. Artmann, C. Ioja & S. Qureshi (Hrsg.): *Making Green Cities: Concepts, Challenges and Practice*. Springer International Publishing, Cham: 145–157
- de Avila A. L. & Albrecht A. (2018): *Alternative Baumarten im Klimawandel. Artensteckbriefe – eine Stoffsammlung*. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt, Freiburg im Breisgau. 122 S.
- Baade H. (1993): *Die Molluskenfauna des Stadtgebietes von Altenburg/Thüringen (Gastropoda, Bivalvia)*. *Mauritiana (Altenburg)* (14): 55–91
- Barton D., Haase D. & Mascarenhas A. (2020): Enabling Access to Greenspace During the Covid-19 Pandemic—Perspectives from Five Cities. *The Nature of Cities*. <https://www.thenatureofcities.com/2020/05/04/enabling-access-to-greenspace-during-the-covid-19-pandemic-perspectives-from-five-cities/> (aufgerufen am 11.11.2022)
- Baumann N. (2006): *Ground-Nesting Birds on Green Roofs in Switzerland: Preliminary Observations*. *Urban Habitats* 4: 37–50
- Baumann N., Roth E. & Kasten F. (2010): Ecological compensation on the roof: ground-nesting birds and vegetation. *World Green Roof Congress 2010*. London
- BBSR – Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (2020): *Wohnungs- und Immobilienmärkte in Deutschland 2020*. Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, Bonn. 186 S.
- BBSR – Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (2022a): *Wie grün sind deutsche Städte? Ergebnisse einer bundesweiten Erfassung*. Bonn. 64 S.
- BBSR – Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (2022b): *Aktuelle Flächennutzung in Deutschland*. <https://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/forschung/fachbeitraege/energie-umwelt-klima/flaechennutzung/flaechennutzung.html> (aufgerufen am 12.02.2024)

- BBSR – Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (2023): Stadt- und Gemeindetypen in Deutschland. Stadt- und Gemeindetypen in Deutschland. <https://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/forschung/raumbearbeitung/Raumabgrenzungen/deutschland/gemeinden/StadtGemeindetyp/StadtGemeindetyp.html> (aufgerufen am 21.02.2024)
- BBSR – Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung. Laufende Stadtbeobachtung. Raumabgrenzungen. BBSR. <https://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/forschung/raumbearbeitung/Raumabgrenzungen/deutschland/gemeinden/StadtGemeindetyp/StadtGemeindetyp.html> (aufgerufen am 06.07.2023)
- BDG – Bundesverband Deutscher Gartenfreunde (2006): Leitsätze zur »Guten fachlichen Praxis« (GfP) im Kleingarten. Bundesverband Deutscher Gartenfreunde e. V. (BDG). Berlin. 3 S.
- BDG – Bundesverband Deutscher Gartenfreunde (2022): Kleingartenanlagen im Bundesnaturschutzgesetz. Bundesverband Deutscher Gartenfreunde. <https://kleingartenbund.de/de/Aktuelles/Kleingartenanlagen-im-Bundesnaturschutzgesetz/> (aufgerufen am 12.02.2024)
- BDG – Bundesverband Deutscher Gartenfreunde e. V. (2008): Artenvielfalt. Biodiversität der Kulturpflanzen in Kleingärten. Bundesverband Deutscher Gartenfreunde. Berlin. 68 S.
- Becker C., Hübner S., Krüger T. & Kreutz S. (2017): Urbane Freiräume. Qualifizierung, Rückgewinnung und Sicherung urbaner Frei- und Grünräume. Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung. 52 S.
- Becker M. & Buchholz S. (2016): The sand lizard moves downtown – habitat analogues for an endangered species in a metropolitan area. *Urban Ecosystems* 19 (1): 361–372. DOI: 10.1007/s11252-015-0497-x
- Bellini R., Michaelakis A., Petrić D., Schaffner F., Alten B., Angelini P., Aranda C., Becker N., Carrieri M., Luca M. D., Fălcută E., Flacio E., Klobučar A., Lagneau C., Merdić E. et al. (2020): Practical management plan for invasive mosquito species in Europe: I. Asian tiger mosquito (*Aedes albopictus*). *Travel Medicine and Infectious Disease* 35: 101–121. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tmaid.2020.101691>
- Beninde J., Veith M. & Hochkirch A. (2015): Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters* 18 (6): 581–592. DOI: 10.1111/ele.12427
- Beninde J., Feldmeier S., Veith M. & Hochkirch A. (2018): Admixture of hybrid swarms of native and introduced lizards in cities is determined by the cityscape structure and invasion history. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285. DOI: 10.1098/rspb.2018.0143
- Betz O., Kimmich T., Csader M., Spinner F. & Steidle J. (2022): Biodiversity-preserving mowing machines for the maintenance of roadside areas – the example of the MÜLAG ECO 1200 plus® mowing head. *Natur und Landschaft* 97: 455–461. DOI: 10.19217/NuL2022-09-06
- Bezirksamt Charlottenburg-Wilmersdorf (2022): Beweidung Horst-Dohm-Eisstadion und Stadion Wilmersdorf. <https://www.berlin.de/ba-charlottenburg-wilmersdorf/verwaltung/aemter/umwelt-und-naturschutz/naturschutz/naturschutzprojekte/artikel.1098690.php> (aufgerufen am 10.07.2023)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2016a): Urbanes Grün in der doppelten Innenentwicklung. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 270 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2016b): Schutz gebäudebewohnender Tierarten vor dem Hintergrund energetischer Gebäudesanierung in Städten und Gemeinden. Hintergründe, Argumente, Positionen. Bonn. 20 S.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2020): Naturerfahrungsräume in Großstädten. Flächenentwicklung – Kinderspiel – rechtliche Rahmenbedingungen. 560. Aufl. Bundesamt für Naturschutz. DE
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2021): Bund fördert naturnahe Grünflächen in Städten | BfN. <https://www.bfn.de/pressemitteilungen/bund-foerdert-naturnahe-gruenflaechen-staedten> (aufgerufen am 06.07.2023)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2023a): Städte wagen Wildnis. Vielfalt erleben. Mehr Mut zu wilder Stadtnatur. BfN Schriften 622: 1–322. DOI: 10.19217/skr662
- BfN – Bundesamt für Naturschutz: Naturschutzgroßprojekte. <https://www.bfn.de/thema/naturschutzgrossprojekte> (aufgerufen am 11.02.2024)
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (BfN) (2023b): Rund 22,5 Millionen Euro Förderung für mehr Artenvielfalt und Naturerleben in Hamburg | BfN. <https://www.bfn.de/pressemitteilungen/rund-225-millionen-euro-foerdierung-fuer-mehr-artenvielfalt-und-naturerleben> (aufgerufen am 11.07.2023)
- BfS – Bundesamt für Strahlenschutz (2023): Mögliche Wirkungen elektromagnetischer Felder auf Tiere und Pflanzen. <https://www.bfs.de/DE/bfs/wissenschaft-forschung/emf/stellungnahmen/emf-tiere-und-pflanzen.html> (aufgerufen am 14.11.2023)
- BGBl (2021): Gesetz zum Schutz der Insektenvielfalt in Deutschland und zur Änderung weiterer Vorschriften. 398 S.
- Blick T., Finch O.-D., Harms K. H., Kiechle J., Kielhorn K.-H., Kreuzels M., Malten A., Martin D. & Muster C. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Spinnen (Arachnida: Araneae) Deutschlands. In: Rote Liste der gefährdeten Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). Bundesamt für Naturschutz: 383–510
- Blume H.-P., Brümmer G. W., Horn R., Kandeler E., Kögel-Knabner I., Kretzschmar R., Stahr K. & Wilke B.-M. (2010): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. Springer Berlin Heidelberg. Berlin/Heidelberg. 583 S.
- BMBF – Bundesministerium für Bildung und Forschung (2017): Nationaler Aktionsplan Bildung für Nachhaltige Entwicklung. Der deutsche Beitrag zum UNESCO-Weltaktionsprogramm. [https://www.bne-portal.de/bne/shareddocs/downloads/files/nationaler\\_aktionsplan\\_bildung-er\\_nachhaltige\\_entwicklung\\_neu.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=3](https://www.bne-portal.de/bne/shareddocs/downloads/files/nationaler_aktionsplan_bildung-er_nachhaltige_entwicklung_neu.pdf?__blob=publicationFile&v=3) (aufgerufen am: 14.11.2023)
- BMI – Bundesministerium des Innern, für Bau und Heimat (2021): Stadtentwicklungsbericht der Bundesregierung 2020. Bundesministerium des Innern, für Bau und Heimat. Berlin. 156 S.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (2019): Masterplan

- Stadtnatur. Maßnahmenprogramm der Bundesregierung für eine lebendige Stadt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. Berlin. 24 S.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2021): Rechenschaftsbericht 2021 der Bundesregierung zur Umsetzung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU)
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit & BfN – Bundesamt für Naturschutz (2021): Auenzustandsbericht 2021 – Flussauen in Deutschland. Bonn. 71 S.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Berlin. 180 S.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2015): Grün in der Stadt – Für eine lebenswerte Zukunft. Grünbuch Stadtgrün. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Berlin. 100 S.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2016): Den ökologischen Wandel gestalten. Integriertes Umweltprogramm 2030. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Berlin. 128 S.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2017): Weißbuch Stadtgrün. Grün in der Stadt. Für eine lebenswerte Zukunft. BMUB. Berlin. 51 S.
- BMUV – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (2023): Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz. Kabinettsbeschluss vom 29. März 2023. 1–81
- BNatSchG (2009): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG). [https://www.gesetze-im-internet.de/bnatschg\\_2009/BjNR254210009.html](https://www.gesetze-im-internet.de/bnatschg_2009/BjNR254210009.html) (aufgerufen am: 12.11.2023)
- Böcker R. & Kowarik I. (1987): Das Gelände des Güterbahnhofs der Nordbahn im Bezirk Wedding von Berlin. Bezirksamt Wedding von Berlin, Gartenbauamt
- Böcker R., Auhagen A., Brockmann H., Heinze K., Kowarik I., Scholz H., Sukopp H. & Zimmermann F. (1991): Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen von Berlin (West). In: Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung: 57–88
- Böcker R., Hofbauer R., Maass I., Smettan H. & Stern F. (2017): Flora Stuttgart. Verlag und Versandbuchhandlung Andreas Kleinstüber. Karlsruhe. 727 S.
- Boët P., Belliard J., Berrebi-dit-Thomas R. & Tales E. (1999): Multiple human impacts by the City of Paris on fish communities in the Seine river basin, France. In: J. Garnier & J.-M. Mouchel (Hrsg.): Man and River Systems: The Functioning of River Systems at the Basin Scale. Springer Netherlands. Dordrecht: 59–68
- Böll D. S., Albrecht R. & Mahnsberg D. (2019): Stadtklimabäume – geeignete Habitats für die urbane Insektenvielfalt? Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau. 11 S.
- Böll S., Schönfeld P., Körber K. & Herrmann J. V. (2021): Projekt »Stadtgrün 2021« untersucht Stadtbäume im Zeichen des Klimawandels. Wald und Stadt 98: 4–8
- Bonnet-Lebrun A.-S., Manica A. & Rodrigues A. S. L. (2020): Effects of urbanization on bird migration. *Biological Conservation* 244. DOI: 10.1016/j.biocon.2020.108423
- Bonnington C., Gaston K. J. & Evans K. L. (2013): Fearing the feline: domestic cats reduce avian fecundity through trait-mediated indirect effects that increase nest predation by other species. *Journal of Applied Ecology* 50 (1): 15–24. DOI: 10.1111/1365-2664.12025
- Bönsel D., Brunken U., Gregor T., Malten A., Ottich I. & Zizka G. (2009): Flora von Frankfurt am Main. <http://www.flora-frankfurt.de> (aufgerufen am 12.11.2022)
- Boone C. G., Redman C. L., Blanco H., Haase D., Koch J., Lwasa S., Nagendra H., Pauleit S., Pickett S. T. A., Seto K. C. & Yokohari M. (2014): Reconceptualizing Land for Sustainable Urbanity. In: K. C. Seto & A. Reenberg (Hrsg.): Rethinking Global Land Use in an Urban Era. The MIT Press: 313–330
- Bösslneck U. & Weipert J. (2000): Die Schutzgebiete der Landeshauptstadt Erfurt (Thüringen). Teil V: Flora und Fauna des GLB »Großer und Kleiner Katzenberg«. Veröffentlichungen Naturkundemuseum Erfurt (19): 117–136
- Bösslneck U. (2006): Fauna des Stadtgebietes von Erfurt. Teil II: Fische (Pisces & Cyclostomata). Veröffentlichungen Naturkundemuseum Erfurt (25/2006): 163–179
- Bösslneck U. (2008): Fauna des Stadtgebietes von Erfurt. Teil III: Kriechtiere (Reptilia). *Vernate* (27): 109–133
- Bösslneck U. (2009): Biologische Vielfalt in Großstädten und ihrem Umfeld am Beispiel der thüringischen Landeshauptstadt Erfurt. In: Tagungsband Europäische Partnerregionen-Konferenz »Lebenswerte Stadt von Morgen« – Erfurt. Stadt Erfurt: 169–176
- Botzat A., Fischer L. & Kowarik I. (2016): Unexploited opportunities in understanding liveable and biodiverse cities. A review on urban biodiversity perception and valuation. *Global Environmental Change* 39: 220–233. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2016.04.008
- Boye P. (1999): Fledermäuse und Fledermausschutz in Deutschland. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverl. 110 S.
- Braaker S., Ghazoul J., Obrist M. K. & Moretti M. (2014): Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: the key role of green roofs. *Ecology* 95 (4): 1010–1021. DOI: 10.1890/13-0705.1
- Brackel W. V. & Brunner M. (1997): Geobotanische Dauerbeobachtung in Grünflächen der Stadt München. Untersuchungen zur Optimierung der Pflege von Parkrasen und -wiesen. *Stadt und Grün* 2/97: 107–116
- Brandes D. (1983): Flora und Vegetation der Bahnhöfe Mitteleuropas. *Phytocoenologia* 11(1): 31–115
- Brandes D. (1987): Verzeichnis der im Stadtgebiet von Braunschweig wildwachsenden und verwilderten Gefäßpflanzen
- Brandt, I., Hamann, K., Hammer, W. (2018): Atlas der Amphibien und Reptilien Hamburgs. Artbestand, Verbreitung, Gefährdung und Schutz. Behörde für Umwelt und Energie Amt für Naturschutz, Grünplanung und Energie, Abteilung Naturschutz. 6–108

- Braschler B., Gilgado J., Rusterholz H.-P., Buchholz S., Jäger V. & Baur B. (2021): Functional diversity and habitat preferences of native grassland plants and ground-dwelling invertebrates in private gardens along an urbanization gradient. *Ecology and Evolution* 11: 1–17. DOI: 10.1002/ece3.8343
- Bräuniger C., Knapp S., Kühn I. & Klotz S. (2010): Testing taxonomic and landscape surrogates for biodiversity in an urban setting. *Landscape and Urban Planning* 97 (4): 283–295. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2010.07.001
- Brenneisen S. (2009): Ökologisches Ausgleichspotenzial von Extensiven Dachbegrünungen. Bedeutung des Ersatz-Ökotoptops für den Arten- und Naturschutz und die Stadtentwicklungsplanung. *Liestal: Physiogeographie und Umweltwandel des Geographischen Instituts der Universität Basel*. 220 S.
- Breuste J., Haase D., Pauleit S. & Sauerwein M. (2016): Stadt-Ökosysteme. Funktion, Management und Entwicklung. Springer Spektrum. 272 S.
- Brosch B., Grothe H., Heuser J., Keil P., Kricke R. & Köhler R. (2008): Sicherung der Biodiversität im Ballungsraum. Integratives Naturschutzkonzept in urban-industriellen Lebensräumen des Ruhrgebiets. Integrierter Projektantrag im Bundeswettbewerb Naturschutzgroßprojekte und ländliche Entwicklung. Themenschwerpunkt: Urban-industrielle Landschaften. Regionalverband Ruhr. Essen. 240 S.
- Brosch B., Jeske I., Keil A., Keil P. & Otto K.-H. (2023): Kind und Stadtnatur. Perspektiven eines Lern- und Erlebnislabors zur Industrienatur in der Metropole Ruhr. In: R. Braches-Chyrek, C. Röhner, J. Moran-Ellis & H. Sünker (Hrsg.): *Handbuch Kindheit, Ökologie und Nachhaltigkeit*. Verlag Barbara Budrich. Leverkusen: 466–485
- Brunzel S., Fischer S. F., Schneider J., Jetzkowitz J. & Brandl R. (2009): Neo- and archaeophytes respond more strongly than natives to socio-economic mobility and disturbance patterns along an urban-rural gradient. *Journal of Biogeography* 36 (5): 835–844. DOI: 10.1111/j.1365-2699.2008.02044.x
- Brzoska P., Grunewald K. & Bastian O. (2021): A multi-criteria analytical method to assess ecosystem services at urban site level, exemplified by two German city districts. *Ecosystem Services* 49: 1–21. DOI: 10.1016/j.ecoser.2021.101268
- Buch C. & Keil P. (2013): Industrienatur. Arbeitsmaterialien für Unterricht und Umweltbildung auf Industriebrachen im Ruhrgebiet. *Biologische Station Westliches Ruhrgebiet* (Hrsg.): *Biologische Station Westliches Ruhrgebiet*. Oberhausen. 302 S.
- Buch C. & Keil P. (2020): Friedhöfe tragen zur urbanen Biodiversität bei. Ergebnisse einer floristischen Kartierung in Mülheim an der Ruhr. *Natur in NRW* 45 (2): 22–27
- Buch C. & Jagel A. (2020): Schmetterlingswiese, Bienen-schmaus und Hummelmagnet. Insektenrettung aus der Samentüte? *Der Palmengarten* 83 (2): 109–117. DOI: 10.21248/palmengarten.513
- Buch C., Rautenberg T. & Keil P. (2021): Der Hauptfriedhof – ein Hotspot der Artenvielfalt. Mülheim an der Ruhr. *Jahrbuch 2022*. 172–186
- Buch C. & Keil P. (2021): Industriewaldprojekt. 25 Jahre ökologische Begleitforschung. *Natur in NRW* 1: 1–48
- Buchholz S., Pohl S. & Hannig K. (2014): Beitrag zur Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae) ausgewählter Sandtrockenrasen im Berliner Stadtgebiet. *Märkische Entomologische Nachrichten Band 16* (Heft 2): 227–236
- Buchholz S., Tietze H., Kowarik I. & Schirmel J. (2015a): Effects of a Major Tree Invader on Urban Woodland Arthropods. *PLOS ONE* 10 (9): 1–15. DOI: 10.1371/journal.pone.0137723
- Buchholz S., Tietze H., Kowarik I. & Schirmel J. (2015b): Effects of a major tree invader on urban woodland arthropods. *PLoS ONE* 10 (9). DOI: 10.1371/journal.pone.0137723
- Buchholz S., Blick T., Hannig K., Kowarik I., Lemke A., Otte V., Scharon J., Schönhofer A., Teige T., von der Lippe M. & Seitz B. (2016): Biological richness of a large urban cemetery in Berlin. Results of a multi-taxon approach. *Biodiversity Data Journal* 4 (1). DOI: 10.3897/BDJ.4.e7057
- Buchholz S., Hannig K., Möller M. & Schirmel J. (2018): Reducing management intensity and isolation as promising tools to enhance ground-dwelling arthropod diversity in urban grasslands. *Urban Ecosystems* 21 (6): 1139–1149. DOI: 10.1007/s11252-018-0786-2
- Buchholz S. & Kowarik I. (2019): Urbanisation modulates plant-pollinator interactions in invasive vs. native plant species. *Scientific Reports* 9 (1): 63–75. DOI: 10.1038/s41598-019-42884-6
- Buchholz S., Gathof A. K., Grossmann A. J., Kowarik I. & Fischer L. K. (2020): Wild bees in urban grasslands: Urbanisation, functional diversity and species traits. *Landscape and Urban Planning* 196: 103–131. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2019.103731
- Buchholz S., Seitz B., Hiller A., von der Lippe M. & Kowarik I. (2021): Impacts of dogs on urban grassland ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 215. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2021.104201
- BUKEA – Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft (2022): *Natur & Licht. Arbeitshilfe zur naturschutzfachlichen Einschätzung von Licht zum Schutz der Artenvielfalt*. Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft, Abteilung Naturschutz, Hamburg. 56 S.
- BUND – Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (2022): *Männchen in Gefahr. Wie hormonelle Schadstoffe zum Aussterben der Arten führen können*. Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e. V. (BUND). Berlin. 12 S.
- BUND Landesverband Niedersachsen (2015): *Artenschutz bei Gebäudesanierungen. Eine Broschüre für Architekten, Energieberater, Bauherren und das ausführende Handwerk*
- BUND Naturschutz in Bayern e. V. (2013): *Fledermaus-Monitoring Stadt und Landkreis Forchheim*. <https://forchheim.bund-naturschutz.de/arbeitskreise/ak-fledermaus/fledermaus-monitoring-stadt-und-landkreis-forchheim> (aufgerufen am 10.07.2023)
- BMUV (2023): *Indikatorenbericht 2023 der Bundesregierung zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt*. 132 S.
- Bundesregierung (2019): *Umweltbericht 2019. Umwelt und Natur als Fundament des sozialen Zusammenhaltes*. Berlin. 329 S.
- Buschendorf J. (2020): *Herpetofauna (Amphibien/Lurche – Amphibia; Reptilien/Kriechtiere – Reptilia)*. In: Ge-

- schützte Natur in Halle (Saale). Eine Bestandsaufnahme der Tier- und Pflanzenwelt. Natur + Text, Rangsdorf: 207–215
- Cabral I., Keim J., Engelmann R., Kraemer R., Siebert J. & Bonn A. (2017): Ecosystem services of allotment and community gardens: A Leipzig, Germany case study. *Urban Forestry and Urban Greening* 23: 44–53. DOI: 10.1016/j.ufug.2017.02.008
- Cărlan I., Haase D., Große-Stoltenberg A. & Sandric I. (2020): Mapping heat and traffic stress of urban park vegetation based on satellite imagery – A comparison of Bucharest, Romania and Leipzig, Germany. *Urban Ecosystems* 23 (2): 363–377. DOI: 10.1007/s11252-019-00916-z
- Carré G., Roche P., Chifflet R., Morison N., Bommarco R., Harrison-Cripps J., Krewenka K., Potts S. G., Roberts S. P. M., Rodet G., Settele J., Steffan-Dewenter I., Szentgyörgyi H., Tscheulin T., Westphal C. et al. (2009): Landscape context and habitat type as drivers of bee diversity in European annual crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133 (1): 40–47. DOI: 10.1016/j.agee.2009.05.001
- Caspari S., Dürhammer O., Sauer M. & Schmidt C. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose (Anthocerotophyta, Marchantiophyta und Bryophyta) Deutschlands. In: Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. Münster (Landwirtschaftsverlag): 361–489
- Čejka M., Holuša J. & Skokanová H. (2018): Mowed orchards of the thermophyticum in Central Europe as vanishing refugia for steppe spiders. *Agroforestry Systems* 92 (3): 637–642. DOI: 10.1007/s10457-016-0026-9
- Chase J. M. & Knight T. M. (2013): Scale-dependent effect sizes of ecological drivers on biodiversity: why standardised sampling is not enough. *Ecology Letters* 16 (s1): 17–26. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12112>
- Chaudhary A. & Kastner T. (2016): Land use biodiversity impacts embodied in international food trade. *Global Environmental Change* 38: 195–204. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2016.03.013
- Citree: Gehölze für urbane Räume. <https://citree.de/> (aufgerufen am 09.12.2023)
- Clucas B. & Marzluff J. M. (2015): A cross-continental look at the patterns of avian species diversity and composition across an urbanisation gradient. *Wildlife Research* 42 (7): 554–562. DOI: 10.1071/WR15007
- Colding J., Lundberg J. & Folke C. (2006): Incorporating Green-area User Groups in Urban Ecosystem Management. *Ambio* 35: 237–244. DOI: 10.1579/05-A-098 R.1
- Colling M. (2013): Untersuchung der Molluskenfauna ausgewählter Lebensraumtypen im NSG Stadtwald Augsburg. Landschaftspflegeverband Stadt Augsburg e. V. Augsburg, 25 S.
- Collins C., Haase D., Heiland S. & Kabisch N. (2022): Urban green space interaction and wellbeing – investigating the experience of international students in Berlin during the first COVID-19 lockdown. *Urban Forestry & Urban Greening* 70. DOI: 10.1016/j.ufug.2022.127543
- Concepción E. D., Obrist M. K., Moretti M., Altermatt F., Baur B. & Nobs M. P. (2016): Impacts of urban sprawl on species richness of plants, butterflies, gastropods and birds: not only built-up area matters. *Urban Ecosystems* 19 (1): 225–242. DOI: 10.1007/s11252-015-0474-4
- Dämmrich F., Lotz-Winter H., Schmidt M., Pätzold W., Otto P., Schmitt J. A., Scholler M., Schurig B. & Winterhoff W. (2016): Rote Liste der Großpilze und vorläufige Gesamtartenliste der Ständer- und Schlauchpilze (Basidiomycota und Ascomycota) Deutschlands mit Ausnahme der Flechten und der phytoparasitischen Kleinpilze. In: Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 8: Pilze (Teil 1). Landwirtschaftsverlag: 31–433
- Danabalan R., Planillo A., Butschkau S., Deeg S., Pierre G., Thion C., Calvignac-Spencer S., Kramer-Schadt S. & Mazzoni C. (2023): Comparison of mosquito and fly derived DNA as a tool for sampling vertebrate biodiversity in suburban forests in Berlin, Germany. *Environmental DNA* 5 (3): 476–487. DOI: 10.1002/edn3.398
- Decker P., Voigtländer K., Düker C., Hutchinson J., Lübcke T., Moll S., Mühle E., Müller J., Otte V., Reise H., Schindler S. & Weinert G. (2015): Artenliste vom »Tag der Artenvielfalt« 2015 auf dem Städtischen Friedhof in Görlitz. *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz* 23: 161–170
- Deguines N., Julliard R., de Flores M. & Fontaine C. (2016): Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization. *Ecology and Evolution* 6 (7): 1967–1976. DOI: 10.1002/ece3.2009
- Deichsel R. (2006): Species change in an urban setting-ground and rove beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae) in Berlin. *Urban Ecosystems* 9 (3): 161–178. DOI: 10.1007/s11252-006-8588-3
- Delgado-Baquerizo M., Eldridge D. J., Liu Y.-R., Sokoya B., Wang J.-T., Hu H.-W., He J.-Z., Bastida F., Moreno J. L., Bamigboye A. R., Blanco-Pastor J. L., Cano-Díaz C., Illán J. G., Makhalanyane T. P., Siebe C. et al. (2021): Global homogenization of the structure and function in the soil microbiome of urban greenspaces. *Science Advances* 7 (28): 1–14. DOI: 10.1126/sciadv.abg5809
- Destatis (2021): Siedlungs- und Verkehrsfläche wächst jeden Tag um 52 Hektar. Statistisches Bundesamt. [https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2021/04/PD21\\_209\\_412.html](https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2021/04/PD21_209_412.html) (aufgerufen am 30.03.2022)
- Deuschewitz K., Lausch A., Kühn I. & Klotz S. (2003): Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany. *Global Ecology and Biogeography* 12 (4): 299–311. DOI: 10.1046/j.1466-822X.2003.00025.x
- Die Bundesregierung (2021): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Weiterentwicklung 2021. Die Bundesregierung. Berlin, 391 S.
- Dietrich K. (2014): Urbane Gärten für Mensch und Natur. Eine Übersicht und Bibliographie. Bundesamt für Naturschutz. Bonn, 91 S.
- Dietz M., Bögelsack K., Krannich A. & Simon O. (2020): Woodland fragments in urban landscapes are important bat areas: an example of the endangered Bechstein's bat *Myotis bechsteinii*. *Urban Ecosystems* 23: 1359–1370. DOI: 10.1007/s11252-020-01008-z
- Difu – Deutsches Institut für Urbanistik (2023): Was ist eigentlich ... Doppelte Innenentwicklung? <https://difu.de/>

- nachrichten/was-ist-eigentlich-doppelte-innenentwicklung (aufgerufen am 23.11.2023)
- Dittrich S., Thiem E., Albrecht B. M. & von Oheimb G. (2021): Cryptogamic epiphytes and microhabitat diversity on non-native green ash (*Fraxinus Pennsylvanica* marsh., oleaceae) in urban habitats. *IForest* 14: 393–399. DOI: 10.3832/ifor3739-014
- Długoński A., Wellmann T. & Haase D. (2023): Old-Growth Forests in Urban Nature Reserves: Balancing Risks for Visitors and Biodiversity Protection in Warsaw, Poland. *Land* 12 (2): 1–275. DOI: 10.3390/land12020275
- von Döhren P. & Haase D. (2015): Ecosystem disservices research: A review of the state of the art with a focus on cities. *Ecological Indicators* 52: 490–497. DOI: 10.1016/j.ecoind.2014.12.027
- von Döhren P. & Haase D. (2019): Risk assessment concerning urban ecosystem disservices: The example of street trees in Berlin, Germany. *Ecosystem Services* 40. DOI: 10.1016/j.ecoser.2019.101031
- Dolls M. & Mehles J. (2021): Wie beeinflusst die Corona-Pandemie die Wohnortpräferenzen? Evidenz aus einer großangelegten Umfrage in Deutschland. *ifo Schnelldienst* 74 (Nr. 08): 27–31
- Drobnik J., Finck P. & Riecken U. (2013): Die Bedeutung von Korridoren im Hinblick auf die Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbundes in Deutschland. BfN Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 73 S.
- Düll R. & Kutzelnigg H. (1987): Punktkartenflora von Duisburg und Umgebung: mit Angabe der Standortansprüche, Herkunft, Einbürgerungsweise und Gefährdung aller im weiteren Raum um Duisburg seit 1800 beobachteten Gefäßpflanzen. IDH-Verlag. 326 S.
- Dunger W. (1998): Der Schutz des Bodens als gemeinsame Aufgabe von Bodenschutz und Naturschutz. In: Böden und Bodentiere als wechselseitiges Bedingungsgefüge. In: Sächsische Akademie für Natur und Umwelt in der Sächsischen Landesstiftung Natur und Umwelt. Dresden: 71–78
- Ebenhack C. (2022): Amphibienschutzkonzept der Stadt Braunschweig. LaReG Planungsgemeinschaft GbR
- Eckert S., Möller M. & Buchholz S. (2017): Grasshopper diversity of urban wastelands is primarily boosted by habitat factors. *Insect Conservation and Diversity* 10 (3): 248–257. DOI: 10.1111/icad.12221
- Egerer M. & Anderson E. (2020): Social-Ecological Connectivity to Understand Ecosystem Service Provision across Networks in Urban Landscapes. *Land* 9 (12): 1–14. DOI: 10.3390/land9120530
- Egerer M. & Buchholz S. (2021): Reframing urban »wildlife« to promote inclusive conservation science and practice. *Biodiversity and Conservation* 30 (7): 2255–2266. DOI: 10.1007/s10531-021-02182-y
- Egerer M., Haase D., McPhearson T., Frantzeskaki N., Andersson E., Nagendra H. & Ossola A. (2021): Urban change as an untapped opportunity for climate adaptation. *Urban Sustainability* 1 (1): 1–22. DOI: 10.1038/s42949-021-00024-y
- Egerer M. (2022): Bee discovery suggests the importance of urban gardens in a changing world. *Renewable Agriculture and Food Systems* 37 (5): 371–374. DOI: 10.1017/S1742170522000199
- Elands B. H. M., Vierikko K., Andersson E., Fischer L. K., Gonçalves P., Haase D., Kowarik I., Luz A. C., Niemelä J., Santos-Reis M. & Wiersum K. F. (2019): Biocultural diversity: A novel concept to assess human-nature interrelations, nature conservation and stewardship in cities. *Urban green infrastructure – connecting people and nature for sustainable cities* 40: 29–34. DOI: 10.1016/j.ufug.2018.04.006
- Elmqvist T., Fragkias M., Goodness J., Güneralp B., Marcotullio P. J., McDonald R. I., Parnell S., Schewenius M., Sendstad M., Seto K. C. & Wilkinson C. (Hrsg.) (2013): *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*. Springer Netherlands. Dordrecht. 771 S.
- Elmqvist T., Bai X., Frantzeskaki N., Griffith C., Maddox D., McPhearson T., Parnell S., Romero-Lankao P., Simon D. & Watkins M. (2018): *Urban Planet: Knowledge towards sustainable cities*. 514 S.
- Elmqvist T., Andersson E., McPhearson T., Bai X., Bettencourt L., Brondizio E., Colding J., Daily G., Folke C., Grimm N., Haase D., Ospina D., Parnell S., Polasky S., Seto K. C. et al. (2021): Urbanization in and for the Anthropocene. *npj Urban Sustainability* 1 (1): 1–6. DOI: 10.1038/s42949-021-00018-w
- Erz W. & Klausnitzer B. (1996): Fauna. In: *Stadtökologie*. Friedrich Verlag: 266–315
- Eschenbach A. & Gröngroft A. (2020): Bodenschutz und Klimawandel. *Bodenschutz* 3 (20): 103–109. DOI: 10.37307/j.1868-7741.2020.03.07
- Europäische Kommission (2013): *EU Strategie zur Grünen Infrastruktur (GI) – Aufwertung des europäischen Naturkapitals*. Mitteilung der Kommission an das europäische Parlament, den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Brüssel. 13 S.
- Europäische Kommission (2019): *Überprüfung des Fortschritts bei der Umsetzung der EU-Strategie für grüne Infrastruktur*. Bericht der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Brüssel. 12 S.
- Europäische Kommission (2023): *Nature-based solutions*. [https://research-and-innovation.ec.europa.eu/research-area/environment/nature-based-solutions\\_en](https://research-and-innovation.ec.europa.eu/research-area/environment/nature-based-solutions_en) (aufgerufen am 27.06.2024)
- Falchi F., Cinzano P., Duriscoe D., Kyba C. C. M., Elvidge C. D., Baugh K., Portnov B. A., Rybnikova N. A. & Furgoni R. (2016): The new world atlas of artificial night sky brightness. *Science Advances* 2 (6): 1–25. DOI: 10.1126/sciadv.1600377
- Falcón J., Torriglia A., Attia D., Viénot F., Gronfier C., Behar-Cohen F., Martinsons C. & Hicks D. (2020): Exposure to Artificial Light at Night and the Consequences for Flora, Fauna, and Ecosystems. *Frontiers in Neuroscience* 14: 1–39. DOI: 10.3389/fnins.2020.602796
- Feder J. (1990): *Flora und Vegetation der Bahnhöfe Hannovers*. *Berichte der naturhistorischen Gesellschaft Hannover* (132): 123–149

- Feld C. K., de Bello F. & Dolédec S. (2014): Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 59 (2): 233–248. DOI: 10.1111/fwb.12260
- Felderhoff J., Gathof A. K., Buchholz S. & Egerer M. (2023): Vegetation complexity and nesting resource availability predict bee diversity and functional traits in community gardens. *Ecological Applications* 33 (2): 1–17. DOI: 10.1002/eap.2759
- Fenner D., Meier F., Scherer D. & Polze A. (2014): Spatial and temporal air temperature variability in Berlin, Germany, during the years 2001–2010. *urban climate* 10: 308–331
- Ferber K. (2021): *Kommunale Instrumente gegen Schottergärten*. Springer. 370–379. DOI: 10.22029/JLUPUB-7688
- Ferenc M., Sedláček O., Fuchs R., Dinetti M., Fraissinet M. & Storch D. (2014): Are cities different? Patterns of species richness and beta diversity of urban bird communities and regional species assemblages in Europe. *Global Ecology and Biogeography* 23 (4): 479–489. DOI: 10.1111/geb.12130
- Ferrini F., Van den Bosch C. C. K. & Fini A. (2017): *Routledge handbook of urban forestry*. Taylor & Francis. 567 S.
- Fischer J. D., Schneider S. C., Ahlers A. A. & Miller J. R. (2015a): Categorizing wildlife responses to urbanization and conservation implications of terminology. *Conservation Biology* 29 (4): 1246–1248. DOI: 10.1111/cobi.12451
- Fischer K., Becker M., Becker B. A., Bensch J., Böckers A., Burmeister M., Dombrowski J., Donke E., Ermisch R., Fritze M., Fritzsche A., Hübner N., Ide M., Klockmann M., Mielke M. et al. (2015b): Determinants of tree frog calling ponds in a human-transformed landscape. *Ecological Research* 30 (3): 439–450. DOI: 10.1007/s11284-014-1238-y
- Fischer L., Lippe M., Rillig M. & Kowarik I. (2013): Creating novel urban grasslands by reintroducing native species in wasteland vegetation. *Biological Conservation* 159: 119–126. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.11.028
- Fischer L. K., von der Lippe M. & Kowarik I. (2013): Urban grassland restoration: Which plant traits make desired species successful colonizers? *Applied Vegetation Science* 16 (2): 272–285. DOI: 10.1111/j.1654-109X.2012.01216.x
- Fischer L. K., Eichfeld J., Kowarik I. & Buchholz S. (2016): Disentangling urban habitat and matrix effects on wild bee species. *PeerJ* 2016 (11). DOI: 10.7717/peerj.2729
- Fischer L. K., Honold J., Botzat A., Brinkmeyer D., Cvejić R., Delshammar T., Elands B., Haase D., Kabisch N., Karle S. J., Laforteza R., Nastran M., Nielsen A. B., van der Jagt A. P., Vierikko K. et al. (2018a): Recreational ecosystem services in European cities: Sociocultural and geographical contexts matter for park use. *Assessment and Valuation of Recreational Ecosystem Services* 31: 455–467. DOI: 10.1016/j.ecoser.2018.01.015
- Fischer L. K., Honold J., Cvejić R., Delshammar T., Hilbert S., Laforteza R., Nastran M., Nielsen A. B., Pintar M., van der Jagt A. P. N. & Kowarik I. (2018b): Beyond green: Broad support for biodiversity in multicultural European cities. *Global Environmental Change* 49: 35–45. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2018.02.001
- Fischer L. K. & Kowarik I. (2020): Connecting people to biodiversity in cities of tomorrow: Is urban foraging a powerful tool? *Ecological Indicators* 112. DOI: 10.1016/j.ecoind.2020.106087
- Fisher M., Henk D., Briggs C., Brownstein J., Madoff L., McCraw S. & Gurr S. (2012): Emerging fungal threats to animal, plant and ecosystem health. *Nature* 484: 186–194. DOI: 10.1038/nature10947
- Fjørtoft I. & Sageie J. (2000): The natural environment as a playground for children: Landscape description and analyses of a natural playscape. *Landscape and Urban Planning* 48 (1): 83–97. DOI: 10.1016/S0169-2046(00)00045-1
- Flache L., Czarnecki S., Düring R.-A., Kierdorf U. & Encarnacao J. A. (2015): Trace metal concentrations in hairs of three bat species from an urbanized area in Germany. *Journal of Environmental Sciences (China)* 31: 184–193. DOI: 10.1016/j.jes.2014.12.010
- Foo Y. Z., O’Dea R. E., Koricheva J., Nakagawa S. & Lagisz M. (2021): A practical guide to question formation, systematic searching and study screening for literature reviews in ecology and evolution. *Methods in Ecology and Evolution* 12 (9): 1705–1720. DOI: 10.1111/2041-210X.13654
- Forejt M. & Syrbe R.-U. (2019): The current status of orchard meadows in Central Europe: Multi-source area estimation in Saxony (Germany) and the Czech Republic. *Moravian Geographical Reports* 27 (4): 217–228. DOI: 10.2478/mgr-2019-0017
- Forrest M. & Konijnendijk C. (2005): A History of Urban Forests and Trees in Europe. In: C. Konijnendijk, K. Nilsson, T. Randrup & J. Schipperijn (Hrsg.): *Urban Forests and Trees: A Reference Book*. Springer Berlin Heidelberg. Berlin/Heidelberg: 23–48
- Franke S., Brandl R., Heibl C., Mattivi A., Müller J., Pinkert S. & Thorn S. (2020): Predicting regional hotspots of phylogenetic diversity across multiple species groups. *Diversity and Distributions* 26 (10): 1305–1314. DOI: 10.1111/ddi.13125
- Franklins L. H. V., Lorch J. M., Bohuski E., Rodriguez-Ramos Fernandez J., Wright O. N., Fitzpatrick L., Petrovan S., Durrant C., Linton C., Baláz V., Cunningham A. A. & Lawson B. (2017): Emerging fungal pathogen *Ophidiomyces ophiodiicola* in wild European snakes. *Scientific Reports* 7 (1): 38–44. DOI: 10.1038/s41598-017-03352-1
- Freyhof J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70: 291–316
- Freyhof, J.; Bowler, D.; Broghammer, T.; Friedrichs-Manthey, M.; Heinze, S. & Wolter, C. (2023): Rote Liste und Gesamtartenliste der sich im Süßwasser reproduzierenden Fische und Neunaugen (Pisces et Cyclostomata) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 170 (6): 63 S.
- Fröhlich A. & Ciach M. (2019): Nocturnal noise and habitat homogeneity limit species richness of owls in an urban environment. *Environmental Science and Pollution Research* 26: 17284–17291. DOI: 10.1007/s11356-019-05063-8
- Frohn H.-W., Birkenstein G., Brennecke J. S., Diemer S., Koch E. & Ziemek H.-P. (2020): Perspektivwechsel. *Naturpraktiken und Naturbedürfnisse sozialökonomisch benachteiligter Menschen*. 559. Aufl. Bundesamt für Naturschutz. DE. 172 S.
- Fuchs R. (2008): Semi-natural ancient forest in an urban agglomeration area and its neophyte dynamics. *NeoBiota* 7: 238–249

- Fuchs R. & Keil P. (2017): Gefäßpflanzen auf Zollverein.  
In: Artenvielfalt der Industrienatur. Flora, Fauna und Pilze auf Zollverein in Essen. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde: 31–88
- Fürchtbauer B. (2020): Friedhöfe. Oasen für Pflanzen und Tiere. Welche Maßnahmen erhöhen die Biodiversität? Laufen an der Salzach. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. Laufen. 32 S.
- Gäckle D. (2023): Effekte der Lichtverschmutzung auf die Biodiversität von Städten. Bachelorarbeit. Humboldt-Universität zu Berlin
- Gaggini L., Rusterholz H.-P. & Baur B. (2017): Settlements as a source for the spread of non-native plants into Central European suburban forests. *Acta Oecologica* 79: 18–25. DOI: 10.1016/j.actao.2016.12.008
- GALK – Deutsche Gartenamtsleiterkonferenz. Eschentriebsterben. Erfahrungsbericht aus Mecklenburg/Vorpommern. <https://www.galk.de/arbeitskreise/stadtbaeume/themenuebersicht/schaderreger-und-krankheiten-an-baueumen/eschentriebsterben> (aufgerufen am: 22.11.2023)
- GALK – Deutsche Gartenamtsleiterkonferenz. Straßenbaumliste. Straßenbaumliste. <https://galk.de/arbeitskreise/stadtbaeume/themenuebersicht/strassenbaumliste> (aufgerufen am 10.07.2023)
- GALK – Deutsche Gartenamtsleiterkonferenz. Zukunftsbäume für die Stadt. Auswahl aus der GALK-Straßenbaumliste. <https://www.galk.de/arbeitskreise/stadtbaeume/themenuebersicht/zukunftsbaeume-fuer-die-stadt> (aufgerufen am 28.06.2024)
- Ganzhorn J. & Eisenbeiss B. (2001): The concept of nested species assemblages and its utility for understanding effects of habitat fragmentation. *Basic and Applied Ecology* 2: 87–99. DOI: 10.1078/1439-1791-00040
- Garve E. (1985): Artenliste und Anmerkungen zur rezenten Gefäßpflanzenflora der Stadt Göttingen. *Mitt. Fauna und Flora Südniedersachsens* 7: 163–179
- Gaston K. J., Warren P. H., Thompson K. & Smith R. M. (2005a): Urban Domestic Gardens (IV): The Extent of the Resource and its Associated Features. *Biodiversity and Conservation* 14 (14): 3327–3349. DOI: 10.1007/s10531-004-9513-9
- Gaston K. J., Smith R. M., Thompson K. & Warren P. H. (2005b): Urban domestic gardens (II): experimental tests of methods for increasing biodiversity. *Biodiversity & Conservation* 14 (2): 395–413. DOI: 10.1007/s10531-004-6066-x
- Gaston K. J., Davies T. W., Nedelec S. L. & Holt L. A. (2017): Impacts of Artificial Light at Night on Biological Timings. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 48 (1): 49–68. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-110316-022745
- Gathof A. K., Grossmann A. J., Herrmann J. & Buchholz S. (2022): Who can pass the urban filter? A multi-taxon approach to disentangle pollinator trait – environmental relationships. *Oecologia* 199 (1): 165–179. DOI: 10.1007/s00442-022-05174-z
- Gaus D., Murray N. & Link H. (2023): 9-Euro-Ticket. Niedrigere Preise allein stärken Alltagsmobilität mit öffentlichen Verkehrsmitteln nicht. *DIW Wochenbericht*. 163–173. DOI: 10.18723/DIW\_WB:2023-14-1
- Gausmann P., Weiss J., Keil P. & Loos G. H. (2007): Wildnis kehrt zurück in den Ballungsraum. Die neuen Wälder des Ruhrgebietes. *Praxis der Naturwissenschaften. Biologie in der Schule* 56 (2): 27–32
- Gausmann P., Keil P., Büscher D. & Loos H. G. (2016): Flora und Vegetation der ehemaligen Zeche und Kokerei »Hansa« in Dortmund-Huckarde im östlichen Ruhrgebiet (Nordrhein-Westfalen). *Dortmunder Beiträge zur Landeskunde* 47: 45–104
- Gebauer R., Divišek J., Buřič M., Večeřa M., Kouba A. & Drozd B. (2018): Distribution of alien animal species richness in the Czech Republic. *Ecology and Evolution* 8 (9): 4455–4464. DOI: 10.1002/ece3.4008
- Gedge D. (2003): »...From Rubble to Redstarts ...«. Greening rooftops for sustainable communities. Black Redstart Action Plan Working Group (Proceedings from Greening Rooftops for Sustainable Communities, First North American Green Roof Infrastructure Conference, May 29th and 30th, Chicago)
- Genovesi P., Bacher S., Kobelt M., Pascal M. & Scalera R. (2009): Alien Mammals of Europe. In: *Handbook of Alien Species in Europe*. Springer Netherlands. Dordrecht: 119–128
- Gerlach B., Dröschmeister R., Langgemach T., Borkenhagen K., Busch M., Hauswirth M., Heinicke T., Kamp J., Karthäuser J., König C., Markones N., Prior N., Trautmann S., Wahl J. & Sudfeldt C. (2019): Vögel in Deutschland. Übersichten zur Bestandssituation. DDA, BfN, LAG VSW. Münster. 63 S.
- Gherardi F., Gollasch S., Minchin D., Olenin S., Panov V. E. (2009). Alien Invertebrates and Fish in European Inland Waters. In: *Handbook of Alien Species in Europe. Invading Nature – Springer Series in Invasion Ecology*. Springer. Dordrecht: 81–92. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8280-1\\_6](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8280-1_6)
- Giavi S., Fontaine C. & Knop E. (2021): Impact of artificial light at night on diurnal plant-pollinator interactions. *Nature Communications* 12 (1): 16–90. DOI: 10.1038/s41467-021-22011-8
- Gloor S. & Hofbauer G. (2018): Der ökologische Wert von Stadtbäumen bezüglich der Biodiversität. *Jahrbuch der Baumpflege* 2018 22. Jg.: 33–48
- Gloor S., Taucher A. & Rauchenstein K. (2021): Biodiversitätsindex 2021 für Stadtbäume im Klimawandel. SWILD Zürich, Grün Stadt Zürich. 1–58
- Gnielka R. & Stenzel T. (1998): Vögel. In: *Arten- und Biotop-schutzprogramm Sachsen-Anhalt – Stadt Halle (Saale)*. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt: 285–295
- Goertzen D. & Suhling F. (2013): Promoting dragonfly diversity in cities: Major determinants and implications for urban pond design. *Journal of Insect Conservation* 17 (2): 399–409. DOI: 10.1007/s10841-012-9522-z
- Goertzen D. & Suhling F. (2015): Central European cities maintain substantial dragonfly species richness – a chance for biodiversity conservation? *Insect Conservation and Diversity* 8 (3): 238–246. DOI: 10.1111/icad.12102
- Goertzen D. & Suhling F. (2019): Urbanization versus other land use: Diverging effects on dragonfly communities in Germany. *Diversity and Distributions* 25 (1): 38–47. DOI: 10.1111/ddi.12820

- Goertzen D., Schneider A.-K., Eggers T. O. & Suhling F. (2022): Temporal changes of biodiversity in urban running waters – Results of a twelve-year monitoring study. *Basic and Applied Ecology* 58: 74–87. DOI: 10.1016/j.baae.2021.11.007
- Gombert S., Asta J. & Seaward M. R. D. (2004): Assessment of lichen diversity by index of atmospheric purity (IAP), index of human impact (IHI) and other environmental factors in an urban area (Grenoble, southeast France). *Science of The Total Environment* 324 (1): 183–199. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2003.10.036
- Grabow M., Louvrier J. L. P., Planillo A., Kiefer S., Drenke S., Börner K., Stillfried M., Hagen R., Kimmig S., Straka T. M. & Kramer-Schadt S. (2022): Data-integration of opportunistic species observations into hierarchical modeling frameworks improves spatial predictions for urban red squirrels. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10: 1–16
- Graf A. (1986): Flora und Vegetation der Friedhöfe in Berlin (West). *Verhandlungen des Berliner Botanischen Vereins* 5. 1–211
- Gregor T., Bönsel D., Starke-Ottich I. & Zizka G. (2012): Drivers of floristic change in large cities – A case study of Frankfurt/Main (Germany). *Landscape and Urban Planning* 104 (2): 230–237. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2011.10.015
- Gregor T. & Kasperek G. (2021): Non-native woody plant species in urban forests of Frankfurt/Main (Germany). *Tuexenia* 41: 1–14
- Grosse W. R. (2009): The reptiles (reptilia) of the cities of halle (Saxony-Anhalt) and Leipzig (Saxony). *Hercynia* 42: 125–145
- Grüneberg C., Bauer H.-G., Haupt H., Hüppop O., Ryslavý T. & Südbeck, P. (2016): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 5. Fassung, 30. November 2015. *Berichte zum Vogelschutz* 52: 19–67
- Grunewald K., Meier S., Syrbe R.-U. & Walz U. (2021): Ökosysteme Deutschlands. Klassifizierung und Kartierung der Ökosystemtypen sowie Indikatoren für ein bundesweites Assessment und Monitoring des Ökosystemzustands und der Ökosystemleistungen. 280 S. DOI: 10.26084/45XX-RS50
- van Grunsven R. H. A., Jähnichen D., Grubisic M. & Hölker F. (2018): Slugs (Arionidae) benefit from nocturnal artificial illumination. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology* 329 (8–9): 429–433. DOI: <https://doi.org/10.1002/jez.2170>
- Güneralp B., Seto K. C. & Ramachandran M. (2013): Evidence of urban land teleconnections and impacts on hinterlands. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5 (5): 445–451. DOI: 10.1016/j.cosust.2013.08.003
- Gürlich S. (2009): Die Bedeutung alter Bäume für den Naturschutz. Alt- und Totholz als Lebensraum für bedrohte Artengemeinschaften. *Jahrbuch der Baumpflege*: 189–199
- Gusenbauer M. & Haddaway N. R. (2020): Which academic search systems are suitable for systematic reviews or meta-analyses? Evaluating retrieval qualities of Google Scholar, PubMed, and 26 other resources. *Research Synthesis Methods* 11 (2): 181–217. DOI: 10.1002/jrsm.1378
- Gutte P. (2006): Flora der Stadt Leipzig einschließlich Markleeberg. Weissdorn-Verlag Jena. 278 S.
- Gutte P. & Gutte G. (2022): Bewertung aller Gefäßpflanzen im Stadtgebiet von Leipzig. Ein Beitrag zur Umsetzung der Umweltqualitätsziele und -standards der Stadt. Leipzig.
- von Haaren C. & Galler C. (2022): Aufgaben und Anwendungsfelder der Landschaftsplanung. In: C. Albert, C. Galler & C. von Haaren (Hrsg.): *Landschaftsplanung*. utb. Stuttgart: 64–93
- Haase D. (1997): Urban ecology in the new federal countries of Germany. Contamination of upper soil and urban atmosphere with heavy metals in Leipzig. *Archive for Nature* (37): 1–11
- Haase D. (2009): Effects of urbanisation on the water balance – A long-term trajectory. *Environmental Impact Assessment Review* 29: 211–219. DOI: 10.1016/j.eiar.2009.01.002
- Haase D. & Gläser J. (2009): Determinants of floodplain forest development illustrated by the example of the floodplain forest in the District of Leipzig. *Forest Ecology and Management* 258 (5): 887–894. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.03.025
- Haase D. & Nuissl H. (2010): The urban-to-rural gradient of land use change and impervious cover: a long-term trajectory for the city of Leipzig. *Journal of Land Use Science* 5 (2): 123–141. DOI: 10.1080/1747423X.2010.481079
- Haase D. & Schetke S. (2010): Potential of Biodiversity and Recreation in Shrinking Cities: Contextualization and Operationalization. In: *Urban Biodiversity and Design*. Blackwell: 518–538
- Haase D., Schwarz N., Strohbach M., Kroll F. & Seppelt R. (2012): Synergies, trade-offs, and losses of ecosystem services in urban regions: An integrated multiscale framework applied to the leipzig-halle region, Germany. *Ecology and Society* 17 (3). DOI: 10.5751/ES-04853-170322
- Haase D., Larondelle N., Andersson E., Artmann M., Borgström S., Breuste J., Gomez-Baggethun E., Gren Å., Hamstead Z., Hansen R., Kabisch N., Kremer P., Langemeyer J., Rall E. L., McPhearson T. et al. (2014): A Quantitative Review of Urban Ecosystem Service Assessments: Concepts, Models, and Implementation. *Ambio* 43 (4): 413–433. DOI: 10.1007/s13280-014-0504-0
- Haase D. (2015): Reflections about blue ecosystem services in cities. *Modelling ecosystem services: Current approaches, challenges and perspectives* 5: 77–83. DOI: 10.1016/j.swaqe.2015.02.003
- Haase D. & Sauerwein M. (2016): Was sind Stadtökosysteme und warum sind sie besonders? In: *Stadtökosysteme. Funktion, Management und Entwicklung*. Springer Berlin Heidelberg. Berlin/Heidelberg: 61–84
- Haase D. (2017): Urban ecosystem, their services and town planning. *Critical reflections of selected shortcomings*. *Urbanistica* 159: 90–94
- Haase D., Güneralp B., Dahiya B., Bai X. & Elmqvist T. (2018): Global Urbanization: Perspectives and Trends. In: Elmqvist T., Bai X., Niki F., Griffith C., Maddox S., McPhearson T., Parnell S., Romero-Lankao P., Simon D. & Watkins M. (Hrsg.): *Urban Planet. Knowledge towards Sustainable Cities*. Cambridge University Press. Cambridge: 19–44

- Haase D., Jänicke C. & Wellmann T. (2019): Front and backyard green analysis with subpixel vegetation fractions from earth observation data in a city. *Landscape and Urban Planning* 182: 44–54. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2018.10.010
- Haase D. (2019): Urban Telecouplings. In: C. Friis & J. Ø. Nielsen (Hrsg.): *Telecoupling: Exploring Land-Use Change in a Globalised World*. Palgrave Studies in Natural Resource Management. Springer International Publishing, Cham: 261–280
- Haase D. (2021): COVID-19 pandemic observations as a trigger to reflect on urban forestry in European cities under climate change: Introducing nature-society-based solutions. *Urban Forestry & Urban Greening* 64. DOI: 10.1016/j.ufug.2021.127304
- Haase D. & Hellwig R. (2022): Effects of heat and drought stress on the health status of six urban street tree species in Leipzig, Germany. *Trees, Forests and People* 8: 100–252. DOI: 10.1016/j.tfp.2022.100252
- Hackenberg E. & Müller R. (2017): Rote Liste und Gesamtartenliste der Weichtiere (Mollusca: Gastropoda und Bivalvia). Universitätsverlag der TU Berlin. 42 S.
- Haeupler H. (1975): Statistische Auswertungen von Punktrasterkarten der Gefäßpflanzenflora Süd-Niedersachsens. *Scripta Geobotanica* 8. Geobotanica
- Hallmann C. A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Stenmans W., Müller A., Sumser H., Hörrn T., Goulson D. & de Kroon H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12 (10). DOI: 10.1371/journal.pone.0185809
- Hamann M. & Schulte A. (2002): Heuschrecken-Lebensräume der Industrielandschaft Ruhrgebiet. *LÖBF-Mitteilungen*. 31–35
- Hand R., Reichert H., Bujnoch W., Kottke U. & Caspari S. (2016): *Flora der Region Trier* (2-bändige Ausgabe), 1. Auflage. Michael Weyand (Verlag). 1636 S.
- Hanisch K. (2009): Tagfalter im Gebiet der Stadt Köln einschließlich Königsforst und Wahner Heide – ehemals und heute (Lep., Hesperioidea et Papilionoidea). *Melanargia* (21): 137–142
- Hansen R., Heidebach M., Kuchler F. & Pauleit S. (2012): Brachflächen im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und (baulicher) Wiedernutzung. Bundesamt für Naturschutz. Bonn
- Hansen R., Rolf W., Pauleit S., Born D., Bartz R., Kowarik I., Lindschulte K., Becker C. & Schröder A. (2017): *Urbane Grüne Infrastruktur. Grundlage für attraktive und zukunftsfähige Städte. Hinweise für die kommunale Praxis*. Bundesamt für Naturschutz. Berlin. 32 S.
- Harrison P. A., Berry P. M., Simpson G., Haslett J. R., Blicharska M., Bucur M., Dunford R., Egoh B., Garcia-Llorente M., Geamănă N., Geertsema W., Lommelen E., Meirsonne L. & Turkelboom F. (2014): Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services* 9: 191–203. DOI: 10.1016/j.ecoser.2014.05.006
- Hauck T. E. & Weisser W. W. (2015): *AAD animal-aided design*. TU München. 96 S.
- Hausmann S. L., Petermann J. S. & Rolff J. (2016): Wild bees as pollinators of city trees. *Insect Conservation and Diversity* 9 (2): 97–107. DOI: 10.1111/icad.12145
- Heger T., Bernard-Verdier M., Gessler A., Greenwood A. D., Grossart H.-P., Hilker M., Keinath S., Kowarik I., Kueffer C., Marquard E., Müller J., Niemeier S., Onandia G., Petermann J. S., Rillig M. C. et al. (2019): Towards an Integrative, Eco-Evolutionary Understanding of Ecological Novelty: Studying and Communicating Interlinked Effects of Global Change. *BioScience* 69 (11): 888–899. DOI: 10.1093/bio-sc/biz095
- Heiland S., Mengel A., Hänel K., Geiger B., Arndt P., Reppin N., Werle V., Hokema D., Hehn C., Mertelmeyer L., Burghardt R. & Opitz S. (2017): *Bundeskonzept Grüne Infrastruktur*. Fachgutachten. 457. Aufl. B. DE. 282 S.
- Heinemann J., Naber M. & Schultz A. (2019): *Methoden und Ergebnisse der Bevölkerungsvorausschätzung 2019*. Stadt Leipzig, Amt für Statistik und Wahlen. 1–36
- Hennig E. I. & Ghazoul J. (2012): Pollinating animals in the urban environment. *Urban Ecosystems* 15 (1): 149–166. DOI: 10.1007/s11252-011-0202-7
- Herrmann J., Buchholz S. & Theodorou P. (2023): The degree of urbanisation reduces wild bee and butterfly diversity and alters the patterns of flower-visitation in urban dry grasslands. *Scientific Reports* 13 (1): 2702–2722. DOI: 10.1038/s41598-023-29275-8
- Heuser J. (2007): *Wildnis für Kinder in der Stadt*. Conturec 2: 153–157
- Hill B. T. & Malten A. (2015): *Libellen – bedrohte Kunstflieger*. In: *Stadtnatur im Wandel. Artenvielfalt in Frankfurt am Main*. KI. Senckenberg-Reihe 55. Senckenberg: 46–54
- Hilmer C. (2022): *Insect conservation in Germany – How suitable are municipal biodiversity strategies for the conservation of insects?*. Master Thesis. Technische Universität Berlin. Berlin
- Hoiß B. (2020): *Roadkill von Insekten*. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. 1–4
- Hölker F., Jechow A., Bolliger J., Kalinkat G., Tidau S. & Knop E. (2023): *Lichtverschmutzung. Stand der Forschung und Wissenslücken*. *Natur und Landschaft* 98 (09): 418–424. DOI: 10.19217/NuL2023-09-01
- Holl A. (2002): *Wissen, Werten, Handeln. Zum Umgang mit Natur und Biodiversität im privaten Gartenbau*. In: *Treffpunkt Biologische Vielfalt II. Aktuelle Forschung im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt*. Bundesamt für Naturschutz. Bonn: 55–60
- Holtmann L., Philipp K., Becke C. & Fartmann T. (2018): The importance of stormwater ponds for amphibians in the city of Münster (North Rhine-Westphalia). *Zeitschrift für Feldherpetologie* 25: 51–66
- Horsák M., Lososová Z., Čejka T., Juříčková L. & Chytrý M. (2013): Diversity and Biotic Homogenization of Urban Land-Snail Faunas in Relation to Habitat Types and Macroclimate in 32 Central European Cities. *PLoS ONE* 8 (8). DOI: 10.1371/journal.pone.0071783
- Horsák M., Čejka T., Jurickova L., Wiese V., Horsakova V. & Lososová Z. (2016): Drivers of Central European urban land snail faunas: the role of climate and local species pool

- in the representation of native and non-native species. *Biological Invasions* 18. DOI: 10.1007/s10530-016-1247-6
- Hubo C., Jumpertz E., Krott M., Nockemann L., Steinmann A. & Bräuer I. (2007): Grundlagen für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive gebietsfremde Arten. Abschlussbericht eines F+E-Vorhabens (FKZ 803 11 221) in den Jahren 2003 bis 2005. *BfN-Skripten* 213: 1–387
- Huggins B. & Zimmermann J. (2022): Gesetz zum Schutz der Insektenvielfalt. Novellierungen des Natur- und Pflanzenschutzrechts. *Das Deutsche Verwaltungsblatt* (1): 20–28
- Huggins B. (2023): Der naturschutzrechtliche Schutz der Nacht. Bestand und Fortentwicklung der Schutzregime und -konzepte zum Schutz vor künstlichem Licht. *Natur und Landschaft* 98 (09): 425–435. DOI: 10.19217/NuL2023-09-02
- Hülsmann M., von Wehrden H., Klein A.-M. & Leonhardt S. D. (2015): Plant diversity and composition compensate for negative effects of urbanization on foraging bumble bees. *Apidologie* 46 (6): 760–770. DOI: 10.1007/s13592-015-0366-x
- Hutchinson J., Reise H. & Robinson D. (2014): A biography of an invasive terrestrial slug: the spread, distribution and habitat of *Deroceras invadens*. *NeoBiota* 23: 17–64. DOI: 10.3897/neobiota.23.7745
- Huwer A. & Wittig R. (2013): Evidence for increasing homogenization and de-ruralization of the central European village Flora. *Tuexenia* 33: 213–231
- Ignatieva M., Haase D., Dushkova D. & Haase A. (2020): Lawns in Cities: From a Globalised Urban Green Space Phenomenon to Sustainable Nature-Based Solutions. *Land* 9 (3): 1–27. DOI: 10.3390/land9030073
- Ineichen S., Klausnitzer B. & Ruckstuhl M. (2012): *Stadtfauna*. Haupt Berne. 434 S.
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2019): Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E. Brondizio, J. Settele, S. Díaz & H. T. Ngo (Hrsg.): IPBES Secretariat. Bonn, Germany. 1144 S.
- Ise M. (2006): Pflanzenvielfalt in Städten zwischen Nutzung, Pflege und Verbrachung, am Beispiel der Baumscheiben- und Grabvegetation in zwölf deutschen Städten. Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg (Germany). 176 S.
- Isermann M. (2007): Diversity of Bryophytes in an Urban Area of NW Germany. *Lindbergia* 32: 75–81. DOI: 10.2307/20150241
- Isermann M., Rabitsch W. & Nehring S. (2021): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde terrestrische Moose, Flechten und Pilze: I. Moose und Flechten. In: Bundesamt für Naturschutz: 1–41
- Jacob J., Ulrich R. G., Freise J. & Schmolz E. (2014): Monitoring von gesundheitsgefährdenden Nagetieren. *Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz* 57 (5): 511–518. DOI: 10.1007/s00103-013-1924-x
- Jaeger J., Raumer H., Esswein H., Müller M. & Schmidt-Luttman M. (2007): Time series of landscape fragmentation caused by transportation infrastructure and urban development: a case study from Baden-Württemberg, Germany. *Ecology and Society* 12(1). DOI: 10.5751/ES-01983-120122
- Jagel A. & Gausmann P. (2009): Zum Wandel der Flora von Bochum im Ruhrgebiet (Nordrhein-Westfalen) in den letzten 120 Jahren. *Bochum* 1: 1–47
- Jagel A. (2022): Flora von Bochum. Eine Zusammenstellung der bisher im Stadtgebiet heimischen, eingeschleppten und verwilderten Pflanzensippen. *Bochumer Botanischer Verein*. 240 S.
- Jones R. A. (2002): Tecticolous invertebrates: a preliminary investigation of the invertebrate fauna on green roofs in urban London. *English Nature, London*. 1–36.
- Jungbluth J., Knorre D., Bößneck U., Klaus G., Hackenberg E., Kobialka H., Körnig G., Niederhöfer H.-J., Petrick S., Schniebs K., Wiese V., Wimmer W. & Zettler M. (2012): Rote Liste der Binnenmollusken [Schnecken (Gastropoda) und Muscheln (Bivalvia)] in Deutschland. 6. revidierte und erweiterte Fassung. *Mitteilungen der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft* 56: 1–28.
- Jungbluth J. H. (1973): Revision, Faunistik und Zoogeographie der Mollusken von Gießen und Umgebung. *Jahrbuch des nassauischen Vereins für Naturkunde* 102: 73–126.
- Jungbluth J. H. & Knorre D. von (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Binnenmollusken (Schnecken und Muscheln; Gastropoda et Bivalvia) Deutschlands. In: Binot-Hafke M., Balzer S., Becker N., Gruttke H. Haupt H., Hofbauer N., Ludwig G., Matzke-Hajek G. & Strauch M. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). Münster (Landwirtschaftsverlag). *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (3): 647–708
- Jürgensen S. & Puchmüller J. (2019): Gesamtartenliste und Rote Liste der Fische und Neunaugen (Pisces et Cyclostomata) von Berlin. In: *Fische in Berlin. Bilanz der Artenvielfalt*. Stadt Berlin: 87–91
- Kabisch N., Kraemer R., Brenck M. E., Haase D., Lausch A., Luttkus M. L., Mueller T., Remmler P., von Döhren P., Voigtländer J. & Bumberger J. (2021): A methodological framework for the assessment of regulating and recreational ecosystem services in urban parks under heat and drought conditions. *Ecosystems and People* 17 (1): 464–475. DOI: 10.1080/26395916.2021.1958062
- Kadas G. (2006): Rare invertebrates colonizing green roofs in London. *Urban Habitats* 4: 66–86
- Kadas G. (2011): Green roofs and biodiversity: can green roofs provide habitat for invertebrates in an urban environment? *Lap Lambert Academic Publishing, London*. 312 S.
- Kail J., Palt M., Lorenz A. & Hering D. (2021): Woody buffer effects on water temperature: The role of spatial configuration and daily temperature fluctuations. *Hydrological Processes* 35 (1). DOI: 10.1002/hyp.14008
- Kamp J., Frank C., Trautmann S., Busch M., Dröschmeister R., Flade M., Gerlach B., Karthäuser J., Kunz F., Mitschke A., Schwarz J. & Sudfeldt C. (2021): Population trends of common breeding birds in Germany 1990–2018. *Journal of Ornithology* 162 (1): 1–15. DOI: 10.1007/s10336-020-01830-4

- Kang W., Minor E. S., Park C.-R. & Lee D. (2015): Effects of habitat structure, human disturbance, and habitat connectivity on urban forest bird communities. *Urban Ecosystems* 18 (3): 857–870. DOI: 10.1007/s11252-014-0433-5
- Kappes H., Katzschner L. & Nowak C. (2012): Urban summer heat load: Meteorological data as a proxy for metropolitan biodiversity. *Meteorologische Zeitschrift* 21 (5): 525–528. DOI: 10.1127/0941-2948/2012/0361
- Karasch P., Halbwachs H., Kruse J., Rabitsch W. & Nehring S. (2021): Pilze. In: Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wildlebende gebietsfremde terrestrische Moose, Flechten und Pilze. Bfn-Skripten 603: 42–121
- Kark S., Solarz W., Chiron F., Clergeau P. & Shirley S. (2009): Alien Birds, Amphibians and Reptiles of Europe. In: Handbook of Alien Species in Europe. Springer Netherlands. Dordrecht: 105–118
- Kattwinkel M., Biedermann R. & Kleyer M. (2011): Temporary conservation for urban biodiversity. *Biological Conservation* 144: 2335–2343. DOI: 10.1016/j.biocon.2011.06.012
- Keil P. & Berg T. (1999): Seltene und bemerkenswerte Farn- und Blütenpflanzen in Mülheim an der Ruhr. *Jahrbuch Mülheim an der Ruhr* (55): 215–227
- Keil P. & Loos G. H. (2002): Dynamik der Ephemerophytenflora im Ruhrgebiet. Unerwünschter Ausbreitungspool oder Florenbereicherung. *Neobiota* 1: 37–49
- Keil P. & Loos G. H. (2005a): Preliminary account of ergasio-phygophytic and xenophytic trees, shrubs and subshrubs in the Central Ruhrgebiet (Germany). *Electronic Publications of the Biological Station of Western Ruhrgebiet* 3: 1–12
- Keil P. & Loos G. H. (2005b): Anökophyten im Siedlungsraum des Ruhrgebietes – eine erste Übersicht. *Biodiversität im besiedelten Bereich. Conturec* 1: 27–34
- Keil P., Fuchs R. & Loos G. H. (2007): Auf lebendigen Brachen unter extremen Bedingungen. Industrietypische Flora und Vegetation des Ruhrgebiets. *Praxis der Naturwissenschaft, Biologie in der Schule* 2 (56): 20–26
- Keil P., Buch C., Fuchs R. & Sarazin A. (2012): Arealerweiterung der Hirschzunge (*Asplenium scolopendrium* L.) am nordwestdeutschen Mittelgebirgsrand im Ruhrgebiet. *Decheniana* 165: 55–73. DOI: 10.21248/decheniana.v165.4595
- Keil P., Brosch B. & Buch C. (2013): Open urban-industrial brownfields of high conservation interest: A methodological approach to site selection in the Ruhr metropolis. *Natur und Landschaft* 88: 213–219
- Keil P. & Scholz T. (2016): Sukzessionsforschung auf Altindustriestandorten. Analyse der Monitoringergebnisse im Industriebwaldprojekt. *Natur in NRW* 3/2016: 26–30
- Keil P. & Guderley E. (2017): Artenvielfalt der Industrienatur. Flora, Fauna und Pilze auf Zollverein in Essen. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde*. 320 S.
- Keil P. (2019): Industrial nature and species diversity in the Landscape Park Duisburg-Nord. *Electronic Publications of the Biological Station of Western Ruhrgebiet* 39: 1–6
- Keil P., Hering D., Schmitt T. & Zepp H. (2021): Positionen zu einer regionalen Biodiversitäts-Strategie Ruhrgebiet. Studie im Rahmen der Offensive Grüne Infrastruktur 2030. Oberhausen, Essen und Bochum. 228 S.
- Keil P., Hering D. & Bothmann F. (2022): Regionale Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet. Netzwerk Urbane Biodiversität Ruhrgebiet. Oberhausen, Essen. 94 S.
- Keilsohn W., Narango D. L. & Tallamy D. W. (2018): Roadside habitat impacts insect traffic mortality. *Journal of Insect Conservation* 22 (2): 183–188. DOI: 10.1007/s10841-018-0051-2
- Keinath S., Holker F., Müller J. & Rodel M. (2021): Impact of light pollution on moth morphology. A 137-year study in Germany. *Basic and Applied Ecology* 56: 1–10. DOI: 10.1016/j.baae.2021.05.004
- Keplin B. & Broll G. (1997): Earthworm assemblages of selected urban biotopes during land-use changes: abandoned allotments and agricultural areas in Dorsten. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29 (10): 310–313
- Kersberg H., Horstmann H. & Hestermann H. (2004): Flora und Vegetation von Hagen und Umgebung. Martina Gailer Verlag, Nümbrecht. 362 S.
- Kielhorn K.-H. (2005): Rote Liste und Gesamtartenliste der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) von Berlin. 1–39
- Kielhorn U. (2017): Rote Liste und Gesamtartenliste der Spinnen (Araneae) und Gesamtartenliste der Weberknechte (Opiliones). 1–61. DOI: 10.14279/DEPOSITONCE-5859
- Kittel K. (2002): Die Weichtierfauna der Stadt Aschaffenburg. *Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Museums der Stadt Aschaffenburg*. Band 22. 1–230
- Klaus V. H. & Kiehl K. (2021): A conceptual framework for urban ecological restoration and rehabilitation. *Basic and Applied Ecology* 52: 82–94. DOI: 10.1016/j.baae.2021.02.010
- Klawitter J., Altenkamp R., Kallasch C., Köhler D., Krauß M., Rosenau S. & Teige T. (2003): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) von Berlin. *Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin*. 1–17
- Klawitter J. & Köstler H. (2017): Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose (Bryophyta) von Berlin. In: *Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege/Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere von Berlin*, 31 S. DOI: 10.14279/depositonce-5844
- Klingenfuß C., Möller D., Heller C., Thrum T., Köberich K. & Zeitz J. (2015): Abschlussbericht Berliner Moorböden im Klimawandel. Entwicklung einer Anpassungsstrategie zur Sicherung ihrer Ökosystemleistungen
- Klotz S. (1990): Species/area and species/inhabitants relations in European cities. In: Sukopp H. & Hejný S. (Hrsg.): *Urban Ecology. Plants and Plant Communities in Urban Environments*. SPB Academic Publishing. Den Haag: 99–103
- Knapp, Schmauck S. & Zehnsdorf A. (2019): Biodiversity Impact of Green Roofs and Constructed Wetlands as Progressive Eco-Technologies in Urban Areas. *Sustainability* 11. DOI: 10.3390/su11205846
- Knapp S., Kühn I., Wittig R., Ozinga W. A., Poschod P. & Klotz S. (2008a): Urbanization causes shifts in species' trait state frequencies. *Preslia* 80 (4): 375–388
- Knapp S., Kühn I., Mosbrugger V. & Klotz S. (2008b): Do protected areas in urban and rural landscapes differ in species diversity? *Biodiversity and Conservation* 17 (7): 1595–1612. DOI: 10.1007/s10531-008-9369-5

- Knapp S., Kühn I., Stolle J. & Klotz S. (2010a): Changes in the functional composition of a Central European urban flora over three centuries. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12 (3): 235–244. DOI: 10.1016/j.ppees.2009.11.001
- Knapp S., Kühn I., Mosbrugger V. & Klotz S. (2010b): Erratum to: Do protected areas in urban and rural landscapes differ in species diversity? *Biodiversity and Conservation* 19 (11): 3307–3310. DOI: 10.1007/s10531-010-9900-3
- Knapp S. & Wittig R. (2012): An analysis of temporal homogenisation and differentiation in Central European village floras. *Basic and Applied Ecology* 13 (4): 319–327. DOI: 10.1016/j.baae.2012.06.004
- Knapp S. & Kühn I. (2012): Origin matters: Widely distributed native and non-native species benefit from different functional traits. *Ecology letters* 15: 696–703. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2012.01787.x
- Knapp S., Stadler J., Harpke A. & Klotz S. (2016): Dispersal traits as indicators of vegetation dynamics in long-term old-field succession. *Ecological Indicators* 65: 44–54. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.10.003
- Knapp S., Klotz S. & Fachbereich Umwelt der Stadt Halle (2020): Geschützte Natur in Halle (Saale). Eine Bestandsaufnahme der Tier- und Pflanzenwelt. Natur + Text. Rangsdorf. 448 S.
- Knaus M. & Haase D. (2020): Green roof effects on daytime heat in a prefabricated residential neighbourhood in Berlin, Germany. *Urban Forestry & Urban Greening* 53: 126–738. DOI: 10.1016/j.ufug.2020.126738
- Knop E., Zoller L., Ryser R., Gerpe C., Hörler M. & Fontaine C. (2017): Artificial light at night as a new threat to pollination. *Nature* 548 (7666): 206–209. DOI: 10.1038/nature23288
- Köhler M. (2006): Long-Term Vegetation Research on Two Extensive Green Roofs in Berlin. *Urban Habitats* 4: 1–24
- Köhler M. & Kaiser D. (2021): Green Roof Enhancement on Buildings of the University of Applied Sciences in Neubrandenburg (Germany) in Times of Climate Change. *Atmosphere* 12: 1–382. DOI: 10.3390/atmos12030382
- Kolb W. (2016): Dachbegrünung. Planung, Ausführung, Pflege. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart. 1–160
- Köppel J., Peters W. & Wende W. (2004): Eingriffsregelung – Umweltverträglichkeitsprüfung – FFH-Verträglichkeitsprüfung. 1. Aufl. utb. Stuttgart. 320 S.
- Korányi D., Gallé R., Donkó B., Chamberlain D. E. & Batáry P. (2021): Urbanization does not affect green space bird species richness in a mid-sized city. *Urban Ecosystems* 24 (4): 789–800. DOI: 10.1007/s11252-020-01083-2
- Korner P., Maravic I. & Haupt H. (2022): Birds and the »Post Tower« in Bonn: a case study of light pollution. *Journal of Ornithology* 163: 827–841. DOI: 10.1007/s10336-022-01985-2
- Korte E. (2015): Fische – stilles Leben in Frankfurter Gewässern. *Senckenberg-Reihe* 55: 66–73
- Kotze J., Brandmayr P., Casale A., Dauffy Richard E., Dekoninck W., Koivula M., Lövei G., Mossakowski D., Noordijk J., Paarmann W., Pizzolotto R., Saska P., Schwerek A., Serrano J., Szyszko J. et al. (2011): Forty years of carabid beetle research in Europe – from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. *ZooKeys*. 55–148. DOI: 10.3897/zookeys.100.1523
- Kowarik I. (1983): Flora und Vegetation von Kinderspielplätzen in Berlin (West). Ein Beitrag zur Analyse städtischer Grünflächentypen. *Verhandlungen des Berliner Botanischen Vereins* 2: 5–49
- Kowarik I. (1990): Some responses of flora and vegetation to urbanization in Central Europe. *Urban ecology*. 45–74
- Kowarik I. (1992a): Das Besondere der städtischen Vegetation. *Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege* 61: 33–47
- Kowarik I. (1992b): Zur Rolle nichteinheimischer Arten bei der Waldbildung auf innerstädtischen Standorten in Berlin. *Gesellschaft Ökologie* 21. 207–213
- Kowarik I. (1995a): Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: *Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species*: 15–38
- Kowarik I. (1995b): On the role of alien species in urban flora and vegetation. In: *Amsterdam (the Netherlands): SPB Academic Publishing*: 85–103
- Kowarik I. & Säumel I. (2007): Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 8 (4): 207–237. DOI: 10.1016/j.ppees.2007.03.002
- Kowarik I. (2008): On the Role of Alien Species in Urban Flora and Vegetation. In: J. M. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon & C. ZumBrunnen (Hrsg.): *Urban Ecology*. Springer US. Boston, MA: 321–338
- Kowarik I. (2010): *Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa*. 2. Auflage. Eugen Ulmer KG. 492 S.
- Kowarik I. (2011): Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution* 159 (8–9): 1974–1983. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.02.022
- Kowarik I., von Der Lippe M. & Cierjacks A. (2013): Prevalence of alien versus native species of woody plants in Berlin differs between habitats and at different scales. *Preslia* 85 (2): 113–132
- Kowarik I. (2015): Wildnis in urbanen Räumen. Erscheinungsformen, Chancen und Herausforderungen. *Natur und Landschaft* 90: 470–474
- Kowarik I., Bartz R., Brenck M. & Naturkapital Deutschland. TEEB DE (Hrsg.) (2016a): *Ökosystemleistungen in der Stadt. Gesundheit schützen und Lebensqualität erhöhen*. Naturkapital Deutschland – TEEB DE. Leipzig/Berlin. 300 S.
- Kowarik I., Buchholz S., von der Lippe M. & Seitz B. (2016b): Biodiversity functions of urban cemeteries: Evidence from one of the largest Jewish cemeteries in Europe. *Urban Forestry and Urban Greening* 19: 68–78. DOI: 10.1016/j.ufug.2016.06.023
- Kowarik I. & von der Lippe M. (2018): Plant population success across urban ecosystems: A framework to inform biodiversity conservation in cities. *Journal of Applied Ecology* 55 (5): 2354–2361. DOI: 10.1111/1365-2664.13144

- Kowarik I., Hiller A., Planchuelo G., Seitz B., von der Lippe M. & Buchholz S. (2019): Emerging Urban Forests: Opportunities for Promoting the Wild Side of the Urban Green Infrastructure. *Sustainability* 11 (22): 6318–6322. DOI: 10.3390/su11226318
- Kowarik I. & Fischer L. K. (2020): Alien plants in cities: Human-driven patterns, risks and benefits. In: Douglas I., Anderson P. M. L., Goode D., Houck M. C., Maddox D., Nagendra H. & Tan P. Y. (Hrsg.): *The Routledge Handbook of Urban Ecology*. Routledge. London: 472–481
- Kraftfahrt-Bundesamt (2022): Fahrzeugzulassungen im Dezember 2021 – Jahresbilanz. Pressemitteilung Nr. 01/2022. [https://www.kba.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/Fahrzeugzulassungen/2022/pm01\\_2022\\_n\\_12\\_21\\_pm\\_komplett.html](https://www.kba.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/Fahrzeugzulassungen/2022/pm01_2022_n_12_21_pm_komplett.html) (aufgerufen am 11.02.2024)
- Krause, J., Wagner, H.-G. & Otte, V. (2017): Rote Liste und Gesamtartenliste der Flechten (Lichenes) von Berlin. In: *Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege. Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere von Berlin*, 28 S. doi: 10.14279/depositonce-5841
- Krause P., Meier L., Leistner P., Eitle A., Bender E., Fischer L. K. & Müller H. (2023): Entwicklung und Erprobung eines urbanen Grünfassadensystems für Mensch, Flora und Fauna. *Bauphysik* 45 (1): 44–54. DOI: 10.1002/bapi.202200039
- Kremer B. P. (2018): Ein Felsbiotop inmitten der Großstadt. Der Kölner Dom als unerwartet artenreicher Lebensraum. *Biologie in unserer Zeit* 48 (6): 387–393. DOI: 10.1002/biuz.201810661
- Kricke C., Bamann T. & Betz O. (2014): Einfluss städtischer Mahdkonzepte auf die Artenvielfalt der Tagfalter. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 46(2): 52–58.
- Kricke R. (2002): Untersuchungen zur epiphytischen Flechtenvegetation in urbanen Gebieten, dargestellt an der Rückkehr der Flechten in das Ruhrgebiet und ausgewählter Nachbargebiete. Dissertationsschrift, Universität Essen
- Kronenberg B. & Kowarik I. (1989): Naturverjüngung kultivierter Pflanzenarten in Gärten. *Verhandlungen des Berliner Botanischen Vereins* 7: 3–30
- Krug B. (1989): Wie stark sind unsere einheimischen Fledermäuse mit chlorierten Kohlenwasserstoffpestiziden belastet? *Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* 13: 229–237
- Ksiazek-Mikenas K., Herrmann J., Menke S. & Köhler M. (2018): If You Build It, Will They Come? Plant and Arthropod Diversity on Urban Green Roofs Over Time. *Urban Naturalist Special Issue Green Roofs and Urban Biodiversity*: 52–72
- Ksiazek-Mikenas K. & Köhler M. (2018): Traits for stress-tolerance are associated with long-term plant survival on green roofs. *Journal of Urban Ecology* 4 (1): 1–10. DOI: 10.1093/jue/juy0016
- Kuczynski L., Ontiveros V. J. & Hillebrand H. (2023): Biodiversity time series are biased towards increasing species richness in changing environments. *Nature Ecology & Evolution* 7 (7): 994–1001. DOI: 10.1038/s41559-023-02078-w
- Kühn E., Musche M. & Wiemers M. (2020): Schmetterlinge (Lepidoptera). In: *Natur + Text*: 197–201
- Kühn I. & Klotz S. (2002): Floristischer Status und gebietsfremde Arten. In: *Schriftenreihe für Vegetationskunde. Bundesamt für Naturschutz*: 47–56
- Kühn I., Brandl R., May R. & Klotz S. (2003): Plant distribution patterns in Germany – Will aliens match natives? *Feddes Repertorium* 114 (7–8): 559–573. DOI: 10.1002/fedr.200311015
- Kühn I., Brandl R. & Klotz S. (2004): The flora of German cities is naturally rich. *Evolutionary Ecology Research* 6: 749–764
- Kühn I. & Klotz S. (2006): Urbanization and homogenization – Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological Conservation* 127 (3): 292–300. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.06.033
- Kühn I., Wolf J. & Schneider A. (2017): Is there an urban effect in alien plant invasions? *Biological Invasions* 19: 3505–3513. DOI: 10.1007/s10530-017-1591-1
- Kühnel K., Geiger A., Laufer H., Podloucky R. & Schlüpmann M. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Lurche (Amphibia) Deutschlands. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 70 (1): 259–288
- Kühnel, K.-D., Scharon, J., Kitzmann, B. & Schonert, B. (2017a): Rote Liste und Gesamtartenliste der Lurche (Amphibia) von Berlin. In: *Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege. Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere von Berlin*, 23 S. doi: 10.14279/depositonce-5847
- Kühnel K.-D., Scharon J., Kitzmann B. & Schonert B. (2017b): Rote Liste und Gesamtartenliste der Kriechtiere (Reptilia). In: *Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege. Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere von Berlin*. 20 S. DOI: 10.14279/depositonce-5846
- Kümmerling M. & Müller N. (2012): The relationship between landscape design style and the conservation value of parks: A case study of a historical park in Weimar, Germany. *Landscape and Urban Planning* 107: 111–117. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2012.05.006
- Kunick W. (1987): Woody vegetation in settlements. *Landscape and Urban Planning* 14 (C): 57–78. DOI: 10.1016/0169-2046(87)90006-5
- Kyba C. C. M., Kuester T. & Kuechly H. U. (2017): Changes in outdoor lighting in Germany from 2012–2016. *International Journal of Sustainable Lighting* 19 (2): 1–112. DOI: 10.26607/ijsl.v19i2.79
- Kyba C. C. M., Altıntaş Y. Ö., Walker C. E. & Newhouse M. (2023): Citizen scientists report global rapid reductions in the visibility of stars from 2011 to 2022. *Science* 379 (6629): 265–268. DOI: 10.1126/science.abq7781
- LAG VSW – Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten, Grüneberg C., Mitschke A., Sudfeldt C., Fischer S., Flade M., Frick S. & Geiers I. (2017): Der mögliche Umfang von Vogelschlag an Glasflächen in Deutschland – eine Hochrechnung. *Berichte zum Vogelschutz* 53/54: 63–70

- LAG VSW – Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (2021): Vermeidung von Vogelverlusten an Glasscheiben. Bewertung des Vogelschlagrisikos an Glas. Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten. Beschluss 21/01. 40 S.
- Lambdon P. W., Pyšek P., Basnou C., Hejda M., Arianoutsou M., Essl F., Jarošík V., Pergl J., Winter M., Anastasiu P., Andriopoulos P., Bazos I., Brundu G., Celesti-Grapow L., Chassot P. et al. (2008): Alien flora of Europe: Species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia* 80 (2): 101–149
- Lamm L. (2022): Hausarrest für Katzen. Ausgehverbot für den Vogelschutz. National Geographic. <https://www.nationalgeographic.de/tiere/2022/05/hausarrest-fuer-katzen-ausgehverbot-fuer-den-vogelschutz> (aufgerufen am 29.06.2024)
- Lampe U., Reinhold K. & Schmoll T. (2014): How grasshoppers respond to road noise: developmental plasticity and population differentiation in acoustic signalling. *S. Patek* (Hrsg.): *Functional Ecology* 28 (3): 660–668. DOI: 10.1111/1365-2435.12215
- Lampert P., Gabriel A. & Menrad K. (2022): Naturbewusstsein 2019/2020. Wissenschaftlicher Vertiefungsbericht zum Vergleich der Jugend- und Erwachsenenstudie. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn. 84 S.
- Land Sachsen-Anhalt: Verfügungen, Informationen, Hinweise und Pressemitteilungen zum Auftreten des Asiatischen Laubholzbockkäfers. Asiatischer Laubholzbockkäfer. Verfügungen, Informationen, Hinweise. Landesportal Sachsen-Anhalt. <https://llg.sachsen-anhalt.de/themen/pflanzenschutz/alb> (aufgerufen am 10.07.2023)
- Landis C. L. & Leopold D. J. (2014): Natural Plant Establishment along an Urban Stream, Onondaga Creek, New York. *Northeastern Naturalist* 21 (2): 303–322. DOI: 10.1656/045.021.0211
- Landor-Yamagata J. L., Kowarik I. & Fischer L. K. (2018): Urban foraging in Berlin: People, plants and practices within the metropolitan green infrastructure. *Sustainability* (Switzerland) 10 (6). DOI: 10.3390/su10061873
- Lange-Kabitz C., Reich M. & Zoch A. (2021): Extensively managed or abandoned urban green spaces and their habitat potential for butterflies. *Basic and Applied Ecology* 54: 85–97. DOI: 10.1016/j.baae.2021.04.012
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2017): Erfassung von Entsiegelungspotenzialen in Nordrhein-Westfalen. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Arbeitsblatt 34): 3–51
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: Ökologische Flächenstichproben. <https://www.lanuv.nrw.de/natur/biodiversitaetsmonitoring/oekologische-flaechenstichprobe> (aufgerufen am 23.08.2023)
- Larondelle N., Hamstead Z. A., Kremer P., Haase D. & McPhearson T. (2014): Applying a novel urban structure classification to compare the relationships of urban structure and surface temperature in Berlin and New York City. *Applied Geography* 53: 427–437. DOI: 10.1016/j.ap-geog.2014.07.004
- Laske D. (1994): Friedhöfe – ökologische Nischen im besiedelten Raum. *Naturwissenschaften* 81 (5): 218–223. DOI: 10.1007/BF01138546
- Lausch A., Blaschke T., Haase D., Herzog F., Syrbe R.-U., Tischendorf L. & Walz U. (2015): Understanding and quantifying landscape structure – A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. Use of ecological indicators in models 295: 31–41. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2014.08.018
- Laussmann T., Radtke A., Wiemert T. & Dahl A. (2010): 150 Jahre Schmetterlingsbeobachtung in Wuppertal. Auswirkungen von Klima- und Landschaftsveränderungen (Lepidoptera). *Entomologische Zeitschrift*: 269–278
- Lee H. & Lautenbach S. (2016): A quantitative review of relationships between ecosystem services. *Ecological Indicators* 66: 340–351. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.02.004
- Lehmitz R., Römbke J., Graefe U., Beylich A. & Krück S. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Regenwürmer (Lumbricidae et Criodrilidae) Deutschlands. In: *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2)*. Münster (Landwirtschaftsverlag): 565–590
- Lenz N. & Schulten D. (2005): Tagfalter (Lep., Hesperioidea et Papilionoidea) im Gebiet der Landeshauptstadt Düsseldorf um 1900 und um 2000 – ein Beispiel für alarmierende Artenverarmung im 20. Jahrhundert. *Melanargia. Nachrichten der Arbeitsgemeinschaft Rheinisch-Westfälischer Lepidopterologen e. V.* (17): 19–29
- Leps M., Tonkin J., Dahm V., Haase P. & Sundermann A. (2015): Disentangling environmental drivers of benthic invertebrate assemblages: The role of spatial scale and riverscape heterogeneity in a multiple stressor environment. *Science of The Total Environment* 536: 546–556. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.07.083
- Lerstrup I. & Refshauge A. D. (2016): Characteristics of forest sites used by a Danish forest preschool. *Urban Forestry & Urban Greening* 20: 387–396. DOI: 10.1016/j.ufug.2016.09.010
- Lewanzik D., Straka T. M., Lorenz J., Marggraf L., Voigt-Heucke S., Schumann A., Brandt M. & Voigt C. C. (2022): Evaluating the potential of urban areas for bat conservation with citizen science data. *Environmental Pollution* 297: 118785. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.118785
- Liebig N. (2013): Amphibien und Reptilien im NSG »Stadtwald Augsburg«. *Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2013*. Landschaftspflegeverband Stadt Augsburg e.V. Augsburg. 8 S.
- Lin B. B., Ossola A., Alberti M., Andersson E., Bai X., Dobbs C., Elmqvist T., Evans K. L., Frantzeskaki N., Fuller R. A., Gaston K. J., Haase D., Jim C. Y., Konijnendijk C., Nagesh H. et al. (2021): Integrating solutions to adapt cities for climate change. *The Lancet Planetary Health* 5 (7): 479–486. DOI: 10.1016/S2542-5196(21)00135-2
- von der Lippe M. & Kowarik I. (2008): Do cities export biodiversity? Traffic as dispersal vector across urban – rural gradients. *Diversity and Distributions* 14 (1): 18–25. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2007.00401.x
- von der Lippe M., Buchholz S., Hiller A., Seitz B. & Kowarik I. (2020): CityScapeLab Berlin: A research platform for un-

- tangling urbanization effects on biodiversity. Sustainability (Switzerland) 12: 1–30. DOI: 10.3390/su12062565
- Lippert H., Kowarik I. & Straka T. (2022): People's Attitudes and Emotions towards Different Urban Forest Types in the Berlin Region, Germany. *Land II* (5): 1–21. DOI: 10.3390/land11050701
- Litterski B., Berg C. & Müller D. (2006): Analyse landesweiter Artendaten (§ 20 – Biotopkartierung) zur Erstellung von Flächenkulissen für die FFH-Management- und die Gutachtliche Landschaftsrahmenplanung. Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg. 176 S.
- Liu J., Hull V., Batistella M., DeFries R., Dietz T., Fu F., Hertel T., Izaurrealde R. C., Lambin E., Li S., Martinelli L., McConnell W., Moran E., Naylor R., Ouyang Z. et al. (2013): Framing Sustainability in a Telecoupled World. *Ecology and Society* 18 (2): 1–19. DOI: 10.5751/ES-05873-180226
- Liu J. (2014): Forest Sustainability in China and Implications for a Telecoupled World. *Asia & the Pacific Policy Studies* 1 (1): 230–250. DOI: 10.1002/app5.17
- Liu Z., Zhou Y. & Feng Z. (2023): Response of vegetation phenology to urbanization in urban agglomeration areas: A dynamic urban – rural gradient perspective. *Science of The Total Environment* 864. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.161109
- Llop E., Pinho P., Matos P., Pereira M. J. & Branquinho C. (2012): The use of lichen functional groups as indicators of air quality in a Mediterranean urban environment. *Ecological Indicators* 13 (1): 215–221. DOI: 10.1016/j.ecoind.2011.06.005
- Lokatis S. & Jeschke J. M. (2022): Urban biotic homogenization: Approaches and knowledge gaps. *Ecological Applications* 32 (8): 1–17. DOI: 10.1002/eap.2703
- Löki V., Deák B., Lukács A. B. & Molnár V. A. (2019): Biodiversity potential of burial places – a review on the flora and fauna of cemeteries and churchyards. *Global Ecology and Conservation* 18: 2–14. DOI: 10.1016/j.gecco.2019.e00614
- Loram A., Tratalos J., Warren P. & Gaston K. (2007): Urban domestic gardens (X): The extent & structure of the resource in five major cities. *Landscape Ecology* 22: 601–615. DOI: 10.1007/s10980-006-9051-9
- Lososová Z., Chytrý M., Tichý L., Danihelka J., Fajmon K., Hájek O., Kintrová K., Láníková D., Otýpková Z. & Řehořek V. (2012a): Biotic homogenization of Central European urban floras depends on residence time of alien species and habitat types. *Biological Conservation* 145 (1): 179–184. DOI: 10.1016/j.biocon.2011.11.003
- Lososová Z., Chytrý M., Tichý L., Danihelka J., Fajmon K., Hájek O., Kintrová K., Kühn I., Láníková D., Otýpková Z. & Řehořek V. (2012b): Native and alien floras in urban habitats: A comparison across 32 cities of central Europe. *Global Ecology and Biogeography* 21 (5): 545–555. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2011.00704.x
- Loss S. R., Boughton B., Cady S. M., Londe D. W., McKinney C., O'Connell T. J., Riggs G. J. & Robertson E. P. (2022): Review and synthesis of the global literature on domestic cat impacts on wildlife. *Journal of Animal Ecology* 91 (7): 1361–1372. DOI: 10.1111/1365-2656.13745
- Louvrier J. L. P., Planillo A., Stillfried M., Hagen R., Börner K., Kimmig S., Ortmann S., Schumann A., Brandt M. & Kramer-Schadt S. (2022): Spatiotemporal interactions of a novel mesocarnivore community in an urban environment before and during SARS-CoV-2 lockdown. *Journal of Animal Ecology* 91 (2): 367–380. DOI: 10.1111/1365-2656.13635
- Lübke-Al Hussein M., Al Hussein I. A. & Partzsch M. (1998): Faunistisch-ökologische Untersuchungen zu Webspinnen (Arachnida: Araneae), Laufkäfern und Kurzflüglern (Coleoptera: Carabidae et Staphylinidae) auf einer ausgewählten Ruderalfläche in der Stadt Halle (Saale). *Hercynia*. 283–309
- Ludwig G., Haupt H. & Binot-Hafke M. (2006): Methodische Anleitung zur Erstellung Roter Listen gefährdeter Tiere, Pflanzen, Pilze. BfN-Skripten 191. 97 S.
- Ludwig V. A., Reise H. & Hutchinson J. M. C. (2015): Die Nacktschneckenfauna in Gärten der Stadt Görlitz (Sachsen, Deutschland). *Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e. V.* 43–57
- Lüttger L., Heisterkamp S., Jansen F., Klenke R., Kreft K., Seidler G. & Bruelheide H. (2022): Repeated habitat mapping data reveal gains and losses of plant species. *Ecosphere* 13: 1–18. DOI: 10.1002/ecs2.4244
- Maas S. (1983): Die Flora von Saarlouis. *Abhandlung der DeLattinia*. 107 S.
- Maas S., Detzel P. & Staudt A. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Heuschrecken (Saltatoria) Deutschlands. In: *Rote Liste der gefährdeten Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1)*. Bundesamt für Naturschutz: 577–606
- Machatzki B., Ratsch A., Prasse R. & Ristow M. (2005): Rote Liste und Gesamtartenliste der Heuschrecken und Grillen (Saltatoria: Ensifera et Caelifera) von Berlin. In: *Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege. Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere von Berlin*. 26 S.
- Madre F., Clergeau P., Machon N. & Vergnes A. (2015): Building biodiversity: Vegetated façades as habitats for spider and beetle assemblages. *Global Ecology and Conservation* 3: 222–233. DOI: 10.1016/j.gecco.2014.11.016
- Malten A., Bönsel D. & Zizka G. (2005): Erfassung von Flora, Fauna und Vegetation auf dem Flughafen Frankfurt am Main. *Arbeitsgruppe Biotopkartierung, Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum*. 1–117
- Mann G. (1994): Ökologisch-faunistische Aspekte begrünter Dächer in Abhängigkeit vom Schichtaufbau. *Diplomarbeit der Fakultät für Biologie der Universität Tübingen*. Universität Tübingen. Tübingen. 68 S.
- Mann G. (1996): Die Rolle begrünter Dächer in der Stadtökologie. *Biologie in unserer Zeit* 5: 292–299
- Mann G. (2017): Dach-, Fassaden- und Innenraum Begrünung im Jahr 2017. *Neue Landschaft* 6: 1–23.
- Marselle M. R., Hartig T., Cox D. T. C., de Bell S., Knapp S., Lindley S., Triguero-Mas M., Böhning-Gaese K., Braubach M., Cook P. A., de Vries S., Heintz-Buschart A., Hofmann M., Irvine K. N., Kabisch N. et al. (2021): Pathways linking biodiversity to human health: A conceptual framework. *Environment International* 150. DOI: 10.1016/j.envint.2021.106420

- Maser-Plag M. (2020): Bürgerinitiativen bewegen. Ein Leitfaden für die Praxis. oekom verlag. München. 85 S.
- Masierowska M., Stawiarz E. & Rozwałka R. (2018): Perennial ground cover plants as floral resources for urban pollinators: A case of *Geranium* species. *Urban Forestry and Urban Greening* 32: 185–194. DOI: 10.1016/j.ufug.2018.03.018
- Mathey J. & Rink D. (2010): Urban Wastelands – A Chance for Biodiversity in Cities? Ecological Aspects, Social Perceptions and Acceptance of Wilderness by Residents. In: *Urban Biodiversity and Design*: 406–424
- Mathey J., Arndt T., Banse J. & Rink D. (2018): Public perception of spontaneous vegetation on brownfields in urban areas—Results from surveys in Dresden and Leipzig (Germany). *Urban Forestry and Urban Greening* 29: 384–392. DOI: 10.1016/j.ufug.2016.10.007
- Mathey J., Seiwert A., Rößler S., Werner P. & Wieland J. (2020): Mehr biologische Vielfalt in Städten und Gemeinden. Eine Arbeitshilfe zur Erstellung kommunaler Biodiversitätsstrategien. *UrbanNBS*. 43 S.
- Mathey J., Rößler S., Hemingway A. & Seiwert A. (2024): Biodiversität in der Stadt. Strategische und planerische Ansätze zum Schutz und zur Entwicklung. In: U. Walz & U. Steinhardt (Hrsg.): *Landschaftsökologie – von der Wissenschaft in die Praxis*. Springer Nature. Berlin/Heidelberg
- Mathieu R., Freeman C. & Aryal J. (2007): Mapping private gardens in urban areas using object-oriented techniques and very high-resolution satellite imagery. *Landscape and Urban Planning* 81 (3): 179–192. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2006.11.009
- Matteson K. C., Grace J. B. & Minor E. S. (2013): Direct and indirect effects of land use on floral resources and flower-visiting insects across an urban landscape. *Oikos* 122 (5): 682–694. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2012.20229.x
- Mattheis A. & Otte A. (1989): Die Vegetation der Bahnhöfe im Raum München-Mühlendorf-Rosenheim. *Berichte der ANL* 13: 77–143
- Matthies S. A., Rüter S., Prasse R. & Schaarschmidt F. (2015): Factors driving the vascular plant species richness in urban green spaces: Using a multivariable approach. *Landscape and Urban Planning* 134: 177–187. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2014.10.014
- Matthies S. A., Rüter S., Schaarschmidt F. & Prasse R. (2017): Determinants of species richness within and across taxonomic groups in urban green spaces. *Urban Ecosystems* 20 (4): 897–909. DOI: 10.1007/s11252-017-0642-9
- Maurer U., Peschel T. & Schmitz S. (2000): The flora of selected urban land-use types in Berlin and Potsdam with regard to nature conservation in cities. *Landscape and Urban Planning* 46 (4): 209–215. DOI: 10.1016/S0169-2046(99)00066-3
- Mayrand F. & Clergeau P. (2018): Green Roofs and Green Walls for Biodiversity Conservation: A Contribution to Urban Connectivity? *Sustainability* 10 (4). DOI: 10.3390/su10040985
- Mayrand F., Clergeau P., Vergnes A. & Madre F. (2018): Chapter 3.13 – Vertical Greening Systems as Habitat for Biodiversity. In: G. Pérez & K. Perini (Hrsg.): *Nature Based Strategies for Urban and Building Sustainability*. Butterworth-Heinemann: 227–237
- McDonald R. I., Colbert M., Hamann M., Simkin R., Walsh B., Ascensão F., Barton M., Crossman K., Edgecomb M., Elmqvist T., Gonzalez A., Guneralp B., Haase D., Hillel O., Huang K. et al. (2018): *Nature in the Urban Century: A global assessment of where and how to conserve nature for biodiversity and human wellbeing*. 85 S.
- McDonald R. I., Mansur A. V., Ascensão F., Colbert M., Crossman K., Elmqvist T., Gonzalez A., Güneralp B., Haase D., Hamann M., Hillel O., Huang K., Kahnt B., Maddox D., Pacheco A. et al. (2020): Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nature Sustainability* 3 (1): 16–24. DOI: 10.1038/s41893-019-0436-6
- McKinney M. L. (2006): Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127 (3): 247–260. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.09.005
- MDR – Mitteldeutscher Rundfunk (2022): Dresdens Bäume verschwinden stetig aus dem Stadtbild. 2. September: MDR Sachsen, <https://www.mdr.de/nachrichten/sachsen/dresden/dresden-radebeul/Wetter-klima-hitze-trockenheit-baeume-sterben100.html> (aufgerufen am 27.06.2024)
- Meacham M., Norström A. V., Peterson G. D., Andersson E., Bennett E. M., Biggs R. (Oonsie), Crouzat E., Cord A. F., Enfors E., Felipe-Lucia M. R., Fischer J., Hamann M., Hanspach J., Hicks C., Jacobs S. et al. (2022): Advancing research on ecosystem service bundles for comparative assessments and synthesis. *Ecosystems and People* 18 (1): 99–111. DOI: 10.1080/26395916.2022.2032356
- Meffert P. J. & Dziock F. (2012): What determines occurrence of threatened bird species on urban wastelands? *Biological Conservation* 153: 87–96. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.04.018
- Meffert P. J. & Dziock F. (2013): The influence of urbanisation on diversity and trait composition of birds. *Landscape Ecology* 28 (5): 943–957. DOI: 10.1007/s10980-013-9867-z
- Mehl-Rouschal C. 2016. Beispiel aus der Praxis. *Lebensraum »Höhlenbäume« in Frankfurt am Main*. In: Werner P. *Biologische Vielfalt im urbanen Raum*. *Natur und Landschaft* 91(7): 314–321.
- Meier C. & Zucchi H. (2000): Zur Bedeutung von Regenwasserrückhaltebecken für Libellen (Odonata) – ein Beitrag zum urbanen Artenschutz. *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen (Band 26)*: 153–166
- Meier F., Fenner D., Grassmann T., Otto M. & Scherer D. (2017): Crowdsourcing air temperature from citizen weather stations for urban climate research. *Urban Climate* 19: 170–191. DOI: 10.1016/j.uclim.2017.01.006
- Meinig H., Boye P., Dähne M., Hutterer R. & Lang J. (2020): *Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands*. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. Münster. 73 S.
- Melzer D. & Herfort S. (2020): *Der Biotopflächenfaktor 2020*
- Meng S. & Bössneck U. (1998): Besiedelung urbaner Biotope der Stadt Erfurt (Thüringen) durch Mollusken. Ein Beitrag zur Stadtökologie von Wirbellosen. *Veröffentlichungen des Naturkundemuseums Erfurt* 17: 71–127
- Menzel A., Hempel S., Manceur A. M., Götzenberger L., Moora M., Rillig M. C., Zobel M. & Kühn I. (2016): Distribution patterns of arbuscular mycorrhizal and non-mycorrhizal plant species in Germany. *Perspectives in*

- Plant Ecology, Evolution and Systematics 21: 78–88. DOI: 10.1016/j.ppees.2016.06.002
- Methorst J., Bonn A., Marselle M., Böhning-Gaese K. & Rehdanz K. (2021): Species richness is positively related to mental health – A study for Germany. *Landscape and Urban Planning* 211: 1–11. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2021.104084
- Metzing D., Garve E., Matzke-Hajek G., Adler J., Bleeker W., Breunig T., Caspari S., Dunkel F. G., Fritsch R., Gottschlich G., Gregor T., Hand R., Hauck M., Korsch H., Meierott L., Meyer N., Renker C., Romahn K., Schulz D., Täuber T., Uhlemann I., Welk E., Weyer K. van de, Wörz A., Zahlheimer W., Zehm A. & Zimmermann F. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. In: Metzing D., Hofbauer N., Ludwig G. & Matzke-Hajek G. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. Münster. 784 S.
- Meyer T., Achelis J., von Alven-Döring A., Hellriegel M., Kohl M. & Rau M.: Hamburgische Bauordnung. In: Springer Fachmedien Wiesbaden. Wiesbaden: 365–412
- Miedaner T. & Krähmer A. (2023): Hormone, Medikamente und was sich sonst noch in unseren Abwässern finden lässt. In: Gifte in unserer Umwelt. Springer Berlin Heidelberg. Berlin/Heidelberg: 139–158
- Mitschke A. (2018): Rote Liste der Brutvögel in Hamburg. Behörde für Umwelt und Energie, Amt für Naturschutz, Grünplanung und Bodenschutz, Abteilung Naturschutz 4. Fassung 2018: 1–104
- Mody K., Lerch D., Müller A.-K., Simons N. K., Blüthgen N. & Harnisch M. (2020): Flower power in the city: Replacing roadside shrubs by wildflower meadows increases insect numbers and reduces maintenance costs. *PLOS ONE* 15 (6). DOI: 10.1371/journal.pone.0234327
- Möller, Blick & Buchholz (2019): Spinnen der Trockenrasen in und um Berlin. Vielfalt, Verbreitung und Gefährdung. *Arachnologische Mitteilungen. Arachnology Letters* 58 (1): 52–61. DOI: 10.30963/aramit5810
- Möller M. & Buchholz S. (2016a): Beitrag zur Heuschreckenfauna ausgewählter Trockenrasen in Berlin. *Märkische Entomologische Nachrichten Band 17 (Heft 2)*: 253–259
- Möller M. & Buchholz S. (2016b): Städtisches Straßenbegleitgrün als Lebensraum für Heuschrecken. *Articulata* 31: 1–11
- Morel J. L., Chenu C. & Lorenz K. (2015): Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments* 15 (8): 1659–1666. DOI: 10.1007/s11368-014-0926-0
- Mühlbauer M., Weisser W., Müller N. & Meyer S. (2021): A green design of city squares increases abundance and diversity of birds. *Basic and Applied Ecology* 56. DOI: 10.1016/j.baae.2021.05.003
- Mühlleitner D., Busch C. & Frobel K. (2019): Verbreitung, Ausgestaltung und Effektivität von Baumschutzverordnungen in Bayern. *Naturschutz und Landschaftspflege* 51(7): 322–329
- Müller N. (2009): Zum kulturellen Wert urbaner Biodiversität. Eine Untersuchung zur biologischen Vielfalt und Eigenart gründerzeitlicher Vorgärten in Erfurt. *Stadt+Grün* (2/2009): 48–53
- Münch D. (1991): Ausgerottete Amphibien und Reptilienarten im Ballungsraum Ruhrgebiet. *Dortmunder Beiträge zur Landeskunde* 25: 133–138
- Münch D. (2001a): Die Situation der Amphibien und Reptilien in Dortmund im Jahr 2001. *Dortmunder Beiträge zur Landeskunde* 35: 163–180
- Münch D. (2001b): Wanderungsbeginn und Bestandsentwicklung des Kammolchs an einer Amphibientunnelanlage in Dortmund 1981–2001. *Rana Sonderheft 4*: 269–278
- Musilov Z., Musil P., Zouhar J. & Romportl D. (2015): Long-term trends, total numbers and species richness of increasing waterbird populations at sites on the edge of their winter range: Cold-weather refuge sites are more important than protected sites. *Journal of Ornithology* 156: 923–932. DOI: 10.1007/s10336-015-1223-4
- Muster C., Blick T. & Schönhofer A. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Weberknechte (Arachnida: Opiliones) Deutschlands. In: Rote Liste der gefährdeten Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). Bundesamt für Naturschutz: 513–536
- NABU – Naturschutzbund Deutschland e. V. (2014): Stunde der Gartenvögel. Ergebnisse 2014. NABU – Naturschutzbund Deutschland e. V. <https://www.nabu.de/news/2014/06/16782.html> (aufgerufen am 10.07.2023)
- NABU – Naturschutzbund Deutschland e. V.: Stunde der Gartenvögel. Ergebniskarte und -tabelle. <https://www.nabu.de/tiere-und-pflanzen/aktionen-und-projekte/stunde-der-gartenvoegel/ergebnisse/15767.html> (aufgerufen am 10.07.2023)
- NABU Bundesverband (2019): 15 Jahre Vogelzählung und Citizen Science im NABU. Ergebnisse der »Stunde der Gartenvögel« und der »Stunde der Wintervögel«. 1. Auflage: 1–68
- NABU Landesverband Berlin (2022): Stadtnatur statt Versiegelung! Positionen und Forderungen des NABU Landesverbands Berlin für die Zukunftsstadt Berlin. NABU Landesverband Berlin. 18 S.
- NABU Sachsen (2015): Artenschutz an Gebäuden | NABU-RV Dresden-Meißen. <https://dresden.nabu-sachsen.de/projekte/artenschutz-an-gebaeuden/> (aufgerufen am 09.07.2023)
- Nationalerbe-Bäume Deutschland: »Dicke Marie«, Berlin-Tegel. <https://nationalerbe-baeume.de/project/dicke-marie-berlin-tegel/> (aufgerufen am 10.07.2023)
- Naturgarten e. V. (2023): Klimabäume und Biologische Vielfalt. Wissen. Ulrike Aufderheide, Michael Felstau, Heinke Marxen-Drewes, Karsten Mody und Christoph Peters unter Mitwirkung von Sabine Baxmann, Anja Ernst, Iris Fuhrmann, Heike Günther, Carola Hoppen, Andreas Knaack, Susanne Martin, Barbara Stark und Bernd Vetterick
- Netzwerk Urbane Biodiversität (2022): Regionale Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet. Oberhausen, Essen. 92 S.
- Newbound M., Mccarthy M. & Lebel T. (2010): Fungi and the urban environment: A review. *Landscape and Urban Planning* 96: 138–145. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2010.04.005

- Nguyen H. H., Gericke A. & Venohr M. (2022): Importance of different imperviousness measures for predicting runoff and nutrient emissions from non-urban and urban land-uses at large spatial coverage. *Journal of Environmental Management* 315: 115105. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.115105
- Niehuis V., Keil P., Buch C., Müller S. & Rautenberg T. (2022): Der Peisberg, ein Naturerfahrungsraum und Ort für außerschulische Umweltbildung. *Mülheim an der Ruhr, Jahrbuch 2023*: 32–44
- Nielsen A. B., van den Bosch M., Maruthaveeran S. & van den Bosch C. K. (2014): Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosystems* 17 (1): 305–327. DOI: 10.1007/s11252-013-0316-1
- Niemeier S., Müller J., Struck U. & Rödel M.-O. (2020): Superfrogs in the city: 150 year impact of urbanization and agriculture on the European Common Frog. *Global Change Biology* 26 (12): 6729–6741. DOI: 10.1111/gcb.15337
- Niemelä J. (1999): Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosystems* 3: 57–65. DOI: 10.1023/A:1009595932440
- Niemelä J., Kotze D. J., Venn S., Penev L., Stoyanov I., Spence J., Hartley D. & de Oca E. M. (2002): Carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) across urban-rural gradients: an international comparison. *Landscape Ecology* 17 (5): 387–401. DOI: 10.1023/A:1021270121630
- Nuissl H., Haase D., Lanzendorf M. & Wittmer H. (2009): Environmental impact assessment of urban land use transitions—A context-sensitive approach. *Land Use Policy* 26 (2): 414–424. DOI: 10.1016/j.landusepol.2008.05.006
- Nützmann G., Wolter C., Venohr M. & Pusch M. (2011): Historical patterns of anthropogenic impacts on freshwaters in the Berlin-Brandenburg Region. *Erde* 142: 41–64
- Ochs F., Hugo A. & Steiner G. (2018): Stadt Wolfsburg: »Alternative Grüne Route«. Kartierung der Brutvögel, Fledermäuse, Amphibien, Libellen, Heuschrecken und Tagfalter 2018. Stadt Wolfsburg. 1–30
- Oertel C., Matschullat J., Zurba K., Zimmermann F. & Erasmí S. (2016): Greenhouse gas emissions from soils—A review. *Geochemistry* 76 (3): 327–352. DOI: 10.1016/j.chemer.2016.04.002
- Ottoni C., Van Neer W., Cupere B., Daligault J., Guimaraes S., Peters J., Nikolay S., Prendergast M., Boivin N., Morales-Muñiz A., Balasescu A., Becker C., Benecke N., Boroneant A., Buitenhuis H. et al. (2017): The palaeogenetics of cat dispersal in the ancient world. *Nature Ecology & Evolution* 1. DOI: 10.1038/s41559-017-0139
- Ouyang J. Q., de Jong M., Hau M., Visser M. E., van Grunsven R. H. A. & Spoelstra K. (2015): Stressful colours: corticosterone concentrations in a free-living songbird vary with the spectral composition of experimental illumination. *Biology Letters* 11 (8). DOI: 10.1098/rsbl.2015.0517
- Owens A. C. S. & Lewis S. M. (2018): The impact of artificial light at night on nocturnal insects: A review and synthesis. *Ecology and Evolution* 8 (22): 11337–11358. DOI: 10.1002/ece3.4557
- Palliwoda J., Kowarik I. & von der Lippe M. (2017): Human-biodiversity interactions in urban parks: The species level matters. *Landscape and Urban Planning* 157: 394–406. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2016.09.003
- Pastors J. (2000): Amphibien und Reptilien im Burgholz. *Jahresberichte des Naturwissenschaftlichen Vereins Wuppertal* (53): 118–136
- Pauleit S., Jones N., Garcia-Martin G., Garcia-Valdecantos J. L., Rivire L. M., Vidal-Beaudet L., Bodson M. & Randrup T. B. (2002): Tree establishment practice in towns and cities – Results from a European survey. *Urban Forestry and Urban Greening* 1: 83–96. DOI: 10.1078/1618-8667-00009
- Pauleit S., Ambrose-Oji B., Andersson E., Anton B., Buijs A., Haase D., Elands B., Hansen R., Kowarik I., Kronenberg J., Mattijssen T., Stahl Olafsson A., Rall E., van der Jagt A. P. N. & Konijnendijk van den Bosch C. (2019): Advancing urban green infrastructure in Europe: Outcomes and reflections from the GREEN SURGE project. *Urban green infrastructure – connecting people and nature for sustainable cities* 40: 4–16. DOI: 10.1016/j.ufug.2018.10.006
- Pearse W. D., Cavender-Bares J., Hobbie S. E., Avolio M. L., Bettez N., Roy Chowdhury R., Darling L. E., Groffman P. M., Grove J. M., Hall S. J., Heffernan J. B., Learned J., Neill C., Nelson K. C., Pataki D. E. et al. (2018): Homogenization of plant diversity, composition, and structure in North American urban yards. *Ecosphere* 9 (2). DOI: 10.1002/ecs2.2105
- Perkin E. K., Hlker F., Heller S. & Berghahn R. (2014): Artificial light and nocturnal activity in gammarids. *PeerJ* 2014: 1–18. DOI: 10.7717/peerj.279
- Petzold F. (2017): Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen (Odonata). 1–32. DOI: 10.14279/DEPOSITONCE-5849
- Phillips B. B., Wallace C., Roberts B. R., Whitehouse A. T., Gaston K. J., Bullock J. M., Dicks L. V. & Osborne J. L. (2020): Enhancing road verges to aid pollinator conservation: A review. *Biological Conservation* 250. DOI: 10.1016/j.biocon.2020.108687
- Piano E., Isaia M., Falasco E., La Morgia V., Soldato G. & Bona F. (2017): Local versus landscape spatial influence on biodiversity: a case study across five European industrialized areas. *Environmental Monitoring and Assessment* 189 (3). DOI: 10.1007/s10661-017-5824-7
- Pirie T. J., Thomas R. L. & Fellowes M. D. E. (2022): Pet cats (*Felis catus*) from urban boundaries use different habitats, have larger home ranges and kill more prey than cats from the suburbs. *Landscape and Urban Planning* 220. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2021.104338
- Planchuelo G., von Der Lippe M. & Kowarik I. (2019): Untangling the role of urban ecosystems as habitats for endangered plant species. *Landscape and Urban Planning* 189: 320–334. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2019.05.007
- Planchuelo G., Kowarik I. & von der Lippe M. (2020a): Plant traits, biotopes and urbanization dynamics explain the survival of endangered urban plant populations. *Journal of Applied Ecology* 57 (8): 1581–1592. DOI: 10.1111/1365-2664.13661
- Planchuelo G., Kowarik I. & von der Lippe M. (2020b): Endangered Plants in Novel Urban Ecosystems Are Filtered by Strategy Type and Dispersal Syndrome, Not by Spatial Dependence on Natural Remnants. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8. DOI: 10.3389/fevo.2020.00018

- Planillo A., Kramer-Schadt S., Buchholz S., Gras P., von der Lippe M. & Radchuk V. (2021a): Arthropod abundance modulates bird community responses to urbanization. *Diversity and Distributions* 27 (1): 34–49. DOI: 10.1111/ddi.13169
- Planillo A., Fiechter L., Sturm U., Voigt-Heucke S. & Kramer-Schadt S. (2021b): Citizen science data for urban planning: Comparing different sampling schemes for modelling urban bird distribution. *Landscape and Urban Planning* 211. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2021.104098
- Plesker M. & Glatfeld M. (1998): Amphibienvorkommen in Bielefeld. *Berichte des Naturwissenschaftlichen Verein für Bielefeld und Umgegend* (39): 197–217
- Plummer K. E., Hale J. D., O’Callaghan M. J., Sadler J. P. & Sriwardena G. M. (2016): Investigating the impact of street lighting changes on garden moth communities. *Journal of Urban Ecology* 2 (1): 1–10. DOI: 10.1093/jue/juw004
- van de Poel D. & Zehm A. (2015): Die Wirkung des Mähens auf die Fauna der Wiesen. Eine Literaturobachtung für den Naturschutz. Wirkung des Mähens auf die Fauna der Wiesen. In: U. Hampicke, R. Böcker & W. Konold (Hrsg.): *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. Wiley-VCH Verlag. Weinheim. 19 S.
- Popkin G. (2022): Urban oasis. *Science* 378 (6619): 466–469. DOI: 10.1126/science.adf5842
- Poppendieck H.-H. (2010): *Der Hamburger Pflanzenatlas. Von A bis Z*. Dölling und Galitz Verlag. Hamburg. 512 S.
- Potter D. A. & Mach B. M. (2022): Non-Native Non-Apis Bees Are More Abundant on Non-Native Versus Native Flowering Woody Landscape Plants. *Insects* 13 (3). DOI: 10.3390/insects13030238
- Prasse R., Ristow M., Klemm G., Machatzi B., Raus T., Scholz H., Stohr G., Sukopp H. & Zimmermann F. (2001): Liste der wildwachsenden Gefäßpflanzen des Landes Berlin mit Roter Liste. In: *Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege. Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere von Berlin*. 85 S.
- Pretzsch M., Wilitzki A. & Peters J. (2018): Freiräume zum Spielen, Entdecken und Naturerleben. Die Umsetzung des Konzeptes der Naturerfahrungsräume in deutschen Städten. *Transforming Cities. Urbane Systeme im Wandel. Das technisch-wissenschaftliche Fachmagazin* (3/2018): 43–49
- Pretzsch M., Heimann J., Martens D., Friede C., Wilitzki A., Bloem-Trei B., Peters J. & Molitor H. (2020): Naturerfahrungsräume in Großstädten. Bundesamt für Naturschutz (BfN). S. 239.
- Pröbstl-Haider U. & Gugerell K. (2023): Die Auswirkungen von Covid-19 auf die Freizeitgestaltung in Grünflächen, Natur und Landschaft. Ein internationales Review. *Naturschutz und Landschaftsplanung (NuL)* 55 (3): 14–21. DOI: 10.1399/NuL.2023.03.01
- Proske A., Lokatis S. & Rolff J. (2022): Impact of mowing frequency on arthropod abundance and diversity in urban habitats: A meta-analysis. *Urban Forestry & Urban Greening* 76. DOI: 10.1016/j.ufug.2022.127714
- Pyle R. M. (1993): *The thunder tree: lessons from an urban wildland*. Houghton Mifflin. Boston, MA
- Pyšek P. (1998): Alien and native species in Central European urban floras: A quantitative comparison. *Journal of Biogeography* 25 (1): 155–163. DOI: 10.1046/j.1365-2699.1998.251177.x
- Rabenschlag J., Schoof N., Schumacher J. & Reif A. (2019): Evaluation der Umsetzung baurechtlicher Ausgleichsmaßnahmen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 51: 434–442
- Rall E. L. & Haase D. (2011): Creative intervention in a dynamic city: A sustainability assessment of an interim use strategy for brownfields in Leipzig, Germany. *Landscape and Urban Planning* 100 (3): 189–201. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2010.12.004
- Ramirez K. S., Leff J. W., Barberán A., Bates S. T., Betley J., Crowther T. W., Kelly E. F., Oldfield E. E., Shaw E. A., Steenbock C., Bradford M. A., Wall D. H. & Fierer N. (2014): Biogeographic patterns in below-ground diversity in New York City’s Central Park are similar to those observed globally. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281 (1795): 1914–1988. DOI: 10.1098/rspb.2014.1988
- Randler C., Höllwarth A. & Schaal S. (2007): Urban park visitors and their knowledge of animal species. *Anthrozoos* 20: 65–74. DOI: 10.2752/089279307780216696
- Rega-Brodsky C. C., Aronson M. F. J., Piana M. R., Carpenter E.-S., Hahs A. K., Herrera-Montes A., Knapp S., Kotze D. J., Lepczyk C. A., Moretti M., Salisbury A. B., Williams N. S. G., Jung K., Katti M., MacGregor-Fors I. et al. (2022): Urban biodiversity: State of the science and future directions. *Urban Ecosystems* 25 (4): 1083–1096. DOI: 10.1007/s11252-022-01207-w
- Reidl K. (1989): Floristische und vegetationskundliche Untersuchungen als Grundlagen für den Arten- und Biotopschutz in der Stadt: dargestellt am Beispiel Essen. GHS Essen
- Reinhardt R. & Bolz R. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Tagfalter (Rhopalocera) (Lepidoptera: Papilionoidea et Hesperioidea) Deutschlands. In: *Rote Liste der gefährdeten Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1)*. Bonn (Bundesamt für Naturschutz): 167–194
- Reinke M., Blum P., Böhme C. & Kühnau C. (2020): Stadtnatur erfassen, schützen, entwickeln. 1. Zwischenbericht, Mai 2020. 1–114
- Rillig M. C., Ryo M., Lehmann A., Aguilar-Trigueros C. A., Buchert S., Wulf A., Iwasaki A., Roy J. & Yang G. (2019): The role of multiple global change factors in driving soil functions and microbial biodiversity. *Science* 366 (6467): 886–890. DOI: 10.1126/science.aay2832
- Ring I., Sandström C., Adeishvili M., Albert C., Allard C., Anker Y., Arlettaz R., Bela G., ten Brink B., Coscieme L., Fischer A., Fürst C., Galil B., Hynes S., Kasymov U. et al. (2018): Options for governance and decision-making across scales and sectors. In: M. Rounsevell, M. Fischer, A. Torre-Marín Rando & A. Mader (Hrsg.): *The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia*. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn: 661–802

- Rink D., Haase A., Leibert T. & Wolff M. (2021): Corona hat das Städtewachstum ausgebremst. Die Einwohnerentwicklung deutscher Großstädte während der Corona-Pandemie. UFZ Discussion Papers. Department Stadt- und Umweltsoziologie. 1–13
- Roloff A. (2020): An Trockenstress angepasste Stadtbaumarten. AFZ Der Wald (8/2020): 12–16
- Roques A., Rabitsch W., Rasplus J.-Y., Lopez-Vaamonde C., Nentwig W. & Kenis M. (2009): Alien Terrestrial Invertebrates of Europe. In: Handbook of Alien Species in Europe. Springer Netherlands. Dordrecht: 63–79
- Rössler M., Doppler W., Furrer R. & Schmid H. (2022): Vogelfreundliches Bauen mit Glas und Licht [deutsche Ausgabe]. Schweizerische Vogelwarte Sempach. Sempach. 65 S.
- Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien (2020a): Rote Liste und Gesamtartenliste der Reptilien (Reptilia) Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn, Bad Godesberg. 68 S.
- Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien (2020b): Rote Liste und Gesamtartenliste der Amphibien (Amphibia) Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn, Bad Godesberg. 90 S.
- Rudolph M., Velbert F., Schwenzfeier S., Kleinebecker T. & Klaus V.H. (2017): Patterns and potentials of plant species richness in high- and low-maintenance urban grasslands. Applied Vegetation Science 20 (1): 18–27. DOI: 10.1111/avsc.12267
- Rueda X. & Lambin E. F. (2013): Linking Globalization to Local Land Uses: How Eco-Consumers and Gourmands are Changing the Colombian Coffee Landscapes. World Development 41: 286–301. DOI: 10.1016/j.worlddev.2012.05.018
- Russ A., Rüger A. & Klenke R. (2015): Seize the night: European Blackbirds (*Turdus merula*) extend their foraging activity under artificial illumination. Journal of Ornithology 156 (1): 123–131. DOI: 10.1007/s10336-014-1105-1
- RVR – Regionalverband Ruhr (2015): Fachliche Grundlage »Regionale Grünzüge« zum Regionalplan Ruhr. Essen
- RVR – Regionalverband Ruhr (2020): Trägerschaft für den Emscher Landschaftspark. Evaluierungsbericht 2019. Essen. 120 S.
- Sanders D., Frago E., Kehoe R., Patterson C. & Gaston K. J. (2021): A meta-analysis of biological impacts of artificial light at night. Nature Ecology & Evolution 5 (1): 74–81. DOI: 10.1038/s41559-020-01322-x
- Säumel I. & Kowarik I. (2010): Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind-dispersed invasive tree species. Landscape and Urban Planning 94: 244–249. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2009.10.009
- Säumel I., Kowarik I. & Butenschön S. (2010): Green Traces from past to future: the Interplay of Culture and Ecological Processes in European Historical Parks. In: Acta Horticulturae. International Society for Horticultural Science (ISHS), Leuven, Belgium: 933–938
- Saure C. (2005): Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen und Wespen (Hymenoptera part.) von Berlin mit Angaben zu den Ameisen. Der Landesbeauftragte Für Naturschutz und Landschaftspflege. Senatsverwaltung Für Stadtentwicklung (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin. Berlin. 61 S.
- Schadek U., Strauss B., Biedermann R. & Kleyer M. (2009): Plant species richness, vegetation structure and soil resources of urban brownfield sites linked to successional age. Urban Ecosystems 12 (2): 115–126. DOI: 10.1007/s11252-008-0072-9
- Schädler M., Schulze M. & Timm A. (2020): Fangschrecken (Mantodea) und Heuschrecken (Orthoptera). In: Geschützte Natur in Halle (Saale). Eine Bestandsaufnahme der Tier- und Pflanzenwelt. Fachbereich für Umwelt der Stadt Halle. Natur+Text: 147–153
- Schaepe A. (1990): Grid-mapping of bryophytes in Berlin (West). In: Urban Ecology. Sukopp, H., Hejny, 251–254
- Schäfers G., Ebersbach H., Reimers H., Körber P., Janke K., Borggräfe K. & Landwehr F. (2016): Atlas der Säugetiere Hamburgs. Artenbestand, Verbreitung, Rote Liste, Gefährdung und Schutz. Behörde für Umwelt und Energie, Amt für Naturschutz, Grünplanung und Energie, Abteilung Naturschutz Hamburg. 1–185
- Schaub A., Ostwald J. & Siemers B. M. (2008): Foraging bats avoid noise. Journal of Experimental Biology 211 (19): 3174–3180. DOI: 10.1242/jeb.022863
- Scheja G. (2014): Ökologie, Strukturvielfalt und Hochwasserschutz verbessert. Die Renaturierung der Ruhr in Arnsberg. Stadt+Grün. Patzer-Verlag. Berlin.
- Schemel H.-J. (1998): Das Konzept der Flächenkategorie »Naturerfahrungsräume« und Grundlagen für die planerische Umsetzung. Angewandte Landschaftsökologie 19. 207–356
- Scheuerer M. & Ahlmer W. (2003): Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz. 372 S.
- da Schio N., Phillips A., Fransen K., Wolff M., Haase D., Ostoić S. K., Živojinović I., Vuletić D., Derks J., Davies C., Laforteza R., Roitsch D., Winkel G. & De Vreese R. (2021): The impact of the COVID-19 pandemic on the use of and attitudes towards urban forests and green spaces: Exploring the instigators of change in Belgium. Urban Forestry & Urban Greening 65: 127305. DOI: 10.1016/j.ufug.2021.127305
- Schittko C., Onandia G., Bernard-Verdier M., Heger T., Jeschke J.M., Kowarik I., Maaß S. & Joshi J. (2022): Biodiversity maintains soil multifunctionality and soil organic carbon in novel urban ecosystems. Journal of Ecology 110 (4): 916–934. DOI: 10.1111/1365-2745.13852
- Schlüpmann M., Mutz T., Kronshage A., Geiger A. & Hachtel M. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Lurche – Amphibia – in Nordrhein-Westfalen. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW. 1–2
- Schmack J. & Egerer M. (2023): Floral richness and seasonality influences bee and non-bee flower interactions in urban community gardens. Urban Ecosystems. 1–14. DOI: 10.1007/s11252-023-01353-9
- Schmauck S. (2019): Dach- und Fassadenbegrünung – neue Lebensräume im Siedlungsbereich. Fakten, Argumente und Empfehlungen. Bundesamt für Naturschutz. DOI: 10.19217/skr538

- Schmidt D. J., Pouyat R., Szlavecz K., Setälä H., Kotze D. J., Yersilonis I., Cilliers S., Hornung E., Dombos M. & Yarwood S. A. (2017): Urbanization erodes ectomycorrhizal fungal diversity and may cause microbial communities to converge. *Nature Ecology & Evolution* 1 (5): 1–9. DOI: 10.1038/s41559-017-0123
- Schmidt J., Trautner J. & Müller-Motzfeld G. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) Deutschlands. In: Rote Liste der gefährdeten Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*: 139–204
- Schmidt K. J., Poppendieck H.-H. & Jensen K. (2014): Effects of urban structure on plant species richness in a large European city. *Urban Ecosystems* 17 (2): 427–444. DOI: 10.1007/s11252-013-0319-y
- Schmidt M. (2017): Rote Liste und Gesamtartenliste der Röhrlinge s.l. (Boletales). 1–27. DOI: 10.14279/DEPOSITONCE-5839
- Schmidt U., Kornhaas P., Kemptner C., Krönert T., Stapff M., Weber D., Woiton A., Watkins A., Rudolph F., Mäkert R. & Klaus D. (2018): Modul Fauna. Wissenschaftliche Begleitforschung zum Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben der Stadt Leipzig »Urbane Wälder« im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Technische Universität Dresden. Dresden. 50 S.
- Schneider A.-K., Strohbach M. W., App M. & Schröder B. (2020): The »GartenApp«: Assessing and communicating the ecological potential of private gardens. *Sustainability (Switzerland)* 12 (1): 1–15. DOI: 10.3390/SU12010095
- Schneider K. & Keil P. (2018): Lernen ohne Grenzen. Umweltbildung für Schülerinnen und Schüler mit Migrationshintergrund im westlichen Ruhrgebiet. Angebote für Menschen mit Migrationshintergrund und Flüchtlinge. BFN-Skripten 499: 53–60
- Schneider N. (2013): Effizienzkontrolle von Schutzmaßnahmen für gebäudebewohnende Vogelarten in Dresden am Beispiel des Mauerseglers *Apus apus*. *Actitis* 47: 63–68
- Schnitter P. H. (2020): Laufkäfer (Carabidae). In: *Umwelt der Stadt Halle (Hrsg.) Geschützte Natur in Halle (Saale). Eine Bestandsaufnahme der Tier- und Pflanzenwelt. Natur +Text*: 165–168
- Schoen L. (2018): Ambrosia. Gefährliches Gewächs für Allergiker. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/ambrosia-gefaehrliches-gewaechs-fuer-allergiker> (aufgerufen am 07.02.2024)
- Scholler M. & Müller G. (2008): Projekt »Pilzflora von Karlsruhe« – erste Ergebnisse. *carolina* 66: 87–93
- Scholz A. (2008): Historical development of the flora of Leipzig (including Markkleeberg) with special attention to native and non-native species. Diplomarbeit Universität Leipzig, Institut für Biologie I, Spezielle Botanik
- Scholz T., Hof A. & Schmitt T. (2018): Cooling Effects and Regulating Ecosystem Services Provided by Urban Trees—Novel Analysis Approaches Using Urban Tree Cadastre Data. *Sustainability* 10 (3). DOI: 10.3390/su10030712
- Schönfeld P. (2019): »Klimabäume« – welche Arten können in Zukunft gepflanzt werden? LWG aktuell 2019 Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau Veitshöchheim. S. 9
- Schröder R., Jeschke D., Walker R. & Kiehl K. (2020): Extensive Dachbegrünung mit gebietseigenen Wildpflanzen am Beispiel Nordwestdeutschlands. Ein Leitfaden für die Praxis. Eigenverlag Hochschule Osnabrück. 68 S.
- Schröder R. & Kiehl K. (2020): Extensive roof greening with native sandy dry grassland species: Effects of different greening methods on vegetation development over four years. *Ecological Engineering* 145: 1–11. DOI: 10.1016/j.ecoeng.2020.105728
- Schroer S., Huggins B., Böttcher M. & Hölker F. (2020): Leitfaden zur Neugestaltung und Umrüstung von Außenbeleuchtungsanlagen. Anforderungen an eine nachhaltige Außenbeleuchtung. 543. Aufl. Bundesamt für Naturschutz. DE. 1–97 S.
- Schröter-Schlaack C., Revermann C. & Schulte-Römer N. (2020): Lichtverschmutzung. Ausmaß, gesellschaftliche und ökologische Auswirkungen sowie Handlungsansätze. Endbericht zum TA-Projekt. Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB). Berlin. 200 S.
- Schubert R. (2013): Pflanzliche Biodiversität im Wohngebiet Landrain in Halle/Saale. *Mitteilungen zur floristischen Kartierung in Sachsen-Anhalt* 18: 63–73.
- Schulte A. (2017): Amphibien auf Zollverein. In: *Artenvielfalt der Industrienatur*. LWL – Museum für Naturkunde: 207–222
- Schulte U., Thiesmeier B., Mayer W. & Schweiger S. (2008): Allochthone Vorkommen der Mauereidechse (*Podarcis muralis*) in Deutschland. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 15: 1–18
- Schulte U., Bidinger K., Deichsel G., Hochkirch A., Thiesmeier B. & Veith M. (2011): Verbreitung, geografische Herkunft und naturschutzrechtliche Aspekte allochthoner Vorkommen der Mauereidechse (*Podarcis muralis*) in Deutschland. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 18: 161–180
- Schulte U., Veith M. & Hochkirch A. (2012): Rapid genetic assimilation of native wall lizard populations (*Podarcis muralis*) through extensive hybridization with introduced lineages. *Molecular Ecology* 21 (17): 4313–4326. DOI: 10.1111/j.1365-294X.2012.05693.x
- Schulz D. (2000): Die Pilzflora von Chemnitz. Sonderheft zu Band 23. Veröffentlichungen des Museums für Naturkunde Chemnitz. 30 S.
- Schwarz N., Lautenbach S. & Seppelt R. (2011): Exploring indicators for quantifying surface urban heat islands of European cities with MODIS land surface temperatures. *Remote Sensing of Environment* 115 (12): 3175–3186. DOI: 10.1016/j.rse.2011.07.003
- Schwarz N. (2012): Comment on »Surface Urban Heat Island Across 419 Global Big Cities«. *Environmental Science & Technology* 46 (12): 6888–6888. DOI: 10.1021/es301245j
- Schwarz N., Moretti M., Bugalho M. N., Davies Z. G., Haase D., Hack J., Hof A., Melero Y., Pett T. J. & Knapp S. (2017): Understanding biodiversity-ecosystem service relationships in urban areas: A comprehensive literature review. *Ecosystem Services* 27: 161–171. DOI: 10.1016/j.ecoser.2017.08.014
- Schwerk A., Wińska-Krysiak M., Przybysz A., Zars-Januszkiewicz E. & Sikorski P. (2020): Carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) response to soil properties of urban

- wastelands in Warsaw, Poland. Sustainability (Switzerland) 12: 1–16. DOI: 10.3390/su122410673
- Seaward M. R. D., Giacobini C., Giuliani M. R. & Roccardi A. (1989): The role of lichens in the biodeterioration of ancient monuments with particular reference to central Italy. Special Issue: International Biodeterioration 25(1–3): 49–55. DOI: 10.1016/0265-3036(89)90028-6
- Sebald V., Goss A., Ramm E., Gerasimova J. V. & Werth S. (2022): NO<sub>2</sub> air pollution drives species composition, but tree traits drive species diversity of urban epiphytic lichen communities. Environmental Pollution 308: 119678. DOI: 10.1016/j.envpol.2022.119678
- Seebens H., Essl F., Dawson W., Fuentes N., Moser D., Pergl J., Pyšek P., van Kleunen M., Weber E., Winter M. & Blasius B. (2015): Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. Global Change Biology 21 (11): 4128–4140. DOI: 10.1111/gcb.13021
- Seebens H., Bacher S., Blackburn T. M., Capinha C., Dawson W., Dullinger S., Genovesi P., Hulme P. E., van Kleunen M., Kühn I., Jeschke J. M., Lenzner B., Liebhold A. M., Pattison Z., Pergl J. et al. (2021): Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. Global Change Biology 27 (5): 970–982. DOI: 10.1111/gcb.15333
- Sehrt M., Bossdorf O., Freitag M. & Bucharova A. (2019): Less is more! Rapid increase in plant species richness after reduced mowing of urban grasslands. bioRxiv: 1–20. DOI: 10.1101/805325
- Seitz B. (2007): Konzeption zum Florenschutz im Land Berlin. Landesbeauftragter für Naturschutz und Landschaftspflege Berlin. 1–75
- Seitz B., Ristow M., Prasse R., Machatzi B., Klemm G., Böcker R. & Sukopp H. (2012): Der Berliner Florensatlas. Natur + Text GmbH. Rangsdorf. 537 S.
- Seitz B., Ristow M., Meißner J., Machatzi B. & Sukopp H. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Farn- und Blütenpflanzen von Berlin. Universitätsverlag der TU Berlin
- Seitz B., Buchholz S., Kowarik I., Herrmann J., Neuerburg L., Wendler J., Winker L. & Egerer M. (2022): Land sharing between cultivated and wild plants: urban gardens as hotspots for plant diversity in cities. Urban Ecosystems 25 (3): 927–939. DOI: 10.1007/s11252-021-01198-0
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung & Landesbeauftragter für Naturschutz u. Landschaftspflege (2007): Natürlich Berlin! Naturschutz- und Natura-2000-Gebiete in Berlin. Natur + Text. 256 S.
- Senatsverwaltung für Mobilität, Verkehr, Klimaschutz und Umwelt. Artenlisten. Rote Listen der gefährdeten Pflanzen, Tiere und Pilze von Berlin. <https://www.berlin.de/sen/uvk/natur-und-gruen/naturschutz/artenschutz/artenlisten-rote-listen/> (aufgerufen am 12.02.2024)
- Senatsverwaltung für Mobilität, Verkehr, Klimaschutz und Umwelt. Kleingewässer. Blaue Perlen für Berlin. <https://www.berlin.de/sen/uvk/natur-und-gruen/biologische-vielfalt/berliner-beispiele/arten-und-lebensraeume/kleingewaesser/> (aufgerufen am 23.11.2023)
- Senatsverwaltung für Mobilität, Verkehr, Klimaschutz und Umwelt, der Stadt Berlin (2023): Mischwaldprogramm. <https://www.berlin.de/sen/uvk/natur-und-gruen/biologische-vielfalt/berliner-beispiele/arten-und-lebensraeume/mischwaldprogramm/> (aufgerufen am 10.07.2023)
- Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz, Fischereiamt Berlin (2019): Fische in Berlin. Bilanz der Artenvielfalt. Allgemeiner Teil. 1–28
- Sérgio C., Carvalho P., Garcia C. A., Almeida E., Novais V., Sim-Sim M., Jordão H. & Sousa A. J. (2016): Floristic changes of epiphytic flora in the Metropolitan Lisbon area between 1980–1981 and 2010–2011 related to urban air quality. Ecological Indicators 67: 839–852. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.03.022
- Seto K. C., Reenberg A., Boone C. G., Fragkias M., Haase D., Langanke T., Marcotullio P., Munroe D. K., Olah B. & Simon D. (2012): Urban land teleconnections and sustainability. Proceedings of the National Academy of Sciences 109 (20): 7687–7692. DOI: 10.1073/pnas.1117622109
- Sikora A., Michoła P. & Sikora M. (2020): What kind of flowering plants are attractive for bumblebees in urban green areas? Urban Forestry and Urban Greening 48: 1–8. DOI: 10.1016/j.ufug.2019.126546
- Simon U., Kübler S. & Böhner J. (2007): Analysis of breeding bird communities along an urban-rural gradient in Berlin, Germany, by Hasse diagram technique. Urban Ecosystems 10 (1): 17–28. DOI: 10.1007/s11252-006-0004-5
- Sinclair J. S., Welti E. A. R., Altermatt F., Álvarez-Cabria M., Aroviita J., Baker N. J., Barešová L., Barquín J., Bonacina L., Bonada N., Cañedo-Argüelles M., Csabai Z., de Eyto E., Dohet A., Dörflinger G. et al. (2024): Multi-decadal improvements in the ecological quality of European rivers are not consistently reflected in biodiversity metrics. Nature Ecology & Evolution. 1–12. DOI: 10.1038/s41559-023-02305-4
- Soga M. & Gaston K. J. (2016): Extinction of experience: the loss of human-nature interactions. Frontiers in Ecology and the Environment 14 (2): 94–101. DOI: 10.1002/fee.1225
- Sommer M. & Zehm A. (2021): Hochwertige Lebensräume statt Blühflächen. Naturschutz und Landschaftsplanung 53(1): 20–27. DOI: 10.1399/NuL.2021.01.02
- Sonder O. W. (1851): Flora hamburgensis. R. Kittler. Hamburg
- Staab M., Pereira-Peixoto M. H. & Klein A.-M. (2020): Exotic garden plants partly substitute for native plants as resources for pollinators when native plants become seasonally scarce. Oecologia 194 (3): 465–480. DOI: 10.1007/s00442-020-04785-8
- Stadt Andernach: Essbare Stadt. Stadt Andernach. <https://www.andernach.de/stadt/essbare-stadt/> (aufgerufen am 10.07.2023)
- Senatsverwaltung für Mobilität, Verkehr, Klimaschutz und Umwelt Berlin, Referat Freiraumplanung und Stadtgrün (2022): Straßenbäume in Berlin. Aus dem Grünflächeninformationssystem. [https://www.berlin.de/sen/uvk/\\_assets/natur-gruen/stadtgruen/daten-und-fakten/ausw\\_139.pdf?ts=1711110539](https://www.berlin.de/sen/uvk/_assets/natur-gruen/stadtgruen/daten-und-fakten/ausw_139.pdf?ts=1711110539) (aufgerufen am 18.01.2023)
- Stadt Dresden: Blaues Band Geberbach. [https://www.dresden.de/de/stadtraum/umwelt/umwelt/oberflaechenwasser/blau-band-geberbach.php?pk\\_campaign=Shortcut&pk\\_kwd=BlauesBand](https://www.dresden.de/de/stadtraum/umwelt/umwelt/oberflaechenwasser/blau-band-geberbach.php?pk_campaign=Shortcut&pk_kwd=BlauesBand) (aufgerufen am 12.07.2023)
- Stadt Frankfurt am Main (2021): Chancen und Verpflichtungen. Arten- und Biotopschutzkonzept der Stadt Frankfurt

- am Main. Kurzfassung. Umweltamt, Frankfurt am Main. 1–72
- Stadt Leipzig (2019): Straßenbaumkonzept Leipzig 2030. Dezernat Umwelt, Ordnung, Sport Amt für Stadtgrün und Gewässer. 1–79
- Stadt Lindau: Streuobstwiesen. <https://www.stadtlindau.de/Streuobstwiesen> (aufgerufen am 10.07.2023)
- Stadt Lüdinghausen: Bürgerwald. Stadt Lüdinghausen. <https://www.luedinghausen.de/bauen-und-wirtschaft/umwelt/buergerwald.html> (aufgerufen am 11.07.2023)
- Stadt Nürnberg (2022): Baubericht 2021 Bäume im Straßenbegleitgrün, in Grünanlagen und Spielplätzen. Servicebetrieb Öffentlicher Raum Nürnberg. 30 S.
- Stadt Offenbach am Main (2021): Faunistisches Gutachten für den Leonhard-Eißnert-Park in Offenbach am Main
- Stadt Stuttgart (2017): Artenschutzkonzept. Landeshauptstadt Stuttgart, Amt für Umweltschutz. Stuttgart. 360 S.
- Stadt Troisdorf (2023): Obstbäume zum Einpflanzen. Stadt Troisdorf. <https://www.troisdorf.de/de/natur-kultur/stadtgruen/ernten-in-der-stadt/obstbaeume-zum-einpflanzen/> (aufgerufen am 11.07.2023)
- Stadt Zürich (2021): Biodiversitätsindex 2021 für Stadtbäume im Klimawandel. SWILD (Stadtökologie, Wildtierforschung, Kommunikation). 58 S.
- Stadtgemeinde Bremen (2023): Begrünungsortsgesetz Bremen
- Standfuss K. & Standfuss L. (2006): Hautflügler eines Großstadtgartens nach zwanzigjähriger Florenzförderung (Insecta: Hymenoptera). 81–92
- Stapper N. & Franzen-Reuter N. (2018): Wirkung lokaler Klimaveränderungen auf baumbewohnende Flechten in Nordrhein-Westfalen zwischen 2001 und 2017. *Immissionsschutz* 3: 128–136. DOI: <https://doi.org/10.3730/7/j.1868-7776.2018.03.06>
- Starry O., Gonsalves S., Ksiazek-Mikenas K., MacIvor J. S., Gardner M., Szallies A. & Brenneisen S. (2018): A global comparison of beetle community composition on green roofs and the potential for homogenization. *Urban Naturalist* 1: 1–15
- Statista (2021a): Einwohnerzahl der größten Städte in Deutschland am 31. Dezember 2020. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/1353/umfrage/einwohnerzahlen-der-grossstaedte-deutschlands/> (aufgerufen am 11.11.2022)
- Statista (2021b): Ranking der Großstädte mit der größten Fläche in Deutschland am 31. Dezember 2020. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/1233769/umfrage/flaecheder-grossstaedte-deutschlands/> (aufgerufen am 11.11.2022)
- Statista (2021c): Ranking der Großstädte mit der größten Fläche in Deutschland am 31. Dezember 2020. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/1233769/umfrage/flaecheder-grossstaedte-deutschlands/> (aufgerufen am 11.11.2022)
- Statista: Anzahl zugelassener Pkw in Deutschland 1960 bis 2023. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/12131/umfrage/pkw-bestand-in-deutschland/> (aufgerufen am 12.02.2024)
- Steffan-Dewenter I. & Leschke K. (2003): Effects of habitat management on vegetation and above-ground nesting bees and wasps of orchard meadows in Central Europe. *Biodiversity & Conservation* 12 (9): 1953–1968. DOI: 10.1023/A:1024199513365
- Steidle J. L. M., Kimmich T., Csader M. & Betz O. (2022): Negative impact of roadside mowing on arthropod fauna and its reduction with »arthropod-friendly« mowing technique. *Journal of Applied Entomology* 146 (5): 465–472. DOI: 10.1111/jen.12976
- Sterzyńska M., Nicia P., Zadrożny P., Fiera C., Shrubovych J. & Ulrich W. (2018): Urban springtail species richness decreases with increasing air pollution. *Ecological Indicators* 94: 328–335. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.06.063
- Stidsholt L., Hubancheva A., Greif S., Goerlitz H. R., Johnson M., Yovel Y. & Madsen P. T. (2023): Echolocating bats prefer a high risk-high gain foraging strategy to increase prey profitability. *eLife* 12. DOI: 10.7554/eLife.84190
- Stieglitz W. (1987): Flora of Wuppertal. Jahresberichte des Naturwissenschaftlichen Vereins in Wuppertal (Germany, FR). 1–227
- Stöcker U., Suntken S. & Wissel S. (2014): Städte und wilde Natur in neuer Beziehung – ein Plädoyer für eine wildere Stadtnatur. *Deutsche Umwelthilfe e. V.* 1–22
- Stolle J. & Klotz S. (2004): Flora der Stadt Halle (Saale). Halle (Saale). 166 S.
- Stopka I. & Rank S. (2013): Naturerfahrungsräume in Großstädten. Wege zur Etablierung im öffentlichen Freiraum. Abschlussbericht zur Voruntersuchung für das Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben »Naturerfahrungsräume in Großstädten am Beispiel Berlin«. BfN Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 143 S.
- Straka T. M., Wolf M., Gras P., Buchholz S. & Voigt C. C. (2019): Tree Cover Mediates the Effect of Artificial Light on Urban Bats. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7: 1–91. DOI: 10.3389/fevo.2019.00091
- Straka T. M., Greif S., Schultz S., Goerlitz H. R. & Voigt C. C. (2020): The effect of cave illumination on bats. *Global Ecology and Conservation* 21. DOI: 10.1016/j.gecco.2019.e00808
- Straka T. M., von der Lippe M., Voigt C. C., Gandy M., Kowarik I. & Buchholz S. (2021): Light pollution impairs urban nocturnal pollinators but less so in areas with high tree cover. *Science of The Total Environment* 778: 146244. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146244
- Straka T. M., Mischo M., Petrick K. J. S. & Kowarik I. (2022): Urban Cemeteries as Shared Habitats for People and Nature: Reasons for Visit, Comforting Experiences of Nature, and Preferences for Cultural and Natural Features. *Land* 11 (8). DOI: 10.3390/land11081237
- Strauss B. & Biedermann R. (2006): Urban brownfields as temporary habitats: Driving forces for the diversity of phytophagous insects. *Ecography* 29 (6): 928–940
- Süddeutsche Zeitung (2022): Trockenheit macht Bäumen in Städten noch immer zu schaffen. <https://www.sueddeutsche.de/service/leipzig-trockenheit-macht-baeumen-in-staedten-noch-immer-zu-schaffen-dpa.urn-newsml-dpa-com-20090101-220424-99-22129> (aufgerufen am 27.06.2024)
- Sukopp H., Auhagen A., Bennert W., Böcker R., Hennig U., Kunick W., Kutschkau H., Schneider C., Scholz H. & Zimmermann F. (1981): Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen von Berlin (West). Landesbeauftragter für Naturschutz und Landschaftspflege, Berlin. 68 S.

- Sukopp H. & Wittig R. (1993): Stadtökologie. Fischer Verlag Stuttgart, Jena, New York. 402 S.
- Sukopp H. (Hrsg.) (1998): Urban Ecology – Scientific and Practical Aspects. In: Urban ecology: an international perspective on the interaction between humans and nature. Springer: 1–829
- Sultana M., Muller M., Meyer M. & Storch I. (2022): Neighboring Green Network and Landscape Metrics Explain Biodiversity within Small Urban Green Areas-A Case Study on Birds. *Sustainability* 14 (11). DOI: 10.3390/su14116394
- Sumser H. (2020): Atlas einer zweijährigen Erhebung zur Flora von Köln (2013–2015). BUND Köln. Köln. 214 S.
- Szumacher I. & Pabjanek P. (2017): Temporal changes in ecosystem services in European cities in the continental biogeographical region in the period from 1990–2012. *Sustainability (Switzerland)* 9 (4): 1–14. DOI: 10.3390/su9040665
- Taha H. (1997): Urban climates and heat islands: albedo, evapotranspiration, and anthropogenic heat. *Energy and Buildings* 25 (2): 99–103. DOI: 10.1016/S0378-7788(96)00999-1
- Tappert A. (1996): Die Molluskenfauna von Köln. *Dechenia – Beihefte (Bonn)* (35): 579–643
- Temple H. J. & Terry A. (2007): The status and distribution of European mammals. IUCN the World Conservation Union. Gland, Switzerland. 45 S.
- Teuber S., Schmidt K., Kuhn P. & Scholten T. (2019): Engaging with urban green spaces – A comparison of urban and rural allotment gardens in Southwestern Germany. *Urban Forestry & Urban Greening* 43: 1–8. DOI: 10.1016/j.ufug.2019.126381
- Theodorou P., Radzevičiūtė R., Lentendu G., Kahnt B., Husemann M., Bleidorn C., Settele J., Schweiger O., Grosse I., Wubet T., Murray T. E. & Paxton R. J. (2020): Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. *Nature Communications* 11 (1): 1–13. DOI: 10.1038/s41467-020-14496-6
- Theodorou P., Baltz L., Paxton R. & Soro A. (2021): Urbanization is associated with shifts in bumblebee body size, with cascading effects on pollination. *Evolutionary Applications* 14: 53–68. DOI: 10.1111/eva.13087
- Thiel R. & Thiel R. (2015): Atlas der Fische und Neunaugen Hamburgs. Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt Hamburg. 172 S.
- Thiele V., Eisenbarth S. & Kasper D. (2018): Hotspots der Artenvielfalt in Großstädten. Fiktion oder Wirklichkeit? Lokalisierung und Beschreibung von besonders artenreichen Gewässerlebensräumen in der Hansestadt Rostock im Rahmen des ReWaM-Projektes »KOGGE«. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 50 (02): 44–50
- Thieme T. & Eggers-Schumacher H. (2003): Verzeichnis der Blattläuse (Aphidina) Deutschlands. In: Springer: 167–193
- Thuring C. & Grant G. (2016): The biodiversity of temperate extensive green roofs – a review of research and practice. *Israel Journal of Ecology & Evolution* 62 (1–2): 44–57. DOI: 10.1080/15659801.2015.1091190
- Thuring C. E. & Dunnett N. P. (2019): Persistence, loss and gain: Characterising mature green roof vegetation by functional composition. *Landscape and Urban Planning* 185: 228–236. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2018.10.026
- Tominski K. (2022): Dresdens Bäume verschwinden stetig aus dem Stadtbild. MDR Sachsen. <https://www.mdr.de/nachrichten/sachsen/dresden/dresden-radebeul/Wetter-klima-hitze-trockenheit-baeume-sterben100.html> (aufgerufen am 23.08.2023)
- Trentanovi G., von der Lippe M., Sitzia T., Ziechmann U., Kowarik I. & Cierjacks A. (2013): Biotic homogenization at the community scale: Disentangling the roles of urbanization and plant invasion. *Diversity and Distributions* 19 (7): 738–748. DOI: 10.1111/ddi.12028
- Tryjanowski P., Sparks T. H., Kuźniak S., Czechowski P. & Jerzak L. (2013): Bird Migration Advances More Strongly in Urban Environments. C. Moskát (Hrsg.): *PLoS ONE* 8 (5). DOI: 10.1371/journal.pone.0063482
- UBA – Umweltbundesamt (2023a): Emissionen des Verkehrs. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/verkehr/emissionen-des-verkehrs> (aufgerufen am 23.11.2023)
- UBA – Umweltbundesamt (2007): Soziodemographischer Wandel in Städten und Regionen. *Entwicklungsstrategien aus Umweltsicht*. Dessau. 211 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2021): Daten zur Umwelt. *Umweltmonitor 2020*. Dessau-Roßlau. 116 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2024): Siedlungs- und Verkehrsfläche. *Umweltbundesamt*. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/flaeche/siedlungs-verkehrsflaeche> (aufgerufen am 03.05.2024)
- UBA – Umweltbundesamt: Waldbodenlehrpfad Eberswalde. *Waldbodenlehrpfad Eberswalde*. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-flaeche/un-jahr-des-bodens/waldbodenlehrpfad-eberswalde> (aufgerufen am 11.07.2023)
- UBA – Umweltbundesamt (2019): Asiatische Tigermücke. *Umweltbundesamt*. <https://www.umweltbundesamt.de/asiatische-tigermuecke> (aufgerufen am 07.02.2024)
- Ugolini F., Massetti L., Calaza-Martínez P., Cariñanos P., Dobbs C., Ostoić S. K., Marin A. M., Pearlmutter D., Saaroni H., Šaulienė I., Simoneti M., Verlič A., Vuletić D. & Sanesi G. (2020): Effects of the COVID-19 pandemic on the use and perceptions of urban green space: An international exploratory study. *Urban Forestry & Urban Greening* 56. DOI: 10.1016/j.ufug.2020.126888
- United Nations (2019): *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision*. United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division. New York. 126 S.
- Unterweger P. A., Rieger C. & Betz O. (2017): The influence of urban lawn mowing regimes on diversity of Heteroptera (Hemiptera). 7–22. DOI: 10.15496/PUBLIKATION-16026
- Unterweger P. A., Klammer J., Unger M. & Betz O. (2018): Insect hibernation on urban green land: a winter-adapted mowing regime as a management tool for insect conservation. *BioRisk* 13: 1–29. DOI: 10.3897/biorisk.13.22316
- Veerkamp C. J., Schipper A. M., Hedlund K., Lazarova T., Nordin A. & Hanson H. I. (2021): A review of studies assessing ecosystem services provided by urban green and blue infrastructure. *Ecosystem Services* 52: 101–367. DOI: 10.1016/j.ecoser.2021.101367
- Vega K. A. & Küffer C. (2021): Promoting wildflower biodiversity in dense and green cities: The important role of small vegetation patches. *Urban Forestry & Urban Greening* 62: 127–165. DOI: 10.1016/j.ufug.2021.127165

- Vences M. & Lötters S. (2020): The salamander plague in Europe – a German perspective. *Salamandra* 56(3): 168–171
- Verbücheln G., Götte R., Hövelmann T., Itjeshorst W., Keil P., Kulbrock P., Kulbrock G., Luwe M., Mause R., Neikes N., Schubert W., Schumacher W., Schwartze P. & van de Weyer K. (2021): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen. Pteridophyta et Spermatophyta – in Nordrhein-Westfalen. LANUV-Fachbericht 118: 1–125
- Vierikko K., Gonçalves P., Haase D., Elands B., Ioja C., Jaatsi M., Pieniniemi M., Lindgren J., Grilo F., Santos-Reis M., Niemelä J. & Yli-Pelkonen V. (2020): Biocultural diversity (BCD) in European cities – Interactions between motivations, experiences and environment in public parks. *Urban Forestry & Urban Greening* 48: 126501. DOI: 10.1016/j.ufug.2019.126501
- Vitková M., Müllerová J., Sádlo J., Pergl J. & Pyšek P. (2017): Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 384: 287–302. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.10.057
- Voigt A., Hauck T.E., Hennecke S. & Reinert W. (2020): Wilde Urbaniten. Tier-Mensch-Regime im Habitat Großstadt. *suburban. zeitschrift für kritische stadtforschung* 8 (1/2): 253–262. DOI: 10.36900/suburban.v8i1/2.557
- Voigt C. C., Azam C., Dekker J. & Ferguson J. (2019): Leitfaden für die Berücksichtigung von Fledermäusen bei Beleuchtungsprojekten. 2019. Aufl. Unep/Eurobats. Bonn. 66 S.
- Voigt C. C., Dekker J., Fritze M., Gazaryan S., Hölker F., Jones G., Lewanzik D., Limpens H. J. G. A., Mathews F., Rydell J., Spoelstra K. & Zagmajster M. (2021): The Impact Of Light Pollution On Bats Varies According To Foraging Guild And Habitat Context. *BioScience* 71 (10): 1103–1109. DOI: 10.1093/biosci/biab087
- Voigt O. (1982): Flora von Dessau und Umgebung. Naturwissenschaftliche Beiträge des Museums Dessau, 1. Teil (Sonderheft). Museum für Naturkunde und Vorgeschichte. Dessau. 96 S.
- Voigt O. (1982): Flora von Dessau und Umgebung. Naturwissenschaftliche Beiträge des Museums Dessau, 2. Teil (Sonderheft). Museum für Naturkunde und Vorgeschichte. Dessau. 181 S.
- Voigt S. (2020): Webspinnen (Araneae). In: Geschützte Natur in Halle (Saale). Eine Bestandsaufnahme der Tier- und Pflanzenwelt. *Natur+Text*: 134–137
- Voigt-Heucke S. & Voigt C. C. (2018): Umfrage .Evidenzbasierter Fledermausschutz.. In: Evidenzbasierter Fledermausschutz. Was funktioniert wie, wo und warum und welche Wissenslücken bestehen? Abstractband zur Tagung Evidenzbasierter Fledermausschutz v. 17.–18.3.2018: 94–117
- Volke V., Knapp S. & Roloff A. (2019): Survey of *Hymenoscyphus fraxineus* in a central European urban area and exploration of its possible environmental drivers. *Urban green infrastructure – connecting people and nature for sustainable cities* 40: 165–173. DOI: 10.1016/j.ufug.2018.05.013
- Wachsmann M., Keil P. & Bothmann F. (2023): GIS-basierte Erfassung und Bewertung von Industrienaturflächen im Ruhrgebiet. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 66 (10): 22–27
- Wahlbrink D. & Zucchi H. (1994): Occurrence and settlement of carabid beetles on an urban railway embankment – a contribution to urban ecology. *Zoologische Jahrbücher: Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere* 121: 193–201
- Wania A., Kühn I. & Klotz S. (2006): Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany – Spatial gradients of species richness. *Landscape and Urban Planning* 75 (1–2): 97–110. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2004.12.006
- Wastian L., Unterweger P. A. & Betz O. (2016): Influence of the reduction of urban lawn mowing on wild bee diversity (Hymenoptera, Apoidea). *Journal of Hymenoptera Research* 49: 51–63. DOI: 10.3897/JHR.49.7929
- Weber A. & Wolter C. (2017): Habitat rehabilitation for juvenile fish in urban waterways: A case study from Berlin, Germany. *Journal of Applied Ichthyology* 33: 136–143. DOI: 10.1111/jai.13212
- Weber E. (2001): Die Lebensader Wupper durchs Fischauge betrachtet. *Journal der naturwissenschaftlichen Versammlung Wuppertal* 54: 78–88
- Weber F., Kowarik I. & Säumel I. (2014a): Herbaceous plants as filters: Immobilization of particulates along urban street corridors. *Environmental Pollution* 186: 234–240. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.12.011
- Weber F., Kowarik I. & Säumel I. (2014b): A walk on the wild side: Perceptions of roadside vegetation beyond trees. *Urban Forestry and Urban Greening* 13 (2): 205–212. DOI: 10.1016/j.ufug.2013.10.010
- Weber N., Haase D. & Franck U. (2014a): Zooming into temperature conditions in the city of Leipzig: How do urban built and green structures influence earth surface temperatures in the city? *Science of the Total Environment* 496: 289–298. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.06.144
- Weber N., Haase D. & Franck U. (2014b): Assessing modelled outdoor traffic-induced noise and air pollution around urban structures using the concept of landscape metrics. *Landscape and Urban Planning* 125: 105–116. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2014.02.018
- Weber N., Haase D. & Franck U. (2014c): Traffic-induced noise levels in residential urban structures using landscape metrics as indicators. *Ecological Indicators* 45: 611–621. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.05.004
- Weiss J., Burghardt W., Gausmann P., Haag R., Haeupler H., Hamann M., Leder B., Schulte A. & Stempelmann I. (2005): Nature Returns to Abandoned Industrial Land: Monitoring Succession in Urban-Industrial Woodlands in the German Ruhr. In: I. Kowarik & S. Körner (Hrsg.): *Wild Urban Woodlands: New Perspectives for Urban Forestry*. Springer Berlin Heidelberg. Berlin/Heidelberg: 143–162
- Weller B. & Ganzhorn J. U. (2004): Carabid beetle community composition, body size, and fluctuating asymmetry along an urban-rural gradient. *Basic and Applied Ecology* 5 (2): 193–201. DOI: 10.1078/1439-1791-00220
- Wellmann T., Lausch A., Andersson E., Knapp S., Cortinovis C., Jache J., Scheuer S., Kremer P., Mascarenhas A., Krämer R., Haase A., Schug F. & Haase D. (2020a): Remote sensing in urban planning: Contributions towards ecologi-

- cally sound policies? *Landscape and Urban Planning* 204: 1–13. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2020.103921
- Wellmann T., Lausch A., Scheuer S. & Haase D. (2020b): Earth observation based indication for avian species distribution models using the spectral trait concept and machine learning in an urban setting. *Ecological Indicators* 111. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.106029
- Wellmann T., Andersson E., Knapp S., Lausch A., Palliwoda J., Priess J., Scheuer S. & Haase D. (2023): Reinforcing nature-based solutions through tools providing social-ecological-technological integration. *Ambio* 52 (3): 489–507. DOI: 10.1007/s13280-022-01801-4
- Werner P. & Zahner R. (2009): Biologische Vielfalt und Städte. Eine Übersicht und Bibliographie. *BfN*. 1–129
- Werner P. (2016): Biologische Vielfalt im urbanen Raum. *Natur und Landschaft* 91(7): 314–321. DOI: <https://doi.org/10.17433/7.2016.50153400.314-321>
- Werner P., Seiwert A. & Mathey J. (2020): Monitoring und Evaluation. Fortschritte bewerten und Maßnahmen anpassen. In: Mehr biologische Vielfalt in Städten und Gemeinden. Eine Arbeitshilfe zur Erstellung kommunaler Biodiversitätsstrategien. UrbanNBS-Team, Radolfzell, DUH: 1–14
- Wessolek G. (2008): Sealing of soils. In: *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Springer: 161–179
- Westrich P., Frommer U., Mandery K., Riemann H., Ruhnke H., Saure C. & Voith J. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen (Hymenoptera, Apidae) Deutschlands. In: *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1)*. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Münster (Landwirtschaftsverlag): 373–416
- Weweler S., Bluth T. & Schmid-Egger C. (2022): Urban biodiversity – The flowering success of perennial flowering areas in Berlin and their importance for wild bees. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 54 (3): 20–27. DOI: 10.1399/NuL.2022.03.02
- Whitehead J., Roy J., Hempel S. & Rillig M. C. (2022): Soil microbial communities shift along an urban gradient in Berlin, Germany. *Frontiers in Microbiology* 13. DOI: 10.3389/fmicb.2022.972052
- Whitehead J., Hempel S. & Rillig M. C. (2022): Non-Mycorrhizal Fungal Presence Within Roots Increases Across an Urban Gradient in Berlin, Germany. *Frontiers in Environmental Science* 10. DOI: 10.3389/fenvs.2022.888310
- Wieser H., Günther L., Ripperger S. & Mayer F. (2018): Temperaturprofile von künstlichen und natürlichen Fledermausquartieren in einem städtischen Habitat. 1–121
- Wilhelm G. & Feder J. (1999): Die Gefäßpflanzenflora der Stadt Hannover. *Naturhistorische Gesellschaft Hannover* 141: 23–62
- Willigalla C. & Fartmann T. (2009): Die Libellenfauna der Regenrückhaltebecken der Stadt Mainz (Odonata). *Libellula* 28 (3/4): 117–137
- Willigalla C. & Fartmann T. (2010): Dragonfly diversity and communities investigated in Central Europe: A survey cities. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (11): 341–350
- Willigalla C. & Fartmann T. (2012): Patterns in the diversity of dragonflies (Odonata) in cities across central Europe. *European Journal of Entomology* 109 (2): 235–245. DOI: 10.14411/eje.2012.031
- Winter M., Schweiger O., Klotz S., Nentwig W., Andriopoulos P., Arianoutsou M., Basnou C., Delipetrou P., Didžiulis V., Hejda M., Hulme P. E., Lambdon P. W., Pergl J., Pyšek P., Roy D. B. et al. (2009): Plant extinctions and introductions lead to phylogenetic and taxonomic homogenization of the European flora. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106 (51): 21721–21725. DOI: 10.1073/pnas.0907088106
- Winter M., Kühn I., La Sorte F. A., Schweiger O., Nentwig W. & Klotz S. (2010): The role of non-native plants and vertebrates in defining patterns of compositional dissimilarity within and across continents: Compositional dissimilarity at large scales. *Global Ecology and Biogeography* 19 (3): 332–342. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2010.00520.x
- Wintergerst J., Kästner T., Bartel M., Schmidt C. & Nuss M. (2021): Partial mowing of urban lawns supports higher abundances and diversities of insects. *Journal of Insect Conservation* 25 (5): 797–808. DOI: 10.1007/s10841-021-00331-w
- Wirth C., Engelmann R. A., Haack N., Hartmann H., Richter R., Schnabel F., Scholz M. & Seele-Dilbat C. (2021): Naturschutz und Klimawandel im Leipziger Auwald. Ein Biodiversitätshotspot an der Belastungsgrenze. *Biologie in unserer Zeit* 51 (1): 55–65. DOI: 10.11576/biuz-4107
- Wirth V., Hauck M., Brackel W. V., Cezanne R., De Bruyn U., Dürhammer O., Eichler M., Gnüchtel A., John V., Otte V., Schiefelbein U., Scholz P., Schultz M., Feuerer T. & Heinrich D. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. In: *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 6: Pilze (Teil 2) – Flechten und Myxomyzeten*. Landwirtschaftsverlag. Münster: 7–122
- Wissel S. (2016): Perspektiven für Wildnis in der Stadt. *Naturentwicklung in urbanen Räumen zulassen und kommunizieren*. Deutsche Umwelthilfe e. V., Berlin, [www.duh.de](http://www.duh.de). 1–28
- Witt K. & Steinof K. (2013): Rote Liste und Liste der Brutvögel von Berlin, 3. Fassung, 15.11.2013. *Berliner ornithologische Berichte* 23: 1–23
- Witt K. (2019): Das Haarer Modell. *Naturnahes Öffentliches Grün. Mehr Wildblumen durch richtiges Mähen*. Naturgarten Verlag, Freising
- Witt R. (2021): Insektenfreundliche Pflanzen. In: *naturgarten intensiv 2021*. Naturgarten Verlag: 7–110
- Wittig R. & Duerwen K. J. (1982): Ecological indicator-value spectra of spontaneous urban floras. In: Bornkamm R., Lee J. A. & Seaward M. R. D. (Hrsg): *Urban ecology*. Blackwell. Oxford: 23–31
- Wittig R. (2002): *Siedlungsvegetation*. E. Ulmer. 256 S.
- Wittig R. & Becker U. (2010): The spontaneous flora around street trees in cities-A striking example for the worldwide homogenization of the flora of urban habitats. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 205 (10): 704–709. DOI: 10.1016/j.flora.2009.09.001
- Wolf J., Haase D. & Kühn I. (2020): The functional composition of the neophytic flora changes in response to environmental conditions along a rural-urban gradient. *NeoBiota* 54: 23–47. DOI: 10.3897/neobiota.54.38898

- Wolf J. M., Jeschke J. M., Voigt C. C. & Itescu Y. (2022): Urban affinity and its associated traits: A global analysis of bats. *Global Change Biology* 28 (19): 5667–5682. DOI: 10.1111/gcb.16320
- Wolf R. & Krej U. (Hrsg.) (2007): Die Naturschutzgebiete im Regierungsbezirk Stuttgart. Mit 21 neuen Gebieten. 2., überarb. Aufl. Thorbecke. Ostfildern. 779 S.
- Wolff M., Haase D. & Haase A. (2018): Compact or spread? A quantitative spatial model of urban areas in Europe since 1990. *PLOS ONE* 13 (2). DOI: 10.1371/journal.pone.0192326
- Wolff M. & Haase D. (2019): Mediating Sustainability and Liveability—Turning Points of Green Space Supply in European Cities. *Frontiers in Environmental Science* 7: 61. DOI: 10.3389/fenvs.2019.00061
- Wolff M., Haase D., Priess J. & Hoffmann T. L. (2023): The Role of Brownfields and Their Revitalisation for the Functional Connectivity of the Urban Tree System in a Regrowing City. *Land* 12 (2). DOI: 10.3390/land12020333
- Wolter C. (2010): Functional vs scenic restoration – Challenges to improve fish and fisheries in urban waters. *Fisheries Management and Ecology* 17: 176–185. DOI: 10.1111/j.1365-2400.2009.00725.x
- Wu C., Li J., Wang C., Song C., Haase D., Breuste J. & Finka M. (2021): Estimating the Cooling Effect of Pocket Green Space in High Density Urban Areas in Shanghai, China. *Frontiers in Environmental Science* 9: 657–969. DOI: 10.3389/fenvs.2021.657969
- Wüstemann H., Kalisch D. & Kolbe J. (2017): Access to urban green space and environmental inequalities in Germany. *Landscape and Urban Planning* 164: 124–131. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2017.04.002
- Zahn A., Pankratius U., Pellkofer B. & Hoiß B. (2021): Bye, bye, Grasfrosch? Klimabedingte, dramatische Bestandsabnahme in Bayern. *ANliegen Natur* 43(1): 67–76
- Zerbe S., Maurer U., Schmitz S. & Sukopp H. (2003): Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. *Landscape and Urban Planning* 62 (3): 139–148. DOI: 10.1016/S0169-2046(02)00145-7
- Ziege M., Hermann B. T., Kriesten S., Merker S., Ullmann W., Streit B., Wenninger S. & Plath M. (2020): Ranging behavior of European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in urban and suburban landscapes. *Mammal Research* 65: 607–614. DOI: 10.1007/s13364-020-00490-2
- Zimmermann-Pawlowsky A. (1985): Flora und Vegetation von Euskirchen und ihre Veränderung in den letzten 70 Jahren. *Dechenia* 138: 17–37
- Zinggrebe Y., Pröbstl F., Büttner N., Marquard E., Nöske N., Timpte M., Zedda L. & Paulsch A. (2021): Strukturelle und inhaltliche Analyse der Nationalen Biodiversitätsstrategie. Bundesamt für Naturschutz. 76 S.
- Ziska G. & Starke-Ottich I. (2019): Veränderungen von Flora und Fauna in Frankfurt am Main in den letzten 200 Jahren. In: Lozán J. L., Breckle S.-W., Grassl H., Kuttler W. & Matzarakis A. (Hrsg.): Warnsignal Klima. GEO Magazin, Hamburg: 170–173
- Zoch C., Rüter S. & Reich M. (2023): Hannover wagt Wildnis. Flora und Fauna auf Grünflächen in Hannover. Ergebnisse des Projektes »Städte wagen Wildnis. Vielfalt erleben« (2016–2021). *Naturhistorische Gesellschaft Hannover* 106: 1–132

# 8

# BODENBIODIVERSITÄT

## **Autor:innen**

Nico Eisenhauer, Christian Ristok, Carlos A. Guerra, Christoph C. Tebbe, Willi Xylander, Doreen Babin, Bartosz Bartkowski, Benjamin Burkhard, Juliane Filser, Frank Glante, Karin Hohberg, Janina Kleemann, Steffen Kolb, Christina Lachmann, Ricarda Lehmitz, Matthias Rillig, Jörg Römbke, Liliane Rueß, Stefan Scheu, Nicole Scheunemann, Bastian Steinhoff-Knopp, Nicole Wellbrock

## **Beitragende Autor:innen**

Helen Ballasus, Roxanne Rhein, Martina Roß-Nickoll (Box 8.1), Andreas Toschki (Box 8.1)

## Kapitelzusammenfassung

**1. Böden sind biologisch hochdivers:** Nach Schätzungen sind global 59 % aller terrestrischen Arten direkt mit dem Boden verbunden. Der Kenntnisstand ist je nach Organismengruppe sehr unterschiedlich und nimmt mit abnehmender Körpergröße und gleichzeitig zunehmender Artendiversität stark ab (*allgemein anerkannt*) {8.1, 8.2}.

Mehr als 60 % der europäischen Böden sind geschädigt. Welche Auswirkungen diese Schädigung auf die Bodenbiodiversität hat, können wir dagegen nicht einmal grob einschätzen. Während wir noch verhältnismäßig gute Kenntnisse zu Organismengruppen wie Regenwürmern und Tausendfüßern haben, für die es Artenlisten und Gefährdungseinschätzungen für Deutschland gibt, fehlt uns für die Mikrofauna und -flora sowie die Mikroorganismen selbst eine grobe Schätzung, wie viel Diversität unseren Böden innewohnt.

**2. Aufgrund der Bedeutung von Bodenorganismen für die Funktion von terrestrischen Ökosystemen, die auch Nahrungssicherheit gewährleisten und den Klimawandel beeinflussen, ist ein Verständnis von Veränderungen der organismischen Vielfalt und ihrer Ökosystemleistungen dringend geboten** (*allgemein anerkannt*) {8.1, 8.2, 8.3, 8.8}.

Es gibt derzeit keine bundesweite, systematische und langfristige Erfassung der Bodenorganismen. Der *Faktencheck Artenvielfalt* sieht dringenden Handlungsbedarf für ein harmonisiertes, koordiniertes Monitoring der Bodenbiodiversität und deren Funktionen mithilfe von bereits etablierten und noch zu entwickelnden Bewertungsverfahren. Die Erfassung des Status der Bodenbiodiversität, ihrer raumzeitlichen Verteilung und die Erkennung von Trends stellen in Deutschland eine essenzielle, längst nicht gelöste Aufgabe dar. Es ist dringend erforderlich, in räumlich repräsentativen und zeitlich aussagekräftigen Monitoringprogrammen unter Einsatz von taxonomischer Expertise, kombiniert mit molekularen Methoden, die Informationen zur Artenvielfalt in Böden voranzutreiben. Diese Informationen sind eine Grundvoraussetzung für belastbare Prognosen, wie sich die Bodenbiodiversität in Deutschland entwickeln wird, welche Treiber diese beeinflussen und wie einem potenziellen Arten- und Funktionsverlust gesteuert werden kann. In diesem Zusammenhang ist der Aufbau einer zentralen Koordination für ein bundesweites Monitoring äußerst wichtig.

**3. Eine hohe Diversität der Organismengemeinschaften in Böden ist die Grundlage für deren Multifunktionalität und Resilienz** (*allgemein anerkannt*) {8.1, 8.3}.

In Bodenökosystemen werden ökosystemare Funktionen häufig von Konsortien aus Mikroorganismen, Pilzen und der Fauna (speziell Invertebraten) erbracht, wobei sich verschiedene funktionelle Gruppen ergänzen. Diese »kooperative« Biodiversität wirkt u. a. bei den Ökosystemfunktionen Streuzersetzung und Mineralisierung. Aufgrund der dreidimensionalen Matrix des Lebensraums Boden besteht auch ein Zusammenhang zwischen morphologischer Vielfalt (u. a. Körpergröße und -formen) und Ökosystemfunktionen. Wie sich die multiplen Interaktionen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen auf der Makroebene des Ökosystems auswirken, ist offen. Strukturelle und funktionelle Biodiversität im Bodennahrungsnetz stellt zudem Hauptfaktoren für den Fluss von Energie und Ressourcen dar und ist damit für die Aufrechterhaltung der biogeochemischen Kreisläufe essenziell. Die Bedeutung der »trophischen Multifunktionalität«, d. h. der gleichzeitigen Unterstützung von Ökosystemfunktionen, lässt sich bis heute nicht zuverlässig über Modelle vorhersagen. Ökosystemfunktionen werden vor allem von der Biomasse, der Stoffwechselaktivität und der funktionellen Vielfalt der Bodenorganismen bestimmt. Es ist allgemein anerkannt, dass stabile, bodenbiologisch getragene Ökosystemfunktionen nur durch das Zusammenspiel vieler Funktionen (Multifunktionalität) und vielfältiger (diversifizierter) unterschiedlicher Organismengruppen gewährleistet werden können.

**4. Die Bodenbiodiversität ist ein essenzieller Motor der terrestrischen Kohlen- und Nährstoffkreisläufe** (*allgemein anerkannt*) {8.3, 8.4}.

In vielen Ökosystemen treten mehr als 90 % der Nettoprimärproduktion (des pflanzlich aus CO<sub>2</sub> über die Photosynthese gebundenen Kohlenstoffs) direkt in das Zersettersystem der Böden – bestehend aus Mikroorganismen und Bodentieren – ein. Die biologischen Zersetzungsprozesse sind damit von zentraler Bedeutung für die Ökosystemfunktionen Kohlenstoff- und Nährstoffrecycling und -speicherung in Böden. Diese Ökosystemfunktionen stellen ihrerseits eine essenzielle Grundlage für den Erhalt der Biodiversität und Produktivität in Acker-, Grünland-, Wald- und Feuchtgebieten sowie in Küstenregionen dar, da Bodenorganismen Nährstoffe für Pflanzen bereitstellen. Wie die Stabilität dieser Öko-

systemfunktion von der Bodenbiodiversität abhängt, ist nicht ausreichend verstanden. Die Bildung der wichtigsten Treibhausgase (Quellenfunktion) – Kohlendioxid, Methan und Lachgas –, aber auch deren Entfernung aus der Atmosphäre (Senkenfunktion) sind wichtige klimarelevante Ökosystemleistungen, welche durch Bodenorganismen unterstützt werden. Oft fungieren Mikroorganismen in Böden als wichtige, teilweise sogar einzige Treibhausgassenke an Land, wie das für Methan und Lachgas der Fall ist. Allerdings sind die quantitativen wie auch die mechanistischen Zusammenhänge zwischen Bodenbiodiversität und der Ökosystemfunktion Treibhausgassenke weitestgehend offen. Die Speicherung von Kohlenstoff in Böden hängt vom Zusammenspiel der Mikroorganismen, Pflanzen und Tiere in Böden ab. Auch hier sind jedoch die quantitativen Bezüge zwischen Biodiversität und Ökosystemfunktion noch nicht ausreichend verstanden. Ob und wie stark ein anthropogener Nährstoffeintrag (z. B. durch Düngung) die Stabilität und den Erhalt dieser Ökosystemfunktionen in Böden beeinflusst, ist offen.

**5. Die Wechselwirkungen der Bodenbiodiversität mit den Strukturen, Prozessen und Funktionen ihres Lebensraums stellen die bodenbezogenen Ökosystemleistungen bereit und sind Grundlage und Voraussetzung des dazugehörigen oberirdischen Lebens (*allgemein anerkannt*) {8.1, 8.4}.**

Viele bodenbezogene Ökosystemleistungen (ÖSL) sind vom Zusammenwirken biotischer und abiotischer Faktoren und Prozesse geprägt. Bodenbezogene ÖSL sind gesellschaftlich von allerhöchster Relevanz, da ein Großteil dieser ÖSL für die Versorgung der Bevölkerung und der Wirtschaft unentbehrlich ist. Bodenbiodiversität ist von zentraler Bedeutung für zahlreiche bodenbezogene ÖSL, deren Bereitstellung vom Vorhandensein bzw. von der Abwesenheit bestimmter Organismen beeinflusst wird. Entsprechende regulierende Einflüsse der Bodenbiodiversität sind bei vielen bodenbezogenen ÖSL theoretisch bekannt und teilweise durch Forschungsergebnisse belegt. Quantifizierbare Zusammenhänge zwischen Bodenbiodiversität und bodenbezogenen ÖSL sind vor allem für regulierende ÖSL erforscht, aber in den üblicherweise verwendeten Verfahren zur biophysikalischen Quantifizierung von bodenbezogenen ÖSL werden biotische Aspekte des Bodens und damit die Bodenbiodiversität bisher zumeist nicht oder noch nicht ausreichend berücksichtigt. Der Einfluss und das komplexe Zusammenwirken von Veränderungen von Klima und Landnutzungen auf Bodenbiodiversität und de-

ren Rückkopplungseffekte auf bodenbezogene ÖSL sind kaum bekannt.

**6. Die Einflüsse des Menschen auf Böden sind vielfältig und in ihrer kombinatorischen Wirkung auf die Vielfalt und Leistungsfähigkeit von Bodenorganismen häufig nicht vorhersagbar (*allgemein anerkannt*) {8.5}.**

Es ist allgemein anerkannt, dass Veränderungen in der Landschaftsstruktur, Landnutzung sowie Verschmutzung, Klimawandel und invasive Arten direkte Treiber der Bodenbiodiversität sind. Die veränderte Landnutzung und Verschmutzung (Metalle, Pflanzenschutzmittel) sind die am besten untersuchten und wahrscheinlich bedeutendsten Treiber der Bodenbiodiversität. Jedoch sind diese Treiber für verschiedene Bodenorganismengruppen und Lebensräume unterschiedlich gut untersucht, sodass der Kenntnisstand nicht unbedingt die Relevanz eines Treibers widerspiegelt (z. B. Klimawandel). Außerdem ist die Treiberwirkung stark von der Bodenpufferfähigkeit abhängig, sodass standortspezifische Unterschiede zu erwarten sind. Ein allgemeines Ranking der verschiedenen Einflussgrößen ist daher schwierig. Hinzu kommt, dass direkte Treiber oft nicht isoliert auf Bodenorganismen, sondern in Interaktion miteinander wirken. Dies kann zu einer Verstärkung, Abschwächung oder Neutralisation der Treiberwirkung führen. Beispielsweise ist allgemein anerkannt, dass sich eine intensive Bewirtschaftung besonders schädlich auf die Bodenbiodiversität und -funktionsweise auswirkt, wenn gleichzeitig auch extreme Wetterereignisse wie z. B. Trockenheit auftreten. Es ist davon auszugehen, dass Treiber oder deren Kombinationen, die Einfluss auf die Konnektivität und Habitatstabilität in Böden nehmen, auch die Bodenorganismen beeinflussen. Jedoch ist noch ungelöst, wie sich spezifische Treiberkombinationen auf die Bodenbiodiversität auswirken. Aufgrund der Komplexität des Systems Boden sind Untersuchungen zum Ursache-Wirkungs-Prinzip schwierig und existieren daher vor allem für einzelne Treiber. So ist zum Beispiel offen, ob es zusätzlich zu dramatischen Veränderungen wie Bodenerosion weitere Kippunkte im System gibt, an denen sich Biodiversitätsverluste stark beschleunigen. Insbesondere hinsichtlich möglicher klimawandelbedingter Synergien besteht großer Forschungsbedarf, um negative oder positive Folgen auf die Bodenbiodiversität unterschiedlicher Organismengruppen abschätzen zu können.

**7. Der rechtliche und politische Rahmen war und ist (bisher) nicht auf den Schutz der Bodenbiodiversität ausgerichtet (*allgemein anerkannt*) {8.6, 8.7, 8.8}.**

Die Auswirkung von indirekten Treibern auf die Bodenbiodiversität ist weitestgehend offen und noch nicht gut untersucht, da der Schutz der Bodenbiodiversität erst in jüngster Zeit die notwendige Aufmerksamkeit in Gesellschaft, Politik und Wirtschaft zu erhalten beginnt. Entsprechend sind z. B. bislang nur in einzelnen Bundesländern und nur für ausgewählte Artengruppen systematische Datenerhebungen für die Böden in Dauerbeobachtungsflächen erfolgt. Eine standardisierte, regelmäßige, fortlaufende, deutschlandweite Datenerhebung einer Vielzahl von Artengruppen steht weiterhin aus. Daher sind auch kausale Zusammenhänge zwischen indirekten Treibern und Veränderungen in der Bodenbiodiversität kaum dokumentiert. Im politisch-rechtlichen Sinne werden Böden fälschlicherweise als statisches System betrachtet. Die Bodenbiodiversität wird sowohl in Deutschland als auch in Europa bisher kaum in Biodiversitätsgutachten berücksichtigt und findet daher nur wenig Beachtung in der aktuellen Naturschutzpolitik. Die wenigen vorhandenen deutschen und europäischen Gesetzestexte mit Bezug zu Böden sind hinsichtlich eines effektiven Bodenschutzes, insbesondere des Erhalts der Bodenbiodiversität, bislang unzureichend. Aktuelle Pläne zur Ausarbeitung von neuen (z. B. *Soil Monitoring Law*) und zur Reformation bestehender Gesetze bieten eine Chance, dies zu verbessern. Nach deren Inkrafttreten sollten die Folgen für Bodenbiodiversität in Zukunft in Monitoringprogrammen systematisch erfasst werden. Auch die auf nationaler wie europäischer Ebene existierenden Anreize und Fördermaßnahmen, wie zum Beispiel Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen oder Ökoregelungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik, können sich indirekt auf die Bodenbiodiversität auswirken. Aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit der Böden und ihrer Bedeutung für Ökosystemleistungen sind jedoch gezielte, auf die Böden abgestimmte Maßnahmen und entsprechende Gesetze notwendig, die einen ökologischen Schutz der Böden und damit der Biodiversität gewährleisten.

**8. Derzeitige Strategien zur Ausweisung von Schutzgebieten sind ausschließlich auf die Bewahrung der oberirdischen Diversität ausgerichtet. Die Biodiversität im Boden ist dadurch jedoch nur zum Teil mit »abgedeckt« und profitiert von einer größeren Naturnähe sowohl in Schutzgebieten als auch in Flächen ohne Schutzstatus (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {8.7}.**

Naturnähe ist dabei in jedem Lebensraum anders definiert. Es ist allgemein anerkannt, dass in der Landwirtschaft die Umstellung auf umweltschonende Verfahren (Verzicht auf tiefes Pflügen und Grubbern, Reduktion von Pflanzenschutzmitteln, standortangepasste diversifizierte Anbausysteme, organische Dünger, ganzjährige Bodenbedeckung, Ackerrandstreifen) einen positiven Effekt auf die Diversität der Bodenorganismen hat. Im Grünland profitiert die Bodenbiodiversität von einer erhöhten Pflanzendiversität sowie reduzierter Nutzungsintensität (Beweidung, Mahd). Die Förderung von einheimischen Pflanzenarten ist sowohl im Grünland als auch im Wald eine wichtige Maßnahme, im Wald kommt die Etablierung von alters- und baumartheterogenen Beständen hinzu. Dies alles ist in der Regel über Managementmaßnahmen zu erreichen, während in Auen, Mooren und Salzwiesen in der Regel eine initiale Impulsmaßnahme erfolgen muss (z. B. Deichrückverlegung, Wiedervernässung), um naturnahe Bedingungen wiederherstellen zu können. In urbanen Räumen tragen sowohl einmalige Maßnahmen wie Entsiegelung, Etablierung von Dach- und Straßenrandbegrünungen wie auch ein verändertes Management auf städtischen Grünflächen oder in Privatgärten zum Erhalt der Biodiversität in den Böden bei.

**9. Der Erhalt intakter Böden muss hohe Priorität haben, da Bodenbildungsprozesse Jahrtausende benötigen und Bodenlebewesen nur ein sehr geringes Ausbreitungsvermögen besitzen (*allgemein anerkannt*) {8.1, 8.2, 8.7}.**

Gerade beim Schutz der Böden und der Bodenbiodiversität ist deshalb Vorsorge notwendig, und der Bodenschutz stellt die Grundlage für gesunde und resiliente Ökosysteme dar. Daneben ist angesichts ihres Potenzials, Kohlenstoff zu speichern, die Restaurierung von Lebensräumen wie Auen und Mooren dringend nötig, um spezialisierte Arten zu schützen und die Vielfalt unterschiedlicher Gemeinschaften und Funktionen zu erhalten. Es ist allgemein anerkannt, dass kleinräumige und pflanzliche Vielfalt vielfältige Nischen schaffen und für jegliche Lebensräume von Bedeutung sind. Elemente wie Feldraine, artenreiche Wiesen, unterschiedliche Höhen in Mooren und Auen oder Totholz in Wäldern schaffen Lebensraum für an die dortigen Bedingungen angepasste Arten und fördern somit zusätzlich die Biodiversität in den Böden. Zu schützen ist also auch die Diversität der Lebensräume selbst, um die Vielfalt unterschiedlicher Gemeinschaften und Funktionen zu erhalten. Allgemein anerkannt ist auch, dass die Artenvielfalt auf Landschaftsebene durch ein Nebeneinander

verschiedener Lebensräume (z.B. Moore, Wälder und Offenland) erhöht wird. Ganz wesentlich bei alledem ist, dass das Ausbreitungsvermögen der meisten Bodenlebewesen eng begrenzt ist, weshalb positive Maßnahmen umso wirksamer sind, je länger sie vorhalten, um somit Zeit für die Ausbreitung zu gewinnen.

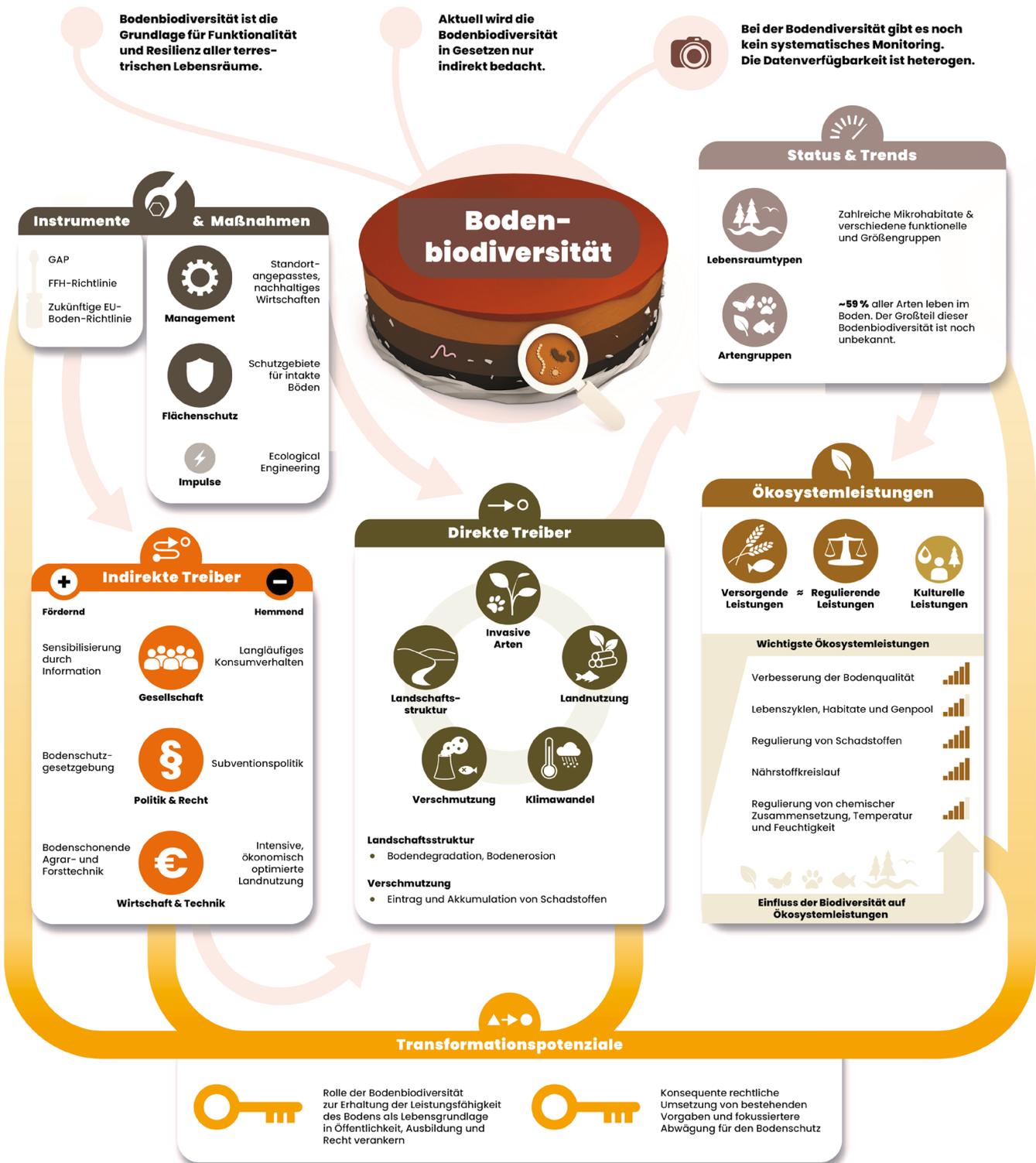
**10. Verschiedene gesellschaftliche Akteursgruppen haben mittelbaren und unmittelbaren Einfluss auf die Bodenbiodiversität, wodurch eine Verantwortungsdiffusion entsteht (noch nicht vollständig nachgewiesen) {8.8}.**

Insbesondere Land- und Forstwirt:innen haben mit ihren Bewirtschaftungsentscheidungen den größten unmittelbaren Einfluss auf die Bodenbiodiversität. Diese Entscheidungen werden jedoch von zahlreichen anderen Akteursgruppen und deren Handeln maßgeblich beeinflusst. Dazu gehören Boden- bzw. Landeigentümer:innen, die bestimmen, wie Flächen bewirtschaftet werden; Konsument:innen, die Güter nachfragen, deren Produktion für die Bodenbiodiversität Konsequenzen hat; die Politik, Behörden sowie Universitäten, Verbände und landwirtschaftliche Fachschulen, die Ausbildungsinhalte bestimmen und die Vorgaben und Anreize für Bodennutzung setzen; sowie die Zivilgesellschaft, die auf die Politik Einfluss nimmt und sie auf die Bedeutung der Bodenbiodiversität hinweisen kann. Das Wechselspiel dieser verschiedenen Einflüsse bestimmt, wie Bö-

den bewirtschaftet werden und letztlich mit welchen Konsequenzen für die Bodenbiodiversität das einhergeht. Eine wichtige Herausforderung in diesem Kontext besteht darin, dass vielen Akteursgruppen die Bedeutung von Bodenbiodiversität sowie ihrer eigenen Handlungen auf die Bodenbiodiversität noch nicht klar sind.

**11. Die Stärkung eines Bewusstseins für die Bedeutung der Bodenbiodiversität bildet eine zentrale Grundlage für eine nachhaltige Landnutzung und den Erhalt/die Wiederherstellung der Bodengesundheit (noch nicht vollständig nachgewiesen) {8.4, 8.6, 8.7, 8.8}.**

Böden und Bodenlebewesen werden von der Gesellschaft selten positiv (z.B. als etwas Wertvolles und Schützenswertes) oder überhaupt wahrgenommen. Die fehlenden positiven Assoziationen machen den Bodenschutz im Vergleich zu anderen Schutzbemühungen umso schwieriger. Viele Menschen reagieren bei (bodenlebenden) Wirbellosen sogar mit Ablehnung, aber diese Verhaltensweise ist erworben, d.h. anerzogen, was daher Umweltbildung und Aufklärung umso relevanter und wichtiger macht. Pädagogische Konzepte zum Bodenbewusstsein und deren Integration in den Schulalltag bestehen, werden aber in Schulen und den Lehrplänen noch unzureichend umgesetzt. Um größtmögliche Wirksamkeit zu erzielen, sollten die ersten Ansätze bereits in die frühkindliche Bildung integriert werden.



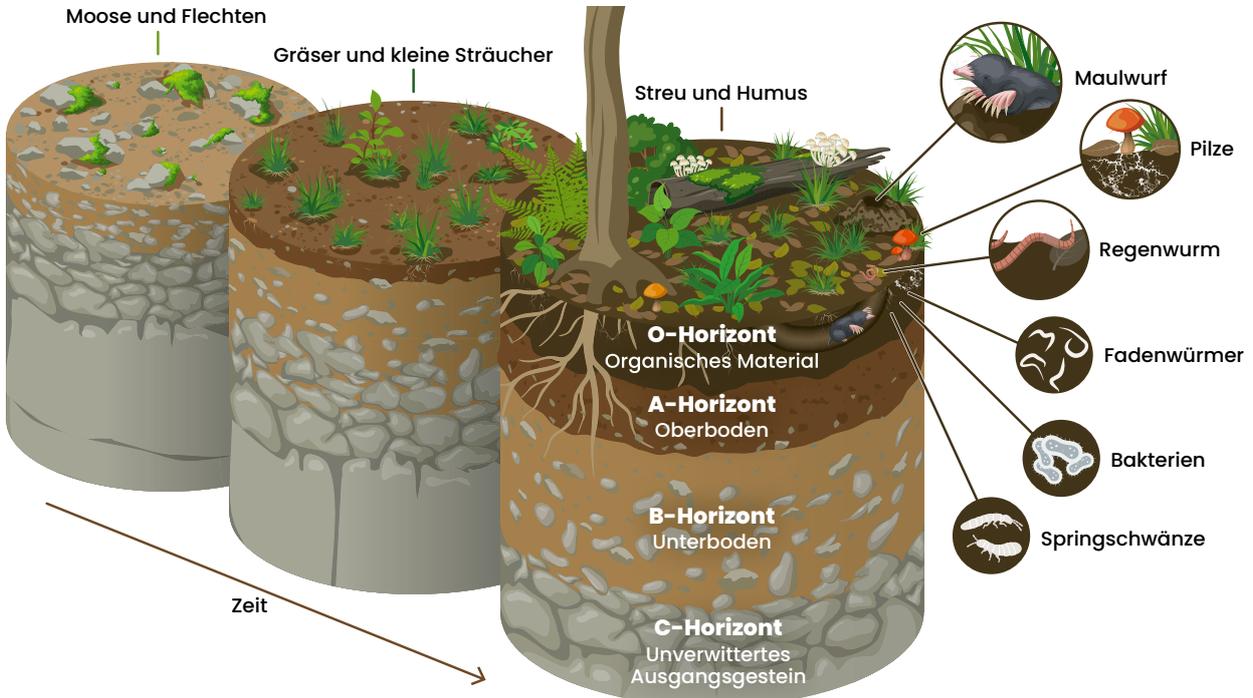
**Abbildung 8.0:** Übersicht zu Status und Trends der biologischen Vielfalt (Kap. 8.2) und ihrem Einfluss auf Ökosystemleistungen (Kap. 8.4), den direkten (Kap. 8.5) und indirekten (Kap. 8.6) Treibern von Biodiversitätsänderungen, wichtigen Instrumenten und Maßnahmen (Kap. 8.7) sowie Transformationspotenzialen zum Erhalt der biologischen Vielfalt im Boden.

## 8.1 Themenbereich Bodenbiodiversität

### 8.1.1 Was ist Bodenbiodiversität?

Global verbringen bis zu 59 % aller terrestrischen Arten mindestens einen Teil ihres Lebens im Boden und sind damit direkt mit diesem assoziiert (Anthony, Bender & van der Heijden 2023; Decaëns et al. 2006). Böden stellen damit eines der wichtigsten Habitate für Organismen weltweit dar, wobei deren Vielfalt eng mit der oberirdischen biologischen Vielfalt verknüpft ist (Bardgett & van der Putten 2014). Die biologische Vielfalt der Böden, das heißt die Bodenbiodiversität, ist die strukturelle und funktionelle Vielfalt von Organismen, Arten und Populationen, die ihren gesamten oder einen Teil ihres Lebenszyklus in Böden verbringen oder deren essenzieller Lebensraum die Bodenoberfläche darstellt. Sie umfasst die genetische Variation der Organismen und ihre Lebensgemeinschaften mit ihren ökologischen Zusammenhängen und Prozessen auf der Ebene von Bodenmikrohabitaten bis zu Landschaften (NMZB 2023). Der vorliegende Bericht weicht von der oben genannten Definition der Bodenbiodiversität in zwei Aspekten leicht ab: zum einen hinsichtlich Organismen, die Böden nur

als Rückzugsort verwenden, wie z. B. Füchse und Feldhamster, zum anderen hinsichtlich Larvenstadien vieler Insektenarten, da in beiden Fällen diese Artengruppen bereits in den Lebensraumkapiteln (Kap. 3–7) behandelt werden. Weiterhin wird in diesem Bericht Boden als ein terrestrisches Ökosystem definiert, das aus festen (Mineralien und organischen Stoffen), flüssigen und gasförmigen Bestandteilen besteht und Wurzelsysteme, Mikrohabitate und biologische Vielfalt unterstützen kann. Die obere Grenze der Böden zeichnet sich durch den Übergang vom Boden zur Luft oder zum seichten Wasser ab. Für den vorliegenden Bericht werden Regionen, die ständig von tiefem Wasser bedeckt sind und in denen keine wurzelnden Pflanzen wachsen können, als bodenlos betrachtet. Die untere Grenze der Böden ist der Übergang zu hartem Gestein oder körnigem Material (wie z. B. Sedimentsande oder Löss) ohne jegliche Spuren von Tieren, Wurzeln oder anderen Arten biologischer Aktivität. Essenziell ist dabei zu beachten, dass Böden das Produkt einer jahrtausendelangen Entwicklung darstellen (Abb. 8.1). Dennoch können sich Bodeneigenschaften durch menschliche Einwirkungen drastisch verändern, bis zum vollständigen Verlust bei Versiegelung oder durch Erosion, was zu einem (vollständigen)



**Abbildung 8.1:** Pedogenese und die physikalischen und biologischen Komponenten von Böden. Die Pedogenese, d. h. die Bildung biologisch aktiver und fruchtbarer Böden, dauert Tausende von Jahren, weshalb der anthropogen bedingte Verlust von Oberboden langfristige, weitreichende Folgen für das Leben auf der Erde, einschließlich des Menschen, hat. Pedogenese ist ein von der klimatischen Witterung beeinflusster Prozess, bei dem die Zersetzung (Verwesung) toter organischer Substanz und die Verwitterung des mineralischen Ausgangsmaterials (Gestein) zusammenwirken. Ausgehend vom Grundgestein, führt die Anhäufung von organischem Material durch physikalisch-chemische Zersetzung und biologische Aktivität zu einer Abfolge verschiedener Lebensformen. Die biologische Vielfalt der Böden beeinflusst diesen Prozess, indem sie auf verschiedenen zeitlichen und räumlichen Ebenen wirkt, und sie involviert Organismen unterschiedlicher Größen, von Mikroorganismen (hier: Bakterien und Pilzen) bis hin zur Megafauna (hier: Maulwürfen).

Verlust an biologischer Vielfalt und Funktionalität der Böden führen kann. So konnte z. B. im Rahmen der Bodenzustandserhebung für Deutschland gezeigt werden, dass viele Böden durch ihre Nutzung bereits stark verändert und degradiert sind. Im Detail konnte durch Modellrechnungen dargestellt werden, dass insbesondere grundwasserfreie Mineralböden unter kontinuierlicher Ackernutzung jährlich ca. 0,19 t organischen Kohlenstoff pro ha verlieren (BMEL 2019). Auf europäischer Ebene sind 60 % der Böden geschädigt, und Prognosen gehen von einer weiteren Verschlechterung des Bodenzustands aus (EC 2023).

Basierend auf der Kombination aus Pedogenese und historischen und aktuellen Einflussfaktoren, stellen Böden damit komplexe Ökosysteme dar. Diese Kombination aus Ausgangsmaterial, lokaler Topografie, spezifischen Mikroklimata (z. B. Temperaturschwankungen in der Luft und im Boden, Niederschlag) und lokalen abiotischen Bedingungen (z. B. Bodentemperatur, Bodennährstoffe, Feuchtigkeit, Mikroporen, Sauerstoffgehalt), der Aktivität lebender Organismen (z. B. Bakterien, Pilze, Pflanzen, Tiere) und menschlicher Aktivitäten, insbesondere im Hinblick auf die Intensität und Veränderung der Landnutzung, ist allerdings zeitgleich die Grundlage der hohen zeitlichen und räumlichen Heterogenität und damit auch die Grundlage für die hohe biologische Vielfalt der Böden. Eine Bewertung der Bodenbiodiversität sollte daher sektoral, d. h. lebensraum-spezifisch, und integriert, d. h. über alle Ökosysteme und Landnutzungstypen hinweg, erfolgen, um alle Gemeinsamkeiten und Einzigartigkeiten der Bodenbiodiversität abbilden zu können. Dieser Ansatz wurde z. B. in der Edaphobase-Länderstudie verfolgt, um lebensraumtypische Referenzzustände von Bodenorganismen in Deutschland zu definieren (Box 8.1). Dabei ist es den Autor:innen gelungen, ausgewählte Artengruppen als Indikatoren zu definieren und durch den Vergleich verschiedener Lebensräume Änderungen in der Bodenbiodiversität zu identifizieren.

Der in Box 8.1 verwendete ökosystemare Ansatz zur Beschreibung der Bodenbiodiversität verdeutlicht, dass die biologische Vielfalt der Bodenorganismen abhängig von oberirdischen Organismen und Prozessen ist, zeitgleich aber auch zahlreiche Ökosystemfunktionen und bodenbezogene Ökosystemleistungen durch Bodenorganismen bereitgestellt werden (Box 8.2) (Bardgett & van der Putten 2014; Geisen, Wall & van der Putten 2019; Wagg et al. 2014). So konnten Experimente unter kontrollierten Laborbedingungen und Feldexperimente zeigen, dass die Vielfalt der Bodenorganismen für Ökosystemfunktionen wie z. B. Bodenbildung und Abbau

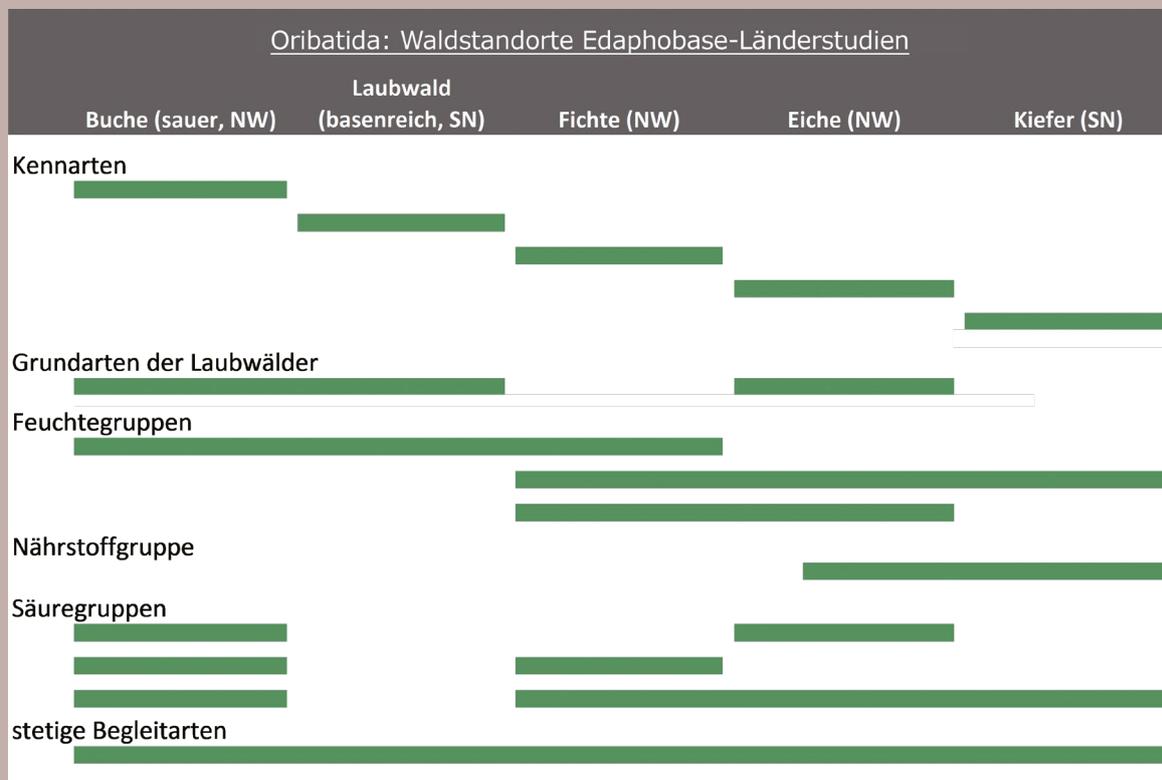
organischer Stoffe (Bradford et al. 2002; Hättenschwiler, Tiunov & Scheu 2005; Heemsbergen et al. 2004), Kohlen- und Nährstoffkreisläufe (Nielsen et al. 2011; Sheehan et al. 2006) und die Bodenaggregation (Lehmann, Zheng & Rillig 2017) entscheidend sind. Dabei bestimmt die biologische Vielfalt der Böden die Multifunktionalität terrestrischer Ökosysteme, d. h. die gleichzeitige Bereitstellung mehrerer Ökosystemfunktionen (Delgado-Baquerizo et al. 2020; Schuldt et al. 2018; Soliveres et al. 2016). Die Zusammensetzung und Rolle von Bodenorganismengemeinschaften variieren jedoch je nach Umweltkontext, was eine Bewertung der kontextabhängigen Beziehungen zwischen der biologischen Vielfalt der Böden und der Funktionsweise von Ökosystemen erforderlich macht. Diese Komplexität erschwert es auch, standardisierte Konzepte oder spezifische Klassifizierungssysteme für bodenbezogene Ökosystemleistungen, einschließlich der biologischen Vielfalt als wichtigem Parameter für die Vielfalt ökologischer Prozesse und Strukturen, die die ökologischen Funktionen und damit die Bereitstellung von Ökosystemleistungen verbessern, abzuleiten (Haines-Young & Potschin 2010; Paul et al. 2021). Die meisten regulatorischen Einflüsse der Bodenbiodiversität auf bodenbezogene Ökosystemleistungen sind daher nur theoretisch bekannt.

Leider sind in vielen Fällen Informationen über Böden und insbesondere über die biologische Vielfalt der Böden nicht ohne Weiteres verfügbar und/oder nicht ausreichend standardisiert, um abgesicherte Aussagen über Trends der Bodenbiodiversität oder deren kausale Zusammenhänge zu Ökosystemfunktionen und -leistungen abzuleiten. Dennoch hat die Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) erst kürzlich in einem ersten wichtigen Schritt eine Bewertung des globalen Zustands der biologischen Vielfalt der Böden veröffentlicht, in der die verschiedenen globalen Einflussfaktoren und Schwachstellen der biologischen Vielfalt der Böden weltweit hervorgehoben wurden (FAO et al. 2020). Nationale Bewertungen der biologischen Vielfalt der Böden hingegen sind praktisch nicht vorhanden. Dies ist darauf zurückzuführen, dass verschiedene Forschende und Institutionen oftmals unterschiedliche Methoden zur Bewertung derselben Bodeneigenschaften anwenden und bei der Bewertung ergänzender Eigenschaften (z. B. Bakterienvielfalt, Boden-pH und Bodentextur) ihre Erhebungen in zeitlich nicht übereinstimmenden Skalen durchführen, was die Aussagekraft solcher Daten verringert und den Aufwand für die Integration von Informationen aus verschiedenen Quellen erhöht. Im speziellen Fall der Bodenökologie ist dieser Aspekt der mangelnden Stan-

### Box 8.1: Ansatz zur Definition von lebensraumtypischen Referenzzuständen von Bodenorganismen: Die Edaphobase-Länderstudie. Eine Zusammenfassung

Das ökosystemare Konzept der Länderstudie, die im Rahmen des BMBF-Projektes Edaphobase durchgeführt wurde, geht davon aus, dass die Zusammensetzung der Bodenlebensgemeinschaft an einem gegebenen Standort abhängig ist von zahlreichen biotischen und abiotischen Faktoren. Sie wird einerseits durch die Pflanzen (Vegetationstyp) und damit auch von der Kultivierungsform und Historie der menschlichen Bewirtschaftung bestimmt, andererseits ist sie abhängig von Standort- und Umweltfaktoren, vor allem von Bodeneigenschaften (z.B. pH-Wert, Feuchte, Bodenart, Bodentyp oder Nährstoffgehalt) sowie von der Nahrungsqualität (z.B. Nadelstreu, Laubstreu) (Toschki et al. 2021). Darüber hinaus spielen sowohl biologische Faktoren (u. a. Fraßdruck, Konkurrenz) als auch anthropogene Faktoren (z.B. Kontaminationen oder Bodenverdichtung) standortspezifisch eine Rolle. Aufgrund dieser Überkomplexität, einerseits der zahlreichen Arten und ihrer Interaktionen und andererseits der hohen Zahl wirkender Faktoren und deren Beeinflussung untereinander, ist eine Erfassung der Biodiversität an einem Standort, ausgehend allein von der Ermittlung dieser Einflussgrößen, nicht möglich. In der Länderstudie wurde daher, angelehnt an die FFH-Richtlinie, ein ökosystemarer, lebensraumspezifischer Ansatz verfolgt, der die Erfahrung nutzt, dass bei ähnlich wirkenden Stand-

ortfaktoren ähnliche charakteristische Artenkombinationen auftreten. Beschrieben und erfasst werden typische Artengemeinschaften in einem Lebensraumtyp (Vegetationseinheit/Biototyp), der durch die Vegetationszusammensetzung charakterisiert werden kann. Konkret wurden in der Länderstudie in den vier Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Bayern und Sachsen-Anhalt auf insgesamt 36 Standorten aus zwölf Biotypen Daten verschiedener Bodentiergruppen (Oribatida, Collembola, Chilopoda, Diplopoda, Lumbricidae, Enchytraeidae) erhoben; parallel dazu wurden die Vegetation sowie verschiedene Standortparameter aufgenommen. In jedem Bundesland wurden drei verschiedene Lebensraumtypen ausgewählt, um damit ein möglichst breites Biototypenspektrum abzudecken. Es wurden zwei Standortgradienten (sauer und basenreich) von naturnaher Vegetation (z.B. naturnahe Waldstandorte) hin zu Ersatzgesellschaften dritter Ordnung (stark vom Menschen überformt, z.B. Äcker) untersucht. Die Probenahmen erfolgten entsprechend tiergruppenspezifischer Standardmethoden in den Jahren 2014 (Nordrhein-Westfalen, Sachsen) und 2015 (Bayern, Sachsen-Anhalt). Ziel der Länderstudie war es, konkrete Fragen zur ökologischen Bodenbiodiversitätsbewertung aus den jeweiligen Länderbehörden sowie dem Nationalpark Eifel zu beantworten.



**Abbildung 8.2:** Schematische Darstellung der biototypspezifischen Biodiversität (charakteristische Arten), basierend auf Präsenz-Absenzmustern am Beispiel der Hornmilben (Oribatida). Die Balken symbolisieren das Vorkommen hypothetischer bodenlebender Arten in unterschiedlichen Biotopen. Abkürzungen: NW – Nordrhein-Westfalen, SN – Sachsen.

Kennarten Fichte	
Oribatida	Enchytraeidae
<i>Nanhermannia dorsalis</i> <i>Autogneta parva</i> <i>Nanhermannia elegantula</i> <i>Cepheus grandis</i>	<i>Acheata bifollicula</i>

Kennarten Buche			
Oribatida	Enchytraeidae	Diplopoda	Collembola
<i>Licarus xylariae</i> <i>Liochthanius horridus</i> <i>Quadroppia maritalis</i> <i>Phthiracarus ferrugineus</i>	<i>Cham. sphagnetorum</i> s. s. <i>Enchytronia pygmaea</i> <i>Mesenchytraeus armatus</i> <i>Mesenchyt. glandulosus</i>	<i>Chordeuma sylvestre</i> <i>Polydesmus denticulatus</i>	<i>Neelides minutus</i>
		(Chilopoda)	
		( <i>Lithobius curtipes</i> ) ( <i>Lithobius crassipes</i> )	

Kennarten Eiche			
Oribatida	Enchytraeidae	Diplopoda	Collembola
<i>Opiella splendens</i> <i>Ramusella insculpta</i> <i>Xenillus tegocranus</i> <i>Liebstadia humerata</i>	<i>Achaeta bibula</i> <i>Fridericia bisetosa</i> <i>Fridericia dura</i> <i>Fridericia monochaeta</i>	<i>Tachypodoiulus Niger</i> <i>Cylindroiulus punctatus</i>	<i>Ceratophysella armata</i>
		(Chilopoda)	
		<i>Schendyla nemorensis</i>	

Abbildung 8.3: Indikatoren (Kennarten) aus den untersuchten taxonomischen Gruppen für die unterschiedlichen Waldtypen im Nationalpark Eifel.

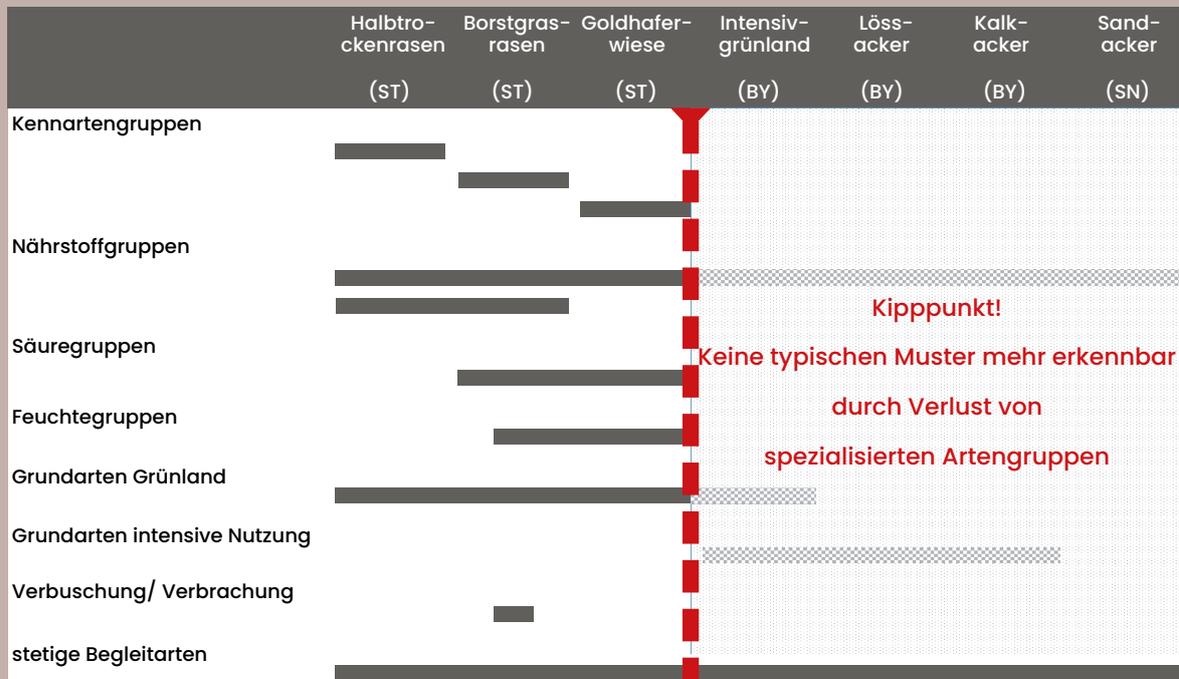


Abbildung 8.4: Sichtbarmachung von Kippunkten in der Biodiversität von Hornmilben durch Feststellung des Verlustes von spezialisierten Arten, hier am Beispiel der naturnahen Grünländer, Intensivgrünländer und Ackerstandorte. Die Balken symbolisieren das Vorkommen einzelner Hornmilbenarten in unterschiedlichen Biotopen. Abkürzungen: ST – Sachsen-Anhalt, BY – Bayern, SN – Sachsen.

**Ergebnis**

Durch die Erfassung verschiedener Lebensraumtypen im Standortgradienten einerseits und durch die Wiederholung von Erfassungen in gleichen Lebensraumtypen andererseits konnten spezifische Muster der Präsenz bzw. Absenz von Arten bzw. Artengruppen der verschiedenen untersuchten Taxa in den einzelnen Lebensraumtypen festgestellt und beschrieben werden (Abb. 8.2, 8.3, 8.4). Die auftretenden Arten(-Gruppen) innerhalb der Lebensgemeinschaft wurden als Kennarten, edaphische Gruppen, Grundarten und Begleitarten ökologisch qualifiziert und konnten so als Indikatoren zugänglich gemacht werden. Dadurch konnten für viele Arten aus den unterschiedlichen Taxa zudem auch bisher nicht bekannte ökologische Präferenzen z. B. hinsichtlich Feuchte, Säure usw. systematisch sichtbar gemacht werden.

Im Vergleich der verschiedenen Lebensräume untereinander zeigte sich ein deutlicher Biodiversitätsabfall zwischen den naturnahen Wald- und Grünlandtypen einerseits und den Intensivgrünländern und Äckern andererseits (Abb. 8.4). Letztere besaßen unabhängig von edaphischen Faktoren keine spezialisierten Artengruppen mehr. Die dort vorherrschende Artengemeinschaft bestand lediglich aus generalistischen Begleitarten, die keine hohe Bindung an den Lebensraum besit-

zen und maßgeblich durch Randeinflüsse bestimmt werden (Umfeldeinfluss). Dadurch wurde im Gesamtstandortgradienten ein deutlicher Kippunkt sichtbar.

**Ausblick**

Mit der Edaphobase-Länderstudie wurde erstmals ein ökosystemarer Ansatz zur Beschreibung von Referenzzuständen von Bodenorganismenlebensgemeinschaften, basierend auf verschiedenen taxonomischen Gruppen, verfolgt und umgesetzt. Dieser Ansatz hat unter Verwendung einheitlicher Standards und Beprobung in klar definierten Biotoptypen (Vegetationseinheiten) einen vergleichsweise hohen Erkenntnisgewinn hinsichtlich charakteristischer Artenkombinationen, ökologischer Verteilung von Arten und Bewertung von Biodiversitätsmustern erbracht. Eine Ausweitung dieses Ansatzes auf relevante Biotoptypen, insbesondere FFH-Lebensraumtypen mit günstigem Erhaltungszustand, wird als zielführend erachtet, um eine Basis zur ökologischen Bewertung von Bodenbiodiversität zu erlangen.

Link zum Download der gesamten Studie: <https://www.senckenberg.de/wp-content/uploads/2021/10/PECKIANA14-2021-0a.pdf>

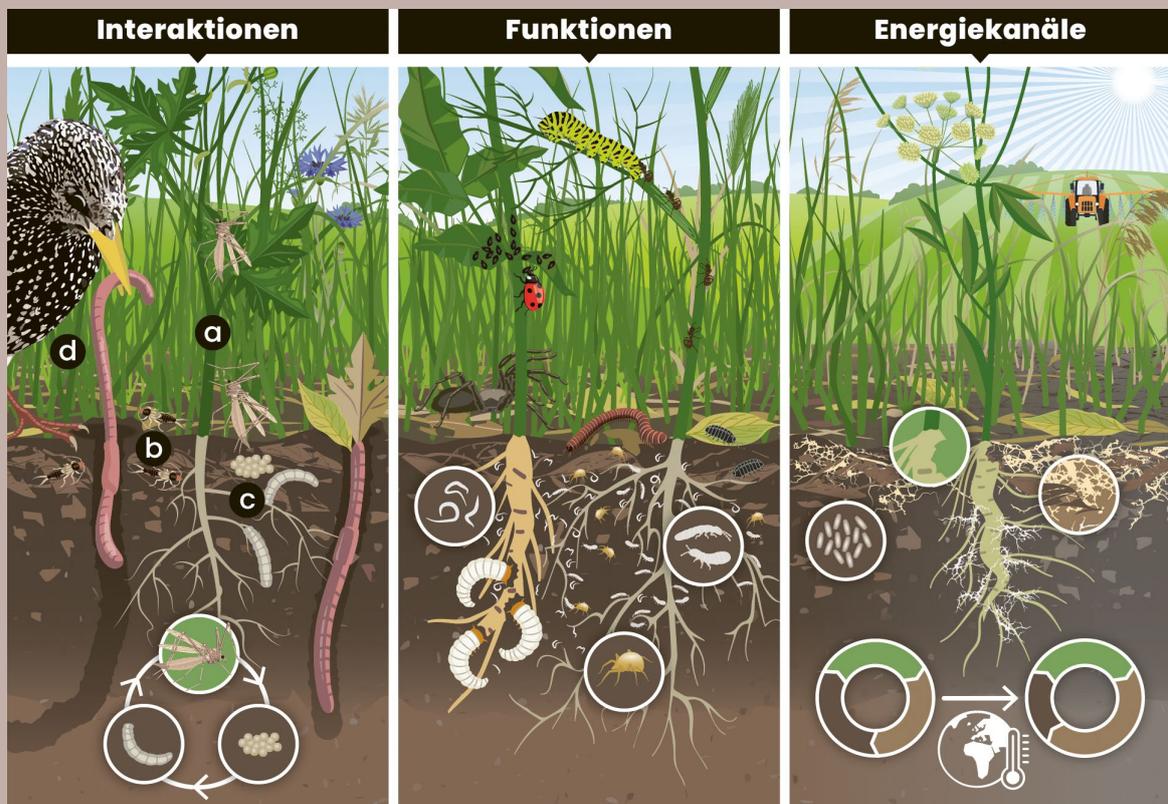
dardisierung von Messungen aus zwei Gründen besonders relevant: i) wegen des Fehlens groß angelegter (z. B. auf nationaler Ebene) koordinierter Erhebungen, die im Laufe der Zeit wiederholt werden, um Trends in der biologischen Vielfalt der Böden zu bewerten und zugrunde liegende direkte und indirekte Treiber zu ermitteln, und ii) aufgrund der Fülle von Methoden und Anwendungskontexten (z. B. mehrere Bodentiefen), die in der Literatur zu finden sind. Für Deutschland sind die notwendigen Daten für eine vollumfängliche Analyse der Trends, Treiber und kausalen Zusammenhänge ebenfalls, abgesehen von Voruntersuchungen für einige Tiergruppen, noch nicht verfügbar. Rote Listen für Deutschland gibt es nur für wenige Bodentiergruppen, darunter Regenwürmer, Tausendfüßer, Hundertfüßer, Asseln und Laufkäfer (Phillips et al. 2017). Im Allgemeinen sind nur wenige Arten als gefährdet oder ausgestorben aufgeführt, mit Ausnahme der Laufkäfer, bei denen 25 Arten als ausgestorben gelten. Für andere Bodentiergruppen, wie Springschwänze, Milben und Fadenwürmer sowie Mikroorganismen, gibt es keine solchen Listen. Langfristige Monitoringdaten für Bodenbiota existieren auf regionaler Ebene einiger Bundesländer, z. B. für Regenwürmer und allgemeine mikrobielle Parameter wie die mikrobielle Biomasse im Boden (UBA 2002a). Daten, die darauf abzielen, zeitliche Veränderungen von Bodenorganismen auf Artniveau in großen räumlichen Maßstäben zu dokumentieren, sind jedoch praktisch nicht vorhan-

den. Mit Blick auf die direkten und indirekten Treiber der Bodenbiodiversität sowie ihrer Ökosystemfunktionen und -leistungen zeichnet sich ein ähnliches Bild ab. Während quantitative Metaanalysen zu den Treibern der biologischen Vielfalt und Funktionen der Böden rar sind (Blankinship, Niklaus & Hungate 2011; Phillips et al. 2019; Song et al. 2019; Thakur et al. 2015; Treseeder 2008), haben erste Studien die Bedeutung wichtiger Treiber hervorgehoben und dabei insbesondere Umweltverschmutzung, Landnutzungswandel, Nutzungsintensität, und Klimawandel (hier vor allem Wetterextremereignisse) als Triebkräfte identifiziert (BfN 2021; FAO et al. 2020; Orgiazzi et al. 2016; Phillips et al. 2023). Aufgrund ihrer unterschiedlichen lebensgeschichtlichen Strategien und Merkmale reagieren verschiedene Organismengruppen unterschiedlich auf Umweltveränderungen. Daher sind detaillierte Informationen über mehrere Bodenarten und -eigenschaften dringend erforderlich, um Bedrohungen für die verschiedenen Facetten der biologischen Vielfalt im Boden besser zu verstehen und vorherzusagen (FAO et al. 2020). Wichtig ist, dass verschiedene Faktoren, die die biologische Vielfalt in Böden beeinflussen, gemeinsam auftreten und daher schwer vorhersagbare Effekte aus Wechselwirkungen haben können (Beaumelle et al. 2021; Krause et al. 2023; Rillig et al. 2019). Zum Beispiel werden intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen oft tief gepflügt und gleichzeitig mit hohen Mengen an Mineraldüngern

**Box 8.2:** Oberirdische und unterirdische Wechselwirkungen in terrestrischen Ökosystemen

Terrestrische Ökosysteme bestehen aus ober- und unterirdischen Teilkompartimenten. Obwohl die Funktionsweise von Ökosystemen nur verstanden werden kann, wenn diese Teilbereiche zusammen betrachtet und die Wechselwirkungen zwischen Organismen aus allen Teilbereichen berücksichtigt werden, ist die Forschung traditionell getrennt. Oberirdische Lebensgemeinschaften werden durch eine Vielzahl direkter und indirekter Auswirkungen des Nahrungsnetzes im Boden beeinflusst, z.B. durch die Mineralisierung von Nährstoffen durch die Zersetzergemeinschaft und damit durch die Leistung und Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft, antagonistische und mutualistische Wechselwirkungen mit Pflanzenwurzeln und Beute für ober- und unterirdisch lebende Räuber (Bardgett & Wardle 2010; Scheu 2002; Wardle et al. 2004). Unterirdische Lebensgemeinschaften wiederum werden durch oberirdische Nahrungsnetze beeinflusst, beispielsweise durch die Rhizosphäre, in der pflanzenspezifische Exsudate für das Wachstum unterschiedlicher Bakterien und Pilze sorgen, den Eintrag von organischem Material und durch Prädation (Bardgett & Wardle 2010; Scheu 2002; Wardle et al. 2004). Erstens (**linke Tafel, Interaktionen**): Ober- und unterirdische Systeme sind durch Organismen verbunden, die (a) gleichzeitig in beiden (Pflanzen) vorhanden sind, (b) sich täglich zwischen den Teilkompartimenten bewegen (z.B. Ohr-

würmer), (c) sich während ihrer Ontogenese zwischen den Kompartimenten bewegen (z.B. Kranichfliege), und (d) durch trophische Interaktionen an der ober- und unterirdischen Schnittstelle (z.B. Vogel-Regenwurm, Regenwurm-Blätter) (Abb. 8.5). Durch diese Wechselwirkungen werden Materie und Energie über die oberirdische und unterirdische Grenzfläche übertragen. Zweitens (**mittlere Tafel, Funktionen**): Trophische Interaktionen in einem Kompartiment können die Ökosystemprozesse im anderen Kompartiment stark beeinflussen (Abb. 8.5). So kann beispielsweise die unterirdische Herbivorie (z.B. Käferlarven, Fadenwürmer) die oberirdische Pflanzenproduktivität beeinträchtigen, und die oberirdische Prädation (z.B. Marienkäfer, Ameisen) kann die unterirdische Pflanzenleistung beeinflussen. Drittens (**rechte Tafel, Energiekanäle**): Mithilfe eines Energieflussansatzes kann die relative Bedeutung von bakteriellen (dunkelbraun), pilzlichen (hellbraun) und pflanzlichen (grün) Energiekanälen nicht nur anhand ihrer Biomasse bewertet werden, sondern auch anhand des Ausmaßes, in dem Organismen der höheren trophischen Ebene auf ihren Energieinput angewiesen sind – und wie sich dies beispielsweise unter dem Einfluss des Klimawandels ändert (wodurch sich die relative Bedeutung der Kanäle in den unterirdischen Diagrammen ändert) (Abb. 8.5) (Jochum & Eisenhauer 2022).



**Abbildung 8.5:** Beispiele für oberirdische und unterirdische Wechselwirkungen in terrestrischen Ökosystemen (modifiziert nach Jochum & Eisenhauer [2022]).

und Pestiziden behandelt. Synergistische Effekte können die Folgen mehrerer Stressoren gegenseitig verstärken und dadurch stärkere Auswirkungen haben, als aus den einzelnen Faktoren additiv zu erwarten wäre (Rillig et al. 2019; Thakur et al. 2018). Erste Forschungsergebnisse deuten jedoch darauf hin, dass die Anzahl der Faktoren, die auf die Böden einwirken, die Auswirkung auf die biologische Vielfalt und die funktionalen Veränderungen im Boden vorhersagen kann (Rillig et al. 2019; Yang et al. 2022).

Um die oben aufgeführten Probleme der zum Teil lückenhaften Daten zu überwinden, sollten Bewertungen (sofern verfügbar) die Ergebnisse nationaler Studien in Kombination mit internationalen Ergebnissen zum selben Thema auswerten. Dies würde es ermöglichen, lokale Trends mit regionalen Trends sowie verschiedene nationale Bewertungen besser zu vergleichen. Auf nationaler Ebene wäre dafür und für einen effizienten Schutz der Bodenbiodiversität ein bundesweites, methodisch koordiniertes, regelmäßiges Bodenbiodiversitätsmonitoring (einschließlich bodenkundlicher Begleitdaten) erforderlich. Die Ergebnisse sollten zentral und transparent erfasst werden, sodass sie wissenschaftlich optimal und auf höchstem Niveau ausgewertet werden können. Über den zumindest teilweise möglichen Abgleich des Bodenbiodiversitätsmonitoring mit dem von Vegetation, Insekten und ggf. weiteren Daten besteht eine einmalige Chance, das Wirkungsgefüge von Ökosystemen weitgehend vollständig zu adressieren. Darüber hinaus müssen Indikatoren identifiziert werden (Box 8.1), um Bewertungen und Veränderungen der biologischen Vielfalt zu referenzieren und zu erfassen. Die Informationen aus einem solchen Monitoring müssen dann den relevanten Akteuren in einer für sie geeigneten Form zur Verfügung gestellt werden. Eine Einschränkung für Monitoringprojekte ist jedoch der Mangel an Expert:innen für die biologische Vielfalt der Böden. Hier müssen die Universitäten und andere Bildungseinrichtungen dringend ihre Ausbildungskapazitäten erhöhen. Die taxonomische Expertise könnte langfristig zum Beispiel durch Forschungsmuseen nachhaltig gewährleistet werden. Um nationale mit internationalen Ergebnissen zu kombinieren, bedarf es aber ebenfalls auf internationaler Ebene methodisch koordinierter und regelmäßiger Bodenbiodiversitäts-Monitoringprogramme. Auf europäischer Ebene wurde diese Notwendigkeit bereits erkannt und so beispielsweise die seit 2009 laufende statistische Rahmenerhebung über die Bodennutzung und Bodenbedeckung (LUCAS) um eine Komponente zur Bewertung der biologischen Vielfalt der Böden erweitert (Orgiazzi et al. 2018). Angesichts des grenzüber-

schreitenden Aspekts von LUCAS und seines hohen Standardisierungsgrads stellt diese Erhebung eine wertvolle Ressource dar, die die europäischen Länder bei der Durchführung ihrer nationalen Bewertungen der biologischen Vielfalt der Böden nutzen können.

### 8.1.2 Bodenbiodiversität im *Faktencheck* *Artenvielfalt*

Beginnend mit dem Millennium Ecosystem Assessment im Jahr 2005, wurden mehrere internationale, regionale und nationale Bewertungen durchgeführt, die sich auf die Systematisierung der verfügbaren Literatur über den Zustand und die Trends der biologischen Vielfalt, der Ökosysteme, ihrer Funktionen und Leistungen konzentrierten, doch dabei oft keinen spezifischen Schwerpunkt auf die biologische Vielfalt der Böden legten. In diesem Bericht werden daher alle bekannten Bereiche der biologischen Vielfalt der Böden, vom Artenreichtum bis hin zur funktionellen Diversität, über die fünf Lebensräume Agrar- und Offenland, Wald, Binnengewässer und Auen, Küste und Küstengewässer und Urbane Räume für Deutschland abgedeckt. Im folgenden Kapitel werden der aktuelle **Kenntnisstand**, der **Gefährdungsgrad** sowie die **räumliche und zeitliche Verteilung** der Bodenbiodiversität behandelt (Kap. 8.2). Weiterhin wird diskutiert, wie Bodenorganismen aufgrund ihrer vertikalen und horizontalen Diversität eine Vielzahl essenzieller **Ökosystemfunktionen** (Kap. 8.3) und **Ökosystemleistungen** (Kap. 8.4) bereitstellen und dabei auf nationaler und globaler Ebene zur Ökosystemregulation beitragen. Nachfolgend werden die **direkten Treiber** (Kap. 8.5) und **indirekten Treiber** (Kap. 8.6) behandelt, deren positiver und negativer Einfluss auf Bodenbiodiversität und die bisher wenig erforschten Auswirkungen von Treiberinteraktionen in Böden unter natürlichen Bedingungen. In Verbindung damit werden wichtige **Instrumente und Maßnahmen** (Kap. 8.7) für den nachhaltigen Schutz der Bodenbiodiversität für alle oben genannten Lebensräume betrachtet und evaluiert. Abschließend werden die Entwicklung eines nationalen Monitoringsystems sowie **zielgruppenspezifische Handlungsoptionen** und mögliche Interessenkonflikte erörtert (Kap. 8.8). Zusätzlich zu der Betrachtung der Bodenbiodiversität in diesem Kapitel befindet sich in jedem der fünf Lebensräume eine **Informationsbox zur Bodenbiodiversität**, die die für den Lebensraum wichtigsten Organismengruppen, Kenntnisstände, bodenbezogenen Ökosystemfunktionen und -leistungen, Treiber und Maßnahmen im Überblick darstellt. Die im gesamten Bericht angeführten Taxa, Funktionen und Leistungen spiegeln dabei den vorhandenen Wissensstand in

Deutschland wider und deuten zugleich auf Lücken in unserem Verständnis der biologischen Vielfalt der Böden hin. Der abgebildete Wissensstand beruht dabei auf Expert:innenwissen und einer umfassenden Literaturrecherche deutschsprachiger Berichte und Gutachten sowie publizierter Studien in überwiegend englischer Sprache in internationalen Zeitschriften mit Bezug zur Bodenbiodiversität in Deutschland. Die zugrunde liegenden systematischen Literaturrecherchen erfolgten zu den Themenbereichen Status und Trends (Kap. 8.2), kulturelle bodenbezogene Ökosystemleistungen (Kap. 8.4), direkte Treiberinteraktionen (Kap. 8.5), und Maßnahmen (Kap. 8.7). Für jede systematische Literaturrecherche wurden spezifische Suchbegriffe und Kriterien entwickelt, die sich auf Bodenbiodiversität in Deutschland sowie den jeweiligen Themenbereich beziehen. Insgesamt wurden zum Themenbereich Status und Trends 2.332 Quellen, zu kulturellen bodenbezogenen Ökosystemleistungen 2.104 Quellen, zu direkten Treiberinteraktionen 1.204 Quellen und zu Maßnahmen 1.439 Quellen gesichtet (Stand 31. Juli 2023). In einzelnen Fällen standen zudem unveröffentlichte Daten und Berichte zur Verfügung, die vollständigshalber im vorliegenden Bericht ebenfalls zitiert werden.

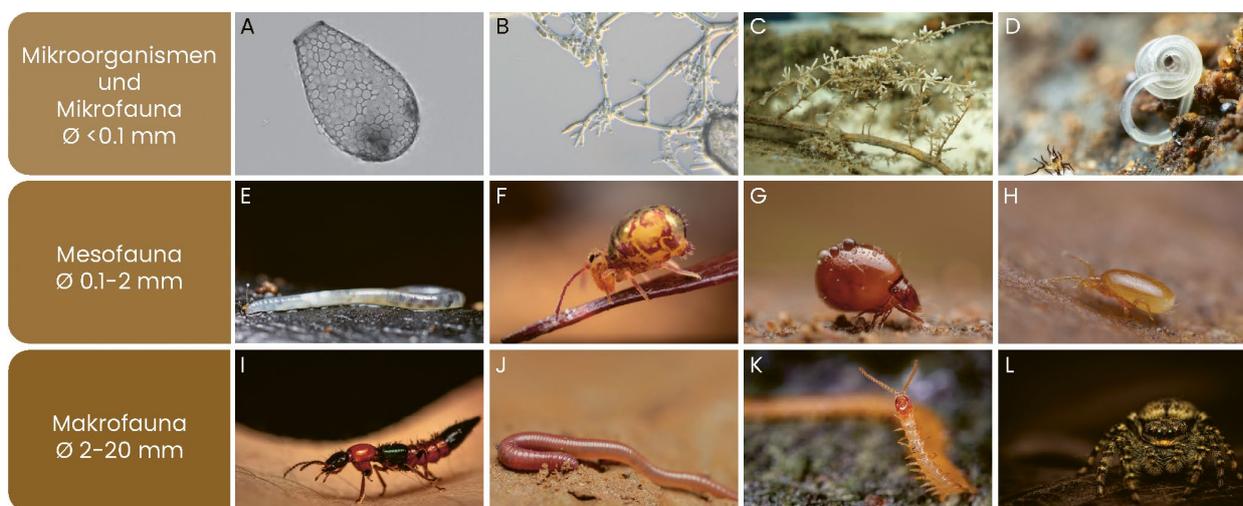
## 8.2 Status und Trends der Bodenbiodiversität

### 8.2.1 Kenntnisstand – Erfassungsgrad und Artenzahlen

Böden gehören zu den Lebensräumen mit den vielfältigsten Gemeinschaften auf unserem Planeten. Auf

engstem Raum leben hier Tausende Arten von Mikroorganismen und von Tieren aus sehr unterschiedlichen evolutionären Linien (Abb. 8.6). Die Erfassung des Status und das Erkennen von Trends der Veränderung der Artenzusammensetzung unterschiedlicher Gruppen stellen damit eine besonders wichtige Herausforderung dar. Diese Aufgabe wird dadurch erschwert, dass die Mehrzahl der Bodenorganismen klein und Boden als kryptischer Lebensraum nur schwer zugänglich ist. Eine umfassende Charakterisierung dieser Vielfalt erfordert vor allem taxonomische Expertise, die nicht immer ausreichend zur Verfügung steht (Engel et al. 2021). Die in den letzten Jahren entwickelten molekularen, insbesondere DNA-Analyseverfahren bieten eine wichtige Methodenerweiterung und Perspektive, tatsächlich in Zukunft die gesamte biologische Vielfalt der Bodenorganismen zu erfassen. **Der Kenntnisstand ist deshalb je nach Organismengruppe sehr unterschiedlich** (Tab. 8.1).

Am besten untersucht sind *Regenwürmer* (Lumbricidae), *Doppel- und Hundertfüßer* (Diplopoda, Chilopoda), *Ameisen* (Formicidae), *Asseln* (Isopoda), *Laufkäfer* (Carabidae) und *Webspinnen* (Araneae), für die es Rote Listen für Deutschland gibt. Zusammen stellen diese Gruppen weniger als 5 % der geschätzten Bodenbiodiversität dar (FAO et al. 2020). Trotzdem sind auch bei diesen Gruppen die Bestandsentwicklungen vieler Arten nicht bekannt, da es kaum langfristig und großräumig angelegte, unterschiedliche Lebensbedingungen repräsentierende Monitoringprogramme gibt (Ausnahmen sind die Bodendauerbeobachtungsflächen einiger Bundesländer, die jedoch nur teilweise methodisch harmonisiert erfasst werden) und eine rein morpholo-

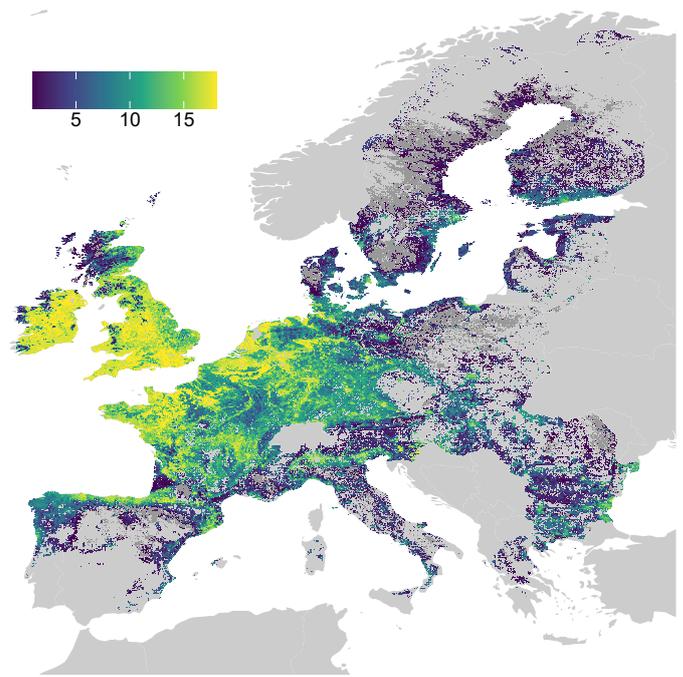


**Abbildung 8.6:** Auswahl einiger in Deutschland vorkommender Bodenorganismen, unterteilt nach Größenklassen. Die Auswahl umfasst Schalenamöben (A), *Trichoderma harzianum* (B), Ektomykorrhiza (C), Fadenwürmer (D), Kleiner Ringelwurm (E), Springschwänze (F), Hornmilben (G), Raubmilben (H), Kurzflügelkäfer (I), Regenwürmer (J), Hundertfüßer (K), und Webspinnen (L). Individueller Bildnachweis: Valentyina Krashevskaya (A), Gabriela Fernandez-Gnecco/Samad Ashrafi (B), Simone Cesarz (C), Andy Murray (D, E, G, H, J), Dr. Julian Taffner (Terra Aliens; F, I, K, L).

gische, manuelle Erfassung aufgrund des Arten- und Individuenreichtums zeitaufwendig ist. Zudem sind gerade Lebensräume mit spezialisierten Arten, z. B. Flussauen und Moore, bisher nur punktuell untersucht worden (Balkenhol & Haase 2021; Haase & Balkenhol 2015; Lehmitz et al. 2020). Darüber hinaus haben genetische Untersuchungen gezeigt, dass sich selbst hinter vermeintlich gut bekannten Arten möglicherweise kryptische Artkomplexe verbergen (Voigtländer et al. 2017). So konnten beispielsweise in der Deutschen Barcode-of-Life-Kampagne kryptische Linien innerhalb der Hundertfüßerart *Stenotaenia linearis* aufgezeigt und geklärt werden (Wesener et al. 2015).

Für die Erstellung der ersten Roten Listen der **Regenwürmer** (Lumbricidae), der **Doppelfüßer** (Diplopoda) und der **Hundertfüßer** (Chilopoda) Deutschlands wurden insgesamt mehr als 120.000 Datensätze in der Open-Access-Datenbank für Bodenorganismen »Edaphobase« (www.edaphobase.org) ausgewertet. »Edaphobase« unterhält eine ständig wachsende Sammlung von Funddaten aus allen verfügbaren Quellen und Projekten zu Bodenorganismen (Springschwänze, Hornmilben, Raubmilben, Doppel- und Hundertfüßer, Faden-, Platt-, Kleinringel- und Regenwürmer, Pilze u. v. a.) und den Klima- und Habitatdaten ihrer Fundorte. Schwerpunkt der prinzipiell globalen Datensammlung ist Deutschland bzw. Europa. Trotz der beinahe vollständigen Erfassung der für Deutschland verfügbaren Daten in Edaphobase fiel es beispielsweise für die Rote Liste der Regenwürmer schwer, die Häufigkeit bestimmter Habitate einzuschätzen. Dies lag vor allem daran, dass eine harmonisierte Sammelmethode, Langzeituntersuchungen und Daten von Sonderstandorten (z. B. Parkanlagen) und im alpinen Raum fehlten (Lehmitz et al. 2016). In der räumlichen Verteilung der Fundnachweise innerhalb Deutschlands gibt es regionale Lücken in Hessen, Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern (U. Burkhardt, unveröffentlicht). Im europäischen Vergleich werden für die Regenwürmer in Deutschland verhältnismäßig geringe Artenzahlen (und Biomassen) prognostiziert, jedoch hohe Regenwurmdichten (Abb. 8.7) (Rutgers et al. 2016; Zeiss et al. 2023). Auch innerhalb Deutschlands sind laut Prognose Orte hoher Regenwurmdiversität oft kombiniert mit niedrigen Individuenzahlen und umgekehrt (Abb. 8.8) (Salako et al. 2023).

Die mit dem Boden assoziierten **Laufkäfer** (Carabidae) und **Webspinnen** (Araneae) kommen mit 582 und 992 Arten in Deutschland vor. Sie stellen einen wesentlichen Anteil der räuberischen Fauna in der Falllaubsschicht (Epedaphon), zeigen ausgeprägte Habitatpräferenzen und werden daher im Naturschutz gerne

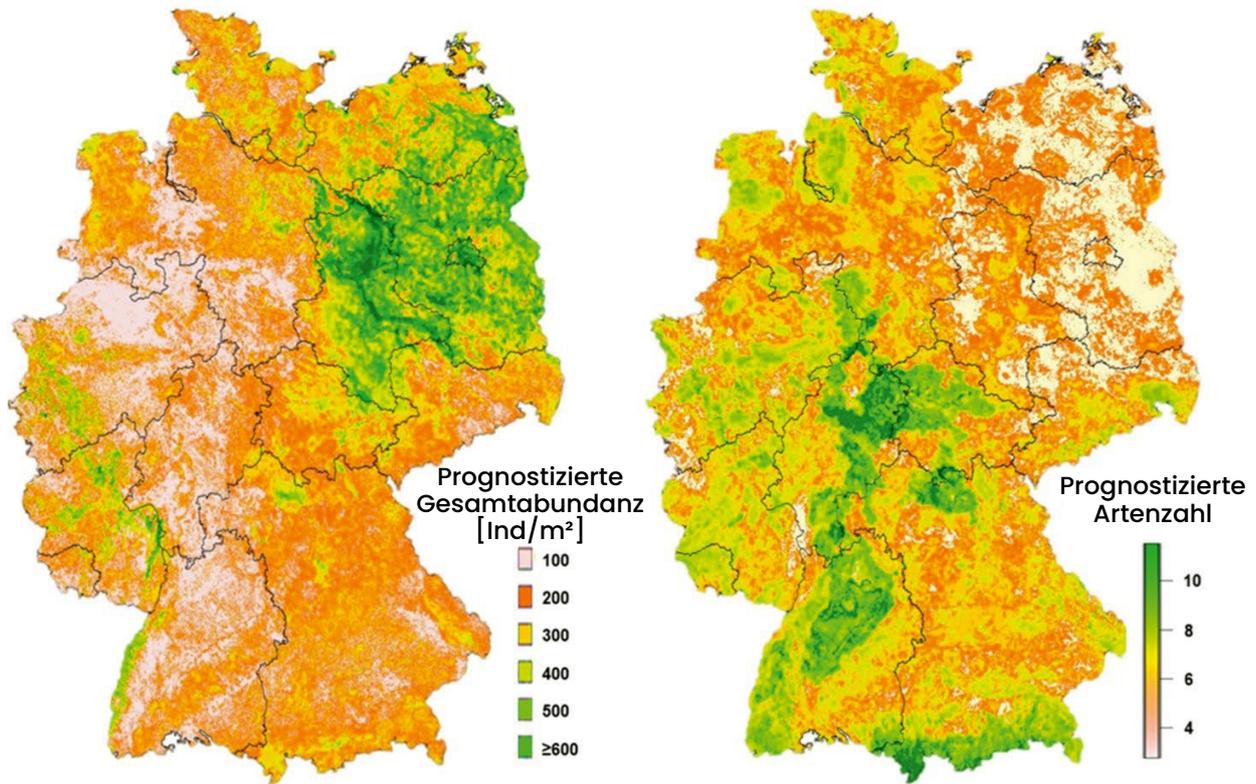


**Abbildung 8.7:** Modellierter räumlicher Verteilung der Artenanzahl von Regenwürmern im europäischen Vergleich. Modifiziert nach Zeiss et al. 2023.

als Bioindikatoren verwendet (Pearce & Venier 2006; Schmidt, Trautner & Müller-Motzfeld 2016).

Gut untersucht sind die überwiegend als Zersetzer von totem organischen Material fungierenden **Springschwänze** (Collembola) mit 525 Arten und **Hornmilben** (Oribatida) mit 560 Arten in Deutschland. Für diese Gruppen gibt es bundesweite Artenkataloge. Diese sind jedoch wahrscheinlich nicht vollständig, da einige Regionen und Habitattypen Deutschlands, z. B. urbane Räume, bisher kaum untersucht wurden. Auch hier zeigen molekularbiologische Untersuchungen, dass die morphologische Artidentifikation kryptische Arten oft nicht erkennt (Escher et al. 2022). Anders als für Regenwürmer, Asseln, Spinnen, Ameisen, Laufkäfer und Tausendfüßer sind für Springschwänze und Hornmilben aber sehr wahrscheinlich auch die Liste der morphologisch erkennbaren Arten in Deutschland noch nicht vollständig. Für die Springschwänze zeigen sich ähnlich den Regenwürmern im weltweiten Vergleich für Deutschland niedrige lokale Artenzahlen bei gleichzeitig hohen Individuendichten (Potapov et al. 2023).

Weitere wichtige Gruppen von mit wenigen Ausnahmen räuberischen Arthropoden stellen in Böden die Kurzflügelkäfer sowie räuberische Milben, insbesondere Raubmilben (Gamasida) dar. **Kurzflügelkäfer** (Staphylinidae) sind deutlich artenreicher als Laufkäfer. In Deutschland kommen rund 1.500 Kurzflügelkäferarten vor (Schmidt et al. 2021). Sowohl die Larven als auch die adulten Tiere vieler Arten bewohnen das Lückensystem



**Abbildung 8.8:** Gesamtabundanz und Artenzahl von Regenwürmern in Deutschland, prognostiziert anhand der Habitatsprüche der Arten, aus Salako et al. 2023, CC-BY 4.0: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>.

des Bodens. Durch ihre meist geringere Körpergröße und ihren höheren Artenreichtum sind sie wesentlich schlechter untersucht als Laufkäfer. Molekulare Untersuchungen, die die Erfassung der Diversität von Kurzflügelkäfern erleichtern und beschleunigen könnten, fehlen vollständig. *Raubmilben* stellen in den meisten Böden die wichtigste Gruppe der räuberischen Mesofauna. Ihre Diversität ist in Deutschland grundsätzlich gut erfasst, insgesamt existieren etwa 900 Arten. Wie bei Springschwänzen und Hornmilben gibt es jedoch vermutlich zusätzlich kryptische Arten. Molekulare Untersuchungen zur Diversität von Raubmilben, die darüber Aufschluss geben könnten, fehlen bis jetzt allerdings. Raubmilbengemeinschaften unterscheiden sich stark zwischen verschiedenen Habitaten und eignen sich deshalb auch als Bioindikatoren. Die taxonomische wie auch ökologische Expertise hat in Deutschland in den letzten Jahren stark abgenommen.

Lückenhaft bis unzureichend erfasst sind in Deutschland die sehr individuenreichen Bodentiergruppen der *Fadenwürmer* (Nematoda), *Rädertiere* (Rotatoria), *Kleinringelwürmer* (Enchytraeidae) und *actiniediden Milben* (Prostigmata). Hierbei handelt es sich um besonders artenreiche und/oder weltweit von nur wenigen Spezialisten beherrschte Gruppen, die auch in Deutschland noch viele unbeschriebene Arten erwar-

ten lassen. Bevor es für sie eine Artenliste Deutschlands oder gar Verbreitungskarten geben kann, sind nicht nur Bestandsaufnahmen in bisher nicht untersuchten Regionen und Habitattypen, sondern auch grundlegende taxonomische Arbeiten nötig, die moderne Artbeschreibungen inklusive Referenzgenomen und Artmarkern, Revisionen sowie die Erstellung oder Erweiterung von Bestimmungsschlüsseln umfassen.

*Fadenwürmer* sind in einigen Nachbarländern (Niederlande, Ungarn) vergleichsweise gut untersucht, und so lässt sich einschätzen, dass in Deutschland etwa 2.000 Arten vorkommen dürften (Sturhan & Hohberg 2016). In der Edaphobase-Datenbank für Bodenbiodiversität sind davon derzeit nur 608 Arten belegt ([www.edaphobase.org](http://www.edaphobase.org)). Die Diskrepanz geht auf die vergleichsweise dünne Studiendichte in Deutschland zurück, eine Wissenslücke, die es angesichts der erheblichen Bedeutung von Fadenwürmern für alle Ökosystemprozesse in Böden, insbesondere für Nährstoffflüsse und Pflanzenwachstum, mit großen Anstrengungen von Taxonom:innen (Beschreibung unbekannter Arten) und Ökolog:innen (Monitoringprogramme) zeitnah zu schließen gilt (Gebremikael et al. 2016; van den Hoogen et al. 2019; Topalović & Geisen 2023).

Etwas besser untersucht sind die *Kleinringelwürmer* (Enchytraeidae) in Deutschland. Mehr als die Hälfte der

279 europäischen Arten, nämlich 152 Arten, sind auch in Deutschland nachgewiesen. Dennoch weist auch die deutsche Erfassung der Kleinringelwürmer große Lücken auf: In einer großen, in vier Bundesländern, auf 36 Standorten und zwölf verschiedenen Habitattypen durchgeführten Studie (Toschki et al. 2021) waren ein Viertel der 101 ermittelten Kleinringelwurmartarten noch nicht beschrieben (Box 8.1). Auch hier sind kryptische Arten zu erwarten (Schmelz et al. 2017). Kleinringelwürmer kommen in Abhängigkeit vom Habitattyp mit bis zu 36 Arten an einem Standort vor und haben vor allem in Böden, in denen Regenwürmer fehlen, einen wichtigen Anteil an der Zersetzung organischen Materials und Bodenbildung (Düker 2003; Römbke 1997). Fadenwürmer und Kleinringelwürmer sind auch in jungen und gestörten Böden mit hohen Dichten vertreten und aussagekräftige Bioindikatoren für die Komplexität des Bodennahrungsnetzes und die Verfügbarkeit von Nährstoffen (Fadenwürmer [Ferris, Bongers & de Goede 2001; Hohberg 2003]) und für den biologischen Boden-zustand (Kleinringelwürmer [Graefe 1997]).

Unter dem Sammelbegriff *Protisten* werden alle einzelligen eukaryontischen Mikroorganismen, die keine Pflanzen, Tiere oder Pilze sind, zusammengefasst. Der Kenntnisstand zu ihrer Diversität und ihrem Beitrag zu den Lebensgemeinschaften in Böden ist sehr unzureichend. Neue sequenzbasierte Untersuchungen geben einen ersten Einblick in die große Vielfalt und Diversität von Protisten in Böden (Bonkowski, Dumack & Fiore-Donno 2019). Sie weisen darauf hin, dass mikroskopbasierte Untersuchungen nur einen kleinen Teil der Protisten erfassen und ein eingeschränktes Bild ihrer Gemeinschaftsstruktur liefern. Mikroskopische Untersuchungen beschränken sich vor allem auf die Gruppen Ciliaten und Schalenamöben. Sequenzbasierte Methoden deuten dagegen darauf hin, dass andere Protistengruppen, insbesondere Cercozoa und Amoebozoa, in Böden dominieren und den größten Teil der Diversität ausmachen. Große Bedeutung haben vermutlich auch parasitische Protisten aus der Gruppe der Alveolata, die bisher wenig untersucht wurden. Grundsätzlich wird die Erfassung von Protistengemeinschaften von der großen phylogenetischen Breite der Protisten erschwert, eine Erfassung dieser Vielfalt mit einheitlichen Sequenzen (Primern) ist nicht möglich. Die Erfassung leidet zudem an dem Mangel eines von Expert:innen anerkannten phylogenetischen Systems. Grundlegende Verwandtschaftsverhältnisse konnten jedoch molekular in den vergangenen Jahren geklärt werden, sodass ein grobes, jedoch sich weiterentwickelndes System zur Verfügung steht (Adl et al. 2019).

Die einzigen auf morphologischer Basis gut erfassten Protisten in Böden sind *Wimpertierchen* (Ciliata) und *Schalenamöben* (eine phylogenetisch nicht einheitliche Gruppe). Wimpertierchen treten insbesondere in Süßwasserlebensräumen auf, sind jedoch auch in Böden allgegenwärtig. Ihr Vorkommen und insbesondere ihre Aktivität hängen jedoch stark von der Wasserverfügbarkeit ab. Wimpertierchen können als effiziente Bioindikatoren genutzt werden, was jedoch im Gegensatz zu aquatischen Lebensräumen für Böden wenig angewendet wird. Auch Schalenamöben sind typischerweise aquatische Organismen, deren Aktivität von ausreichender Bodenfeuchte abhängt. Sie kommen insbesondere in sauren Böden und Mooren in großer Arten- und Individuendichte vor und werden als Bioindikatoren verwendet, vor allem in semiaquatischen Systemen wie Mooren und feuchten Böden saurer Wälder, aber auch in den hinsichtlich klimatischen Schwankungen relativ wenig gepufferten jungen Böden von Bergbaufolgefächern (Wanner et al. 2008) und Truppenübungsplätzen (Wanner & Xyländer 2003).

*Pilze* (Fungi) stellen eine wesentliche Komponente der Diversität und Biomasse in Böden dar und beeinflussen grundlegende Ökosystemprozesse. Pilzgemeinschaften sind besonders artenreich und von großer Bedeutung für Ökosystemfunktionen in alten Baumbeständen (Heine et al. 2019). Saprotrophe (Zersetzer-) Pilze beschleunigen den Streuabbau und damit den terrestrischen Kohlenstoffkreislauf, während Ekto- und Endomykorrhizapilze vielen Pflanzenarten durch die Unterstützung bei der Aufnahme von Nährstoffen aus dem Boden überhaupt ermöglichen, erfolgreich einen Lebensraum zu besiedeln. Im Gegensatz dazu können pathogene Pilze Artengemeinschaften verändern und sogar zum Verlust von Pflanzenarten oder auch Tieren führen. Das Vorkommen und die Verbreitung von phytopathogenen Pilzen wird zum Beispiel für wichtige Getreidekrankheiten von Pflanzenschutzdiensten auf Landesebene erfasst. Vergleichbare Informationen sind für saprotrophe oder Mykorrhizapilze und für eine Vielzahl von freilebenden Pilzen ohne Wirtsbezug auf nationaler Ebene nicht vorhanden. Hinweise über zeitliche Veränderungen in der Diversität von Makropilzen lassen sich jedoch evtl. über Citizen Science und die Deutsche Gesellschaft für Mykologie e. V. ([www.dgfm-ev.de](http://www.dgfm-ev.de)) gewinnen, wenn es z. B. um das Vorkommen von Speisepilzen geht.

Die Oberfläche und oberen Zentimeter von Böden werden von Photosynthese treibenden Bodenorganismen besiedelt, wie z. B. einzellige *Grünalgen* (Chlorophyta) oder *Cyanobakterien* (Cyanobacteria). Im glo-

balen Mittel leben 5,5 Mio. Algen und Cyanobakterien in einem Gramm oberflächennahem Boden, mit den höchsten Dichten in sauren, feuchten Böden mit Vegetationsdecke (Jassey et al. 2022). Als CO<sub>2</sub>-bindende Organismen können sie einen erheblichen Beitrag zur Speicherung von Kohlenstoff in Böden leisten, der global etwa 6 % der Nettoprimärproduktion von terrestrischen Pflanzen ausmacht (Jassey et al. 2022). Viele Cyanobakterien sind außerdem in der Lage, bei Stickstoffmangel Luftstickstoff (N<sub>2</sub>) aus der Atmosphäre zu binden und so den Stickstoffgehalt in Böden zu erhöhen. Bodenalgen stellen außerdem eine wichtige Nahrungsgrundlage für viele wirbellose Tiere im Boden dar (Schmidt, Dyckmans & Schrader 2016). Arteninventare oder gar systematische Untersuchungen zu zeitlichen Veränderungen in ihrer Artenzusammensetzung liegen für Deutschland nicht vor.

*Bakterien* und *Archaeen* bilden zusammen die Organismengruppe der Prokaryonten, deren Vermehrung im

Gegensatz zu den meisten Eukaryonten nicht über sexuelle Prozesse erfolgt und die damit nicht als biologische, sondern nur als taxonomische Arten differenzierbar sind. Durch ihre hohe metabolische Vielseitigkeit und extrem hohe Diversität sind sie zur Feststellung des Status und zur Ermittlung von Trends der Bodenbiodiversität unverzichtbar. Viele umweltrelevante Eigenschaften, wie die mikrobielle Zersetzung von komplexen, langkettigen Kohlenwasserstoffen und Kohlenhydraten, ihre fördernde Aktivität als Darm- und Fettkörpersymbionten von Zellulose abbauenden Insekten, die Produktion von Treibhausgasen, aber auch die Stabilisierung der Bodenstruktur, sind direkt mit ihren Aktivitäten verknüpft. Während in den USA, China, Frankreich oder England in den vergangenen Jahren bereits Monitoringprojekte zur Vielfalt und Veränderlichkeit der Bodenprokaryontengemeinschaften realisiert wurden, liegen für Deutschland flächendeckende Daten bis heute nicht vor. In den genannten Monitoringprogrammen wurden

**Tabelle 8.1:** Kenntnisstand zum Artenvorkommen wichtiger Bodenorganismengruppen in Deutschland, sortiert nach abnehmendem Erfassungsgrad und Größe.

Organismengruppe	Anzahl Arten bekannt in Deutschland	Quelle	Erfassungsgrad	Rote Liste
Regenwürmer (Lumbricidae)	49	Lehmitz et al. 2016, erweitert durch Graefe, Römbke & Lehmitz 2019	gut	BFN 2016 Band 4
Doppelfüßer (Diplopoda)	118	Reip et al. 2016	gut	BFN 2016 Band 4
Hundertfüßer (Chilopoda)	56	Decker et al. 2016	gut	BFN 2016 Band 4
Ameisen (Formicidae)	116	Seifert 2011	gut	BFN 2011 Band 3
Landasseln (Oniscidea)	49	Grünwald 2016	gut	BFN 2016 Band 4
Webspinnen (Araneae)	992	Blick et al. 2016	gut	BFN 2016 Band 4
Laufkäfer (Carabidae)	582	Schmidt, Trautner & Müller-Motzfeld 2016	gut	BFN 2016 Band 4
Kurzflügelkäfer (Staphylinidae)	1.479	Schmidt et al. 2021	lückenhaft	BFN 2021 Band 5
Hornmilben (Oribatida)	560	Weigmann et al. 2015	lückenhaft	in Arbeit
Raubmilben (Gamasina)	ca. 900	A. Christian pers. Mitteilung	lückenhaft	-
Springschwänze (Collembola)	525	www.edaphobase.org	lückenhaft	-
Kleinringelwürmer (Enchytraeidae)	152	www.edaphobase.org Schmelz & Collado 2010	lückenhaft	-
Fadenwürmer (Nematoda)	ca. 2.000	Sturhan & Hohberg 2016	sehr lückenhaft	-
Bärtierchen (Tardigrada)	?	Bingemer & Hohberg 2017	sehr lückenhaft	-
Actinedide Milben (Prostigmata)	?	-	unzureichend	-
Rädertiere (Rotatoria)	?	-	unzureichend	-
Pilze (Fungi)	?	-	unzureichend	-
Einzeller (Protisten)	?	-	unzureichend	-
Bodenalgen (z. B. Grünalgen)	?	-	unzureichend	-
Bakterien, Cyanobakterien, Archaeen	?	-	unzureichend	-
Viren	?	-	unzureichend	-

PCR-basierte DNA-Analyseverfahren eingesetzt, die als Indikatoren für Vielfalt wertvolle Informationen liefern, jedoch nur eingeschränkt Rückschlüsse auf Biomasse und Veränderungen von Aktivitäten oder ökologischen Funktionen erlauben. Bei neuen, auf Metagenomanalysen basierenden Verfahren bestünde eine bessere Möglichkeit, jedoch können hierdurch nur die quantitativ dominanten Taxa erfasst werden (Jansson & Hofmöckel 2018). Die weniger dominanten Taxa sind jedoch Träger wichtiger Ökosystemleistungen, wie z. B. bei der Nitrifikation im Stickstoffkreislauf, die so übersehen würden. Optimal für ein Monitoring ist daher eine Kombination aus PCR-abhängigen und unabhängigen DNA-Analysen. Allerdings wäre es auch hier notwendig, standardisierte Protokolle für Bodenprobenahmen, Lagerung sowie DNA-Extraktions- und Analyseverfahren zu entwickeln, um so eine Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Monitoringprogrammen zu erleichtern (Finn et al. 2023).

Für Agrarökosysteme werden in noch laufenden Untersuchungen des Thünen-Instituts im Rahmen des MonViA-Projekts vorbereitende Untersuchungen für ein nationales Monitoring von Bodenprokaryonten, aber auch von Pilzen und Protisten durchgeführt. Ein Monitoring ließe sich idealerweise mit bevorstehenden Kampagnen zur nationalen Bodenzustandserhebung realisieren. Erste Ergebnisse von Boden-DNA-Analysen lassen vermuten, dass Protisten jahreszeitlich variabler als Pilze und Prokaryonten und generell empfindlicher auf Veränderungen reagieren. Die Analyse von Umwelt-DNA-Proben werden in den kommenden Jahren auch für andere Bodenorganismengruppen mit der gleichen Geschwindigkeit an Bedeutung gewinnen, mit der ihre artspezifischen Referenzsequenzbibliotheken vervollständigt werden.

Auch Viren von Mikroorganismen, Tieren und Pflanzen kommen zahlreich und allgegenwärtig in Böden vor. Über ihre Diversität und Verbreitung ist bisher wenig bekannt. Obwohl Viren nicht der gängigen Definition von Lebewesen entsprechen, da sie sich nur in anderen Lebewesen vermehren können, ist ihre ökologische Bedeutung als Regulativ für Populationen ihrer potenziellen Wirtsorganismen und im biogeochemischen Nährstoffkreislauf vermutlich nicht zu unterschätzen (Bi et al. 2022). Phytopathogene Viren könnten vom Boden von Pflanzen aufgenommen werden und so zu deren Schädigung führen. In marinen Ökosystemen können Viren von Bakterien, sogenannte Bakteriophagen, Bakterienpopulationen erniedrigen und durch die Zerstörung der Zellen mikrobielle Nekromasse bilden, die als Nahrungsquelle den Kohlenstoffkreislauf antreibt. Wahr-

scheinlich finden solche Prozesse auch in Böden statt. Allerdings ist die Beweglichkeit von Viren in Böden generell stark durch Adsorption an primäre Bodenpartikel, insbesondere Ton, eingeschränkt. Insgesamt ist das Wissen derzeit zu limitiert, um Trends abschätzen zu können, jedoch kann vermutet werden, dass die Abundanz von Viren mit der Prävalenz potenzieller Wirtsorganismen positiv korreliert.

### 8.2.1.1 Endemismus

**Nur wenige Bodentiergruppen sind ausreichend untersucht, um etwas über die überregionale Verbreitung und damit über den Endemitenstatus ihrer Arten zu sagen.** Eine Ausnahme ist vermutlich der größte in Deutschland heimische Regenwurm, der Badische Riesenregenwurm (*Lumbricus badensis*). Die Vertreter dieser Art werden bis zu 50 cm lang, sind damit vergleichsweise auffällig und wurden bisher ausschließlich im Südschwarzwald angetroffen (Lehmitz et al. 2016). Auch die sechs Endemiten innerhalb der Doppelfüßer, *Glomeris malmivaga*, *Pyrgocyphosoma titianum*, *Rhyzogona serrata*, *R. verhoeffi*, *R. wehrana* und *Xylophageuma vomrathi* sind alle aus Baden-Württemberg, vier von ihnen aus dem Schwarzwald gemeldet (Reip et al. 2016). Bei den Laufkäfern gibt es zwei lokale Endemiten im südwestdeutschen Bergland: *Nebria praegensis* und *Oreonebria boschi* (Schmidt, Trautner & Müller-Motzfeld 2016). Von den beiden endemischen Spinnenarten ist nur *Centromerus piccolo*, auch Zwerg-Moosweberchen genannt, mit dem Boden assoziiert und wurde bisher nur vom Niederrhein und in Sachsen-Anhalt gemeldet (Blick et al. 2016). Endemismus bei Bodenmeso- und -mikrofauna sowie bei Bodenmikroorganismen ist bisher kaum verstanden.

### 8.2.1.2 Invasive Arten und Neobiota

**Über invasive Arten im Boden ist generell sehr wenig bekannt, und dies trifft auch auf Deutschland zu.** Bei Pilzen beispielsweise gibt es nur Daten für die insgesamt gut untersuchten fruchtkörperbildenden Arten und für Pathogene. So weiß man, dass sich der baumschädigende Pilz *Diplodia pinea* mit dem Klimawandel verbreitet. Dramatische Folgen hat auch der aus Asien eingeschleppte und in einigen deutschen Waldböden mittlerweile nachgewiesene Pilz *Batrachochytrium salamandrivorans* (Chytridiomycota, Töpfchenpilze): Er kann ganze Bestände verschiedener Salamanderarten auslöschen (»Salamanderpest«). Auch die Kartoffelringfäule (Schleimfäule) kommt mittlerweile in Norddeutschland vor. Sie wurde über die Niederlande eingeschleppt. Auch *Phytophthora infestans*, ein Erreger der

Kraut- und Knollenfäule der Kartoffel, ist sehr gut untersucht. *P. infestans* ist eine nicht grüne Alge aus der Gruppe der Oomyceten. Ursprünglich aus Nordamerika, wurde sie im Zuge der Kartoffelkultivierung nach Europa (und Deutschland) verschleppt, wo sie im Jahr 1845 zum Totalausfall der Kartoffelernte in Irland und damit zur großen Hungersnot in Irland führte. Auch heute gilt sie nach wie vor weltweit als eine der wichtigsten Kartoffelkrankheiten. Mit dem Import von Kartoffeln gelangte auch *Ralstonia solanacearum* als Kartoffelschädling nach Europa. Eigentlich kommt dieses Bakterium in den Tropen vor, kann aber vermutlich auch aufgrund des Klimawandels relativ gut in Böden überleben, die nicht starken Wintern ausgesetzt sind, so wie zum Beispiel in den Niederlanden.

Besonders gut untersucht ist auch der invasive Fadenwurm *Meloidogyne chitwoodi*, der an den Wurzeln vieler Nutzpflanzen, vor allem an Tomaten und Kartoffeln, parasitiert und zu Ernteverlusten führt. Er wurde in den letzten Jahren auch in Deutschland nachgewiesen (BVL 2014). Invasiv ist auch der 4–5 cm große, ursprünglich aus Südamerika stammende räuberische Plattwurm *Obama nungara*, der sich seit 2008 rasant in Europa ausbreitet, 2021 in einer Bodenprobe in Regensburg festgestellt wurde und aktiv Regenwürmer jagt (Kutschera & Ehnes 2021).

Über andere in Deutschland eingeschleppte Bodenorganismen, die keinen ökonomischen oder ökologischen Schaden verursachen, gibt es dagegen sehr wenige Informationen: Bei den Hundertfüßern (Chilopoda) etablierten sich in den vergangenen Jahren zwei Neozoen, die wärmeliebende, mediterrane Art *Cryptops anomalans* und die ursprünglich südhemisphärische Art *Lamycetes emarginatus*, die heute weltweit verbreitet ist und sich in Deutschland fest eingebürgert hat (Decker et al. 2016). Außerdem breitet sich die Landassel (*Armadillidium nasatum*) in Deutschland stark aus (Grünwald 2016). Eine vermutlich aus den USA nach Europa eingewanderte Springschwanzart, *Desoria trispinata*, ist in den letzten Jahren in erster Linie durch ihre hohen Individuenzahlen aufgefallen: Die mittlerweile auf der gesamten Nordhalbkugel verbreitete Art ist oft die vorherrschende makroskopische Bodentierart (Rothmeier et al. 2018).

### **8.2.2 Räumliche und zeitliche/saisonale Verteilung von Bodenbiodiversität**

**Böden sind sehr heterogene Substrate und variieren sowohl horizontal als auch vertikal stark.** In der Regel konzentriert sich der größte Teil der Biomasse und Diversität der Bodenorganismen in den Schichten wenige

Zentimeter unter der Oberfläche, wo Sauerstoff und organische Substrate verfügbar sind. Insbesondere in Wäldern ist ein Großteil der Bodentiere in der Streuschicht zu finden. Nur wenige Arten, wie tief grabende Regenwürmer, besiedeln auch tiefere Bodenbereiche. Zur Erfassung der Bodenfauna werden vor allem die obersten 10 cm und die Streuschicht berücksichtigt, da sich dort in der Regel mehr als 90 % der Bodenfauna befinden. Die Konzentration der Bodenbiota in den obersten Bodenschichten und der Streu legt nahe, dass sich Bodentiere im Wesentlichen von Ressourcen ernähren, die den Boden als oberirdische Pflanzenabfälle, vor allem über die Laubstreu, erreichen. In Äckern verteilen sich die Bodenorganismen je nach Witterung typischerweise über den gesamten Pflughorizont oder sind sogar zahlreicher in tieferen Schichten (Filser & Fromm 1995). Auch dies spiegelt die Verfügbarkeit von Pflanzenresten und Düngemitteln wider, die durch das Pflügen untergemischt wurden. Untersuchungen der letzten Jahre haben gezeigt, dass das Bodennahrungsnetz außerdem stark von Ressourcen abhängt, die über Pflanzenwurzeln in die Böden gelangen (Bluhm et al. 2019; Pollierer et al. 2007). Vor allem Wurzelexsudate, aber auch Mykorrhizapilze spielen hierbei eine wichtige Rolle. Dieser Ressourceneintrag ist vermutlich auch für die saisonale Dynamik der Bodenbiota entscheidender als bisher angenommen.

#### **Wie bei allen Organismen steuert die räumliche und zeitliche Dynamik des Ressourcenangebots und Habitats auch die Diversität der Bodenorganismen.**

Hierbei unterscheiden sich jedoch Bodentiergemeinschaften grundlegend von oberirdischen Gemeinschaften. Im Gegensatz zu vielen oberirdischen Arten, wie pflanzenfressenden Insekten, die oft auf einzelne Pflanzenarten spezialisiert sind, besitzen Bodentiere fast ausschließlich ein breites Nahrungsspektrum. Dies trifft sowohl für Zersetzer zu, die sich von totem pflanzlichen Material ernähren (»Primärzersetzer«), als auch für Arten, die sich von Mikroorganismen ernähren (»Sekundärzersetzer«), und ebenso für räuberische Arten (Nielsen 2019; Scheu & Setälä 2002). Da insbesondere Spezialisten zur Diversität von Lebensgemeinschaften beitragen, diese jedoch in Böden nur in geringer Zahl vorkommen, stellt sich die Frage, wie die hohe Artenzahl von Bodentieren, die auf kleinem Raum koexistieren, zu erklären ist. Diese Frage wurde bereits von Anderson (1975) prägnant gestellt und ist als »enigma of soil animal species diversity« in die Bodenökologie eingegangen; sie ist bis heute nur unzureichend beantwortet (André, Ducarme & Lebrun 2002; Maraun et al. 2003; Nielsen et al. 2010). Neben nischenbasierten Erklärungsmodellen spielen auch stochastische Prozesse eine zent-

rale Rolle (Caruso, Taormina & Migliorini 2012; Zinger et al. 2019). Es besteht jedoch Übereinstimmung, dass (Mikro-)Habitateneigenschaften und deren räumliche und zeitliche Dynamik die Diversität von Bodenorganismen wesentlich steuern.

**Die horizontale Variation in der Zusammensetzung und Diversität der Bodenfauna hängt stark von der Struktur, Größe und Verteilung von Mikrohabitaten ab.** In Wäldern sind dies insbesondere Strukturen wie Totholz, stammahe Bereiche, Moospolster und mit Laubstreu angereicherte Bereiche. Die Zusammensetzung der Bodenfauna in diesen Mikrohabitaten weicht stark von derjenigen in der Fläche eines Bestandes ab und muss zur Erfassung der gesamten Diversität der Bodenfauna berücksichtigt werden. Bei Ackerstandorten ist neben der Bewirtschaftungsform vor allem auch die Nutzungshistorie ausschlaggebend für Zusammensetzung und Diversität der Bodentiergemeinschaften (Fromm 1998).

**Auf kleiner Skala spielen die physikalische Struktur und der Porenraum des Bodens für viele Bodenorganismen und deren Interaktionen eine wesentliche Rolle** (Erktan, Or & Scheu 2020; Vos et al. 2013). So können Mikroorganismen wie Bakterien und Archaeen in kleinen Porenräumen nur von Protisten, insbesondere Amöben, erreicht und gefressen werden, wobei sie auf wassergefüllte Poren angewiesen sind. Die meisten Arthropoden sind dagegen auf größere luftgefüllte Poren angewiesen, um sich bewegen und nach Beute suchen zu können. Nur größere Bodentiere wie Regenwürmer sind in der Lage, selbst Porenraum und Gänge zu schaffen, wodurch sie den Lebensraum vor allem von kleinen Bodentieren wesentlich prägen. Die kleinräumige Zusammensetzung von Bodentiergemeinschaften ist jedoch methodisch schwierig zu untersuchen und deshalb bisher nur unzureichend bekannt.

**Auf größerer räumlicher Skala tragen insbesondere unterschiedliche Habitattypen zur Diversität von Bodenorganismen bei** (Toschki et al. 2021 zur Verteilung von Hornmilben, Springschwänzen, Regen- und Kleinringelwürmern in verschiedenen Biotoptypen; siehe auch UBA 2012). Die Bodenfauna von Wäldern und Offenlandlebensräumen unterscheidet sich grundlegend, nur wenige Arten kommen in beiden Biotoptypen vor. Dagegen unterscheiden sich die Zusammensetzung und Diversität der Bodenfauna unterschiedlicher Wälder auch bei größerer räumlicher Distanz oft nur wenig. Dies trifft beispielsweise auf Buchen- und Fichtenwälder auf ähnlichem Ausgangsgestein zu.

Im Gegensatz zum Biotoptyp wirkt sich die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft weniger prägend

auf die Diversität von Bodenorganismen aus als z. B. auf oberirdische Pflanzenfresser (Scherber et al. 2010). Dies reflektiert, dass die meisten Bodentiere ein breites Nahrungsspektrum besitzen. Arten, die auf spezifische tierische Beute oder bei der Konsumption von Laub oder Wurzeln auf bestimmte Pflanzenarten angewiesen sind, existieren so gut wie nicht. Unterschiedliche Baumarten wirken sich deshalb per se oft wenig auf die Zusammensetzung und Diversität der Bodenfauna von Wäldern aus, solange die Struktur des Habitats Boden sich nicht stark ändert. Genau das kommt aber beispielsweise bei Baumarten wie der Fichte zu tragen, die zu einer starken Anreicherung von Streu und einer dicken Humusaufgabe führen und damit die Zusammensetzung und Diversität der Bodenorganismen stark prägen. Bakteriengemeinschaften in der Rhizosphäre von krautigen Pflanzen scheinen ebenfalls wenig von der Pflanzenart abzuhängen (Dawson et al. 2017). Auch wenn Bodenbiota eher weniger von der Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft abhängen, kann die Rhizosphäre von Pflanzen auch von unterschiedlichen mikrobiellen Gemeinschaften und teilweise auch Tiergemeinschaften besiedelt werden (Bezemer et al. 2010). Als steuernde Faktoren fungieren hier jedoch eher Ressourcen, die das unterirdische Nahrungsnetz über Exsudate der Wurzeln erreichen als die oberirdische Streu der Pflanzenarten. Die Bedeutung dieser Ressourcen für die Zusammensetzung der Gemeinschaft und die Struktur des Bodenahrungsnetzes sind jedoch relativ wenig erforscht. Arbeiten in Grünlandbiodiversitätsexperimenten zeigen jedoch, dass ein Rückgang der Anzahl der Pflanzenarten auch einen Biodiversitätsverlust bei Bodentieren (Scherber et al. 2010) und -mikroorganismen (Lange et al. 2015) verursacht. In Wäldern wurde ebenfalls gezeigt, dass die Diversität von Bodentieren mit der Diversität der Baumarten zunimmt (Ganault et al. 2021) und ein Verlust von Baumarten damit vermutlich auch mit einem Verlust von Bodentierarten einhergeht. Dieser Verlust ist allerdings vermutlich geringer ausgeprägt als in oberirdischen Tiergemeinschaften.

**Ein wichtiger Faktor, der zur räumlichen Variation in der Zusammensetzung und Diversität der Bodenorganismen beiträgt, ist das geologische Ausgangssubstrat des Bodens.** Dies beeinflusst grundsätzlich den Säuregrad und die Verfügbarkeit von basischen Kationen und spielt für die Artenzusammensetzung eine zentrale Rolle. Bodentiergemeinschaften von kalkreichen Böden unterscheiden sich grundlegend von solchen in sauren Böden. Der pH-Wert des Bodens prägt auch die Zusammensetzung von Bodenmikroorganismen und steuert deren Veränderung im Raum. Wichtige Makro-

zersetzter wie Regenwürmer, Asseln und Tausendfüßer sind auf die Verfügbarkeit von Calcium angewiesen und kommen in sauren Böden in geringer Diversität und Dichte vor (Schaefer 1991). Dies führt typischerweise zu einer Förderung von Arten der Bodenmesofauna, insbesondere von Springschwänzen und Hornmilben. Arten der Bodenmesofauna stellen deshalb insbesondere in Ökosystemen mit sauren Böden einen höheren Anteil der Diversität der Bodenfauna. Vor allem die Grabaktivität von Regenwürmern sowie deren ausgeprägte Konsumption der Laubstreu und Verlagerung in den Mineralboden wirken sich auf die Dichte und Diversität der Bodenmesofauna sehr negativ aus. Durch die Schaffung stabiler, nährstoffreicher Mikrohabitate entlang der Wohnröhren kann die Grabaktivität insbesondere von tief grabenden Arten wie *Lumbricus terrestris* kleinräumig die Dichte der Bodenmesofauna und anderer Bodentiere sowie auch Mikroorganismen allerdings erhöhen (Eisenhauer 2010).

**Für den Turnover der Artenzusammensetzung der Bodenfauna auf großer räumlicher Skala (z. B. Deutschland oder Europa) ist das aktive Ausbreitungspotenzial von Bodentieren typischerweise geringer als das passive.** Viele Bodentiere sind flügellos und können sich nur über kurze Strecken eigenständig verbreiten. Um sich über größere räumliche Distanzen auszubreiten, sind sie auf »Hilfsmittel« angewiesen. Eine Reihe von Arten der Bodenmesofauna und einige Fadenwürmer nutzen größere Wirbellose oder flugfähige Insekten zu ihrer Verbreitung (Phoresie) (Türke, Lange & Eisenhauer 2018). Nachgewiesen ist auch der Transport durch Wind (Lehmitz et al. 2011) und durch Fließgewässer (Schuppenhauer, Lehmitz & Xyländer 2019). Durch den Wind wird auch die Bodenmikrofauna sehr effektiv verbreitet (Wanner & Dunger 2002). Zur Verbreitung von Bodentieren trägt aber auch der Mensch entscheidend bei. So werden Bodentiere einschließlich großer Arten wie Regenwürmer durch Land- und Forstmaschinen verbreitet. **Der Mensch trägt damit weltweit zu einer Homogenisierung von Bodentiergemeinschaften bei.** Dies ist insbesondere in Agrarsystemen, urbanen Räumen und Grünländern von großer Bedeutung (Banerjee et al. 2024; Delgado-Baquerizo et al. 2021). Für Unterschiede in den Arten von Wäldern z. B. zwischen Süd- und Norddeutschland ist vermutlich aber auch das geringe Ausbreitungspotenzial von Bodentieren verantwortlich, die Mitteleuropa aus glazialen Refugialgebieten nach der letzten Eiszeit wieder besiedelt haben. Dies ist allerdings bisher kaum untersucht.

Im Vergleich zu Lebensgemeinschaften oberhalb des Bodens **sind Bodenbiota durch den Boden gegenüber**

**Schwankungen von klimatischen Faktoren stärker gepuffert.** Saisonalität wirkt sich somit auf Bodenbiota weniger aus als auf oberirdische Fauna, und Dynamiken in der Zusammensetzung von Bodentiergemeinschaften sind vor allem auf unterschiedliche Lebenszyklen einzelner Arten zurückzuführen. So sind die meisten Bodentiere auch unter (oder gar auf) einer Schneedecke im Winter aktiv, und auch mikrobielle Prozesse gehen ohnehin weiter, wenn auch mit ggf. niedrigeren Raten. Dies trifft allerdings nur so lange zu, wie der Boden darunter nicht friert. Viele Bodentiere, wie z. B. Regenwürmer, sind gegen Frost nur unzureichend geschützt. Starker Bodenfrost kann ihre Populationen daher zeitweise negativ beeinflussen. Andere Bodentiere und Mikroorganismen sind gegen Bodenfrost dagegen relativ unempfindlich und können sich selbst von tiefen Temperaturen schnell erholen. Manche Hornmilben überleben Temperaturen bis  $-50^{\circ}\text{C}$ , und Bärtierchen, aber auch Fadenwürmer sind bekannt für ihre extreme Frosttoleranz (Rebecchi, Boschetti & Nelson 2020). Einige Bakterienfressende Fadenwürmer sind im Frühjahr bereits bei mittleren Tagstemperaturen um den Gefrierpunkt und regelmäßigem Nachtfrost aktiv und reagieren auf eine (zum Beispiel durch Gründüngung) erhöhte mikrobielle Aktivität mit exponentiellem Populationswachstum (Seidel & Mommertz 1999). Es existieren auch Arten, die im Winter ihre maximale Populationsdichte erreichen, z. B. der Fadenwurm *Rhabditis silvatica* in einem Moderbuchenwald als Reaktion auf eine starke Vermehrung von Falllaub besiedelnden Bakterien (Zell 1989).

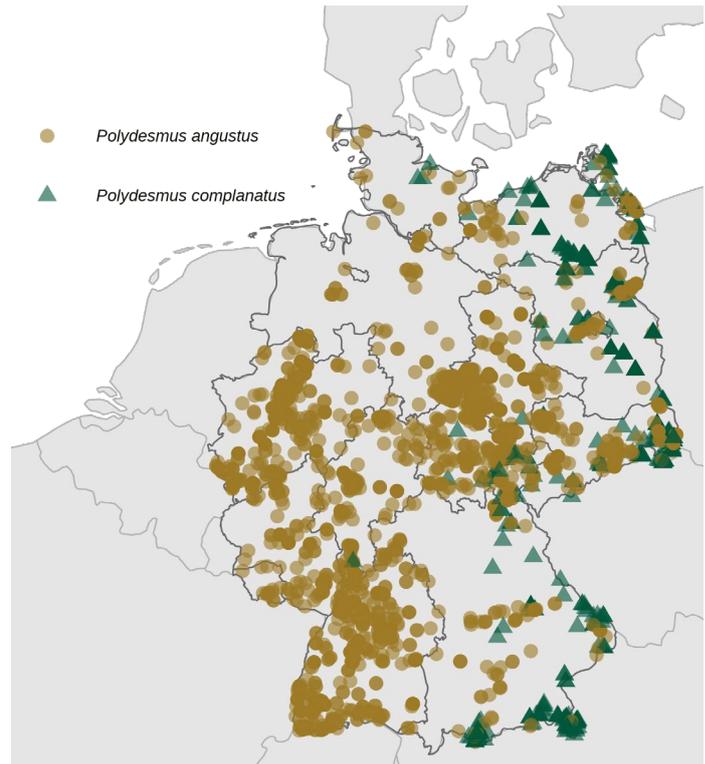
**Wichtiger als tiefe Temperaturen im Winter sind für die Bodenbiodiversität vermutlich hohe Temperaturen im Sommer und ein damit gekoppelter Verlust der Bodenfeuchte.** Fast alle Vertreter der Meso- und Makrofauna sind auf hohe Luftfeuchte angewiesen und sterben bei nicht wassergesättigter Luft relativ schnell ab. Selbst in vermeintlich trockenen Böden kann der Porenraum jedoch noch weitgehend gesättigt sein und ein Leben von Bodentieren ermöglichen. Erst bei länger anhaltender extremer Trockenheit versagt die Pufferwirkung der Böden, und die Bodentiere ziehen sich entweder in tiefere, feucht gebliebene Mikrohabitate zurück, bilden trockenresistente Dauerstadien oder sterben (Dunger 2008). Ausgerechnet die Wasserfilm bewohnenden Fadenwürmer, Rädertiere, Protisten und Bodenmikroorganismen sind besonders resistent gegenüber Austrocknung. Sie überleben lang anhaltende Austrocknung in einem inaktiven Überdauerungsmodus (Anhydrobiose) und erholen sich nach Trockenphasen relativ schnell (Rebecchi, Boschetti & Nelson 2020). Allerdings kann sich nach Austrocknungsphasen die Zusammensetzung

ihrer Gemeinschaften verändern, was vermutlich auch Stoffumsatzprozesse beeinflusst (Peguero et al. 2019). Insbesondere die Bodenfauna von Äckern kann unter Trockenheit stark leiden, vor allem wenn diese mit den Stressoren Bodenbearbeitung, Düngemittel- und Pestizidgabe gekoppelt ist. Die Austrocknung der Ackerböden wird dabei durch den hohen Wasserverbrauch von Anbaukulturen verschärft; insbesondere in Maisfeldern kann das zu einer geringen Häufigkeit und Diversität von Bodentieren beitragen. Bewirtschaftungsmaßnahmen, die eine Bodenbedeckung fördern, können einer Austrocknung des Mineralbodens entgegenwirken und damit das Bodenleben fördern.

**Die Diversität und Zusammensetzung von Bodentiergemeinschaften verändern sich nach einschneidenden Störungen oder Eingriffen in der Regel stark.**

So nimmt sie beispielsweise während der Sukzessionsprozesse nach dem Brachfallen von Ackerflächen meist zu (Scheu & Schulz 1996). Besonders einschneidend ist der komplette Verlust von Böden und ihren Bewohnern z. B. durch Versiegelung oder in der Folge von Tagebauaktivitäten zur Kohlegewinnung (Dunger et al. 2001). In der anschließenden Primärsukzession werden Böden und Bodentiergemeinschaften über Jahrzehnte von null auf neu gebildet. Die Diversität der Bodenorganismen nimmt ebenfalls über Jahrzehnte kontinuierlich zu. Bereits nach wenigen Tagen sind Grünalgen, Bakterien und ihre Konsumenten innerhalb der Mikrofauna, insbesondere Fadenwürmer und Schalenamöben, in den zuvor sterilen Schüttsubstraten nachweisbar. Die weitere Besiedlung durch größere Bodentiere erfolgt über viele Jahre, allerdings nicht kontinuierlich, sondern in Phasen, so wie sich die Nahrungsgrundlage in den Substraten erweitert, Pflanzenwachstum einsetzt und sich diversifiziert und die klimatischen Habitatbedingungen keine extremen kurzfristigen Schwankungen mehr aufweisen (Elmer et al. 2013; Hohberg et al. 2011). Die höchste Artenvielfalt wird in späten Sukzessionsstadien mit der Etablierung von Wäldern erreicht, was jedoch viele Jahrzehnte dauern kann. Da sich die Artenzusammensetzung in unterschiedlichen Sukzessionsstadien jedoch unterscheidet, tragen unterschiedliche Sukzessionsstadien auf Landschaftsebene zur Diversität der Bodenfauna bei (Erhöhung der Beta-Diversität).

**Verschiedene Gruppen der Bodenorganismen erreichen in ganz unterschiedlichen Habitaten ihre maximale Diversität.** So sind z. B. die Diversität und Abundanz von Schalenamöben in sauren Wäldern und insbesondere Mooren am höchsten, wogegen viele Gruppen der Makrofauna wie Regenwürmer, Asseln und Tausendfüßer maximale Diversität und Abundanz



**Abbildung 8.9:** Verbreitung der Doppelfüßer *Polydesmus angustus* und *Polydesmus complanatus* in Deutschland, Datengrundlage aus Edaphobase.

in basenreichen Mischwäldern erreichen. In fast allen Bodentiergruppen weist die Datengrundlage auf Artniveau sehr große Lücken auf. Bei den Arten mit besserer Datenerfassung, vor allem bekannteren Arten der Regenwürmer, Hundert- und Doppelfüßer, Asseln, Laufkäfer und Webspinnen, lassen sich zuweilen ebenfalls klare Habitatpräferenzen ausmachen, zuweilen auch räumliche Muster, die noch Rätsel aufgeben. So zeigen die nahe verwandten Doppelfüßer *Polydesmus angustus* und *P. complanatus* z. B. eine klare Ost-West-Verteilung in Deutschland (Abb. 8.9).

### 8.2.3 Monitoring und Trends der Bodenbiodiversität

Auch langfristig (über Jahre oder Jahrzehnte) **schwanken die Zusammensetzung und Diversität von Bodentiergemeinschaften weniger** als diejenigen von oberirdischen Gemeinschaften (Seibold et al. 2019). Daher ist die **Zusammensetzung von Bodentiergemeinschaften vergleichsweise gut vorhersagbar** (Bengtsson 1994). Es existieren jedoch nur wenige Untersuchungen zu langfristigen Trends der Zusammensetzung und Diversität der Bodenfauna und der Bodenmikroorganismen. Im Gegensatz zu der oberirdischen Fauna, für die eine zum Teil dramatische Abnahme an Arten und Biomasse in den letzten Jahren nachgewiesen wurde (Hallmann et al. 2017; Seibold et al. 2019), gibt es keine überzeu-

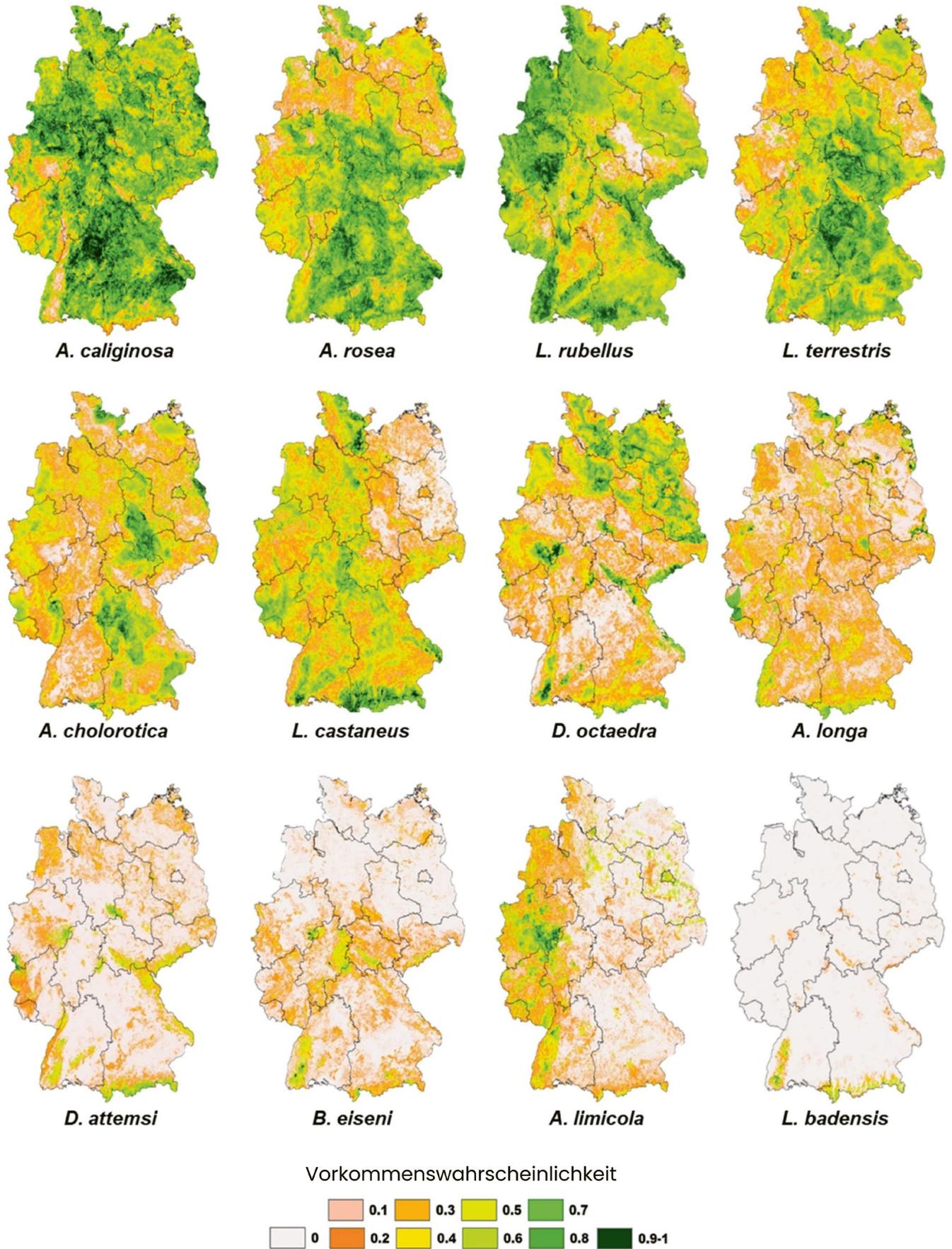
genden Daten über eine Abnahme von Abundanz und Diversität von Bodentieren. Eine Ausnahme bilden die leicht über Bodenfallen zu erfassenden Laufkäfer, für die ebenfalls eine starke Abnahme der Diversität in Norddeutschland (Homburg et al. 2019) und in England dokumentiert wurde (Brooks et al. 2012). Laufkäfer leben jedoch vor allem auf der Bodenoberfläche, und so sind diese Ergebnisse nicht auf Arten übertragbar, die im Boden leben. Zudem erlauben Untersuchungen mit Bodenfallen nur sehr eingeschränkt Einblicke in quantitative Veränderungen in der Struktur von Tiergemeinschaften. Im Rahmen der Biodiversitätsexploratorien (<https://www.biodiversity-exploratories.de>), eines DFG-geförderten Infrastrukturschwerpunktprogramms zur funktionellen Biodiversitätsforschung, werden quantitative Untersuchungen auf der Basis von mit Hitze extrahierten Bodentieren in Buchenwäldern unterschiedlichen Alters sowie in Nadelwäldern durchgeführt. Über einen Zeitraum von zwölf Jahren wiesen diese Studien für ein breites Spektrum von Bodenarthropoden keinen einheitlichen Trend einer Abnahme von Dichte und Diversität auf (S. Scheu, unveröffentlicht). Viele Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass eine Intensivierung der Landwirtschaft mit einer Abnahme der Dichte und Diversität von Bodenorganismen gekoppelt ist. Es ist deshalb sehr wahrscheinlich, dass im Zuge intensivierter Landnutzung in den letzten Dekaden die Diversität von Bodenorganismen in Offenlandlebensräumen abgenommen hat. Diese Vermutung wird durch aktuelle experimentelle Studien bestätigt, die zeigen, dass die Biodiversität der Bodenfauna mit einer Intensivierung der Landnutzung abnimmt (Phillips et al. 2023; Yin et al. 2019; Yin et al. 2020). Eine überzeugende Dokumentation dieser Prozesse auf größerer Raumskala existiert jedoch nicht. Grundsätzlich ist jedoch gut dokumentiert, dass sich Veränderungen in Anbaukulturen stark auf die Bodenfauna auswirken. Maisfelder weisen im Vergleich zu Weizenfeldern beispielsweise eine stark reduzierte Abundanz und Diversität von Bodentieren wie Springschwänzen auf (Scheunemann et al. 2015). Die lange Brachzeit nach der Ernte bis zur erneuten Aussaat verstärkt den negativen Einfluss von Mais auf Bodenorganismen, da der Boden während dieser Zeit unbedeckt ist. Im Gegensatz zu einjährigen Anbaukulturen ist die Diversität von Bodentieren wie Springschwänzen in Kurzumtriebsplantagen erhöht (T.-W. Chen, unveröffentlicht).

Eine Vorstellung von unter dem Klimawandel zu erwartenden Trends der Bodenbiodiversität gibt das »Hohenheimer Klimawandalexperiment«. In dem groß angelegten Freilandexperiment wurden Klimaerwärmung

und zunehmende Trockenheit auf Ackerstandorten simuliert. Diese wirkten sich kurzfristig (zwei Jahre) primär auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaften aus, während die Artenvielfalt im Vergleich zu den nicht dem Klimawandel ausgesetzten Referenzflächen zumindest kurzfristig unverändert blieb (Guo et al. 2021; Siebert et al. 2019).

Mit Band 4 erschien 2016 der zweite Teil der aktualisierten bundesweiten Roten Liste wirbelloser Tiere, hierin erstmals auch die Doppel- und Hundertfüßer (aus der Gruppe der Myriapoda), Asseln des Binnenlandes (Isopoda) und die Regenwürmer aus der Gruppe der Oligochaeta. **Die Roten Listen** der meisten Gruppen bieten über Angaben zur aktuellen **Gefährdungssituation** hinaus weitere wertvolle Zusatzinformationen für die Naturschutzpraxis, z. B. zu Änderungen der Rote-Liste-Kategorien oder zur Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung von endemischen und in Deutschland im Vergleich zum Verbreitungsgebiet häufigeren Arten. Zudem enthalten alle Roten Listen auch Gesamtartenlisten mit den in Deutschland etablierten Arten, einschließlich der Neozoen.

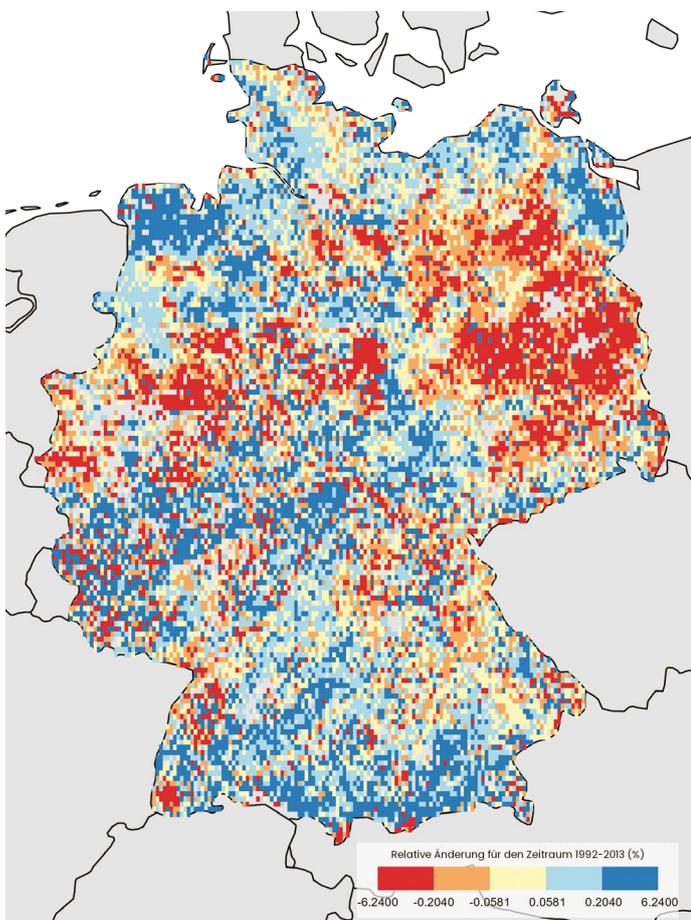
Regenwürmer (Lumbricidae): Von den 49 in Deutschland etablierten Arten gelten derzeit zwei Arten aufgrund verstärkter direkter und indirekter Einwirkungen als bestandsgefährdet, und eine Art steht auf der Vorwarnliste (Lehmitz et al. 2016). Weitere 14 Arten werden aufgrund ihrer extremen Seltenheit gegenüber unvorhersehbaren Gefährdungen als »besonders anfällig« eingeschätzt (Lehmitz et al. 2016), und vier Arten gingen als Kulturfolger nicht in die Untersuchung ein. Für keine der extrem seltenen Arten ist kurz- oder langfristig ein Bestandsrückgang bekannt, was zu einer Gefährdungseinstufung führen würde. Unbemerkte Rückgänge der seltenen Arten sind aber nicht ausgeschlossen, da keine gezielten Untersuchungen erfolgen. Aufgrund der Schwankungen in der Untersuchungshäufigkeit über die Zeit mussten Bestandstrends, die aus der Zahl der Nachweise pro Zeitintervall ermittelt wurden, zur Zahl der Nachweise zweier häufig vorkommender Eicharten im betrachteten Zeitraum in Bezug gesetzt werden (Lehmitz et al. 2016). Eine besondere Verantwortlichkeit besteht für den Endemiten *Lumbricus badensis*, für alle anderen Regenwurmartens macht der deutsche Anteil am Weltbestand höchstens ein Drittel aus (Lehmitz et al. 2016). Zur Einschätzung von langfristigen Trends sind flächendeckende Studien erforderlich, die jedoch im Gegensatz zu Nachbarländern wie Frankreich in Deutschland für Regenwürmer fehlen. Die Lebensraumsprüche gut dokumentierter Regenwurmartens lassen sich aber anhand der bestehenden Daten relativ gut ableiten



**Abbildung 8.10:** Prognostizierte Verteilung von 12 Regenwurmarten in Deutschland anhand von Habitatsigenschaften und Umweltgradienten, aus Salako et al. 2023, CC-BY 4.0: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>.

und in Karten darstellen, die die mögliche Habitateignung innerhalb Deutschlands vorhersagen (Abb. 8.10) (Salako et al. 2023). So sind Arten mit einem vergleichsweise unspezifischen Habitatanspruch wie *Aporrectodea caliginosa* fast überall in Deutschland zahlreich zu erwarten, während der Endemit *Lumbricus badensis* neben seinem Verbreitungsort im Schwarzwald nur in wenigen sehr kleinräumigen Böden Deutschlands, in erster Linie in den Alpen an der südlichen Grenze nach Österreich ein ähnliches Habitat vorfinden würde (Salako et al. 2023). Aus solchen Modellierungen lassen sich Groß- oder Kleinräumigkeit der Verbreitung und damit auch der Schutzstatus einer Art ableiten (Dahlke 2021).

Doppelfüßer (Diplopoda): Aus Deutschland sind derzeit 118 Arten bekannt, davon stehen 29 Arten auf der Roten Liste (Reip et al. 2016). Die langfristigen Bestandstrends werden bei den meisten Arten als gleichbleibend eingestuft, für den kurzfristigen Bestandstrend liegen nicht ausreichend Daten vor. Deutschland hat für 21 Arten und Unterarten eine besondere Verantwortung, dies sind Endemiten und Subendemiten, die vor allem in Baden-Württemberg, Bayern und Sachsen



**Abbildung 8.11:** Trendanalyse der mittleren jährlichen Veränderung der mikrobiellen Biomasse zwischen 1992 und 2013 in Europa; modifiziert nach Patoine et al. 2022.

vorkommen bzw. ins benachbarte Österreich und nach Tschechien ausstrahlen.

Hundertfüßer (Chilopoda): Bisher sind aus Deutschland 56 Arten als etabliert bekannt. Von ihnen sind vier Arten für die Rote Liste gemeldet: *Geophilus oligopus*, *Harpolithobius anodus*, *Lithobius punctulatus* und *Pachamerium ferrugineum* (Decker et al. 2016). Langfristig ist der Bestand bei 36 Arten gleichbleibend, nur bei einer Art rückläufig und bei drei Arten sogar zunehmend. Für die Bewertung der kurzfristigen Bestandsentwicklung reicht die Datenlage nicht aus. Als Gefährdungsursache ist langfristig der Verlust geeigneter Lebensräume zu sehen. Vor allem die Intensivierung der Wiesenbewirtschaftung, veränderte forstwirtschaftliche Nutzung, Bebauung und Habitatfragmentierung sowie der Verlust von Offenlandbiotopen, Mooren, Auen und Erlenbrüchen wurden als potenzielle Gefahrenquellen genannt. Der derzeitige Bearbeitungsstand ließ dazu aber noch keine abschließende Einschätzung zu (Decker et al. 2016).

Ameisen (Formicidae): 65 der 108 im Jahr 2011 in Deutschland heimischen Arten weisen langfristig einen negativen Trend auf. 61 Arten stehen auf der Roten Liste, eine davon gilt als ausgestorben oder verschollen, vier als extrem selten. Auf der Vorwarnliste befinden sich 18 weitere Ameisenarten (Seifert 2011).

Landasseln (Oniscidea): Von den 49 in Deutschland erfassten Arten gilt die Mehrzahl als ungefährdet. Der Anteil an stenotopen Arten gilt als vergleichsweise gering. 2016 erhielten insgesamt fünf Arten einen Rote-Liste-Status, davon gelten eine als »vom Aussterben bedroht« und vier als »gefährdet« (Grünwald 2016).

Laufkäfer (Carabidae): Von den 582 Arten, die hauptsächlich in terrestrischen Lebensräumen leben, gelten 25 Arten in Deutschland als ausgestorben oder verschollen, wobei dies nur selten kurzfristige Entwicklungen widerspiegelt. In neun Fällen liegt der letzte Fund in Deutschland über 100 Jahre zurück. 269 Arten (46 %) werden in der Roten Liste und weitere 57 Arten in der Vorwarnliste aufgeführt (Schmidt, Trautner & Müller-Motzfeld 2016).

Webspinnen (Araneae): Sieben der insgesamt 992 aus Deutschland bekannten Arten gelten als ausgestorben oder fehlend, weitere sieben als hochgefährdet und 152 als gefährdet; für 69 Arten hat Deutschland eine besondere Verantwortung, weil sie vorrangig in Deutschland oder in hochgradig isolierten Populationen vorkommen (Blick et al. 2016).

Die Rote Liste der Hornmilben (Oribatida) wird gerade mithilfe der Datenbank für Bodenorganismen »Edaphobase« erarbeitet. Für alle anderen Bodentier-

**Box 8.3:** Wissenslücken, offene Fragen und Herausforderungen

- Wir verfügen nur über sehr begrenzte Informationen über die Anzahl der auf nationaler Ebene vorkommenden bodenbewohnenden Taxa und haben praktisch **keine Kenntnisse über die Endemie in Böden**.
- Für viele Gruppen von Bodenorganismen wurde bisher **nur ein kleiner Teil der erwarteten Artenzahl beschrieben**, z.B. für Bakterien, Pilze, Archaeen, Einzeller, Algen, Fadenwürmer, Rädertiere, Kleinringelwürmer, Milben und Springschwänze (Orgiazzi et al. 2016). Diese Wissenslücke ist auf die kryptische Natur dieser Organismen und ihren hohen Artenreichtum zurückzuführen.
- Wir haben nur sehr begrenzte Kenntnisse über **invasive Arten** im Boden und ihre Auswirkungen auf Ökosysteme. Die wenigen bekannten Fälle beschränken sich auf pflanzliche und tierische Krankheitserreger und fruchtkörperbildende Pilze.
- Es gibt nur sehr **wenige zeitliche Analysen (Trendanalysen)** der biologischen Vielfalt im Boden auf regionaler, nationaler und globaler Ebene.
- Viele Einflussfaktoren auf die biologische Vielfalt im Boden sind nur isoliert untersucht worden, und es fehlen Informationen über die **Wechselwirkungen von gemeinsam auftretenden Einflussfaktoren**, die synergistische Auswirkungen auf Bodenorganismen und -funktionen haben können (Rillig et al. 2019).
- Die Informationen über die **Bedrohung der biologischen Vielfalt in Böden sind sehr einseitig auf wenige Taxa ausgerichtet**.
- Der **intrinsische Wert der biologischen Vielfalt in Böden** wurde bisher kaum berücksichtigt (Phillips et al. 2017).
- Wir verfügen über **sehr lückenhafte und inkonsistente Daten zur biologischen Vielfalt der Böden in Raum und Zeit** (Guerra et al. 2020). Darüber hinaus ist für die meisten Standorte unklar, welche die angemessenen Referenzbedingungen sind, um Veränderungen der biologischen Vielfalt, der Funktion und der Gesundheit des Bodens zu bewerten.
- Wir wissen nur wenig über die Auswirkungen **nichteinheitlicher, an das künftige Klima angepasster Nutzpflanzen und anderer Pflanzenarten** auf Bodenorganismen und -funktionen.
- Obwohl sie weit verbreitet sind und eine wichtige Rolle in Ökosystemen spielen, gibt es nur sehr **sporadische Kenntnisse über Viren in Böden**.
- Wir **verlieren taxonomisches Fachwissen über die biologische Vielfalt in Böden**, um molekulare mit morphologischen Daten zu verknüpfen. Um diesen Trend umzukehren, muss die wissenschaftliche Gemeinschaft in den Aufbau von Kapazitäten investieren, was nur möglich ist, wenn die entsprechenden Mittel von den Finanzierungsstellen bereitgestellt werden.

gruppen wie auch generell für Bodenmikroorganismen ist die Datengrundlage aktuell noch zu gering, um eine Rote Liste zu erstellen.

**Aufgrund der unzureichenden Datengrundlage haben wir momentan nur ein stark eingeschränktes Bild der räumlich-zeitlichen Dynamiken von Bodenorganismen.** Mithilfe KI-basierter Modellierungsverfahren wird es aber möglich, diese Lücken aus den vorhandenen Verbreitungsdaten und flächendeckenden Umweltdaten zu extrapolieren, Treiber zu ermitteln, zukünftige Veränderungen zu prognostizieren und diese Berechnungen auch zu validieren (Box 8.3). Ein gutes Beispiel ist die globale Trendanalyse von Patoine et al. (2022), die die räumlich-zeitliche Veränderung der mikrobiellen Biomasse für die Jahre 1992 bis 2013 modelliert (Abb. 8.11). Eine räumlich besser aufgelöste Analyse für Deutschland steht noch aus. Für viele Bodenorganismengruppen muss die Datenbasis hierfür allerdings noch auf ein Mindestmaß angehoben werden, denn die KI-basierte Modellierung kann nur so gut sein wie ihre Datengrundlage.

Ein weiteres Beispiel für eine erfolgreiche Trendanalyse ist die Arbeit von Eichenberg et al. (2021): Aus 29 Mio. Nachweisen zum Vorkommen von 2.136 Pflanzenarten modellierten die Autoren die Veränderungen

zwischen 1960 und 2017 in allen Teilen Deutschlands. Sie stellten fest, dass der mittlere Verlust der Pflanzenbiodiversität pro 5 × 5 km Flächeneinheit 1,9 % pro Jahrzehnt beträgt und der größte Artenverlust bereits zwischen 1960 und 1980 stattfand. Das ist per se ein interessantes Ergebnis, da der Artenverlust über die Rhizosphäre direkt und indirekt Einfluss auf Bodenorganismen hat. Eichenberg et al. (2021) zeigten mit ihrer Publikation aber auch, wie große Datensätze sehr heterogenen Ursprungs kombiniert und harmonisiert werden können, um damit aussagekräftige Trendanalysen auch für die Bodenbiodiversität in Deutschland durchzuführen.

### 8.2.3.1 Ergebnisse der Literatur- und Datenanalysen von Biodiversitätstrends

Ziel der hier zugrunde liegenden Analyse war es, das Literaturwissen zu zeitlichen Biodiversitätstrends zu extrahieren und ein räumlich explizites, möglichst umfassendes Bild der vorhandenen Datenlage zu gewinnen, das über eine reine Experteneinschätzung hinausgeht. Es wurde dabei englischsprachige und deutschsprachige Literatur berücksichtigt. Englischsprachige Literatur wurde gemäß den Empfehlungen für systematische wissenschaftliche Untersuchungen in der Ökologie (Foo et al. 2021; Gusenbauer & Haddaway 2020) im Web of

Science und in Scopus gesucht. Um gezielt auf die Biodiversität abzielen, wurden passende Schlagwörter im Bereich der Biodiversität, des Lebensraumtyps und der Region definiert. Die vollständigen Jahresindizes einer Liste von relevanten deutschsprachigen Zeitschriften wurden anhand der Überschriften nach potenziell relevanten Artikeln durchsucht (Anhang A2.2). Forschungsberichte wurden u. a. über die Webseiten von UBA, BfN, des Thünen-Instituts sowie über die Webseiten der Landesumweltämter und weiterer länderspezifischer Behörden identifiziert. Zudem wurden Recherchen über Google und Google Scholar durchgeführt, um relevante Publikationen aus dem deutschsprachigen Raum zu identifizieren. Weitere Quellen bestanden z. B. in ausgewählten akademischen Abschlussarbeiten (Bachelor-/Masterarbeiten und Dissertationen). Weitere relevante Artikel wurden während des Schreibprozesses durch die Autorenschaft ergänzt. Hinzu kam die statistische Auswertung von vorhandenen Monitoringdaten und Daten aus Wiederholungsstudien. Eine ausführliche Beschreibung der Methodik sowie eine Liste der analysierten Artikel und Datensätze finden sich in Anhang A2.1.

Es ist zu betonen, dass es nicht »das eine« Maß für biologische Vielfalt gibt, sondern die biologische Vielfalt mit verschiedenen Maßzahlen (bspw. Artenzahl, Biomasse, Artenzusammensetzung) bestimmt werden sollte (Sinclair et al. 2024). Aufgrund der hohen Variabilität zwischen Arten und Lebensräumen konnte bislang keine der genannten einzelnen Untersuchungen, auch wenn sie auf langen Zeitreihen, aggregierten Daten oder Kartierungen beruhen, ein Gesamtbild über Biodiversitätsänderungen in Deutschland liefern. Der *Faktencheck Artenvielfalt* geht einen wichtigen Schritt, diese Lücke zu schließen.

Anders als bei den Rote-Liste-Trends, die Populationsentwicklungen einzelner Arten in den Blick nehmen, fokussiert diese Analyse auf Facetten der biologischen Vielfalt von Lebensgemeinschaften (Artenzahl, Häufigkeiten und Effektive Artenzahl, die die Häufigkeitsverteilung von Arten einer Gemeinschaft berücksichtigt).

Wir kategorisieren die Biodiversitätsmaße in drei größere Gruppen (Abb. 8.12):

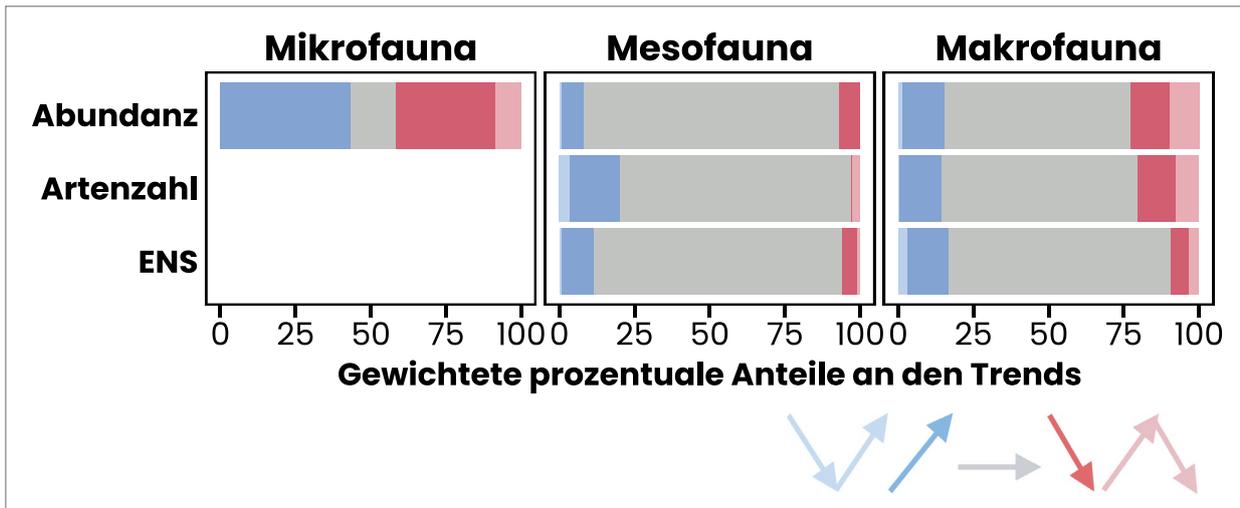
- **Artenzahl** ist die präsenz-basierte Anzahl unterschiedlicher Taxa unabhängig von ihrer Dominanz oder Seltenheit. Für Organismengruppen, die mehrfach im Jahr gemessen werden, werden jährliche Artenlisten erstellt, da uns die Langzeittrends und nicht die saisonalen Entwicklungen interessieren. Von Zeitreihen, die aus der Literaturanalyse stammen, wird der Trend so übernommen, wie er in der jeweiligen Publikation beschrieben wurde, von denen, die

auf Rohdaten basieren, wird der zeitliche Trend der log-transformierten Artenzahl errechnet.

- Eine Reihe von Diversitätsmaßen bezieht die relative Abundanz der Arten in den Lebensgemeinschaften mit ein. Indizes wie Shannon, Simpson oder die Serie der Hill-Numbers sind weit verbreitet. Während in der Literaturanalyse die jeweils angegebenen Maße benutzt werden, wird für die Analyse der vorliegenden Daten die **Effektive Artenzahl** (Effective Number of Species, ENS) als Diversitätsmaß verwendet. ENS ist weniger als andere Maße durch Unterschiede bei der Probenahme, der Größe des Artenpools und räumlichen Aggregation von Individuen beeinflusst (Chase & Knight 2013). Zur Vereinfachung der Darstellung werden in der Darstellung alle dominanzbezogenen Diversitätsmaße unter der Rubrik ENS dargestellt.
- Unabhängig von der Artenzahl und Diversität kann sich auch die Individuenzahl oder deren Biomasse in einem Lebensraum verändern. Dabei ist für verschiedene Organismengruppen die Angabe von Abundanz oder Biomassen per Art oft eine logische Folge der Biologie bzw. des Monitoringansatzes. Dennoch werden beides, die Gesamtbiomasse und die gesamte Abundanz (pro Flächenmaß oder Volumen), hier gemeinsam als **Abundanz** vorgestellt. Auch wenn die Maße zwischen den verschiedenen Zeitreihen differieren, so sind diese innerhalb der jeweiligen Zeitreihen konsistent.

Zur Auswertung der zeitlichen Biodiversitätstrends wurde im hier vorgelegten Bericht die Methode des Weighted Vote Count (gewichtete Stimmzählung) verwendet. Beim Vote Count wird jeder einzelnen Studie oder jedem Datensatz ein bestimmtes Ergebnis zugewiesen und dann der prozentuale Anteil der Stimmen für jedes Ergebnis angegeben. Anstelle einer einfachen Mittelwertbildung werden im *Faktencheck Artenvielfalt* die Stimmen beim Weighted Vote Count nach der Anzahl der Beobachtungsjahre gewichtet. Dadurch erhalten Studien mit einer größeren Anzahl an Beobachtungsjahren ein stärkeres Gewicht. Die zeitlichen Trends werden dann den Kategorien positiv, negativ, neutral, negativ zu positiv (Zunahme nach vorheriger Abnahme) und positiv zu negativ (Abnahme nach vorheriger Zunahme) zugeordnet. Für die Literaturanalyse wird dies aus den Schlussfolgerungen der Artikel übernommen, für die Datenanalyse erfolgt die Zuordnung anhand der statistischen Analyse von linearen und nicht linearen Regressionen.

Während die Roten Listen vor allem detaillierte Informationen zu Einzelarten verschiedener Organismen-



**Abbildung 8.12:** Gewichtete prozentuale Anteile an den Trends der gemessenen Biodiversitätsmaße (effektive Anzahl der Arten – ENS, Artenzahl, Abundanz) für die Mikro-, Meso- und Makrofauna im Lebensraum Boden. Die Farben repräsentieren die Trends: positiv (blau), Wechsel von negativ zu positiv (hellblau), neutral (kein Trend, grau), negativ (rot) und Wechsel von positiv zu negativ (hellrot).

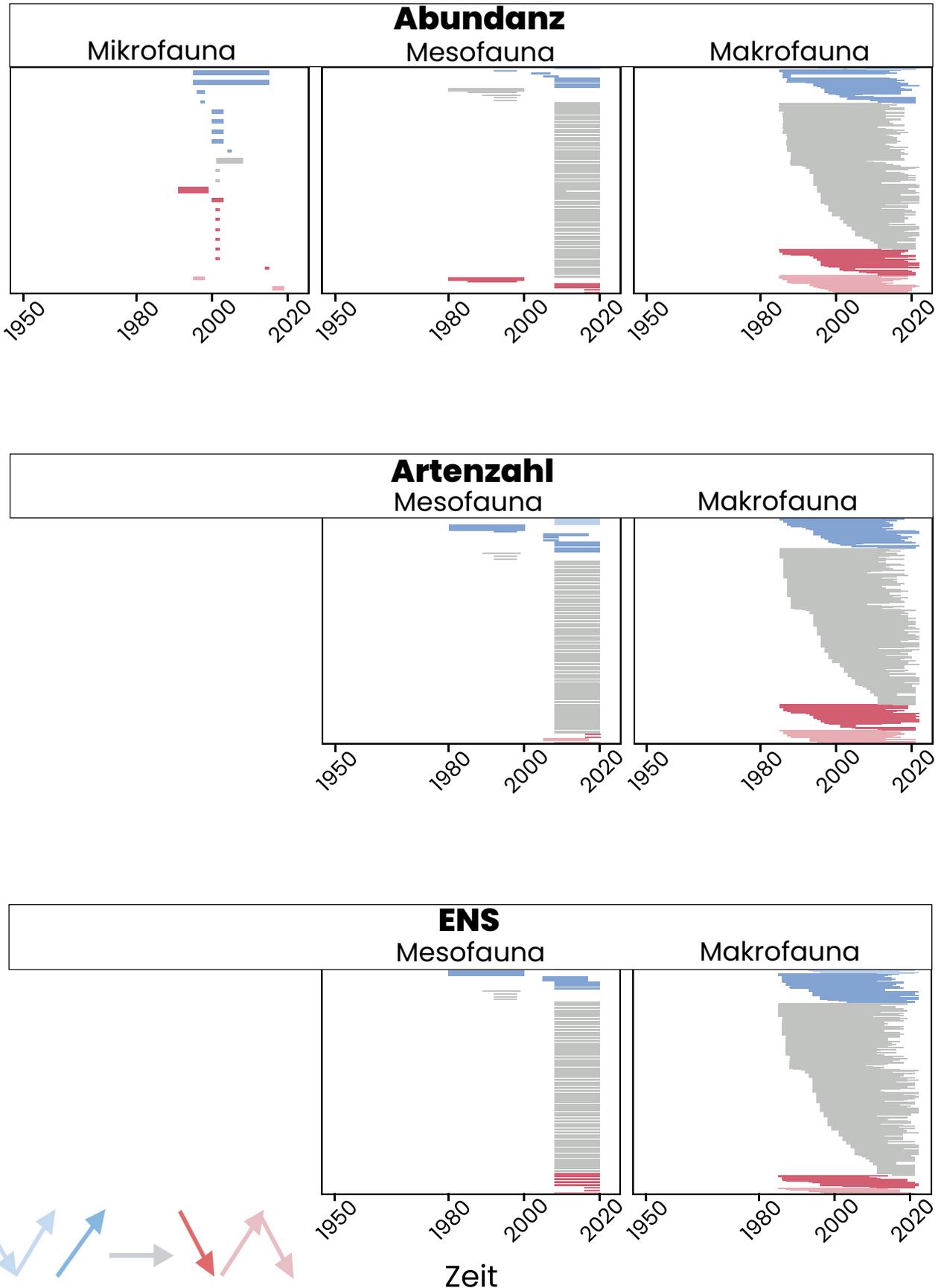
gruppen liefern, findet die Auswertung des Weighted Vote Count ausschließlich auf Ebene der Hauptgruppen (Pflanzen, Pilze & Flechten, Wirbeltiere, Wirbellose) statt. Es ist ferner zu berücksichtigen, dass die Zeitreihen nur einen Ausschnitt der Biodiversitätsveränderung darstellen können, weil auf stark degradierten oder verschwundenen Habitatflächen ein Monitoring normalerweise nicht weitergeführt wird. Extreme Verschlechterungen werden so nicht erfasst, obwohl sie vielerorts auftreten. Für ein vollständigeres Bild von Biodiversitätsveränderungen müsste die Umwandlung von Flächen oder Flächenanteilen einzelner Habitattypen einbezogen werden, was aber außerhalb der Möglichkeiten des *Faktencheck Artenvielfalt* lag.

Aus der Recherche (Stand 19.12.2023) entfielen von insgesamt 16.208 einzelnen Biodiversitätstrends 1.252 auf den Lebensraum »Boden«, was knapp 8 % aller Trends ausmacht (Abb. 2.7). Davon stammen 1.152 aus ausgewerteten Datensätzen und 100 aus gesichteter Literatur. Aufgeteilt auf die Hauptgruppen der Organismen, fokussierte ein Großteil der Studien auf Makrofauna (978 Trends) und Mesofauna (251 Trends), auf die Mikrofauna entfielen nur 23 Trends. Die Studien untersuchten in etwa gleichem Maße die zeitlichen Änderungen der Abundanz (450 Trends), Artenzahl (409 Trends) und die effektive Anzahl der Arten (ENS) (393 Trends). Für Meso- und Makrofauna war ein erheblicher Prozentsatz der gewichteten Trends neutral (62–85 %) (Abb. 8.12). Für die Mesofauna überwogen die positiven Anteile (7–20 %) die negativen Anteile (4–7 %) an den Trends für alle drei Biodiversitätsmaße. Für die Makrofauna war der Anteil der negativen Trends höher als der Anteil der positiven Trends für Abundanz und Ar-

tenzahl (negativ: 21–22 %, positiv: 14–15 %). Hingegen überwog für ENS der Anteil der positiven Trends (17 %) die negativen Trends (9 %)

Die geringe Anzahl ausgewerteter Studien zur Mikrofauna zeigte ähnlich große Anteile negativer (42 %) und positiver (43 %) Trends in der Abundanz, zu Artenzahl und ENS lagen keine Trends vor.

Es muss darauf hingewiesen werden, dass mehrere Gründe dazu führen können, dass im Weighted Vote Count mehr positive Trends zu finden sind, als es die Roten Listen für die Organismengruppen widerspiegeln. Zum einen gibt es bei Monitoringdaten einen statistischen Bias hin zu positiven Trends der Artenzahl, weil die Detektionswahrscheinlichkeiten für lokale Aussterbe- und Einwanderungsereignisse nicht gleich sind. So wird ein lokales Einwandern von neuen Arten in der Regel eher festgestellt als ein Aussterben von vorhandenen Arten. Dadurch entsteht ein temporäres Ungleichgewicht zugunsten von neu hinzukommenden Arten, das erst nach Jahrzehnten abnimmt und daher einen positiven Trend vortäuscht (für Details siehe Kap. 2.1.4). Zudem stammt eine Vielzahl der Studien, die in den Weighted Vote Count eingegangen sind, aus Habitattypen, die im Fokus des Naturschutzes stehen, in Naturschutzgebieten durchgeführt wurden oder Untersuchungen des Erfolgs einer bestimmten durchgeführten Maßnahme dokumentieren. Diese Informationen zu Schutzstatus bzw. durchgeführten Maßnahmen wurden gemeinsam mit den Trendangaben aus der Literatur extrahiert, werden aber in dieser Gesamtübersicht nicht differenziert, da diese Informationen nicht für alle Datensätze zugänglich waren und deshalb nicht in die Analyse einbezogen werden konnten. Das bedeutet, dass jeg-



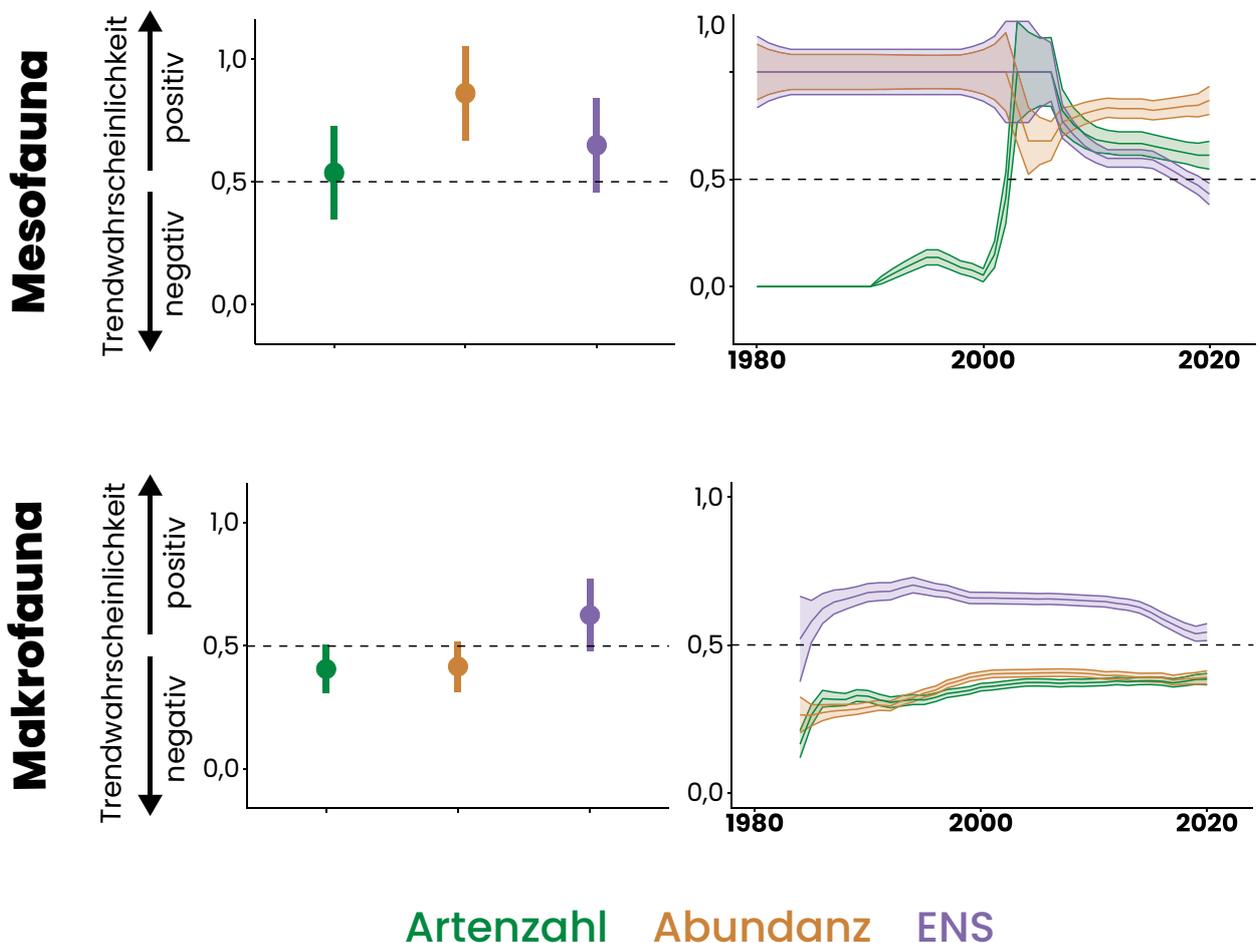
**Abbildung 8.13:** Gewichtete Trends der gemessenen Biodiversitätsmaße (effektive Anzahl der Arten – ENS, Artenzahl, Abundanz) für Mikro-, Meso- und Makrofauna im Lebensraum Boden. Jede Linie repräsentiert eine Studie, die Liniendicke ist die Gewichtung (»weight«, quadratwurzeltransformiert), die Ausdehnung der Linie stellt die Dauer der Studie vom Startjahr bis zum Endjahr dar. Die Farben repräsentieren die Trends: positiv (blau), Wechsel von negativ zu positiv (hellblau), neutral (kein Trend, grau), negativ (rot) und Wechsel von positiv zu negativ (hellrot).

liche Analysen aus dem Weighted Vote Count stets mit einer möglichen positiven Überschätzung von Trends einhergehen. Ebenso ist zu beachten, dass die Datenlage stark zwischen den einzelnen Lebensraumtypen, Organismengruppen und Regionen variiert und somit nicht repräsentativ für die Gesamtzahl an Arten und Biotopen in Deutschland ist (Abb. 2.6, 2.7).

Die Anzahl an Beobachtungsjahren (= Messzeitpunkte) der Studien reichte von zwei bis 35 Jahren, im Mittel lag sie bei fünf Jahren. Wir berücksichtigen nur Messdaten ab dem Jahr 1900. Für den Lebensraum Boden war das früheste Startjahr einer Studie 1980, die jüngste Studie startete im Jahr 2016, das Medianstartjahr war 1996 (Abb. 8.13). Das heißt, keine der Studien kann Aussage über die Biodiversitätsveränderungen der Zeit vor 1980 treffen, selbst der Beginn der 1990er-Jahre ist nur bei 31 % der Studien einbezogen.

Unter Anwendung eines Moving-Window-Ansatzes konnten die Datenpunkte aggregiert und in ihren Veränderungen im Laufe der Zeit visualisiert werden. Wenn man die neutralen Trends ausblendet, lässt sich die Wahrscheinlichkeit für einen positiven Trend be-

rechnen und gegen die Nullhypothese testen, dass positive und negative Trends sich ausgleichen. Hierdurch zeigen sich gemeinsame Trends noch einmal deutlicher (Abb. 8.14). Bei der Interpretation ist jedoch zu beachten, dass potenziell starke Trendänderungen sowohl nach unten als auch nach oben oft durch das Hinzukommen weiterer Datenserien zustande kommen und nicht durch eine so rapide Änderung innerhalb der Zeitreihen. Für die Mesofauna sind die Trends für Artenzahl und ENS im Mittel positiv. Für die Artenzahl besteht durchgehend eine erhöhte Wahrscheinlichkeit für positive Trends. Ab den 2000er-Jahren nimmt der Anteil negativer Trends für ENS zu, sodass in den 2020er-Jahren der Anteil negativer Trends die positiven leicht überwiegt. Die Trends für Abundanz zeigen bis zum Jahr 2000 eine höhere Wahrscheinlichkeit für negative Trends, danach überwiegt der Anteil positiver Trends. Für die Makrofauna sind die Trends für Abundanz und Artenzahl im Mittel negativ und auch über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg. Im Gegensatz dazu überwiegen für Trends der ENS über den gesamten Untersuchungszeitraum die positiven die negativen Trends.



**Abbildung 8.14:** Wahrscheinlichkeit eines positiven bzw. negativen Trends in den jeweiligen Biodiversitätsmaßen für Meso- und Makrofauna. Linke Säule: Mittelwert und Standardabweichung. Rechte Säule: Auftragung über Zeit mit Konfidenzintervall.

Zusätzlich zu den hier gezeigten Analyseergebnissen wurden separat die Zeitreihen zu Regenwürmern aus den Bodendauerbeobachtungsflächen ausgewertet. Die Regenwurmbundanz zeigte ausgeglichene Anteile positiver und negativer Entwicklungen an Offenland- und Waldstandorten. Die detaillierten Ergebnisse finden sich in Anhang A8.

### **8.3 Beziehungen zwischen Bodenbiodiversität und Ökosystemfunktionen**

#### **8.3.1 Vom Organismus zum Ökosystem**

Die Ökosystemfunktionen (ÖSF) der Organismengemeinschaften von Böden sind maßgebend für Stoffkreisläufe und bilden die Basis aller terrestrischen Lebensräume wie Wald, Grünland und Acker. Die biologische Vielfalt der Mikroorganismen und Fauna des Bodens ist Voraussetzung für die Aufrechterhaltung und Stabilität der ÖSF (Garland et al. 2021; Geisen, Wall & van der Putten 2019). Diese natürlichen bodenbezogenen ÖSFs sind in Deutschland im Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG §1) berücksichtigt. Für die Organismengemeinschaft des Bodens werden zwei Hauptpunkte genannt: (1) ihre Funktion in Wasser- und Nährstoffkreisläufen und (2) ihr Beitrag zur Filter- und Pufferwirkung sowie zur Stoffumwandlung, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers (BBodSchG §2). Bodenbezogene ÖSF stellen also eine essenzielle Lebensgrundlage für terrestrische Gemeinschaften inklusive des Menschen dar. Angesichts der anthropogenen Umweltveränderungen kommt den Bodenorganismen eine weitere Schlüsselstellung zu: Über ihre herausragende Funktion bei der Zersetzung der toten organischen Substanz (inkl. Wurzelexsudate) (siehe auch Abb. 8.15) steuern sie den Kohlenstoffhaushalt und die Speicherung (Gessner et al. 2010; Lange et al. 2015) und leisten somit einen Beitrag zum Klimaschutz.

Eine Fülle experimenteller Studien hat gezeigt, dass Umfang und Stabilität der ÖSF mit der biologischen Vielfalt zunehmen (Allan et al. 2013; Barnes et al. 2018; Cardinale et al. 2011; Cardinale et al. 2012). ÖSF hängen stark von den funktionalen Merkmalen (Traits) der Organismen, d.h. von der funktionellen Biodiversität, ab (Heemsbergen et al. 2004). Diese bezieht sich auf Merkmale der Organismen, welche einen oder mehrere Aspekte der Funktionsweise eines Ökosystems beeinflussen (Tilman 2001). Die funktionelle Biodiversität beeinflusst dabei nicht nur die ÖSF, sondern auch die Wechselwirkungen zwischen den Organismen. So können Symbiosen von Luftstickstoff bindenden Mikroor-

ganismen aus der Gattung *Rhizobium* in stickstoffverarmten Böden das Wachstum von Leguminosen fördern und diese wiederum dadurch die Abundanz dieser Bakteriengruppe in Böden erhöhen. Über positive sowie negative Auswirkungen auf Ökosystemprozesse werden dann auch ÖSF auf Landschaftsebene verändert (Taylor, Simms & Komatsu 2020). Experimentelle und Observationsstudien in Deutschland haben gezeigt, dass die Vielfalt von Bodenorganismen eine bedeutende Rolle für die Funktionsweise von Ökosystemen spielt (Ebeling et al. 2014; Soliveres et al. 2016).

Der Zusammenhang zwischen Biodiversität und bodenbezogener ÖSF besteht nicht nur auf der Ebene einzelner Arten und funktioneller Gruppen, auch die morphologische Vielfalt spielt eine Rolle (Motiejūnaitė et al. 2019). Charakteristisch für Bodenökosysteme ist ihre dreidimensionale Matrix mit unterschiedlichen Mikrohabitaten, die eine breite Palette von Raum-Merkmal-Kombinationen (Giller 1996) ermöglicht. Dies spiegelt sich in der enormen Bandbreite der Größengruppen der Bodenorganismen (Mikroorganismen, Mikro-, Meso-, Makro-, Megafauna) wider. Die Unterschiede in Körpergröße und Lebensstrategie haben starke Auswirkungen auf ÖSF, d.h. auf das Ausmaß, in welchem ähnliche Prozesse im Boden ablaufen (Montagna et al. 2018). Wie sich diese Interaktionen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen, von Bodenporen über Bodenaggregate zu Bodenhorizonten, auf der Makroebene des Ökosystems auswirken, ist jedoch noch wenig untersucht (Guerra et al. 2020).

Weitere Besonderheiten von Bodenorganismengemeinschaften sind ihre hohe Diversität und das häufige Auftreten symbiotischer Beziehungen zwischen Pflanzen und Mikrobiomen. Mikrobiome bestehen in der Regel aus einer Vielzahl unterschiedlicher Mikroorganismenarten, die den Bakterien, Archaeen, Protisten und Viren zugeordnet werden. Diese besiedeln Oberflächen von Bodenpartikeln und insbesondere unterirdischen Teile von Pflanzen. Deshalb sind Pflanzen mit einer Vielzahl von Mikroorganismen vergemeinschaftet (meist > 1000 Mikroorganismenarten pro Pflanze) (Hassani, Durán & Hacquard 2018; Philippot et al. 2013). Die vielfältigen Wechselwirkungen dieser Mikroorganismen untereinander und mit Pflanzen ermöglichen, dass Pflanzen zusätzliche Nährstoffe (z.B. Stickstoff, Phosphor) und auch Wasser aus dem Boden aufnehmen können. Im Gegenzug erhalten die mikrobiellen Partner energiereiche Nahrung, hergestellt durch die pflanzliche Photosynthese. Fast alle Landpflanzen, inklusive Nutzpflanzen, sind mit Mykorrhizapilzen assoziiert (Brundrett & Tedersoo 2018). Diese positiven Wechsel-

wirkungen mit Mikrobiomen bilden die Grundlage für Pflanzenwachstum und sind demnach ein Wegbereiter für eine diverse Vegetation und die ÖSF, die dadurch oberirdisch bereitgestellt werden.

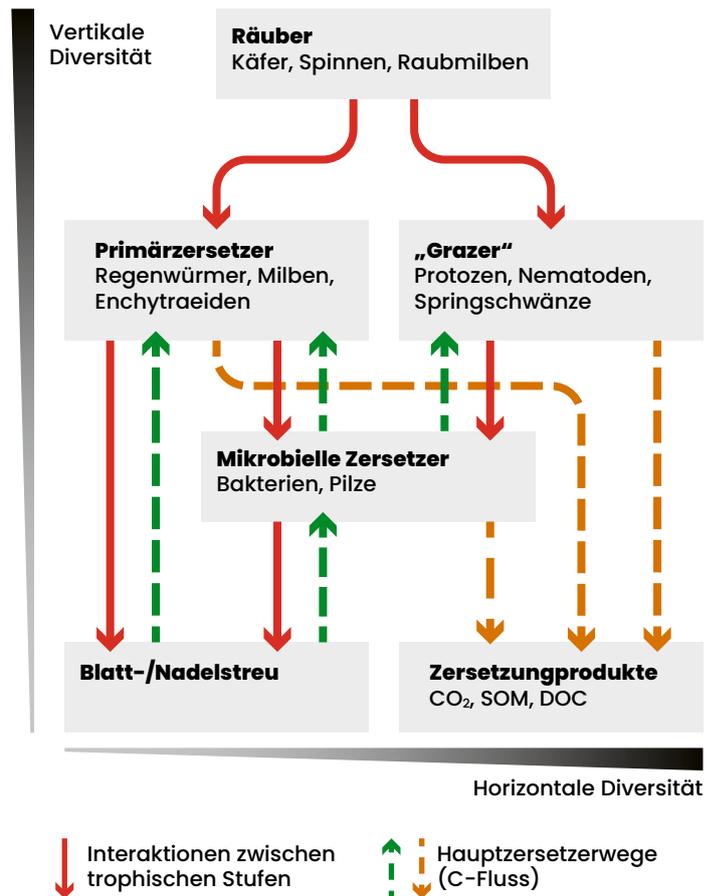
Nahrungsnetze sind das Abbild der trophischen Struktur einer Gemeinschaft und somit bestimmend für die Stoffflüsse in einem Lebensraum wie dem Boden. Aufgrund der hohen Komplexität werden zur besseren Analyse Nahrungsgilden (funktionelle Gruppen) gebildet, deren Arten die gleiche trophische Ebene und ähnliche Ernährungsweisen sowie eine vergleichbare Funktion im Nahrungsnetz haben (Heijboer et al. 2018). Bodennahrungsnetze zeigen eine hohe vertikale Diversität, d. h. Komplexität über trophische Ebenen hinweg (Abb. 8.15). Besonders charakteristisch ist der ausgeprägte Grad an Omnivorie, der die ÖSF stark beeinflusst. Die in Böden dominierenden Zersettersysteme zeichnen sich zudem durch eine breite horizontale Diversität aus. Darunter versteht man jeglichen Aspekt der Vielfalt (Artenreichtum, Evenness, funktionale Merkmale) innerhalb einer trophischen Ebene (Gessner et al. 2010) (Abb. 8.15). Die daraus resultierenden vielfältigen Vernetzungen von Arten sind essenziell für den Fluss von Energie und Ressourcen und damit für die Aufrechterhaltung der Stoffkreisläufe.

Insgesamt stellen die artenreichen, multifunktionalen Organismengemeinschaften von Böden eine grundlegende Komponente für ÖSF in Wald, Grünland und Acker dar. Sie bilden die Grundlage für die Realisierung der ÖSF und haben unser Bild vom Boden als etwas Lebendigem geprägt (Franz 1974; Lehmann et al. 2020).

### 8.3.2 Ökosystemfunktionen der Bodenbiodiversität

Im nachfolgenden Kapitel werden ausgewählte essenzielle ÖSF dargestellt, die durch Biodiversität der Bodenorganismen vermittelt werden. Die Auswahl der hier dargestellten ÖSF erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, da es das Ziel ist, den grundsätzlichen Zusammenhang zwischen Bodenbiodiversität und ÖSF aufzuzeigen. Diese ÖSF werden, wo es möglich ist, auf Deutschland bzw. Habitattypen bezogen. Da aber keine Daten aus einem systematischen Monitoring verfügbar sind, welche ÖSF im Kontext der Bodenbiodiversität erfassen, bleibt dies fragmentarisch und verdeutlicht die Notwendigkeit, neue, dauerhafte Monitoring-Programme auf nationaler Ebene zu entwickeln (Kap. 8.7, 8.8).

Die funktionelle Diversität der Bodenorganismen ist essenziell für Zersetzungsprozesse und damit für die **Mineralisierung, Bereitstellung und Mobilisierung**



**Abbildung 8.15:** Konzeptionelle Darstellung der horizontalen und vertikalen Diversität sowie der für die Zersetzungsprozesse wichtigen Gruppen und Ebenen (nach Gessner et al. 2010, verändert).

**von Nährstoffen.** Bodenorganismen nutzen die organische Substanz des Bodens als Ressource. Beim Abbau werden Nährstoffe (unter anderem Stickstoff, Phosphor, Schwefel u. a.) mineralisiert, d. h. in eine pflanzenverwertbare Form überführt. Bodenorganismen spielen daher eine zentrale Rolle in den Nährstoffkreisläufen. Eine große Biodiversität sowohl von mikrobiellen als auch tierischen Zersetzern fördert Abbauprozesse und ermöglicht ein effizientes Recycling von Nährstoffen für das Wachstum der Pflanzen, d. h. die ÖSF-Mineralisierung. Das Sicherstellen eines natürlichen, durch Bodenorganismengemeinschaften getriebenen Nährstoffhaushalts kommt im Zuge einer nachhaltigen Transformation der Biomasseproduktion in Ackerland und intensiv genutzten Grünländern eine immense Bedeutung zu (Geisen, Wall & van der Putten 2019). Die funktionelle Struktur von Bodenorganismengemeinschaften ist also maßgeblich für die Nährstoffbereitstellung, aber auch für deren Immobilisierung. Sie optimieren letztlich deren Nutzung für das Pflanzenwachstum und reduzieren Nährstoffverluste (Leimer et al. 2016).

Die funktionellen Gruppen, die an den Zersetzungsprozessen im Boden beteiligt sind, variieren zwischen

Habitattypen. Insbesondere Wälder sind durch eine große Diversität des Bestandsabfalls gekennzeichnet, d. h. eine sehr unterschiedliche Zusammensetzung der verschiedenen Stoffgruppen und Verhältnisse chemischer Elemente, die pflanzliche Gewebe bilden. Der Abbau dieses komplexen Substrates erfordert eine aktive Mikrobengemeinschaft mit einer hohen funktionellen Diversität (Gessner et al. 2010). Das mikrobielle Nährstoffrecycling, welches das waldinterne Stickstoffrecycling antreibt, gilt als eine der wirtschaftlich wertvollsten ÖSF (Costanza et al. 1997). Die Struktur und damit auch die Funktion mikrobieller Gemeinschaften im Waldboden werden jedoch stark von Umweltbedingungen beeinflusst (Purahong et al. 2016). Untersuchungen von 150 Waldstandorten in drei Regionen in Deutschland (Schorfheide-Chorin, Hainich und Schwäbische Alb) zeigten, dass hier insbesondere regionale (Klima, Bodentyp), gefolgt von lokalen (u. a. Hauptbaumart) Faktoren wirken (Kaiser et al. 2016; Richter et al. 2018).

Im Grünland beeinflusst vor allem die Bewirtschaftung die durch die Bodenorganismengemeinschaften vermittelten ÖSF. Das Gleichgewicht zwischen Kohlenstofffixierung und -mineralisierung durch Zersetzung wird u. a. durch Düngung verändert. Düngung ist einer der Hauptgründe für den Verlust der Pflanzenvielfalt im Grünland (Blüthgen et al. 2012) und verschiebt die Zusammensetzung des Bodenmikrobioms hin zu bakteriendominierten Mikrobiomen (de Vries et al. 2006). Untersuchungen in 150 Grünländern in der Schorfheide-Chorin, im Hainich und auf der Schwäbischen Alb zeigten, dass Düngung die mikrobielle Aktivität am deutlichsten erhöht, noch vor Beweidungsintensität, Pflanzenbiomasse oder C:N:P:S-Verhältnis (Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor, Schwefel) der Pflanzen (Apostolakis et al. 2022). Meyer et al. (2022) bestimmten die Zersetzungsprozesse im Oberboden von Grünländern entlang eines definierten Nutzungsgradienten (Düngung, Mahd, Beweidung) in Mitteldeutschland. Die Kinetik extrazellulärer, mikrobieller Enzyme als Maß für die funktionelle Diversität der Mikrobiome wies darauf hin, dass die Landnutzungsintensität, insbesondere die Häufigkeit der Mahd, wichtige Faktoren für die Dynamik des Streuabbaus sind.

Neben Bodenmikroorganismen spielen Bodentiere bei diesen Zersetzungs- und Mineralisierungsprozessen eine fundamentale Rolle. Die Primärzersetzer innerhalb der Makrofauna (z. B. Regenwürmer, Asseln, Doppelfüßer) zerkleinern totes organisches Material und arbeiten es in den Boden ein. Sie wandeln auch einen substanziellen Teil in Kotmaterial um, das leichter durch Wasser und andere physikalische Transportpro-

zesse entlang des Bodenprofils verlagert wird und zu meist höhere Abbauraten als das ursprüngliche Material aufweisen (Joly et al. 2020; Yang, Schrader & Tebbe 2024). Sekundärzersetzer (z. B. Springschwänze) verarbeiten das so mechanisch durch Mundwerkzeuge zerkleinerte und bei der Darmassage vorverdaute Pflanzenmaterial weiter. Diese mechanische Zerkleinerung sowie das Durchmischen dieser organischen Substanz mit mineralischem Bodenmaterial fördern mikrobielle Mineralisierungsprozesse und sind somit wichtige ÖSF der Bodenfauna (Amelung et al., 2018). Bedeutend ist auch der Beitrag der sogenannten Grazer (Weidengänger) innerhalb der Sekundärzersetzer. Hierzu zählen insbesondere die Bodenmikrofauna (Protisten, Fadenwürmer) und Teile der Mesofauna (Springschwänze, Milben). Durch Beweidung halten diese die Bakterien und Pilze bei höchster Produktivität und maximaler Abbauleistung. Ohne Beweidung gehen Mikroorganismen generell in einen inaktiven Zustand über, und die Mineralisierungsrate sinkt (Paul 2014). Die funktionelle Bedeutung der einzelnen Gruppen von Bodenorganismen bei Umsetzungsprozessen lässt sich hierbei gut anhand der gruppenspezifischen Atmungsrate abschätzen. Vergleicht man den Beitrag von Mikroorganismen und Fauna, so tragen Erstere mit 91 % zur Bodenatmung bei, sind also die aktivste Gruppe. Innerhalb der Fauna fallen zwei Drittel der Atmung auf mikrobielle »Grazer« (d. h. Konsumenten von vor allem Bakterien und Pilzen), die Protisten (einzelligen Eukaryoten, u. a. Wimpertierchen, Geißeltierchen), gefolgt von den Arthropoden (Bottomley, Angle & Weaver 2020).

Die Bodenfauna trägt zudem noch auf andere Weise zur Nährstoffversorgung der Pflanzen bei – über die Ausscheidung von stickstoffhaltigen Abfallprodukten, vor allem Ammonium. Dieser Effekt wird in der Stickstoffbilanzierung bislang kaum berücksichtigt, kann aber im Ackerland einen erheblichen Beitrag darstellen. Neuere Studien (Lang & Russell 2022) weisen darauf hin, dass insbesondere Regenwürmer und Fadenwürmer über ihre Ausscheidungen agrarwirtschaftlich relevante Stickstoffmengen beitragen. Für Fadenwürmer wird die zusätzliche Freisetzung von Ammonium auf 32–38 % der jährlichen Stickstoffmineralisierung in Ackerland geschätzt (Whalen et al. 2013).

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass das Wechselspiel zwischen Mikroorganismen und Fauna in Böden für die beiden ÖSF Zersetzung und Mineralisierung essenziell ist. Dennoch ist bislang wenig bekannt, wie sich die funktionelle Diversität der Bodenorganismen quantitativ auf diese wichtigen ÖSF auswirkt. Hierzu besteht noch erheblicher Forschungsbedarf. White et al. (2020)

halten dazu fest: »Die Komplexität des Bodens, einschließlich der kleinräumigen Heterogenität, der dreidimensionalen Habitatstruktur, der Schwierigkeiten bei der taxonomischen Abgrenzung und der breit gefächerten Ökologie seiner Bewohner erfordern eine Erweiterung des klassischen makroökologischen Instrumentariums.«

**Bodenorganismen bilden die organische Bodensubstanz mit Auswirkungen auf unser Klima.** Kohlenstoff, der ursprünglich von Pflanzen aus der Atmosphäre aufgenommen wurde, wird zu einem erheblichen Teil als tote organische Substanz durch die Aktivität der Bodenorganismen in Böden gespeichert und nur wieder sehr langsam als Kohlendioxid an die Atmosphäre abgegeben (Schmidt et al. 2011). Ungefähr 85 % des Kohlenstoffs an Land sind in der organischen Bodensubstanz gespeichert, wobei dieser neben einem ortstreu und festen Anteil auch aus einer im Bodenwasser gelösten organischen Bodensubstanz besteht, die durch Wassertransport bis in die Grundwasserzone umverlagert werden kann (Crowther et al. 2016; Friedlingstein et al. 2022). Umgangssprachlich auch Humus genannt, besteht sie im Wesentlichen aus den Überresten ehemaliger Lebewesen, deren sogenannter Nekromasse, und erscheint als dunkelbraune bis schwarze Verfärbung des Bodens. Sie wird ihrerseits im Boden stabilisiert, z. B. durch Anlagerung an Bodenmineralpartikel, aber auch durch physikalische Abschottung gegenüber Abbau in Bodenaggregaten. Auf- und Abbau von organischer Bodensubstanz als ÖSF werden durch das Zusammenspiel von Pflanzen und Bodenmikroorganismen und -tieren gewährleistet. So wird ein großer Anteil des klimaaktiven Kohlenstoffs langfristig (über Jahre bis Jahrzehnte) aus der Atmosphäre entfernt, d. h. kann nicht zu deren weiterer Erwärmung beitragen. Bleiben Böden über lange Zeiträume ungestört, stellt sich ein Gleichgewicht zwischen Auf- und Abbau der organischen Bodensubstanz ein, sodass die Menge des als organische Bodensubstanz verbliebenen Kohlenstoffs nicht mehr wächst. Allerdings sind viele Böden durch menschliche Eingriffe, aber auch durch natürliche Störungen wie Erosionsereignisse und andere oft weit von diesem Gleichgewichtszustand entfernt. Aufbau und Stabilisierung von organischer Bodensubstanz als ÖSF werden also durch ein Zusammenspiel von Pflanzen, Bodenfauna und Bodenmikroorganismen gewährleistet (Filser et al., 2016). Daneben verbessert die organische Bodensubstanz das Pflanzenwachstum und die Wasserspeicherung im Oberboden und ermöglicht somit eine produktive und gegenüber Störungen resiliente Vegetation.

**Bodengemeinschaften sind also Akteure, die den Klimawandel beeinflussen und zu dessen Pufferung**

**maßgeblich beitragen.** Die ÖSF **Kohlenstoffspeicherung** hängt von der Konnektivität und Interaktionen von Pflanzenwurzeln mit Bodenmikroorganismen und wahrscheinlich auch dem Eintrag in tiefere Bodenschichten durch Bioturbation ab. Bodenmikroorganismen können Kohlenstoff für dessen Speicherung als organische Bodensubstanz bereitstellen, aber auch dessen Abbau bewirken. Letzteres tritt auf, wenn eine dysfunktionale Beziehung zur Vegetation besteht, wie dies in für landwirtschaftlich genutzten Böden oft der Fall ist. Vor allem Bodenmikroorganismen stellen eine Kohlenstoffpumpe im Boden dar (Lange et al. 2015; Schmidt et al. 2011; Zhu et al. 2020), die je nach externen Einflussfaktoren Kohlenstoff von Pflanzen im Boden anreichern, aber auch wieder in die Atmosphäre freisetzen können.

Die ÖSF **Aufbau und Stabilisierung von organischer Bodensubstanz** (Abb. 8.16) ist demnach relevant für die Entwicklung des Klimas und kann den Klimawandel abmildern oder beschleunigen (Canadell et al. 2021; Crowther et al. 2016; van Gestel et al. 2018). Die Landnutzung spielt hierbei eine wesentliche Rolle. So weisen beispielsweise Ackerböden deutlich niedrigere Gehalte an organischer Bodensubstanz auf als Grünland- und Waldböden (Jacobs et al. 2018; Smith et al. 2021). Ebenso wird aufgrund steigender Bodentemperaturen durch den Klimawandel auch mehr organische Bodensubstanz wieder in klimaschädliches Kohlendioxid umgewandelt, ohne dass dies durch eine verstärkte Kohlendioxidaufnahme der Vegetation kompensiert wird (Nissan et al. 2023).

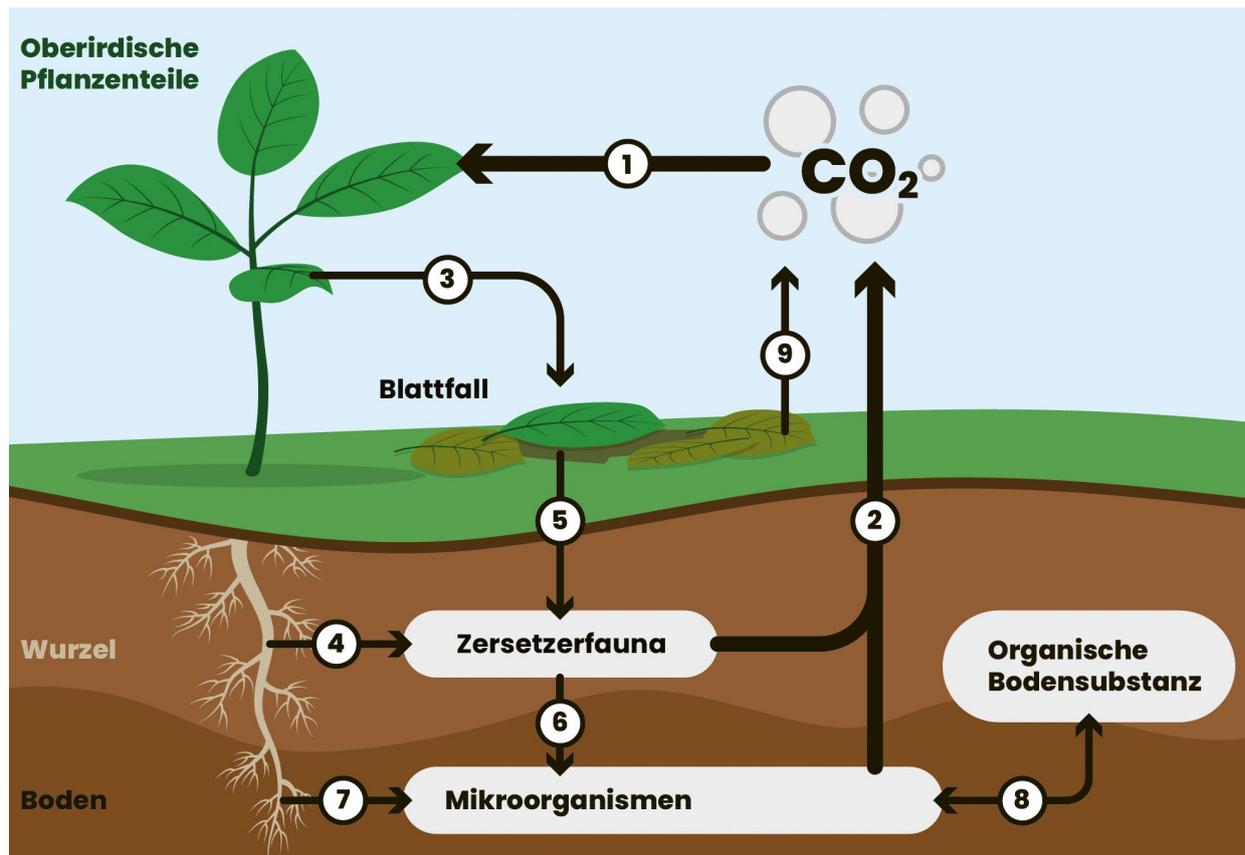
Bislang existieren keine systematischen nationalen Monitoringprogramme, die einen Zusammenhang zwischen Kohlenstoffspeicherung in Böden und der Zusammensetzung und Biodiversität von Bodengemeinschaften erfassen. Deswegen bleibt unklar, inwiefern invasive Arten, die durch menschliche Eingriffe oder auch den Klimawandel nach Deutschland kommen, diese bodenbezogene ÖSF beeinflussen. Böden mit einer höheren Biodiversität weisen generell auch einen größeren Pool an organischer Bodensubstanz auf – Biodiversität und der Gehalt organischer Bodensubstanz bedingen sich also gegenseitig (Delgado-Baquerizo et al. 2016). Es ist auch wahrscheinlich, dass nur intakte Bodenorganismengemeinschaften mit einer aktiven Bodenfauna und einem hohen Anteil von Bodenpilzen, die sich erst nach längeren Zeiträumen (Jahre bis Jahrzehnte) in ausreichender Abundanz entwickeln, effektiv Kohlenstoff speichern (Angst et al. 2022; Morriën et al. 2017). Außerdem besteht die Möglichkeit, intensiv genutzte oder gestörte Böden wie solche von Ackerflächen oder auch ehemalige Industriestandorte mit bestimmten Mikroorganismen zu beimpfen, um ÖSF zu regene-

rieren. Es fehlen aber bislang meist belastbare Studien, die dauerhaft positive Effekte belegen.

**Intakte und biodiverse Bodengemeinschaften ermöglichen die kontinuierliche Aufnahme von Stickstoff aus der Luft.** Dieser Prozess ist meist von Mikroorganismen in der oberen Bodenschicht oder von wurzeloassoziierten Bakterien getrieben und essenziell, um Lebensgemeinschaften an Land ausreichend mit Stickstoff zu versorgen. In Offenlandhabitaten, die für den Ackerbau oder die Biomasseproduktion (Weiden, Heu, Tierhaltung usw.) genutzt werden, führt der Mensch Stickstoff durch Düngung zu. Daraus resultiert wiederum eine (ungewünschte) Bildung von Lachgas, einem starken Treibhausgas. Besonders auf intensiv genutzten Flächen im Ackerbau kommt es oft zu schwer vorhersagbaren und ungewollten Lachgasemissionen, weil zum falschen Zeitpunkt zu viel Stickstoffdünger zugeführt und der Anteil des nicht genutzten Stickstoffs durch Bodenmikroorganismen umgesetzt wird. In natürlichem Grünland oder Steppen mit einer artenrei-

chen Bodenmikroorganismengemeinschaft ist dieses klimaschädliche Phänomen in der Regel nicht oder nur schwach zu beobachten (Flechard et al. 2007).

**Die wichtigsten Treibhausgase – Kohlendioxid, Methan und Lachgas – werden durch Bodenorganismen gebildet, aber auch von diesen aus der Atmosphäre aufgenommen. Sie fungieren als wichtige, teilweise sogar einzige terrestrische Treibhausgassenken.** Alle drei Gase zusammen verursachen den Hauptanteil der globalen Klimaerwärmung – auch in Deutschland (UBA 2022, IPCC 2021). Hauptakteure in Böden für die ÖSF Treibhausgassenke, d. h. die Entfernung klimarelevanter Gase aus der sowie der Emission in die Atmosphäre, sind Mikroorganismen, zu denen Bakterien, Archaeen und Pilze zählen. Die meisten Offenländer (Grünländer, Äcker), Wälder und Feuchtgebiete (Moore und Auen) und deren Bodenorganismen können Senken für **Kohlendioxid** sein, bis sie über lange Zeiträume ohne Störung in einem Gleichgewicht aus Bildung und Aufnahme verharren. Allerdings tritt dieser Zustand



**Abbildung 8.16:** Konzeptionelles Zusammenspiel von Pflanzen, Bodenfauna und Mikroorganismen beim Auf- und Abbau der organischen Substanz in Böden. Die Bodenbiodiversität sowohl der Fauna als auch der Mikroorganismen ist komplex und unterschiedlich je nach Habitat, Standort und Region. Wie dies die Umwandlungsraten von Kohlenstoff (hier Pfeile) quantitativ beeinflusst, ist weitestgehend ungeklärt. Erläuterungen: 1. Aufnahme von Kohlenstoff und Umwandlung in Pflanzenbiomasse durch Photosynthese; 2. Umwandlung von organischer Bodensubstanz und Pflanzenbiomasse durch Atmung (syn. Bodenatmung), Hauptakteure sind Mikroorganismen; Bodenfauna und Wurzeln sind auch beteiligt; 3. Kohlenstoffallokation durch Laubfall; 4. Zersetzung & Zerkleinerung von Pflanzenwurzeln; 5. Zersetzung & Zerkleinerung von Laubfall (syn. Pflanzendetritus); 6. Mineralisierung von Zersetzer- und Laubbiomasse; 7. Mineralisierung von Wurzeldepositionen; 8. Auf- & Abbau von organischer Bodensubstanz (= Kohlenstoffspeicher); 9. direkte Mineralisierung von Blattfall durch Bodenpilze.

in durch Landnutzung stark beeinflussten Böden in Deutschland selten auf. Es besteht ein positiver Zusammenhang zwischen der mikrobiellen Diversität und der Stabilität und Resilienz der von ihr vermittelten ÖSF (Dawud et al. 2017; Lange et al. 2015).

Wichtige einzelne Arten bestimmter Bodenbakterien – sogenannte Methanotrophe – sind die einzigen Senken für **Methan** an Land. Methanotrophe leben nahe der Bodenoberfläche und sind empfindlich gegenüber einer Reihe von Eingriffen, die im Rahmen der regulären Landnutzung erfolgen. Deshalb ist besonders die natürliche Senkenfunktion für Methan, die durch Bodenorganismengemeinschaften bereitgestellt wird, stark von der Landnutzung und ihrem Management abhängig. Versiegelte und stark gedüngte urbane Böden und intensiv genutzt Grünländer und Äcker entfernen wenig oder gar kein Methan aus der Atmosphäre im Vergleich zu Waldböden, die diese Funktion sehr effizient übernehmen (Kolb 2009; Täumer et al. 2021). Nach bisherigen Erkenntnissen stellen vor allem Bodengemeinschaften in Misch- und Laubwäldern gemäßigter Klimazonen die stärksten Methansenken an Land dar (Kolb 2009; Täumer et al. 2021). Dies trifft auch auf die Misch- und Laubwaldböden in Deutschland zu. Es ist zu vermuten, dass ein Anstieg der Waldfläche diese nationale Methansenke vergrößert (Kolb 2009; Täumer et al. 2021). Auch Bodengemeinschaften in Grünländern können als Senken fungieren, wobei derzeit ungeklärt ist, wie dies mit dem Landmanagement zusammenhängt (Täumer et al. 2021; Täumer et al. 2022). Viele heutige Grünländer, insbesondere in Norddeutschland und Teilen Süddeutschlands (vor allem Bayern), sind ehemalige Moorgebiete. Eine Wiedervernässung dieser Gebiete würde vor allem die Funktion als Kohlendioxidsenke wiederherstellen; als Nebeneffekt würde auch die Methanemission wieder steigen können (Kap. 8.7). Vollständig renaturierte Moorböden wären nicht mehr agrarisch nutzbar. Hier wird derzeit nach neuen Wegen gesucht mit dem Ziel, weiterhin Nutzung zuzulassen und netto eine Treibhausgasenke dauerhaft zu gewährleisten (BMUV 2022c).

**Lachgas** entsteht bei Umsetzungen von Stickstoff durch Bodenorganismen. Es ist – bezogen auf ein Molekül – sehr viel klimaschädlicher als Kohlendioxid, weil es über einen Referenzzeitraum von 100 Jahren 296-Mal stärker die Atmosphäre erwärmt (Canadell et al. 2021). Besonders bei intensiv genutzten Offenlandhabitaten wie Grünländern und Äckern kommt es zu starken Emissionen, die durch eine ineffiziente (Über-)Düngung und weitere (oft noch nicht verstandene) Faktoren verursacht werden. Neuere Forschung hat Bodenbakterien nachgewiesen, die als biologische Senke für

Lachgas fungieren. Wie diese Bodenbakterien und die Biodiversität von Bodengemeinschaften zusammenhängen, ist bislang nicht untersucht worden (Conthe et al. 2018). Bei der Freisetzung von Lachgas spielt eine Verarmung der Bodenbiodiversität eine große Rolle (Chen et al. 2021). Die Mechanismen dahinter sind aber noch nicht abschließend geklärt. Insbesondere sind Bodenbakterien und -pilze beteiligt, die Nitrat und Nitrit in Lachgas umwandeln. Dies ist ein natürlicher Prozess, der jedoch vor allem in Ackerbausystemen und Grünländern durch Düngung aus der Balance gerät und so schnell zu einer Überproduktion und damit vermehrten Emission von Lachgas führt. Ein vergleichbarer Anteil der bundesweiten Lachgasemissionen, bezogen auf die Fläche, entfallen auf Ackerböden und Waldböden. Somit bergen besonders Ackerböden das Potenzial, durch eine optimierte Stickstoffdüngung Lachgasemissionen zu reduzieren (Mathivanan et al. 2021; UBA 2023a). Außerdem werden in der Landwirtschaft Nitrifikationsinhibitoren eingesetzt, wodurch sich die Düngungseffizienz erhöhen kann und gleichzeitig Lachgasemissionen reduziert werden sollen. Für Deutschland fehlen jedoch bisher quantitativ belastbare Daten, um die Auswirkungen und den Nutzen von Nitrifikationsinhibitoren bewerten zu können. Zurzeit werden im Rahmen des NitriKlim-Projekts Untersuchungen dazu durchgeführt ([www.nitriklim.de](http://www.nitriklim.de)).

**Wirkungszusammenhänge von Bodenmikroorganismen und ihrer Biodiversität mit Bodentieren und Pflanzen wurden bisher kaum untersucht.** Es bleibt in vielen konkreten Fällen ungeklärt, wie sich die durch den Menschen verursachten Umweltveränderungen quantitativ auf die Interaktionen zwischen Bodenbiodiversität und der ÖSF Treibhausgasenke bzw. -quelle in Deutschland auswirken. Daher ist es praktisch nicht möglich zu prognostizieren, wie sich Biodiversitätsschutz auf die Treibhausgasemissionen auswirkt. Die Bodenbiodiversität ist also grundlegend an der Regulation des Klimasystems durch die Emission (ÖSF Quelle) und das Entfernen (ÖSF Senke) von Treibhausgasen beteiligt. Systematische Untersuchungen dazu fehlen auf nationaler Ebene und könnten hier eine entscheidende Wissenslücke schließen.

**Das Zusammenwirken von Bodenmikroorganismen mit Pflanzen ist zentral für stabile, biodiverse und resiliente Pflanzengemeinschaften.** Die Nährstoff- und Wasserversorgung, aber auch die Habitabilität von Böden für die verschiedenen Pflanzenarten wird durch Bodenorganismen gewährleistet. In den vergangenen zwei Jahrzehnten haben viele Studien gezeigt, dass positive Interaktionen zwischen Bodenbakterien und Pil-

zen mit allen bislang untersuchten Pflanzen bestehen (Hassani, Durán & Hacquard 2018). Die sehr viel kleineren Mikroorganismen besiedeln die Innen- wie Außenseiten von Wurzeln und oberirdischen Organen von Pflanzen. Dieses Miteinander kann man als einen Metaorganismus begreifen, den sogenannten Holobionten, der gemeinsam auf Umweltveränderungen und Eingriffe des Menschen reagiert. Dieses Phänomen ist auch für Menschen und Tiere bekannt und wird im Kontext des »One Health«-Konzepts diskutiert, das zum Ziel hat, den Schutz der Umwelt mit dem Gesundheitsschutz des Menschen zu verbinden (Banerjee & van der Heijden 2022; Samaddar et al. 2021).

Das Zusammenspiel von Bodenbakterien und -pilzen verbessert für die jeweilige Pflanze die Nährstoff- und Wasserversorgung. Darüber hinaus kann das Pflanzenmikrobiom krankheitsauslösende Mikroorganismen abwehren und damit einen Beitrag zur Pflanzengesundheit leisten. Es kann außerdem Pflanzen bei der Abwehr von herbivoren Pflanzenschädlingen unterstützen und Wurzelwachstum stimulieren, was wiederum die Anfälligkeit gegenüber Wassermangel reduziert (Cho et al. 2008). Hoch spezialisierte Interaktionen zwischen Bodenmikroorganismen und Pflanzen, wie Mykorrhiza (Pflanze–Bodenpilze) oder stickstofffixierende Wurzelknöllchen (Pflanze–Bodenbakterien), sind insbesondere durch Eingriffe des Menschen und Bodendegradation gefährdet, wenn z. B. durch Nutzpflanzen und Düngung diese Mikroorganismen nicht vorhanden oder stark reduziert sind. Dies ist typischerweise in intensiv genutzten Grünland- und in Ackerböden der Fall (Beltran-Garcia et al. 2021). Grundsätzlich ist es für die Pflanzenproduktion in Grünländern und Ackerbausystemen ein wesentliches Ziel, stabile und hohe Erträge zu gewährleisten. Weil bei der Züchtung von Nutzpflanzen in den vergangenen Jahrzehnten ein maximaler Ertrag das Ziel war, wurden zunehmend Pflanzensorten (typische Hochertragssorten von Getreidearten wie Weizen, Mais oder Gerste) angebaut, die nicht mehr ausreichend mit Bodenmikroorganismen interagieren. Es gibt erste Bemühungen, durch veränderte Anbausysteme, aber auch in der Pflanzenzüchtung diese dysfunktionalen Pflanzen–Mikrobiom–Interaktionen zu verbessern (Escudero-Martinez & Bulgarelli 2023).

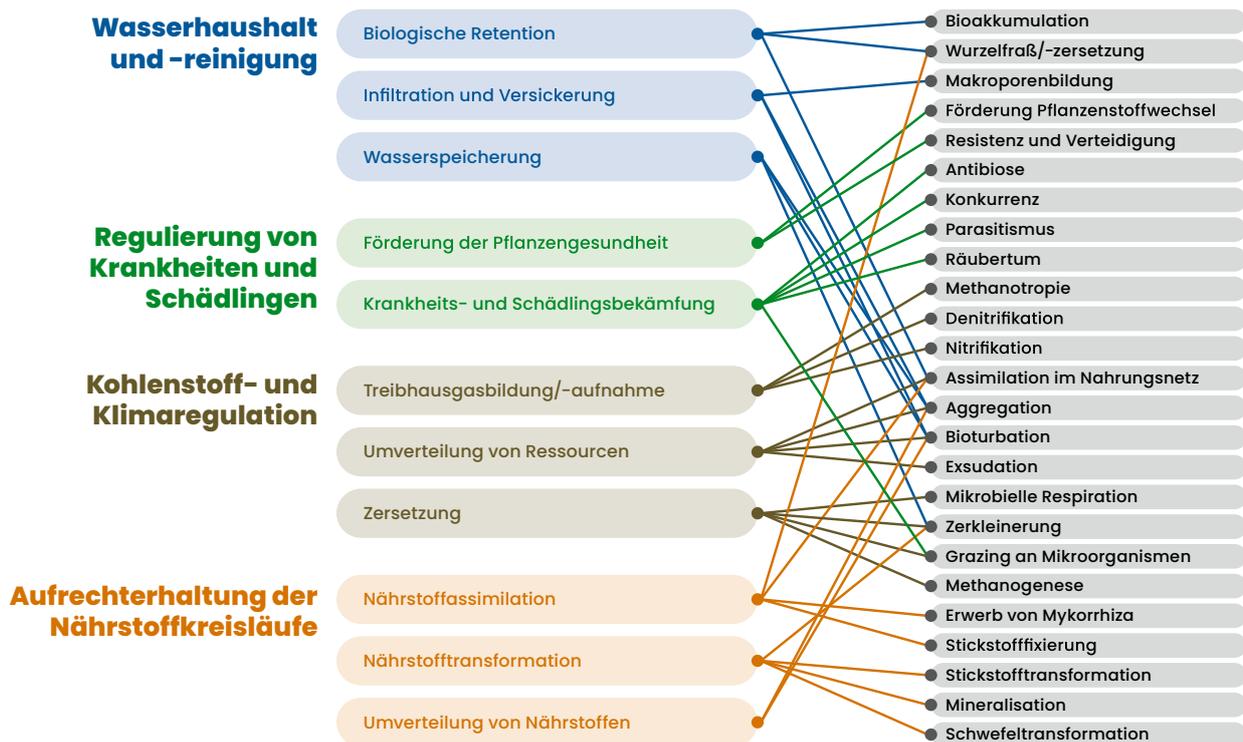
Das Zusammenwirken von Bodenmikroorganismen ermöglicht also eine stabile Nährstoff- und Wasserversorgung und macht Pflanzen resilienter gegenüber Infektionen, aber auch gegenüber durch den Klimawandel bedingten Störungen wie Hitzewellen und Dürrephasen (Allsup, George & Lankau 2023). Diese unterirdische Stabilisierung von Pflanzengemeinschaften stabilisiert

dann in letzter Konsequenz oberirdische Nahrungsnetze, die von einer resilienten und produktiven Vegetation abhängen. Umgekehrt bewirkt eine hohe Pflanzendiversität funktionell diverse Bodenmikrobiome (Lange et al. 2015), was sich z. B. darin äußert, dass Pathogene weniger wahrscheinlich Pflanzen befallen (Latz et al. 2012). Auch Bodentiere benötigen zum Überleben die positiven Wechselwirkungen mit Mikroorganismen, die in und auf ihnen leben. Solche positiven Interaktionen von Mikroorganismen mit Bodentieren sind für verschiedenen Regenwurmart und Springschwänze gut untersucht (Lund, Kjeldsen & Schramm 2014; Thimm et al. 1998). Inwiefern sich Mikrobiominteraktionen mit ihren pflanzlichen oder tierischen Partnern auf die Stabilität von bodenbezogenen ÖSF auswirken, ist nicht systematisch untersucht. Allerdings sind diese Interaktionen generell positiv für die Fitness der pflanzlichen und tierischen Partner, und deshalb ist zu vermuten, dass diese symbiotischen Interaktionen auch für die vermittelten ÖSF entscheidend sind.

### **8.3.3 Multifunktionalität für stabile Ökosystemfunktionen**

Die strukturelle und funktionelle Biodiversität der Bodenorganismengemeinschaften fördert deren Multifunktionalität, d. h. mehrere ÖSF gleichzeitig (Abb. 8.17) (Soliveres et al. 2016; Wagg et al. 2014). Bodenorganismen beeinflussen aber nicht nur die ÖSF, sie interagieren auch direkt und indirekt miteinander in konkurrierenden, mutualistischen, pathogenen oder räuberischen Beziehungen (Wardle et al. 2004). Zudem wirken ÖSF auf die Bodenorganismen zurück. Die Bedeutung der Multifunktionalität integriert über alle ökologischen Prozesse in Böden und ist daher schwer zu fassen (Bender, Wagg & van der Heijden 2016; Garland et al. 2021; Giling et al. 2019). Aufgrund der unzureichenden Datenlage werden im Folgenden zusammenfassende Betrachtungen und exemplarische Beispiele dargestellt.

Eine viel debattierte Frage ist, was mehr Bedeutung für Prozesse und Resilienz von ÖSF hat, der Artenreichtum oder die Zusammensetzung der Bodenorganismengemeinschaft. Generell führt eine Verringerung in der Biodiversität der Bodenorganismen zu einem Rückgang von ÖSF (Bender, Wagg & van der Heijden 2016; Wagg et al. 2014). Die biologische Vielfalt im Boden hat also eine Schlüsselfunktion bei der Erhaltung von ÖSF und steigert somit die Multifunktionalität (Delgado-Baquez et al. 2020). Einzelne Prozesse können aber trotzdem suboptimal ablaufen, ebenso kann die Substitution von Arten Abläufe bei ÖSF und deren Effizienz und Resilienz verändern. Untersuchungen von Soliveres et al.



**Abbildung 8.17:** Bodenorganismen führen eine Fülle von Prozessen durch (rechts, grau unterlegt), welche eine oder mehrere ÖSF im Boden unterstützen. Bündel verwandter Prozesse oder Unterfunktionen (Mitte) laufen parallel und synergistisch ab. Aus dieser Multifunktionalität resultieren die ÖSF des Bodens, u. a. Wasserhaushalt und -reinigung (blau), Aufrechterhaltung der Nährstoffkreisläufe (gelb), Kohlenstoff- und Klimaregulation (braun) sowie Regulierung von Krankheiten und Schädlingen (grün). Nach Creamer et al. 2022, verändert.

(2016) an 150 Grünlandstandorten in Deutschland zeigten, dass hoher Artenreichtum in mehreren trophischen Gruppen (multitrophische Diversität) stärkere positive Auswirkungen auf ÖSF hat als eine hohe Biodiversität in einer einzelnen trophischen Gruppe. Ein Übersichtsartikel (Nielsen et al. 2011) kommt zu dem Schluss, dass für das reibungslose Funktionieren von Ökosystemprozessen eine Grundausstattung an Organismen mit bestimmten funktionellen Merkmalen erforderlich ist, während eine weitere Zunahme der biologischen Vielfalt keine direkten Vorteile bringt. Dies deutet auf eine funktionelle Redundanz zwischen den Arten hin. Diese wird jedoch in Bezug auf Bodenorganismen kontrovers in der Literatur diskutiert und kann lediglich auf breite Ökosystemprozesse, wie z. B. Zersetzung und Bodenatmung, angewendet werden (Eisenhauer et al. 2023). Gegenseitiges Ersetzen von Funktionen ist in Bodenökosystemen aufgrund der ausgeprägten räumlichen und zeitlichen Heterogenität eingeschränkt. Auch in Böden mit einer geringen Anzahl an Arten bzw. funktionellen Gruppen, wie z. B. Ackerland, sind ÖSF im Vergleich zu diversen Gemeinschaften weniger resistent gegenüber Stressoren. De Gea et al. (2023) untersuchten hierzu den Zusammenhang zwischen Faktoren des globalen Klimawandels, Bodendiversität und ÖSF. Es zeigte sich, dass die Effekte von der Art der Funktion (z. B. Kohlenstoff-

kreislauf oder Zersetzung) und dem betrachteten Aspekt der biologischen Vielfalt (z. B. Abundanz, Artenreichtum oder Biomasse) abhängen. Insgesamt kann man sagen, dass die Auswirkungen einzelner Umweltfaktoren auf Bodenorganismen gut charakterisiert sind, es fehlt jedoch erheblich an Untersuchungen, die die Auswirkung interagierender Umweltfaktoren auf die Beziehungen zwischen Biodiversität und Funktion quantitativ erfassen (Rillig et al. 2019).

**Eine Besonderheit in Bodenökosystemen ist, dass ÖSF häufig von Konsortien aus Mikroorganismen und Fauna erbracht werden, wobei sich hier verschiedene funktionelle Gruppen ergänzen können.** Diese »kooperative« Biodiversität wirkt u. a. bei den ÖSF Streuzersetzung und Mineralisierung. Die Multifunktionalität zeigt sich hier als partizipierende Ressourcennutzung bei Mikroorganismen, deren komplementäre Enzymausstattung Abbauprozesse erst ermöglicht (García-Palacios et al. 2013; Gessner et al. 2010). Der Ausschluss funktioneller Gruppen der Fauna, experimentell manipuliert durch selektiven Ausschluss nach Körpergröße, bewirkt einen starken Rückgang der Zersetzungsprozesse. Dies zeigt, dass die Intensität dieser ÖSF von bestimmten Organismengruppen (»Schlüsselarten«) abhängt (Nieminen & Setälä 1997; Wagg et al. 2014). Der Verlust einzelner Arten oder funktioneller Gruppen

kann sich damit direkt auf die Funktionsweise der verbleibenden Bodenorganismen auswirken.

Die hochdiversen Bodennahrungsnetze sind ein Paradebeispiel für das Zusammenwirken von Organismen. Neue Forschungsansätze beschreiben analog zur Multifunktionalität von Ökosystemen die »trophische Multifunktionalität« als die gleichzeitige Unterstützung mehrerer trophischer Funktionen durch das Bodennahrungsnetz (Potapov 2022). Eine trophische bzw. funktionelle Gruppe hat stärkere Auswirkungen auf Bodenprozesse bei größerer Artenvielfalt, da Unterschiede in der Körpergröße, den Verhaltensmerkmalen und den physiologischen Anpassungen zwischen den Arten zu einer besseren Nutzung von Ressourcen führen. Im Zusammenhang mit ÖSF wirken jedoch vor allem die Biomasse und die Stoffwechselaktivität der Organismen (Ferris & Tuomisto 2015). Diesen Ansatz verfolgt das für Bodenfadwürmer entwickelte Konzept des »metabolischen Fußabdrucks« als funktionelles Attribut für die Leistungen innerhalb des Bodennahrungsnetzes (Ferris 2010). Der metabolische Fußabdruck in einem Ackerboden (Luvisol) in Niedersachsen konnte genutzt werden, um den Beitrag verschiedener Teile des Nahrungsnetzes zum Kohlenstofffluss zu bestimmen (Scharroba et al. 2016). Die Funktionalität des Nahrungsnetzes war nach zwei Jahren unter Brache unverändert, was auf eine hohe Resilienz hinweist (Ewald, Glavatska & Ruess 2020). Studien in einem sandigen Ackerboden in Brandenburg legten jedoch nahe, dass Nutzpflanzen generell einen positiven Effekt auf Stabilität und Aktivität des Nahrungsnetzes haben (Ewald et al. 2022). Der metabolische Fußabdruck von Fadenwürmer als trait-(merkmals-)basierte Methode wurde zudem an 200 Standorten in den Niederlanden getestet, auf Ackerflächen, Grünland und Wald und als funktionaler Deskriptor der Landnutzung vorgeschlagen (Mulder & Maas 2017).

**Bodenbiodiversität und die sich daraus ableitenden ÖSF werden durch menschliche Eingriffe in die Umwelt stark beeinträchtigt** (Kap. 8.5). Die Studien, die sich mit den Auswirkungen auf die ÖSF von Böden beschäftigen, sind oft auf wenige oder einzelne gut bekannte ÖSF beschränkt. Es fehlen systematische Erfassungen aller wichtigen ÖSF an einzelnen Standorten in diesem Zusammenhang (Guerra et al. 2020). Nur so ergäbe sich ein umfassendes Verständnis der Bedeutung und Gefährdung der Lebensgemeinschaften in Böden, was letztendlich ermöglicht, Biodiversität und Multifunktionalität mit geeigneten Maßnahmen (Kap. 8.7) zu schützen. Böden urbaner Ökosysteme sind ebenfalls stark anthropogen geprägt. Ein Verständnis zum Einfluss von Urbanisierung auf ÖSF in diesen Böden fehlt

weitestgehend. Erste Studien verdeutlichen aber ebenfalls für den urbanen Raum den engen Zusammenhang zwischen Pflanzendiversität, Bodenmultifunktionalität und Bodenbiodiversität (Schittko et al. 2022). Ob Veränderungen den gleichen Mustern folgen, wie sie für oberirdische Ökosysteme beschrieben wurden, bleibt für Bodengemeinschaften oft ungeklärt. Unbestritten ist jedoch, dass die funktionelle Diversität der Bodenorganismengemeinschaften die Grundlage für die land- und forstwirtschaftliche Produktion, das Klima und die Stabilität terrestrischer Ökosysteme darstellt. Ein aktiver Bodenbiodiversitätsschutz sollte demnach bewerten, ob eine ausreichend hohe Multifunktionalität der ÖSF und eine damit assoziierte funktionelle Diversität gewährleistet sind.

## 8.4 Bodenbezogene Ökosystemleistungen

### 8.4.1 Bodenbezogene Ökosystemleistungen (ÖSL) – Konzept, Ansätze der Erfassung und Bewertung

Böden mit ihren biotischen und abiotischen Bestandteilen sind eine zentrale Komponente von terrestrischen Ökosystemen. Bodeneigenschaften wie Korngrößenzusammensetzung (Bodenart), Porenvolumen, Gehalt organischer Bodensubstanz (Humusgehalt), Ionenaustauschkapazität, Feuchtigkeit, Luft und Nährstoffgehalte bestimmen zusammen mit der Bodenbiodiversität Prozesse und Funktionen in Böden und damit auch die Bereitstellung bodenbezogener ÖSL (Abb. 8.18). In terrestrischen Ökosystemen stellen Böden Habitate für Bodenleben bereit, speichern Nährstoffe für das Pflanzenwachstum und filtern unser Trinkwasser. Mit dem Begriff »bodenbezogene ÖSL« werden alle ÖSL zusammengefasst, deren Bereitstellung direkt von Bodeneigenschaften abhängig ist. Bodenbezogene Ökosystemfunktionen (ÖSF; Kap. 8.3) stellen dabei die biophysikalischen Grundlagen für bodenbezogene ÖSL dar. Für eine Einschätzung von bodenbezogenen ÖSL sollten die Informationen zu den abiotischen und biotischen Eigenschaften und Zuständen von Böden quantifiziert werden (Abb. 8.18).

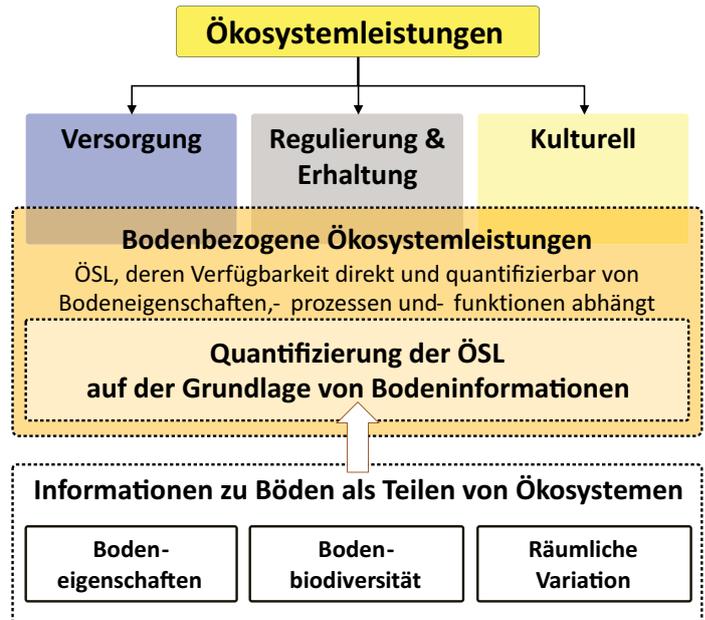
Die ÖSL-Kaskade (Kap. 2.2) zeigt auf, wie sich aus den biophysikalischen Strukturen des Bodens (grundlegende Bodeneigenschaften wie Bodenart oder Wassergehalt) Prozesse (z. B. Wasserinfiltration) ableiten. Daraus resultieren (Ökosystem-)Funktionen (z. B. Kreisläufe von Nährstoffen und Wasser, vgl. Kap. 8.3) und schließlich die ÖSL (z. B. Nahrungsbereitstellung, Kohlenstoffspeicherung), denen ein gesellschaftlicher

Nutzen oder Wert zugemessen werden kann. Bei regulierenden, bodenbezogenen ÖSL ist oft eine klare Abgrenzung zwischen einzelnen ÖSL nicht möglich. So basiert z. B. die ÖSL »Bestäubung« aufgrund von Pollentransfer z. B. auch auf im Boden nistenden Bienenarten und ist demnach Grundlage für Nahrungsproduktion. Auf Bodeneigenschaften basierende hydrologische Funktionen des Bodens, wie z. B. Wasserinfiltrations- und Retentionsvermögen, resultieren in der regulierenden ÖSL »Flutregulation«, aber auch in der Versorgungs-ÖSL »Wasserbereitstellung«.

**Obwohl Böden eine zentrale Komponente von Ökosystemen darstellen, gibt es derzeit kaum standardisierte Konzepte oder spezifische Klassifikationssysteme für bodenbezogene ÖSL** (Bach et al. 2020). Paul et al. (2021) haben existierende ÖSL-Klassifikationssysteme untersucht und auf der Basis von CICES (Haines-Young & Potschin 2018) eine Liste von 29 bodenbezogenen ÖSL erstellt. Diese können jeweils durch Bodeneigenschaften, -prozesse und -funktionen definiert und quantifiziert werden. Eine zweite Liste zeigt auf, dass 40 der aktuell 83 CICES-ÖSL-Klassen durch landwirtschaftliche Bodenbewirtschaftung beeinflusst werden können.

**Bodenbiodiversität ist von zentraler Bedeutung für zahlreiche bodenbezogene ÖSL, deren Bereitstellung vom Vorhandensein bzw. von der Abwesenheit bestimmter Organismen und deren Interaktionen beeinflusst wird.** Entsprechende regulierende Einflüsse der Bodenbiodiversität sind bei einem Großteil der bodenbezogenen ÖSL qualitativ bekannt und in Teilen durch Forschungsergebnisse quantitativ belegt (siehe nachfolgende Unterkapitel). In den Standardverfahren zur biophysikalischen Quantifizierung von bodenbezogenen ÖSL werden biotische Aspekte des Bodens und damit die Bodenbiodiversität bisher zumeist jedoch nicht oder noch nicht ausreichend berücksichtigt (u. a. biophysikalische Quantifizierung und ökonomische Bewertung im Zusammenhang mit »Ecosystem Accounting« [z. B. Burkhard, Guerra & Davíðsdóttir 2019; Grunewald et al. 2017]). Neben biophysikalischen Quantifizierungen können auch ökonomische Inwertsetzungen, z. B. von Bodenorganismen und ihren ÖSL, mit entsprechenden Verfahren vorgenommen werden (Decaëns et al. 2006; Dominati, Patterson & Mackay 2010; Jónsson et al. 2019; Plaas et al. 2019).

Neben der Berücksichtigung der Bodenbiodiversität ist es für die Bewertung bodenbezogener ÖSL entscheidend, den räumlichen Bezug zu definieren. Die Prozesse und Funktionen, aus denen die ÖSL resultieren, sind weitgehend auf den eigentlichen Bodenkörper beschränkt, wohingegen ein Großteil der resultie-



**Abbildung 8.18:** Durch Bodeneigenschaften und Bodenbiodiversität regulierte bodenbezogene Ökosystemfunktionen (ÖSF) sind die biophysikalischen Grundlagen für die Bereitstellung von bodenbezogenen ÖSL (Eigene Darstellung: Bastian Steinhoff-Knopp).

renden bodenbezogenen ÖSL vor allem a) oberhalb des Bodenkörpers (u. a. versorgende und kulturelle ÖSL aus Agrar- und Forstökosystemen), b) angrenzend (z. B. Flutregulation) oder c) unter dem Bodenkörper (z. B. Grundwasserneubildung) generiert werden. Im *Faktencheck Artenvielfalt* werden diese ÖSL in den jeweiligen Lebensraumkapiteln betrachtet. Der Fokus dieses Kapitels liegt auf bodenbezogenen ÖSL und ihrer direkten Beeinflussung durch Bodenbiodiversität.

#### 8.4.2 Synergien und Zielkonflikte zwischen biologischer Vielfalt und bodenbezogenen Ökosystemleistungen

Für die Bewertung bodenbezogener ÖSL ist die Auswahl einer ausreichenden Anzahl relevanter ÖSL im Untersuchungsraum notwendig, um Zielkonflikte und Synergien erfassen und bewerten zu können. Zielkonflikte ergeben sich z. B. aufgrund verschiedener Bewirtschaftungsoptionen in der Landwirtschaft. Intensive Bodenbearbeitung und hoher Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden verändern Strukturen, Prozesse und Funktionen des Bodens und führen in der Regel zur Zunahme der anvisierten (und koproduzierten) landwirtschaftlich geprägten Versorgungs-ÖSL (v. a. Nahrungsbereitstellung). Zugleich führt die Intensivierung aber in der Regel zur Abnahme der Biodiversität, regulierender ÖSL (z. B. Erosionsvermeidung, Wasserreinigung, Bestäubung), nicht landwirtschaftlich geprägter Versorgungs-ÖSL (z. B. Bereitstellung von Trink- und Brauchwasser) und kultureller ÖSL (z. B. verringerte Erholungsleistung).

durch monotone Landschaften [Foley et al. 2005]). Synergien können bei der Förderung der Multifunktionalität in Agrarlandschaften mit Blick auf die Bereitstellung unterschiedlicher ÖSL erreicht werden (Power 2010).

Über anthropogene Veränderungen und Einträge in Ökosysteme besteht die Möglichkeit, Ökosysteme gezielt auf die Bereitstellung weniger ÖSL zu optimieren, Zielkonflikte auszusteuern und Synergien zu nutzen. Mit den menschlichen Systemeinträgen ergibt sich eine »Koproduktion« von ÖSL, vor allem in stark überprägten Ökosystemtypen. Hierzu zählen Agrar- und Forstökosysteme mit ihren zahlreichen anthropogenen Einträgen in Böden (u. a. Saatgut, Dünger, Wasser, Pflanzenschutzmittel) und menschlichen Leistungen (Arbeitszeit, Wissen) wie auch urbane Ökosysteme (stark modifizierte Stadtböden, versiegelte Böden, urbane Grünflächen). Wissenschaftliche Ansätze zur Differenzierung natürlicher und anthropogener Beiträge zur Bereitstellung von Versorgungs-ÖSL in landwirtschaftlichen (Bethwell et al. 2021) und in urbanen (Tan et al. 2020) Ökosystemen existieren, sind in der Realität aber oft nur schwer implementierbar.

### 8.4.3 Bodenbiodiversität und bodenbezogene Ökosystemleistungen

**Bodenbezogene ÖSL sind gesellschaftlich von höchster Relevanz, da ein Großteil dieser ÖSL für die Versorgung der Bevölkerung und der Wirtschaft unentbehrlich ist.** Für die Landwirtschaft ist der Boden entscheidend, da dieser neben der notwendigen Fläche die entsprechenden Strukturen, Prozesse und Funktionen sowie die erforderliche Biodiversität für die Bereitstellung aller landwirtschaftlichen ÖSL bereitstellt. Aber auch andere Wirtschaftsbereiche, wie zum Beispiel die Wasserversorgung, profitieren von den biotischen und abiotischen Eigenschaften der Böden in Form von hochfunktionalen und vergleichsweise kostengünstigen Filtrationskörpern, in denen auch das Bodenleben für die Wasseraufbereitung und -bereitstellung sorgt. Somit kommt der Quantifizierung und Bewertung bodenbezogener ÖSL, der ihnen zugrunde liegenden Eigenschaften, der Biodiversität und der Nutzungspotenziale eine herausragende Bedeutung zu (Pascual et al. 2015).

Viele der Zusammenhänge zwischen Bodenbiodiversität und ÖSL sind noch nicht im Detail erforscht. Grundsätzlich ergeben sich aus den von der Bodenbiodiversität beeinflussten Ökosystemfunktionen die ÖSL-Gruppen, die durch Bodenorganismen bereitgestellt bzw. reguliert werden. **Da die Übergänge zwischen Ökosystemfunktionen und regulierenden ÖSL vielfach unscharf sind, kann zwischen »intermediären«**

**und »finalen« (für den Menschen nutzbaren) ÖSL unterschieden werden** (Fisher & Turner 2008). **Zudem können einige dieser ÖSL sowohl positiv als auch negativ (Disservice) wirken**, wenn z. B. im Boden vermehrt für den Menschen nachteilig wirkende Prozesse ablaufen (Tab. 8.2). Beispiele dafür sind die ÖSL »globale Klimaregulation« oder »Regulierung von Pflanzenkrankheiten«. In Abhängigkeit von u. a. der Bewirtschaftung kann Kohlenstoff im Boden gespeichert oder freigesetzt werden. Bodenbürtige Pathogene können Pflanzenkrankheiten auslösen und Nützlinge diese regulieren (Wall, Nielsen & Six 2015).

Im nachfolgenden Text werden die bodenbezogenen ÖSL, für die ein direkter Zusammenhang mit Bodenbiodiversität nachgewiesen werden konnte, nach regulierenden, Versorgungs- und kulturellen ÖSL, gelistet nach der CICES-Klassifikation, dargestellt. Für die jeweiligen ÖSL werden dabei sowohl die positiven als auch die negativen Leistungen (Disservices) angesprochen. Am Ende des Textes werden weitere Versorgungs- und kulturelle ÖSL mit indirektem Zusammenhang zur Bodenbiodiversität angeführt. Die Übersicht der ÖSL ist in Tabelle 8.2 dargestellt.

#### 8.4.3.1 Regulierende bodenbezogene Ökosystemleistungen

##### Erosionsregulation

Bodenerosion gehört zu den globalen Herausforderungen der nachhaltigen Bodennutzung und der Ernährungssicherheit. Erosion durch Wind, Wasser, Eis und Schwerkraft führt zur Bodendegradation und verringert damit die Bereitstellung von bodenbezogenen ÖSL (Steinhoff-Knopp, Kuhn & Burkhard 2021). So weist das SDG der UN Ernährungssicherheit ausdrücklich darauf hin, dass Bodenerosion Ernteerträge verringert (Lal 1999; Panagos et al. 2018; Rhodes 2014). Die ÖSL Erosionsregulation beschreibt die Verringerung oder Vermeidung von Bodenabträgen durch Ökosystemkomponenten, hier in erster Linie durch die Vegetation. Eine ausreichende Bodenbedeckung durch Pflanzen oder abgestorbene Pflanzenreste wirkt direkt der Bodenerosion entgegen. Eine höhere Bodenbiodiversität wirkt indirekt auf die Bodenerosion: Insbesondere die Makrofauna (v. a. Regenwürmer) sorgt durch ihre Grabtätigkeit für ein stabiles Grobporensystem und damit für eine schnellere Infiltration (Lavelle & Spain 2001). Dies verringert den für Bodenerosion durch Wasser initialen Oberflächenabfluss. So konnten Shuster et al. (2002) zeigen, dass ein ausgeprägtes Grobporensystem durch Regenwürmer den Bodenabtrag um bis zu 50 % reduziert. Zusätzlich kann durch den Auswurf von Bodenlebewe-

sen die Mikrotopografie des Bodens positiv beeinflusst und damit der Bodenabtrag herabgesetzt werden (Le Bayon & Binet 2001). Auch die durch Bodenleben verbesserte Aggregatbildung im Boden führt zu mehr Bodenstabilität und trägt dazu bei, Bodenerosion zu verringern (Burri, Gromke & Graf 2013; Pérès et al. 2013).

Ein entscheidender Faktor zur Reduzierung von Bodenerosion ist eine angepasste landwirtschaftliche Nutzung. Insbesondere der Verzicht auf wendende Bodenbearbeitung (Pflügen), angepasste Nutzung von Flächen in Hanglagen und Bodenbedeckung wirken Bodenerosion entgegen (Prasuhn 2012). Sie sorgt weiterhin für die Ausbildung einer stabilen Bodenstruktur und die Durchmischung des Oberbodens. Eine Hauptrolle bei diesem Prozess kommt Regenwürmern zu. Entsprechend entwickelten Orgiazzi und Panagos (2018) einen »Regenwurmfaktor«, der in der Modellierung von Bodenerosion durch Wasser berücksichtigt werden kann.

Die Wühltätigkeiten durch Makro- und Megafauna können auch negative Effekte haben. So können z. B. Dachse für die Untergrabung und damit zur Instabilität von Böden führen (Matthews & Wilson 2005).

### Bioremediation

Umweltverschmutzungen führen zur vermehrten Belastung unserer Ökosysteme, was sich durch Kontamination des Grundwassers wiederum negativ auf die menschliche Gesundheit auswirken kann. Einige Bodenmikroorganismen haben die Fähigkeit, Metalle aus wässrigen Lösungen zu binden (Biosorption), wodurch toxische Metalle abgesondert werden. Damit trägt Bodenleben zur biologischen Entgiftung bzw. Bioremediation von Ökosystemen bei. Diese Fähigkeit von Bodenmikroorganismen wird auch zur gezielten Sanierung von Altlasten und kontaminierten Flächen genutzt. So werden z. B. Mykorrhizapilze bei der Sanierung von durch Bergbau belasteten Böden eingesetzt (Bala et al. 2022; Dangi et al. 2019; Kumar et al. 2018).

### Regulation des Wasserkreislaufes

Der Boden ist als Wasserspeicher und die Infiltration regulierender Körper relevant für die Aufnahme, den Abfluss und die Speicherung von Wasser und wirkt damit maßgeblich regulierend u. a. für den Landschaftswasserhaushalt, die Trinkwasserneubildung und auf Hochwasserereignisse. Bodenorganismen (vorrangig die Makrofauna) sorgen in Böden für die Bildung eines stabilen Grobporensystems (sekundäre Makroporen) und erhöhen damit die Infiltrations- und Wasserspeicherkapazität. Vor allem Regenwürmer können durch die vertikalen Makroporen zur Mitigation von Starkregenere-

eignissen beitragen (Andriuzzi et al. 2015), wobei bei der Stabilisierung auch mikrobielle Hyphen und Stoffwechselprodukte von entscheidender Bedeutung sind (Pérès et al. 2013). Das durch Regenwürmer angelegte Makroporensystem kann die Infiltrationsraten um das Zweifache bis Fünfzehnfache erhöhen (Shipitalo & Le Bayon 2004).

### Bestäubung und Samenverbreitung

Die Mehrzahl (75 %) der wichtigsten Nutzpflanzen sind von Bestäubern abhängig (Klein et al. 2007), und Wildbienen machen einen Großteil dieser Bestäuber aus. Ungefähr 70 % der Wildbienen nisten unterirdisch (Antoine & Forrest 2021), wie z. B. in Deutschland die Erdhummel (*Bombus terrestris*). Dabei hat vor allem die Bodenbearbeitung einen Einfluss auf die bodennistende Bienenart. Einige Bienenarten bevorzugen bearbeiteten Boden, wohingegen eine zu tiefe Bodenbearbeitung oder zu stark verdichteter Boden die Bienenester zerstören oder nicht ermöglichen kann und damit auch indirekt die Bestäuberfunktion einschränken könnte (Carvalho et al. 2021; Hopwood et al. 2021). Eine insektenfreundliche Ackerbewirtschaftung kann daher auch eine positive Wirkung auf den Ertrag von bestäuberabhängigen Kulturpflanzen haben (Christmann 2022; Hopwood et al. 2021). Hingegen bisher wenig erforscht ist das komplexe Zusammenwirken von Bodeneigenschaften, Bodenbewirtschaftung und unterschiedlichen Bodenlebewesen als Bestäuber (Carvalho et al. 2021; David, Storkey & Stevens 2019). Weitere Bodenbewohner wie Ameisen übernehmen wichtige Bestäuberfunktionen, wenn auch eher in südeuropäischen Ländern (Lengyel et al. 2010).

### Regulation und Bereitstellung von Habitaten

Unterschiedliche Böden stellen in ihrer physikochemischen Heterogenität vielfältige Habitate für jegliche Bodenlebewesen bereit. Ebenso sind die Wechselwirkungen zwischen Bodenfauna und Mikroorganismen offensichtlich. Die Bodenfauna verändert durch ihre Aktivität die Lebensbedingungen und damit die Vielfalt der Bodenmikrobiome. Dies kann physikalischer Natur sein, wie bei der Bioturbation (Durchmischung und Verlagerung von Boden, Transfer durch den Darm) oder chemisch, indem Kohlenstoff- und Stickstoffquellen verfügbar gemacht werden. So beeinflussen die habitatformenden Aktivitäten von Regenwürmern und Ameisen die Biotopstruktur und Biodiversität anderer Organismen und fungieren als sogenannte Ökosystemingenieure (Eisenhauer 2010). Außerdem verbreitet die Bodenfauna Mikroorganismen und erhöht durch Fraß an Mikroorganismen (»Grazing«) deren Aktivität (Fil-

ser et al. 2002; Filser et al. 2016). Mikroorganismen stellen außerdem eine potenzielle Nahrungsquelle für z. B. Regenwürmer, Fadenwürmer, Springschwänze und Käfer dar (Menta & Pinto 2016).

Bodenorganismen können außerdem invasive Arten bekämpfen und somit zum Schutz nativer Arten beitragen (Boll & Leal-Zanchet 2015; Toepfer et al. 2014). Andererseits können Bodenorganismen aber auch invasiv auftreten und andere Arten verdrängen. Zum Beispiel könnten sich die außereuropäischen Plattwürmer *Obama nungara* (Justine et al. 2020) und *Arthurdendyus triangulatus* in Deutschland ausbreiten und die einheimische Bodenfauna beeinflussen (Boag & Yeates 2001). Beim phytopathogenen Bakterium *Ralstonia solanacearum*, das eher in tropischen Böden prävalent ist, scheint der Klimawandel eine Ausbreitung in andere Klimazonen zu fördern (vgl. Smith et al. 2008).

### **Regulierung von Pflanzen- und Nutztierkrankheiten**

Bodenbiodiversität trägt maßgeblich zur Abwehr von Schädlingen und Krankheitserregern bei. Northfield et al. (2012) konnten zeigen, dass eine erhöhte Anzahl von funktionellen Gruppen die biologische Schädlingsbekämpfung erhöhte, während eine gestiegene Diversität innerhalb einer funktionellen Gruppe nicht den gleichen Effekt hatte. In einer Literaturstudie konnte gezeigt werden, dass in zwei Drittel der Studien ein positiver Effekt des Artenreichtums der biologischen Feinde von Schädlingen in Agrarökosystemen und damit eine Reduzierung von Schädlingen nachzuweisen waren. Auch die Interaktion zwischen Boden und Pflanzen hat einen Einfluss auf die Resilienz von Ökosystemen (Letourneau et al. 2009). Mehr Biodiversität in der Pflanzengemeinschaft kann Bodenbakterien fördern, die dann wiederum den Schutz der Pflanzen vor Krankheitserregern verbessern können (Latz et al. 2012). Zudem haben Böden mit komplexeren Nahrungsnetzen mehr Möglichkeiten, u. a. pflanzenparasitäre Fadenwürmer zu unterdrücken (Sánchez-Moreno & Ferris 2007). Schadpilze der Gattung *Fusarium* werden als eine der ernsthaftesten bodenbürtigen Pflanzenkrankheiten betrachtet und bedrohen Ernten weltweit (FAO et al. 2020). Pilzfressende Bodentiere oder mit mikrobiellen Isolaten angereicherte Biodünger wirken regulierend auf Fusarien und ihre Mykotoxine (Fu et al. 2017).

Bisher haben wenige Studien die Auswirkungen der genetischen Diversität auf die biologische Schädlingsbekämpfung in Agrarsystemen untersucht (Crowder & Jabbour 2014). Der Fokus lag bisher auf dem Artenreichtum (*species richness*) als Biodiversitätsmaß der biologischen Schädlingsbekämpfung, weniger auf Evenness,

funktioneller bzw. genetischer Vielfalt (ebd.). Zudem ist bisher wenig bekannt über die pathogen-suppressori-schen Eigenschaften natürlicher Böden (Banerjee & van der Heijden 2022). Andererseits können Bodenorganismen bei Nutzpflanzen und -tieren Krankheiten auslösen, wie *Ralstonia solanacearum* und *Phytophthora infestans* bei Kartoffeln (Kartoffelmehltau), *Nosema apis* in Bienen (Nosematose) und der Pilz *Batrachochytrium salamandrivorans* bei verschiedenen Salamanderarten (Salamanderpest).

### **Regulierung von Krankheiten für den Menschen**

Die Wissensdefizite zu den Zusammenhängen zwischen Böden und der menschlichen Gesundheit sind eklatant (Brevik & Sauer 2015). Wissenschaftliche Studien haben gezeigt, dass weniger Allergien und andere immunsystembezogene Probleme nachzuweisen sind, wenn Menschen regelmäßig Bodenmikroorganismen ausgesetzt sind (Hanski et al. 2012; Wall, Nielsen & Six 2015). Die menschliche Darmflora kann auch durch bodenbürtige Mikroorganismen beeinflusst werden, indem diese über den Boden in die Pflanzen und über die Pflanzenmikrobiota in den Menschen gelangen (Banerjee & van der Heijden 2022). Das Essen von Erde (»Geophagy«) wird zudem in einigen Ländern des Globalen Südens praktiziert, wo ein Mangel an Spurenelementen in der Nahrung durch Aufnahme mineral- und spurenelementreicher Böden als Nahrungsergänzung ausgeglichen wird (Sing & Sing 2010). Und ungefähr 40 % aller verschreibungspflichtigen Medikamente sind auf chemische Verbindungen oder deren Derivate zurückzuführen, die natürlich von Bodenorganismen, insbesondere dem Mikrobiom, gebildet werden können (Pepper et al. 2009).

Krankheitserreger und Parasiten aus dem Boden, die Krankheiten bei Menschen, Pflanzen, Nutz- und Wildtieren verursachen, sind angesichts der Fülle der im Boden lebenden Organismen eine Minderheit. Einige Bakterien (z. B. *Salmonella spp.*) (Schierstaedt et al. 2020), Pilze, Protisten und Fadenwürmer können jedoch ein gesundheitliches Risiko darstellen. Auch Milben können Krankheiten auslösen. Die bekannteste Milbe ist die Zecke (*Ixodes ricinus*), die im Jugendstadium temporär im Boden lebt und Borreliose und Frühsommer-Meningoenzephalitis (FSME) übertragen kann.

### **Regulierung der Bodenqualität**

Bodenorganismen tragen durch ihre Aktivitäten zur Regulierung bzw. zum Erhalt der Bodenqualität bei. Größere Organismen durchlüften und durchmischen den Boden oder tragen durch ihre Grabtätigkeit nährstoffreiches Material in tiefere Bodenschichten ein (Bioturba-

tion); saprophage Tiere zerkleinern organisches Material, das anschließend mikrobiell weiter abgebaut und remineralisiert wird. Mikrobielle Stoffwechselprodukte und die abgestorbene pflanzliche und mikrobielle Biomasse (Nekromasse) bilden die Grundlage der organischen Bodensubstanz. Durch die Tätigkeit von Mikroorganismen entstandene organische Säuren tragen außerdem zur Verwitterung des Ausgangsgesteins und damit zur Bodenneubildung bei. Insgesamt sorgt das Bodenleben für die Ausbildung eines stabilen Bodengefüges.

Stickstofffixierende Bakterien, Mykorrhizapilze, Archaeen und freilebende Diazotrophe binden in Böden bis zu 80 % des Stickstoffs, und Mykorrhizapilze stellen außerdem bis zu 75 % des Phosphors, der jährlich von Pflanzen aufgenommen wird, zur Verfügung (van der Heijden, Bardgett & Van Straalen 2008; FAO et al. 2020). Eine große Bodenbiodiversität verbessert die Effizienz der Nährstoffnutzung, die Nährstoffaufnahme der Pflanzen und damit auch die Ernteerträge (Bender & van der Heijden 2015). Zudem reduziert eine hohe mikrobielle Biomasse im Boden die Auswaschung von Stickstoff aus dem Boden (Leimer et al. 2016). Dadurch könnten potenziell Kosten in der Landwirtschaft, vor allem für den Düngemiteleinsatz, reduziert werden (Plaas et al. 2019). Komplexe Nahrungsnetze im Boden tragen außerdem zur Widerstandsfähigkeit von Ökosystemen bei (Cesarz et al. 2017).

### **Wasserfiltration bzw. Regulation der Wasserqualität**

Die ÖSL Wasserfiltration beschreibt das Filtern von (aus menschlicher Sicht) unerwünschten Nähr- und Schadstoffen während der Passage des Wassers durch den Bodenkörper. In dieser für die Bereitstellung von sauberem Trinkwasser essenziellen ÖSL wirken geogene, bodenphysikalische und biogene Eigenschaften des Bodens zusammen und unterstützen die natürlichen biologischen Reinigungsvorgänge im Grundwasser. Mikroorganismen sorgen für den Abbau von Nähr- und Schadstoffen im Bodenwasser (u. a. Denitrifikation). So trägt z. B. *Enterobacter cloacae* zur Reinigung von selen-belastetem Wasser und Boden bei (Frankenberger Jr & Arshad 2001). Die ÖSL Wasserfiltration umfasst nicht den unter der ÖSL Bioremediation zusammengefassten mikrobiellen Abbau von Schwermetallen. Es wurden bereits Zusammenhänge zwischen Boden- und Pflanzenbiodiversität als Ansatz der Bodensanierung (Phytoremediation) erforscht (Bandowe et al. 2019).

### **Globale Klimaregulation**

Die ÖSL globale Klimaregulation beschreibt die Freisetzung bzw. Bindung von Treibhausgasen durch Öko-

systeme. Böden und ihre Biodiversität sind relevant für die Kohlenstoffsequestrierung, können aber auch für die Freisetzung von CO<sub>2</sub> oder Methan (CH<sub>4</sub>) sorgen. Außerdem können sie Stickoxide wie Lachgas (N<sub>2</sub>O) freisetzen (Kap. 8.3.2). Relevante Quellen für die Freisetzung von CO<sub>2</sub> in Deutschland sind entwässerte Moore (Freisetzung von Bodenkohlenstoff) und die Düngung von Agrarstandorten und daraus resultierende Lachgasemissionen aus dem Boden. Im Grundsatz entscheiden die Nutzung und das Management der Fläche darüber, ob Böden als Senke oder Quelle von Treibhausgasen wirken. So kann durch Wiedervernässung von Moorstandorten die Freisetzung von CO<sub>2</sub> verhindert und eine Bindung erreicht werden, wobei allerdings auf die vor allem zu Beginn der Vernässung auftretenden möglichen Methanfreisetzungen geachtet werden muss. Durch entsprechende Bodenbearbeitung können jedoch methanotrophe Bakterien gefördert werden, welche das Methan entsprechend nutzen und umwandeln können (FAO et al. 2020; O. V. 2023).

Bodenorganismen verändern den in den Boden eingebrachten organischen Kohlenstoff (Pflanzenmaterial) durch Zersetzung, aber auch Respiration (Veratmung). Bei einem positiven Fließgleichgewicht trägt Bodenbiodiversität zum Humusaufbau und damit zur Kohlenstoffspeicherung bei (Crowther et al. 2019; Dilly, Gnaß & Pfeiffer 2005; de Graaff et al. 2015; Lange et al. 2015; Minasny et al. 2017). In einer Studie auf 76 Standorten in elf europäischen Ländern, die fünf biogeografische Zonen und drei Landnutzungstypen abdeckte, korrelierten die molekulare mikrobiologische Biomasse und der Pilzreichtum signifikant mit der Kohlenstoffspeicherung (als Beitrag zur ÖSL globale Klimaregulation) (Creamer et al. 2016).

Veränderungen in der organischen Zusammensetzung des Bodens und Änderungen in der Landnutzung haben einen signifikanten Einfluss auf die Freisetzung von CO<sub>2</sub> im Zuge der Bodenatmung (Oertel et al. 2016). Zunehmende Temperaturen verursachen bei ausreichender Wasserverfügbarkeit eine Nettofreisetzung von Kohlendioxid aus Böden, da Mikroorganismen unter höheren Temperaturen die Verwertung von Pflanzenresten und anderen organischen Stoffen beschleunigen (Bond-Lamberty & Thomson 2010; Schädel et al. 2016) und damit die Balance zwischen Kohlenstoffsequestrierung bzw. -freisetzung beeinflussen und die Freisetzung von Lachgas (N<sub>2</sub>O) und Methan (CH<sub>4</sub>) erhöhen. Ohne geeignete Gegenmaßnahmen führt dies zu einer Abnahme des organischen Bodenkohlenstoffs und damit zu einem Verlust an Bodenfruchtbarkeit und Bodenqualität.

**Lokale Temperatur- und Feuchtigkeitsregulation**

Durch die biogene Durchmischung des Bodens (Bioturbation) und Aggregatbildung werden der Temperatur- und der Wasserhaushalt besser reguliert. Humusreiche Böden als Ergebnis vielfältigen Bodenlebens haben eine erhöhte Wasserspeicherkapazität im Oberboden, was für das Pflanzenwachstum und für Zersetzungsprozesse von Relevanz ist. Artenreiche Bodengemeinschaften unter artenreicher Vegetation (Eisenhauer et al. 2011b; Scherber et al. 2010) können die Anreicherung von Bodenkohlenstoff fördern (in artenreichen Wiesen bis zu dreimal mehr Bodenkohlenstoff als in sehr artenarmen Gemeinschaften [Lange et al. 2015]) und damit den Bodenwassergehalt erhöhen (Fischer et al. 2019) und das Bodenmikroklima im Oberboden stabilisieren (Huang et al. 2023).

**8.4.3.2 Versorgende bodenbezogene Ökosystemleistungen****Kultivierte Pflanzen als Nahrungsmittel, Rohstoff und Energiequelle**

Die Bereitstellung von Agrarprodukten (v. a. Pflanzen als Nahrungsmittel, Rohstoff und Energiequelle) basiert auf der Koproduktion von natürlichen Ökosystemstrukturen und -prozessen, der Bodenbiodiversität und den daraus resultierenden Funktionen, beeinflusst von anthropogenen Systemveränderungen und -einträgen. Insbesondere in Agrarökosystemen, die über längere Zeiträume genutzt wurden, ist es in der Regel schwierig, natürliche von menschengemachten Beiträgen zu unterscheiden, da neben den direkten Auswirkungen auch langfristige Wirkungen von im Boden verbleibenden Wirkstoffen auf die Bodenbiodiversität und -funktionen zu betrachten sind. Kurzfristige Auswirkungen menschlicher Einträge in Form von Dünger, Wasser, Pestiziden und Treibstoff lassen sich hingegen vergleichsweise gut in Bezug zu erzielten Ernten quantifizieren (Bethwell et al. 2021).

Eine höhere Biodiversität der Bodenfauna führt in der Regel zu schnelleren und effizienteren Prozessen für die Versorgung von Pflanzen mit Nährstoffen und bessere Wachstumsbedingungen durch Durchlüftung des Bodens. Ein Großteil der wesentlichen Pflanzennährstoffe (z. B. Stickstoff, Phosphor, Kalium und Magnesium) kommen aus dem Boden, und die mikrobiellen Gemeinschaften im Boden spielen bei der Bereitstellung dieser Elemente sowie bei der Aufnahme durch die Pflanze eine zentrale Rolle (Brevik et al. 2020). Eine Nährstoffversorgung durch intakte biodiverse Bodenmikroben kann sich auf die Qualität der Nahrungsmittel und damit positiv auf die Konsumenten auswirken (Hirt 2020).

**Wildpflanzen, Pilze und Insekten als****Nahrungsmittel, Rohstoff und Energiequelle**

Die Interaktionen zwischen Bodeneigenschaften, -prozessen und -organismen sind entscheidend für das Vorkommen bestimmter Wildpflanzen und Pilze, die für den Menschen als Nahrungsmittel, Rohstoff und Energiequelle dienen können (Menta & Pinto 2016). Das Sammeln von Wildpflanzen und Pilzen hat in Deutschland eine lange Tradition und trug temporär substanziell zur Versorgung der Bevölkerung bei. Ungefähr 3280 Pilzarten werden global (Li et al. 2021) und in Deutschland etwa 190 Pilzarten (DGfM 2019) als essbar oder bedingt essbar eingestuft. Ein sehr begehrtes und wertvolles Genussmittel ist der Trüffel, wobei die Zusammenhänge mit der Bodenfauna noch nicht erschöpfend untersucht wurden (Menta & Pinto 2016; Queralt, Moraza & Miguel 2014). Regenwürmer und Ameisen können aufgrund ihrer Bodenaktivitäten (Beitrag zur Bodenporosität, Abbau und Aufnahme organischer Stoffe in den Boden) eine positive Wirkung auf Trüffel haben (García-Montero et al. 2013; Menta & Pinto 2016). Die ÖSL »Insekten als Nahrungsmittel« kann derzeit trotz einiger Vorstöße auf EU-Ebene (Novel Foods' Legislation), in Deutschland als vergleichsweise vernachlässigbar betrachtet werden, was auch bodenlebende Insekten beinhaltet.

**Genetisches Material**

Seit den 1940er-Jahren werden wichtige Antibiotika aus im Labor kultivierten Bodenpilzen und Bakterien gewonnen (wie z. B. Penicillin oder Tetracyclin). Der tatsächliche Genpool in Böden ist aber viel größer, als er durch kultivierbare Mikroorganismen repräsentiert wird (Jónsson & Davíðsdóttir 2016). In Böden befindet sich noch reichlich unentdecktes genetisches Material, das vermutlich erheblich zur Lösung zukünftiger Probleme beitragen kann und somit ein Future-Value darstellt (Kap. 8.4.3.3). So wurde kürzlich ein neues Antibiotikum namens Teixobactin entdeckt, das von einem bisher unbekanntem und im Labor nicht kultivierbaren Bakterium gebildet wird. Des Weiteren können vom Boden isolierte Bakteriophage zur Phagentherapie gegen bakterielle Infektionen eingesetzt werden (Hyman 2019).

**8.4.3.3 Kulturelle bodenbezogene Ökosystemleistungen**

Im Gegensatz zur Bedeutung von Böden für die Bereitstellung von zahlreichen regulierenden und Versorgungs-ÖSL sind bei den kulturellen bodenbezogenen ÖSL oftmals eher indirekte Zusammenhänge zu finden, und entsprechende Studien sind sehr selten. Im Folgen-

den werden ausgewählte Beispiele kurz dargestellt, um die Rolle kultureller, bodenbezogener ÖSL dennoch darzustellen.

### **Kognitive und emotionale Interaktionen**

Das Berühren und der Geruch von Boden lösen bei den meisten Menschen Emotionen aus. So können die Beobachtung und der Geruch eines Waldbodens zu einem Zustand physiologischer und mentaler Entspannung führen und damit Stress reduzieren (Hanyu, Tamura & Mori 2014). Unter anderem wird der typische Waldgeruch von Stoffwechselprodukten der Aktinobakterien verursacht (Gerber & Lechevalier 1965). Andererseits lösen viele Bodenlebewesen auch Ekel aus, z. B. Asseln und Spinnen, oder sind für den Menschen lästige Wegbegleiter, z. B. Ameisen und Wespen. Menschen bauen in der Regel selten eine positive Bindung zu Insekten auf (Ullrich 2021).

### **Boden als Archiv**

Der Boden »speichert« und konserviert für uns auch Objekte der Vergangenheit. Diese Archivfunktion des Bodens ist vor allem in der Paläontologie, Ur- und Frühgeschichte, Archäologie und deren entsprechender wissenschaftlicher Aufarbeitung von Relevanz (Bodendenkmäler). Der Boden repräsentiert eine der wichtigsten Informationsquellen zur Geschichte der Menschheit vor der Erfindung der Schrift (Jones et al. 2005). Aber auch Pollenanalysen aus Sedimenten, subfossile Mikroorganismen in Permafrostboden geben Aufschluss über die Lebensbedingungen oder klimatischen Veränderungen in der Vergangenheit und fungieren somit als geologisches, historisches und ökologisches Archiv. Die Aktivitäten von Bodenlebewesen können hierbei als eher schädlich in Bezug auf diese Archivfunktion betrachtet werden, da biotische Prozesse im Boden zur Zersetzung oder Verlagerung (Bioturbation) beitragen (Tryon 2006; Walimbe 2021). Andererseits können in der Kriminalistik (forensischen Entomologie) die Spuren der Zersetzung von organischem Material (Verwesungsgrad) oder die Zusammensetzung der Bodenorganismen z. B. Rückschlüsse auf einen Todeszeitpunkt erlauben (Amendt et al. 2020).

### **Boden und Bodenlebewesen zur Forschung**

Wissenschaftliche Forschung und traditionelles Wissen zu biotischen Bodenkomponenten wie Arten und deren Nutzen sind wichtig, um Arten zu erhalten (Paoletti, Buscardo & Dufour 2000) und andere Forschungswege zu inspirieren. Bodenlebewesen können die Forschung inspirieren, z. B. in der Bionik (Gorb & Gorb 2016; Han

et al. 2013; Persaud 2017). Die starke Bodenhaftung u. a. von Ameisen oder Käfern macht sich die Wissenschaft zunutze, um Roboter an vertikalen Flächen hochlaufen zu lassen (Brites et al. 2013; He et al. 2014).

Einige bodenlebende Wirbellose werden auch als Indikatorarten genutzt, um klimatische Veränderungen, historische Prozesse, chemische Bodenbelastungen, menschliche Einflüsse und schützenswerte Habitate zu identifizieren (z. B. anhand der Roten Listen von Tausendfüßern, Regenwürmern und Ameisen) (Pulleman et al. 2012; Trautner & Aßmann 1998). Die Bioindikatoren tragen somit auch zum Schutz anderer Arten und der Natur bei (Decaëns et al. 2006). Im Citizen Science Projekt BODENTIERhoch4 wurden neue Tools (u. a. eine App) zum Monitoring und zur Identifikation von größeren Bodentieren (Asseln, Hundertfüßern und Doppelfüßern) für die Forschung und den Naturschutz mit Aspekten der Umweltbildung verbunden (Neu et al. 2022).

### **Umweltbildung**

Naturschutzverbände, wissenschaftliche und öffentliche Einrichtungen vermitteln Wissen über Bodenbiodiversität an unterschiedliche Ziel- und Altersgruppen. Allerdings machen diese Initiativen Bodenbiodiversität vornehmlich an bekannten Vertretern wie Regenwürmern, dem Maulwurf oder dem Feldhamster fest. In der Regel werden Kinder über Schulprojekte, Anschauungsmaterialien, z. B. Ameisen oder Regenwürmer in Terrarien, und über den Schulstoff an die Vielfalt von Bodenlebewesen herangeführt. Allerdings enthalten die Lehrpläne der Bundesländer kaum verpflichtenden Inhalt zum Thema Boden und Bodenbiodiversität (Xylander 2020). Zudem gehen das Wissen und Interesse oftmals mit dem Alter verloren, sodass die breite Bevölkerung mit Ausstellungen (z. B. siehe Xylander & Zumkowski-Xylander 2018) und Aktionen (z. B. siehe BvBoden 2023) wie z. B. »Boden des Jahres« oder »Insekt des Jahres« wieder an die Vielfalt von Böden und Bodenlebewesen herangeführt werden soll. Die Arbeit mit unterschiedlichen Bodentexturen wird in der Umweltbildung, aber auch in der Garten-, Wald- und Naturtherapie als »multisensorische Erfahrung« angewendet (Brevik & Burgess 2013).

### **Ästhetik**

Boden und bodenlebende Insekten in der Kunst sind ein ungewöhnliches Thema, aber haben durchaus ästhetischen Wert. So hat Albrecht Dürer bereits 1505 einen naturgetreuen Hirschkäfer in Aquarell gemalt (Ullrich 2021), dessen Larven im Boden leben. Der Boden selbst kann auch als Kunstobjekt verstanden werden (Feller et al. 2015), z. B. in der Malerei, den Kunstprojekten des

Bundesverbands Boden e.V., mit Fotoausstellungen, Gedichten über Böden und Bodenlebewesen oder sogar Boden in der klassischen Musik (»Bodenkantate«, <https://www.bodenwelten.de>). Die Kombination biotischer und abiotischer Eigenschaften des Bodens bildet die Grundlage für viele Landschaftsstrukturen und Landnutzungsmuster, welche die Ästhetik der Landschaft widerspiegeln. Die Rolle der Bodenbiodiversität für den ästhetischen Wert der Landschaft wäre noch weiter zu erforschen.

### **Spirituelle und symbolische Bedeutung**

Auch aus religiösen und spirituellen Gründen kann die Ansicht entstehen, Tiere, Pflanzen und die Natur zu schützen. Bereits in der Bibel wird der Boden/die Erde als Grundlage zur Erzeugung von Nahrungsmitteln genannt, aber auch mit dem Unterirdischen und Tod in Verbindung gebracht (Bibel, Genesis 3:19) (Comerford et al. 2013). In den monotheistischen Religionen schuf Gott den ersten Menschen (Adam: »der aus der Erde Genommene«) aus Erde bzw. Ackerboden (Bibel, Genesis 2,9), ebenso »alle Tiere des Feldes und alle Vögel des Himmels« (Bibel, Genesis 2,19). Es gibt zahlreiche spirituelle Beziehungen zwischen Kulturen und Böden, zum Beispiel enthält ein römisch-katholischer Schrein in New Mexico eine »heilige Erde«, die angeblich schon viele Menschen von Leiden befreit hat und seitdem als Wallfahrtsort dient. Die symbolische Bedeutung von Boden ist auch in der Lyrik und Musik verankert. Zudem können Bodenlebewesen auch einen ikonischen Wert haben, z. B. wurde der Skarabäuskäfer in der ägyptischen Mythologie als göttliches Tier und Glücksbringer verehrt. Auch bodenbezogene Souvenirs haben eine symbolische Bedeutung, wie z. B. Sand von der Nord- oder Ostseeküste in einer Glasflasche.

### **Unterhaltung (Entertainment) oder Repräsentation**

Die Vermenschlichung (Anthropomorphismen) von anderen Lebewesen gilt in der Wissenschaft eher als unangemessen, aber ermöglicht den Aufbau einer Verbindung und eines Bezugs zur Natur – vor allem für Kinder (Gebhard 2020). Beispiele hierfür wären »Der kleine Maulwurf« oder »Die Biene Maja«, bei denen auch Bodenlebewesen vorkommen. Es besteht eine Überschneidung zwischen Unterhaltung und Umweltbildung; Kinder werden spielerisch an Bodenlebewesen herangeführt (Zumkowski-Xylander et al. 2017). Zudem sind Maulwurf, Biene und Feldhamster von Naturschutzverbänden gern genutzte Aushängeschilder (»Flagship Species«) für den Schutz natürlicher Ökosysteme und extensiv genutzte Agrarflächen (NABU 2022).

### **Andere kulturelle Ökosystemleistungen – intrinsischer und moralischer Wert**

Tier- und Pflanzenarten haben auch intrinsische Werte, d. h. Werte, die mit keinem Aspekt der direkten »Nützlichkeit« (für den Menschen) in Verbindung stehen (Xylander 2020). Die Konzeption erfolgt vor allem aus ethischen und moralischen Gesichtspunkten. Existenzwerte entstehen aus der Vorstellung, dass jede Art einen Wert hat, ohne dass Bezug auf etwas anderes als auf ihre eigene Existenz genommen wird – so auch für die Lebewesen im Boden (Phillips et al. 2020). Aus Sicht vieler Naturschützer:innen hat die Menschheit eine moralische Verantwortung, die Tier- und Pflanzenwelt der Erde zu schützen (Decaëns et al. 2006). Neben dem Schutz aller Lebewesen wird im Natur- und Artenschutz aber auch der strategische Wert verfolgt, bestimmte »Flagship Species« als besonders schützenswert zu erachten, nach denen das Naturschutzmanagement ausgerichtet wird und wofür eventuell andere Arten benachteiligt werden, wobei Trade-offs (Zielkonflikte) zwischen verschiedenen Arten in der Bodenbiodiversität entstehen können.

### **Andere kulturelle Ökosystemleistungen – Optionswert**

Arten könne auch noch in Zukunft relevant bleiben oder werden, und wir haben die Verantwortung, die Arten für zukünftige Generationen zu schützen. Diese sogenannten Optionswerte sind mögliche zukünftige Nutzungsoptionen, wie z. B. die genetische Diversität von Bodenlebewesen, die noch viel Potenzial für die Nutzung in der Pharmazie, Nahrungsmittelindustrie und Landwirtschaft aufweist. Die Nutzung von Insekten als Schädlingsbekämpfung und essbare Insekten können als »nature-based solutions« das menschliche Wohlergehen unterstützen und damit Anreize für eine nachhaltigere Zukunft schaffen (Dangles & Casas 2019).

Im Folgenden werden weitere relevante Versorgungs- und kulturelle ÖSL nach der CICES-Systematik abgehandelt, für die keine direkten Zusammenhänge mit der Bodenbiodiversität nachgewiesen werden konnten.

### **Weitere Versorgungs-ÖSL, die eher im indirekten Zusammenhang mit der Bodenbiodiversität stehen**

#### **Wasserspeicherung sowie Bereitstellung von Trink- und Brauchwasser**

Die bodenlebenden Organismen verursachen horizontale und vertikale Mikro- und Makroporen, die nicht nur in der Wasserfiltration, sondern auch in der Verfügbarkeit von Trink- und Brauchwasser (u. a. Bewässerung von Agrarflächen, industrielle Produktion) wichtig

sind. Die kleinen Bodenporen halten das Wasser (kapillare Bindung) für Pflanzen verfügbar (in Wechselwirkung mit der nutzbaren Feldkapazität). Die Speicherung von Trink- und Brauchwasser findet jedoch vor allem in Grundwasserleitern (Aquiferen) unterhalb des belebten Bodens statt (Overholt et al. 2022). Für die quantitative Bereitstellung überwiegen somit die physikalischen Bodeneigenschaften und Bodentypen und geologischen Eigenschaften, z. B. das Vorhandensein von wasserundurchlässigen Schichten zur Grundwasserleitung.

#### **Material bzw. Biomasse**

Boden und seine Bestandteile werden als Material im Straßen- und Hochbau (z. B. Sand, Lehm, Kies), in Geschirr (z. B. Glas, Porzellan, Töpferei), als Brennstoff, im Garten- und Landschaftsbau (z. B. Mulch, Humus, Wurmkompostierung), in der Kunst (Ton für Skulpturen), in der Industrie (z. B. Sandstrahlung) sowie als Arzneimittel und Schönheitsprodukte (z. B. Ton- und Heilerde) verwendet (Comerford et al. 2013). Einige Autoren vermuten, dass etwa noch die Hälfte der Weltbevölkerung in Häusern aus getrocknetem Schlamm oder Lehm lebt (Baveye, Baveye & Gowdy 2016; Staubach 2005), wobei in Deutschland in diesem Zusammenhang Fachwerkhäuser und Lehmhaus zu nennen wären. Die Rolle der Bodenbiodiversität ist in diesem Zusammenhang jedoch vermutlich gering und nur unzureichend verstanden.

#### **Fundament bzw. Grundlage für Infrastruktur**

Auch wenn der Boden als Grundlage für menschliche Raumanforderungen zum Beispiel für den Hausbau, Infrastrukturbauten oder Landnutzungen nicht in CICES gelistet ist, so ist die Bereitstellung von Raum dennoch eine sehr wichtige ÖSL (Dominati, Patterson & Mackay 2010; Morel, Chenu & Lorenz 2015; O’Riordan et al. 2021). Abiotische Faktoren des Bodens wie der Bodentyp und die Bodenbeschaffenheit spielen eine große Rolle bei der Eignung für die Infrastrukturentwicklung (Verkehr, Wohnen, Freizeit, Abfallentsorgung, Energie- und Wasserversorgung) und die ökonomischen Werte von Boden in urbanen Gebieten (Bodenpreise für den Hausbau) als auch in ländlichen Gebieten (Bodenpreise für Landwirtschaft, erneuerbare Energien und Landgrabbing) spiegeln die hohe ökonomische Bedeutung dieser ÖSL wider, und menschliche Aktivitäten wie Bodenverdichtung und -versiegelung haben einen sehr

großen Einfluss auf die Bodenbiodiversität. Die Bodenbiodiversität spielt in diesem Kontext jedoch vermutlich eine untergeordnete Rolle.

#### **Weitere kulturelle ÖSL, die eher im indirekten Zusammenhang mit der Bodenbiodiversität stehen Physische und erlebnisbasierte Erfahrungen**

Interaktionen mit Boden und seinen Komponenten wie Gärtnern (Clatworthy, Hinds & Camic 2013) oder das bei Kindern beliebte Buddeln und Sandburgen bauen fördern die geistige und körperliche Gesundheit und Entwicklung, wobei der Einfluss der Bodenbiodiversität dabei als eher indirekt über die an der Oberfläche vorkommenden Pflanzen, Tiere und Strukturen einzustufen ist. Es können aber auch direkte Interaktionen mit Bodenlebewesen (v. a. Makrofauna) erfolgen (Brevik & Burgess 2013; BvBoden 2023).

#### **Erholung und Tourismus**

In Bezug auf den Boden spielen bei Erholung und Tourismus Geoparks, welche Landschaften von internationaler geologischer Bedeutung sind, eine wichtige Rolle. Heute gibt es 177 Geoparks der UNESCO in 46 Ländern (UNESCO 2019); in Deutschland sind es acht Parks. Ein weiteres Beispiel sind die Wattböden an der Nordseeküste, welche zu Aktivitäten wie Wattwandern einladen und wachsende Bedeutung im nationalen und internationalen Tourismus erlangt haben. Hier spielt das Erleben von Natur und Biodiversität eine große Rolle.

#### **Kulturelles und historisches Erbe**

Böden haben eine große natur- oder/und kulturgeschichtliche Bedeutung. Viele Menschen fühlen sich einer Landschaft mit all ihren biotischen und abiotischen Elementen und Eigenschaften verbunden (*»sense of place«*). So prägt der Sand die Nord- und Ostseeküsten, die kargen Böden der Lüneburger Heide, aber auch die Abraumhalden der Braunkohle die Tagebaue. Die direkten Zusammenhänge zwischen Bodenbiodiversität und dem Zugehörigkeitsgefühl zu einer bestimmten Kulturlandschaft sind jedoch kaum erforscht.

Tabelle 8.2 fasst den Text bzw. den zuvor beschriebenen Kontext über die ÖSL mit Bodenbezug zusammen. Hierbei wurden auch ÖSL gelistet, für die noch kein konkreter Bezug zu Bodenbiodiversität nachgewiesen werden konnte, d. h., hier bestehen noch Forschungslicken bzw. Forschungsbedarf.

**Tabelle 8.2:** Übersicht der Ökosystemleistungen (ÖSL), die von Bodenbiodiversität beeinflusst werden oder beeinflusst werden können. Die ÖSL sind hier nach CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) gelistet. Wenn nur die Ebene der CICES-Gruppe angegeben ist, lässt die Literatur keine detaillierte Beschreibung der ÖSL zu. Zudem muss erwähnt werden, dass keine allumfassende Literaturanalyse durchgeführt wurde und somit nur Beispiele genannt werden können.



= Positiver Einfluss von Bodenbiodiversität oder Boden (als System) auf die **ÖSL**



= Negativer Einfluss von Bodenbiodiversität oder Boden (als System) auf die **ÖSL**

? = Es wurden keine geeigneten Quellen gefunden.

»Boden generell« bedeutet, dass das Zusammenwirken mit abiotischen Prozessen im Vordergrund steht.

Ökosystemleistung <sup>1</sup>	CICES-Klasse <sup>2</sup>	Einfluss Bodenbiodiversität	Nationale Quelle bzw. Daten u. a. von D.	Internationale Quellen
<b>Regulierende bodenbezogene Ökosystemleistungen</b>				
Erosionsregulation	2.2.1.1		Pérès et al. 2013	Burri, Gromke & Graf 2013; Le Bayon & Binet 2001; Shuster et al. 2002
			?	Matthews & Wilson 2005; Reichman & Seabloom 2002
Bioremediation	2.1.1.1, 2.1.1.2		?	Bala et al. 2022; Dangi et al. 2019; Grenni et al. 2009
Regulation des Wasserkreislaufes	2.2.1.3		Amelung et al. 2018a	Huang et al. 2023
Bestäubung und Samenverbreitung	2.2.2.1, 2.2.2.2		Hausmann, Petermann & Rolff 2016	Carvalho et al. 2021; Christmann 2022; Lengyel et al. 2010; Rostás & Tautz 2011
Regulation und Bereitstellung von Habitaten	2.2.2.3		Amelung et al. 2018b; Zentrum zur Förderung des mathematisch-naturwissenschaftlichen Unterrichts (Z-MNU) der Universität Bayreuth 2006	Boll & Leal-Zanchet 2015; Carvalho et al. 2021; Christmann 2022
			?	Boag & Yeates 2001
Regulierung von Pflanzen- und Nutztierkrankheiten	2.2.3.1, 2.2.3.2		Pflanzen: Toepfer et al. 2014	Pflanzen: Compant et al. 2005; Crowder & Jabbour 2014; De Corato 2020; Letourneau et al. 2009; Northfield et al. 2012
			?	Pflanzen: Fisher et al. 2012; Nutztiere: Hugh-Jones & Blackburn 2009; Wildtiere: Fisher et al. 2012
Regulierung von Krankheiten für den Menschen	2.2.3.1, 2.2.3.2		Schierstaedt et al. 2020	Hanski et al. 2012; Ling et al. 2015; Pepper et al. 2009
			Ehrmann et al. 2018	Brooker, Clements & Bundy 2006; Jourdan et al. 2018; Wall, Nielsen & Six 2015
Regulierung der Bodenqualität	2.2.4.1, 2.2.4.2		Kap. 8.3. Cesarz et al. 2017; Eisenhauer, Reich & Isbell 2012; Leimer et al. 2016; Plaas et al. 2019; Wagg et al. 2011	Bender & van der Heijden 2015; van Der Heijden, Bardgett & Van Straalen 2008; Sofo, Mininni & Ricciuti 2020
			Bei Temperaturanstieg: Lang & Luster 2022	?
Wasserfiltration/Regulation der Wasserqualität	2.2.5.1, 2.2.5.2		Andriuzzi et al. 2015; Bandowe et al. 2019	Frankenberger Jr & Arshad 2001

Ökosystemleistung <sup>1</sup>	CICES-Klasse <sup>2</sup>	Einfluss Bodenbio-diversität	Nationale Quelle bzw. Daten u. a. von D.	Internationale Quellen
Globale Klimaregulation	2.2.6.1		Dilly, Gnaß & Pfeiffer 2005; Lange et al. 2015; O. V. 2023; Smith et al. 2021	Creamer et al. 2016; Crowther et al. 2019; de Graaff et al. 2015; Minasny et al. 2017
			?	Lubbers et al. 2013; Schädel et al. 2016
Lokale Temperatur- und Feuchtigkeitsregulation	2.2.6.2		Huang et al. 2023	?
<b>Versorgende bodenbezogene Ökosystemleistungen</b>				
Kultivierte Pflanzen als Nahrungsmittel, Rohstoff und Energiequelle	1.1.1	 	Siehe »Regulierung der Bodenqualität«	
Wildpflanzen, Pilze und Insekten als Nahrungsmittel, Rohstoff und Energiequelle	1.1.5.1		Dörfelt, Ruske & Kästner 2022	Pilze: Falandysz & Borovička 2013; Menta & Pinto 2016; Pérez-Moreno et al. 2021; Uprety et al. 2012; Yun & Hall 2004 Insekten: Belluco et al. 2013; Comerford et al. 2013; Del Toro, Ribbons & Pelini 2012; van Huis 2003; Paoletti, Buscardo & Dufour 2000
			Dörfelt, Ruske & Kästner 2022	Pilze: Falandysz & Borovička 2013; Motiejūnaitė et al. 2019; Persson 2016
Genetisches Material	1.2.1		?	Hyman 2019; Ling et al. 2015; Mergeay et al. 2003; Pepper et al. 2009; Riesenfeld, Goodman & Handelsman 2004; Yamaki et al. 1994
			Leroch et al. 2013; Peters et al. 2014	?
Wasserspeicherung / Bereitstellung von Trink- und Brauchwasser	4.2.1		Overholt et al. 2022	?
Material/Biomasse	4.3.1, 4.3.2	Boden generell 	Amelung et al. 2018a	Comerford et al. 2013; Mumtaz et al. 2019
Fundament / Grundlage für Infrastruktur	–		Morel, Chenu & Lorenz 2015	Dominati, Patterson & Mackay 2010; O’Riordan et al. 2021
			?	Matthews & Wilson 2005; Reichman & Seabloom 2002
<b>Kulturelle bodenbezogene Ökosystemleistungen</b>				
Physische/erlebnisbasierte Erfahrungen	3.1.1.		BvBoden 2023; siehe auch Tab. 8.6	Brevik & Burgess 2013; Kecinski et al. 2018; Motiejūnaitė et al. 2019
			?	Brevik & Burgess 2013; Kecinski et al. 2018
Erholung /Tourismus	3.1.1.1, 3.1.1.2	Boden generell 	Motiejūnaitė et al. 2019; UNESCO 2019	

Ökosystemleistung <sup>1</sup>	CICES-Klasse <sup>2</sup>	Einfluss Bodenbiodiversität	Nationale Quelle bzw. Daten u. a. von D.	Internationale Quellen
Kognitive und emotionale Interaktionen	3.1.2		Xylander 2020; siehe auch Tab. 8.6	Brevik et al. 2018; Craig, Logan & Prescott 2016; Hanyu, Tamura & Mori 2014; Motiejūnaitė et al. 2019
			Gebhard 2020; Ullrich 2021	Brevik et al. 2018; Craig, Logan & Prescott 2016
Boden als Archiv	3.1.2		Bodenbiodiversität: Amendt et al. 2020; Dlussky & Wedmann 2012; Köhler et al. 2018; Köhler et al. 2019; Köhler et al. 2020; Prud'homme et al. 2019 Boden: Acksel et al. 2016; Acksel et al. 2019; Jones et al. 2005; Morel, Chenu & Lorenz 2015	Bodenbiodiversität: Prud'homme et al. 2019 Boden: Acksel et al. 2019
			?	Bodenbiodiversität: Motiejūnaitė et al. 2019; Tryon 2006; Walimbe 2021
Boden und Bodenlebewesen zur Forschung	3.1.2.1		Alle hier erwähnten wissenschaftlichen Studien	
Umweltbildung	3.1.2.2		BvBoden 2023; Kucharzyk 2022; Xylander 2020; Xylander & Zumkowski-Xylander 2018; Zentrum zur Förderung des mathematisch-naturwissenschaftlichen Unterrichts (Z-MNU) der Universität Bayreuth 2006; siehe auch Tab. 8.6	Motiejūnaitė et al. 2019; Paoletti, Buscardo & Dufour 2000
Kulturelles/historisches Erbe	3.1.2.3	Boden generell 	Acksel et al. 2016; Köhler et al. 2019; Köhler et al. 2020	Brevik, Fenton & Homburg 2016; Feller et al. 2015
Ästhetik	3.1.2.4		Bodenwelten 2023; Feller et al. 2015; Ullrich 2021	Feller et al. 2015; Motiejūnaitė et al. 2019
			Gebhard 2020	?
Spirituelle und symbolische Bedeutung	3.2.1.1, 3.2.1.2		Feller et al. 2015	Comerford et al. 2013; Motiejūnaitė et al. 2019; Pérez-Moreno et al. 2021
Unterhaltung (Entertainment) oder Repräsentation	3.2.1.3		NABU 2022 Boden: Boden des Jahres 2023; Kucharzyk 2022; Zumkowski-Xylander et al. 2017	Feller et al. 2015; Motiejūnaitė et al. 2019
Andere kulturelle Leistungen	3.2.2.1, 3.2.2.2		Xylander 2020	Decaëns et al. 2006; Motiejūnaitė et al. 2019; Phillips et al. 2020

<sup>1</sup> Bezeichnung nach CICES, ins Deutsche übersetzt.

<sup>2</sup> Die Nummerierung wurde nach CICES angegeben. Wenn nur die Ebene der CICES-Gruppe angegeben ist, lässt die Literatur keine detaillierte Beschreibung der ÖSL auf CICES-Klassen-Ebene zu.

## 8.5 Direkte Treiber der Bodenbiodiversität, der Ökosystemfunktionen und -leistungen

### 8.5.1 Einleitung

#### 8.5.1.1 Klassifizierung der Wirkung von direkten Treibern auf die Bodenbiodiversität

Eine Klassifizierung direkter Treiber kann dabei helfen, deren Wirkung abschätzen und entsprechende Maßnahmen zur Verringerung der Effekte ableiten zu können. Jedoch muss darauf hingewiesen werden, dass diese Klassifizierungssysteme die Komplexität der Treiber oftmals nur unvollständig abdecken und viele Treiber in unterschiedlicher Form bzw. Intensität in Böden auftreten (z. B. Intensität der Landnutzung, Eigenschaften von Mikroplastik). In der Realität ist oftmals eine Interaktion von Treibern zu beobachten, sodass eine separate Betrachtung des jeweiligen Effektes schwierig ist. Des Weiteren ist das Ausmaß der Treiberwirkung abhängig von der Pufferfähigkeit des Bodens (z. B. aufgrund der jeweiligen Bodenart, der klimatischen Bedingungen und der räumlichen und zeitlichen Wirkung des Treibers). Generell besteht eine hohe Abhängigkeit der Treiberwirkung von der jeweiligen Einflussstärke des Stressors auf die exponierten Organismen und deren unterschiedlicher Vulnerabilität, mit Schwierigkeiten hinsichtlich der Erfassung räumlicher und zeitlicher Muster. Dementsprechend ist eine allgemeine Kategorisierung von Treibern schwierig, da deren Wirkung stark von der Physiologie und dem Verhalten der potenziell betroffenen Organismen abhängig ist. Um jedoch Treiber und deren Wirkung auf die Bodenbiodiversität ver-

ständlicher zu machen, werden im Folgenden einige dieser Klassifizierungssysteme vorgestellt.

Eine Möglichkeit der Klassifizierung ist, Treiber anhand ihrer Eigenschaften (biologisch, chemisch, physikalisch) zu unterscheiden (Tab. 8.3) (Rillig, Ryo & Lehmann 2021). Physikalische Treiber wirken direkt auf den Lebensraum (z. B. Bodenverdichtung infolge von Druckbelastungen durch schwere Fahrzeuge). Treiber mit chemischer Wirkung beeinflussen entweder die Organismen direkt (z. B. akute oder chronische Toxizität für bestimmte Stoffwechselprozesse, trophische Interaktionen) oder indirekt über die Nährstoffverfügbarkeit. Biologische Treiber sind Lebewesen (oft Mikroorganismen, aber auch bestimmte Invertebraten), die einzelne Arten oder Gemeinschaften im Habitat durch Konkurrenz um Nährstoffe und Lebensraum sowie parasitäre bzw. antagonistische Beziehungen indirekt oder direkt beeinflussen. Letzteres trifft besonders häufig auf sich stark vermehrende invasive Arten zu, da die jeweiligen Bodenorganismengemeinschaften über keine (oder zumindest nicht ausreichende) Abwehrmechanismen verfügen.

Ferner ist eine Unterscheidung nach Treiberwirkweise (z. B. Toxizität, Veränderung der Nahrungsverfügbarkeit oder von Bodenparametern) oder Treiberwirkrichtung, d. h. positiv (Erhöhung) oder negativ (Verringerung der Bodenbiodiversität), ggf. mit Unterteilung nach Organismen, möglich. Des Weiteren können die Eigenschaften der Treiber für deren Klassifizierung herangezogen werden; d. h., wirken sie direkt auf den Boden oder indirekt über die Pflanze, entfalten sie sich simultan und homogen auf die gesamte Bodenbiota oder stufenweise über Nahrungsketten als Kaskadeneffekt (Rillig, Ryo &

**Tabelle 8.3:** Klassifizierung von Treibereigenschaften auf die Bodenbiodiversität und zugehörige Beispiele in terrestrischen Ökosystemen (in Anlehnung an Rillig et al. 2021).

Physikalisch	Chemisch	Biologisch
Erwärmung	Stickstoffeintrag	Invasive Arten
Künstliche Lichtquellen	Wassermangel	Konkurrenz (Nahrung, Lebensraum)
Bodenverdichtung	CO <sub>2</sub> -Zunahme	Krankheitsüberträger
UV-B-Strahlung	Tenside	Prädation
Hitzewellen	Schwermetalle	Veränderung Ökosystem ( <i>ecosystem engineer</i> )
Brände	Salinität	Mutualismus
Bodenversiegelung	Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS)	Scheinbare Konkurrenz
Überschwemmung	Pestizide	
	Ozonzunahme	
	Chemikalien	
	Mikro- und Nanoplastik	
	Rußpartikel	

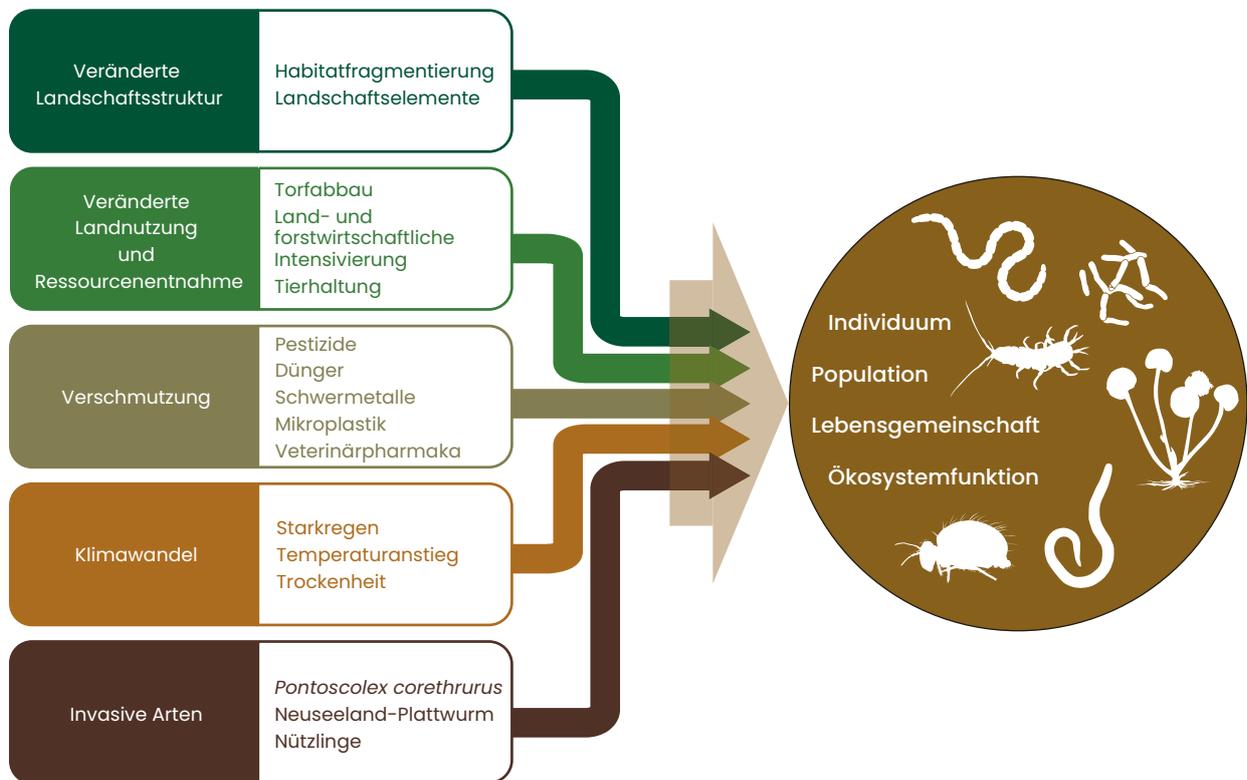
Lehmann 2021), wie zum Beispiel im Fall der Wirkung von Schadstoffen auf die Bodengemeinschaft (McKee & Filser 2016). Treiber können auch nach ihrer Wirkung auf ökologische Organisationsstufen (Individuen, Arten, Lebensgemeinschaft, Ökosystem) unterschieden werden (Abb. 8.19) (Simmons et al. 2021). Auf der organismischen Ebene (Individuen, Arten) wirkt die große Mehrheit aller Treiber direkt durch die veränderte Verfügbarkeit von Ressourcen bzw. die toxische Wirkung von Substanzen. Die Bodenversiegelung, (landwirtschaftliche) Bodenbearbeitung sowie die Einwanderung gebietsfremder Arten sind Beispiele für Treiber, die oft großflächig, d. h. auf der Ebene von Lebensgemeinschaften, wirken und so die Zusammensetzung, Entwicklung sowie die ökologischen Funktionen von Bodenorganismengemeinschaften beeinflussen. Dabei sind Parameter wie das Vorhandensein von Ausbreitungskorridoren oder -barrieren oder die Fragmentierung von Lebensräumen zu berücksichtigen. Des Weiteren ist eine Unterscheidung von Treibern nach Wirkdauer möglich, d. h. entweder ein kurzzeitiger Puls (z. B. Trockenheit; Pflügen) oder ein lang anhaltender, chronischer Druck (z. B. Schadstoffe) (Phillips et al. 2023).

**8.5.1.2 Übersicht Direkte Treiber**

Als direkte Treiber werden hier anthropogene Faktoren oder Prozesse angesehen, die über die regulative Wir-

kung natürlicher biologischer, chemischer und physikalischer Faktoren auf einzelne Arten, Organismengemeinschaften oder ganze Ökosysteme hinausgehen. Diese werden gemäß FAO in fünf Kategorien unterschieden (Abb. 8.19) (FAO et al. 2020).

Die veränderte Landnutzung ist der am besten untersuchte Treiber der Bodenbiodiversität, gefolgt von Verschmutzung und Klimawandel. Im Gegensatz dazu sind invasive Arten und Veränderung der Struktur der Landschaft als Treiber der Bodenbiodiversität bislang nur für wenige Bodenorganismen erforscht (Abb. 8.20). Der Kenntnisstand korreliert jedoch nicht mit der Relevanz der Treiber für die Bodenbiodiversität. Phillips et al. (2023) kamen in einer Metastudie von > 600 Publikationen zu dem Ergebnis, dass die größten negativen Auswirkungen auf die Bodenfauna von Bodenkontaminationen (Metalle, Pestizide) sowie der Intensivierung der Landnutzung ausgingen. Der Bodenpufferfähigkeit, die es ermöglicht, Treiberwirkungen abzufedern, kommt eine große Bedeutung zu (Phillips et al. 2023). Wie im Folgenden beschrieben, ist es oftmals die Kombination mehrerer Treiber, die für den Schutz der Bodenbiodiversität bedeutsam ist. Da jedoch die Planung adäquater Versuche und die Untersuchung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen aufgrund der Komplexität des Systems sehr schwierig sind, existieren zu Effekten von Treiberkombinationen leider bislang kaum belastbare Da-



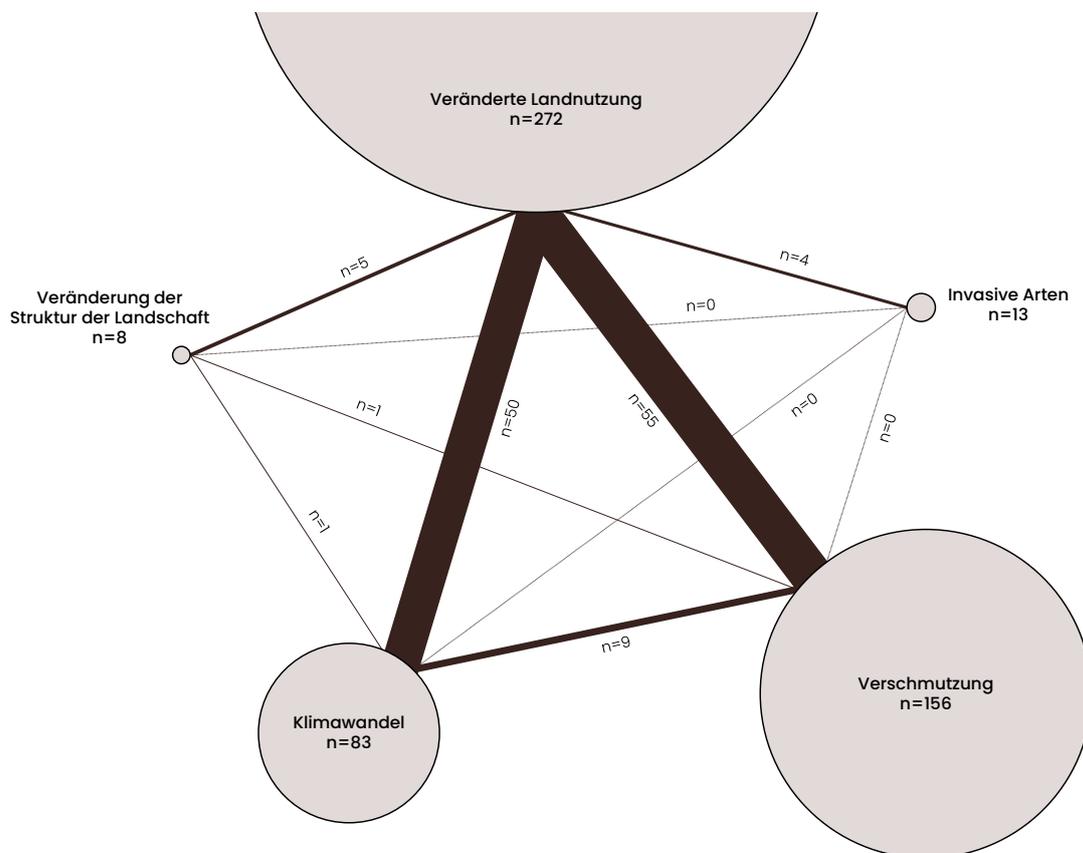
**Abbildung 8.19:** Beispiele von direkten Treibern und deren Wirkung auf unterschiedliche Organisationsstufen der Bodenbiodiversität (in Anlehnung an Simmons et al. 2021).

ten. Verallgemeinert kann festgestellt werden, dass die Bodenbiodiversität sowohl von der Habitatstabilität als auch der Konnektivität abhängig ist. Das heißt, Treiber, die die Habitatstabilität beeinflussen, beeinflussen auch direkt die Bodenbiodiversität über Förderung oder Verringerung der Artenverbreitung (Le Provost et al. 2021).

Nicht jeder Treiber ist für alle Bodenorganismen in gleichem Umfang erforscht. Im Folgenden wird der aktuelle Kenntnisstand zusammengefasst. Fehlende Nennung einer Organismengruppe bedeutet, dass nach unserem Wissensstand bisher keine Studien für Deutschland existieren oder auf hiesige Bedingungen übertragbar wären. Des Weiteren gilt hervorzuheben, dass direkte Treiber der Bodenbiodiversität am besten für Böden des Agrar- und Offenlandes untersucht sind, sodass diese im Folgenden sehr stark repräsentiert sind. Obwohl sich grundlegende Gesetzmäßigkeiten auch auf die Bodenbiodiversität in anderen Lebensräumen übertragen lassen, ist es wichtig, in Zukunft den Kenntnisstand zu direkten Treibern zu verbessern, um Folgen der Änderung der Bodenbiodiversität für Ökosystemfunktionen und -leistungen abschätzen zu können.

### 8.5.2 Veränderung der Struktur der Landschaft im Lebensraum Boden

Bodenerosion ist ein natürlicher Prozess, der jedoch durch die Landnutzungsform und den Klimawandel verstärkt werden kann. In Deutschland gehen ca. 25 Mio. t Böden jährlich durch wasserbedingte Erosion verloren (UBA 2022a). Hinzu kommen die windbedingten Erosionen, die besonders in offenen Landschaften hochrelevant sein können. Dies wirkt sich negativ auf die Bodenbiodiversität durch den Verlust von Lebensraum aus. Gleichzeitig tragen die Bodenlebewesen (z. B. Regenwürmer, Bakterien, Pilze) direkt zur Erhaltung der Bodenstruktur bei, indem sie Bodenpartikel durch Bewegung und Ausscheidungen zu Aggregaten formen und die Versickerung von Wasser beeinflussen (Rillig & Mummey 2006; Wall, Nielsen & Six 2015). Werden diese Bodenlebewesen durch geeignete Maßnahmen gefördert, so sollte sich die Erosionsanfälligkeit des Bodens verringern (Péres et al. 2013). Oberirdische Maßnahmen wie zum Beispiel das Anlegen von Landschaftselementen (Agroforst, Hecken) reduzieren zusätzlich Erosionsrisiko und -intensität. Agroforstsysteme wirken sich daher positiv auf die Boden-



**Abbildung 8.20:** »Forschungsinteresse«: Die Kreise stellen die Anzahl an Veröffentlichungen dar, die sich mit der jeweiligen Kategorie direkter Treiber von Biodiversitätsveränderungen befassen, und die Linien stellen die Anzahl an Veröffentlichungen dar, die sich mit den beiden Kategorien befassen, deren Kreise sie verbinden. Die Größe der Kreise und die Strichdicke sind proportional zur jeweiligen Anzahl an Publikationen. Die Informationen dazu entstammen der systematischen Literatursuche für das Kapitel Bodenbiodiversität sowie ausgewählter deutschsprachiger Literatur.

biodiversität aus – nicht nur, da sie die Verfügbarkeit von Nährstoffen und Lebensraum steigern, sondern auch weil sie gleichzeitig das Erosionsrisiko verringern. Außerdem fungieren diese Landschaftselemente als Rückzugsort in Zeiten ungünstiger Bedingungen (z. B. intensiver landwirtschaftlicher Bearbeitung), sodass diese zu einem Erhalt der Bodenbiodiversität beitragen (Le Provost et al. 2021). Schätzungen zeigen, dass die Wassererosion in Deutschland durch kleine Landschaftselemente um 1,1 % gesenkt wird (Syrbe et al. 2018). Vollständigkeitshalber muss jedoch erwähnt werden, dass vor allem größere, im Boden lebende Säugetiere (z. B. in Überpopulation auftretende Kaninchen oder Füchse) die Erosionsanfälligkeit des Bodens erhöhen können. Es kommt also darauf an, welche Organismengruppen durch die verschiedenen Maßnahmen begünstigt werden. Diese kontroverse Rolle sowie die unbekanntenen Wechselwirkungen sind auch der Grund, warum Bodenorganismen bisher nicht in Erosionsmodellen berücksichtigt wurden (Orgiazzi & Panagos 2018).

Die Fragmentierung von Landschaften wird allgemein als wichtiger Treiber für die Biodiversität angesehen, da diese die Habitatqualität, Flächengröße und Konnektivität der Habitate verändert. Jedoch ist die Datenlage für den Einfluss der Habitatfragmentierung auf Bodenorganismen für Deutschland sehr gering. In internationalen Studien (USA, Hawaii, Argentinien) konnte für mikrobielle Gemeinschaften in Waldböden ein Effekt der Fragmentierung nachgewiesen werden (Grilli et al. 2015; Kiesewetter & Afkhami 2021; Vannette, Leopold & Fukami 2016). Im Allgemeinen ist davon auszugehen, dass der Einfluss der Fragmentierung mit zunehmender Größe der Bodenorganismen steigt, denn diese können größere Distanzen im Boden zurücklegen. Da die Habitatzerstückelung und -zerstörung mit einer Änderung von physikochemischen Eigenschaften im Boden und im oberirdischen Bewuchs verbunden sind, sind auch indirekte Auswirkungen auf die Bodenbiodiversität möglich (Kiesewetter & Afkhami 2021).

### **8.5.3 Veränderte Landnutzung und direkte Ressourcenentnahme im Lebensraum Boden**

Eine Veränderung in der Landnutzung, z. B. Umwandlung von Wald in Ackerfläche, Entwässerung von Mooren und Sümpfen, kann die Menge des in Böden gebundenen organischen Kohlenstoffs verändern. Dies hat direkte Folgen für das Nahrungsangebot für Bodenorganismen und führt so zu Veränderungen in der Artenvielfalt und den Nahrungsnetzen. In der Folge einer intensiven landwirtschaftlichen Praxis kommt es zum Entzug von Biomasse und Nährstoffen aus dem Boden, sodass

die Nahrungsressourcen für viele Bodenlebewesen abnehmen. Die Entwässerung von Mooren mit dem Ziel des Torfabbaus hat Folgen auf physikalisch-chemische Bedingungen im Boden und führt zu einem Rückgang der an dieses Habitat spezialisierten Arten. Gleichzeitig können Generalisten einwandern. Dies kann sowohl zu einer Zu- als auch Abnahme der Bodenbiodiversität führen (Curry & Schmidt 2006; Frouz et al. 2010; Wu et al. 2017), wobei sich die Bodenorganismengemeinschaft ändert. In einer Studie mit 19 verschiedenen Standorten in Europa konnte gezeigt werden, dass die Umwandlung zwischen Ackerland, Forst und Grünland und die damit einhergehende Veränderung im organischen Kohlenstoff einen gravierenden Einfluss auf die Bodenmikrobiota hatte (Finn et al. 2023; Szoboszlai et al. 2017). Des Weiteren wird die Aktivität der Bodenfauna verändert, was sich beispielsweise in der Freisetzung von klimarelevanten Gasen aus Böden zeigt (Amundson et al. 2015).

Die begrenzte Fläche an Ackerböden bei gleichzeitig stetig steigendem Bedarf an Nahrungsmitteln und Energiepflanzen führte in den letzten Jahrzehnten zu einer Intensivierung der Landwirtschaft. Verschiedene landwirtschaftliche Maßnahmen wurden ergriffen, um die Produktivität des Standortes zu fördern. Eines der wichtigen Treiberbeispiele der Bodenbiodiversität in Agrarflächen ist die Bodenbearbeitung, da diese in physikalische und chemische Eigenschaften des Bodens eingreift (Deubel, Hofmann & Orzessek 2011; Schlüter et al. 2018). Für Bakterien-, Archaeen- und Pilzgemeinschaften ist bekannt, dass sich deren Zusammensetzung in Böden in Abhängigkeit von der mechanischen Bodenbearbeitung (konventionelles Pflügen vs. reduziertes Grubbern) unterscheidet (Babin et al. 2019; Sommermann et al. 2018). Dies ist möglicherweise eine direkte Folge der unterschiedlichen Verfügbarkeit von organischen Substanzen, die den Mikroorganismen als Nahrungsquelle dienen. Die Einarbeitung von Pflanzenresten in Ackerböden stabilisiert komplexe Bodenmikrobiome, wie am Beispiel eines 60 Jahre dauernden Feldversuchs in Belgien belegt werden konnte (Liu et al. 2022). In der oberen Bodenschicht hingegen wird durch die fehlende Einarbeitung von organischer Substanz bei reduzierter Bodenbearbeitung oder Direktsaat die mikrobielle Biomasse und Aktivität gefördert (Bischoff 2018). Außerdem ist bei einer pflügenden Bearbeitung von einer Zerstörung bzw. Veränderung der Mikrohabitate/Nischen (z. B. Verdichtung, Erosion) sowie einer Umverteilung von Bodenorganismen zwischen tiefen und oberen Schichten auszugehen. Für die myzelbildenden Pilze und Aktinobakterien kann der mechanische Eingriff durch die Bodenbearbeitung negative Folgen ha-

ben. Es gibt auch Hinweise, dass die Bodenbearbeitung das Auftreten von phytopathogenen und pflanzennützlichen Mikroorganismen beeinflussen kann (Fernandez-Gnecco et al. 2022; Sommermann et al. 2018). Baltruschat et al. (2019) beschreiben eine höhere Diversität von arbuskulären Mykorrhizapilzen in gegrubberten im Vergleich zu gepflügten Böden. Eine Literaturstudie zeigte, dass der Befallsdruck durch bodenbürtige Schaderreger unter konservierender im Vergleich zu konventioneller Bodenbearbeitung häufig durch die Förderung antagonistischer Bodenorganismen reduziert wird (van Capelle, Schrader & Brunotte 2012a). Neben diesen direkten Effekten der Bodenbearbeitung auf die Bodenmikrobiota sind auch indirekte Einflüsse z. B. über die Pflanze möglich. Pflanzen investieren eine beträchtliche Menge an gebundenem energiereichen Kohlenstoff in die Bildung von Wurzelexsudaten, um Mikroorganismen aus dem Boden anzureichern. Es konnte bereits gezeigt werden, dass Weizen in gegrubberten Böden ein höheres Wurzelwachstum und -exsudation hat als unter pflügender Bearbeitung, woraus sich Folgen für die mikrobielle Diversität ableiten lassen (Neumann et al. 2021).

Durch eine pflügende Bodenbearbeitung werden die Abundanz und Diversität von vielen verschiedenen Bodentiergruppen, wie z. B. Regenwürmern, Springschwänzen und Raubmilben, verringert (Heisler et al. 1998). Wendende Bodenbearbeitung kann zum Absterben von Bodenorganismen durch Zerteilung oder Fraß führen. Das Beispiel Bodenbearbeitung veranschaulicht jedoch, dass die Wirkung dieses Treibers abhängig von den Organismengruppen sowie auch von der betrachteten funktionellen Gruppe innerhalb bestimmter Taxa ist (van Capelle, Schrader & Brunotte 2012b). In einem fünfjährigen Monitoring wurde festgestellt, dass die Abundanz tief grabender Regenwürmer in gepflügten Böden geringer ist, wohingegen Regenwürmer mit endogäischer Lebensform wahrscheinlich durch das verbesserte Nahrungsangebot in diesem Bodenhorizont gefördert wurden (Herwig, Felgentreu & Hommel 2020). Van Capelle et al. (2012b) konnten zeigen, dass die Abundanz und die Artenvielfalt von Regenwürmern mit Verringerung der Bodenbearbeitungsintensität signifikant zunahm, wohingegen die Individuendichte und die Artenvielfalt von Springschwänzen signifikant abnahmen. Außerdem konnte bereits in vielen Studien belegt werden, dass die Wirkung der Bodenbearbeitung von den standortspezifischen Eigenschaften und der Bewirtschaftung (z. B. Bodentyp, Landnutzung; Wassergehalt) abhängig ist (Beylich et al. 2010; van Capelle, Schrader & Brunotte 2012b; Moos, Schrader & Paulsen 2020). Eine Erhebung über die Regenwurmabundanz und -diver-

sität in Deutschland zeigte, dass die Landnutzung, der pH-Wert des Bodens sowie zu einem geringeren Anteil auch die organische Substanz und Bodentextur wichtige Einflussgrößen sind (Jänsch et al. 2013).

Ein weiterer Faktor ist die landwirtschaftliche oder forstwirtschaftliche Nutzung von besonders schweren Geräten. Durch das Befahren der Böden kommt es durch mechanische Belastungen zu Bodenverdichtungen. Dies kann zur Zerstörung von Porenräumen und dadurch z. B. zum Rückgang von Springschwanz- und Raubmilbenzahlen führen (Heisler 1990). Durch die Verdichtung kann auch Wasser nicht mehr abfließen, und Sauerstoffdiffusion ist stark eingeschränkt, wodurch sich anaerobe mikrobielle Gemeinschaften anreichern und Zersetzungsprozesse organischer Reststoffe langsamer ablaufen. Eine Literaturstudie kam zu dem Ergebnis, dass eine Bodendichte  $> 1,7 \text{ g pro cm}^3$  als negativ für die Bodenfauna zu bewerten ist. Jedoch spielen auch hier wieder boden- und standortspezifische Eigenschaften eine Rolle (Beylich et al. 2010). Auch Weidewirtschaft kann in der oberen Bodenschicht abhängig vom Boden zu einer Verdichtung der Bodenstruktur führen (Greenwood & McKenzie 2001). Jedoch ist deren Auswirkung auf Bodenlebewesen bislang nicht untersucht und im Vergleich zu maschineller Bearbeitung eher als gering einzuschätzen. Eine globale Studie in trockenen Grünländern konnte in diesem Zusammenhang zeigen, dass Standortbedingungen und die Beweidungsintensität ausschlaggebend sein könnten: Während intensive Beweidung an sehr trockenen Standorten Bodenbiodiversität verändern und -funktionen reduzieren kann, kann eine moderate Beweidung mit einer Vielfalt an Weidetieren die Funktionsweise des Bodens sogar verbessern (Maestre et al. 2022). Neben schneller ablaufenden Nährstoffkreisläufen könnten sich hier vor allem die von Weidetieren geschaffene räumliche Heterogenität von verdichteten und unverdichteten Stellen, eine erhöhte Pflanzendiversität und eine räumliche Verteilung von Ressourcen positiv auswirken.

Der Klimawandel und die damit zunehmenden Hitzeperioden und verringerten Niederschläge führen dazu, dass landwirtschaftliche Flächen in Deutschland verstärkt bewässert werden müssen. Erste Studien zeigen, dass diese Kombination zur Veränderung von terrestrischen Habitaten führt, mit möglicherweise negativen Folgen für die Bodenbiodiversität (Terrado, Sabater & Acuña 2016). Jedoch wird auch von organismengruppenabhängigen Reaktionen auf die Beregnung berichtet (Frene et al. 2022), sodass weitere Studien notwendig sind, um die Folgen dieses Managements besser abschätzen zu können.

Auch die Umstellung des Anbausystems kann sich auf die Bodenbiodiversität auswirken (Filser 2021; Lori et al. 2017). Extensive Bewirtschaftungsformen, Integration von Zwischenfrüchten, Mischkulturanbau und diverse Fruchtfolgen wirken sich positiv auf die Bodenbiodiversität aus (Maeder et al. 2002; Scherber et al. 2010; Venter, Jacobs & Hawkins 2016). Die Praxis zeigt, dass der Einfluss einzelner Maßnahmen auf die Bodenbiodiversität nur schwer bewertet werden kann.

Für Bodenmikroorganismen bedeutet eine artenreiche Flora und dauerhafte Pflanzenbedeckung ein höheres Angebot an Nährstoffen durch den Eintrag von abgestorbenen Pflanzenteilen sowie eine höhere Wurzelexsudation (Eisenhauer et al. 2017). Zwischenfrüchte im Winter erhöhen die Abundanz von Bodenmikroorganismen auf Ackerflächen (Liu et al. 2022). Je höher die Diversität an Zwischenfruchtmischungen ist, umso mehr organische Einträge werden von Pflanzen über die Wurzel in den Boden abgegeben (Gentsch et al. 2020). Dies wirkt sich positiv auf die Aktivität und Diversität von Bodenmikroorganismen aus. Eine höhere Diversität ist oftmals mit einer verbesserten Unterdrückung von bodenbürtigen Pathogenen und einem Gleichgewicht innerhalb der mikrobiellen Gemeinschaft assoziiert (van Elsas et al. 2012). Der kontinuierliche Anbau der gleichen Kultur auf derselben Fläche (Reinkultur) birgt das Risiko der Anreicherung von pathogenen Mikroorganismen (Wall, Nielsen & Six 2015) und Schädlingen, wie z. B. pflanzenparasitären Fadenwürmern. Jedoch können unter spezifischen Bedingungen, wie beim Weizendaueranbau beschrieben, sich auch Antagonisten (Pseudomonaden) anreichern, die gezielt relevante Weizenpathogene (*Gaeumannomyces graminis* var. *tritici*, Schwarzbeinigkeit) durch Produktion von antibiotisch wirkenden Substanzen unterdrücken. Wie die Studie von Meyer et al. (2019) in einem Feldversuch in Göttingen zeigt, führt jedoch der wiederholte Anbau von Mais generell eher zu einer reduzierten mikrobiellen Aktivität im Boden. Auch für die Bodenmesofauna wurde ein negativer Effekt des Weizendaueranbaus beobachtet. Nahrungsnetze in artenreichem Grünland und Ackerflächen sind komplexer strukturiert als in artenarmem Grünland (Scherber et al. 2010). Morrien et al. (2017) konnten zeigen, dass die Renaturierung von brachliegenden Ackerflächen mit der Festigung von Nahrungsnetzwerken im Boden einhergeht. Engere Nahrungsnetze bedeuten ein höheres gleichzeitiges Auftreten von Räubern und Beute und führen somit zu einer verbesserten Effizienz des Ressourcentransfers (Kohlenstoff, Stickstoff).

In einer groß angelegten Studie, in der 150 Grünlandstandorte in Deutschland untersucht wurden (Biodi-

versitätsexploratorien), wurde festgestellt, dass oberirdische und unterirdische Biodiversität unterschiedlich auf verschiedene Komponenten der Landnutzungsintensität (z. B. Parzellen- oder Landschaftsebene) reagieren (Le Provost et al. 2021). Während die Diversität von vielen Bodenorganismengruppen in stark gestörten Agrarlandschaften gering war, zeigten einzelne Gruppen, wie z. B. Bakterien, andere Muster und nahmen sogar unter gestörten Bedingungen in ihrer Diversität zu. Eine hohe Landnutzungsintensität ist oft mit einer geringen pflanzlichen Artenvielfalt verbunden, was sich positiv auf die Ausbreitung von bodenbürtigen Pathogenen und Schaderregern auswirken kann (Le Provost et al. 2021). Während die Vielfalt an pilzlichen Pathogenen und Zersettern in Parzellen mit Waldbedeckung hoch ist, sind mehr Mykorrhizaarten im Grünland zu finden (Le Provost et al. 2021). Da jedoch auch die Landnutzungshistorie auf Landschaftsebene ein bedeutender Treiber der Bodenbiodiversität ist und mit aktuellen Landnutzungstypen und -intensitäten sowie dem Landschaftskontext interagiert, sind verallgemeinernde Aussagen zum Effekt der Landnutzung auf die Diversität der Gesamtheit der Bodenorganismen bisher schwierig.

Im Gegensatz zu den zuvor genannten Stressoren, die mit einer veränderten Landnutzung assoziiert sind, geht von der Verwendung von genetisch veränderten Pflanzen ein eher geringes Risiko für die Bodenbiodiversität aus (Orgiazzi et al. 2016; Verbruggen et al. 2012), wobei natürlich die direkte toxische Wirkung von gentechnisch veränderten Produkten auf Ziel- und Nichtziel-Organismen charakterisiert werden muss. Der experimentelle Anbau von gentechnisch veränderten Pflanzen zeigt im Allgemeinen keine negativen Wirkungen auf Bodentiere oder Bodenmikroorganismen (Krogh, Kostov & Damgaard 2020; Szoboszlai et al. 2019).

#### **8.5.4 Verschmutzung im Lebensraum Boden**

Böden sind ein Akkumulationsort für verschiedene Arten von Verschmutzung, die durch Landwirtschaft, Verkehr, Industrie, Müllentsorgung usw. eingetragen werden, wobei zwischen organischen und anorganischen Schadstoffen zu unterscheiden ist. Letztere sind zum Beispiel Schwermetalle wie Kupfer (eingesetzt z. T. auch im biologischen Landbau, besonders im Weinbau). Diese können im Boden nicht abgebaut, sondern nur festgelegt (oder durch Bioremediation entfernt) werden.

Zahlreiche Schadstoffe sind unter Umweltbedingungen langlebig bis quasi nicht abbaubar unter Umweltbedingungen. Dazu gehören z. B. per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (englisch *per- and polyfluoroalkyl Substances*, abgekürzt PFAS) sowie Mikroplastik. Mik-

roplastik liegt meist als Partikel vor und ist daher nicht (nur) ein chemischer Schadstoff. Als Partikel können diese Plastikmaterialien auch physikalische Effekte im Boden entfalten. Ähnliches gilt für metallische Nanopartikel, von denen auch Effekte auf Bodenbiota nachgewiesen sind (McKee & Filser 2016). Zu den abbaubaren organischen Schadstoffen zählen hingegen zum Beispiel viele Pestizide, Pharmazeutika, Kosmetika und industriell eingesetzte Chemikalien.

Insgesamt sind weltweit ca. 350.000 Substanzen oder Substanzgemische in Benutzung. Effekte auf die Bodenbiodiversität sind nur für einen Bruchteil bekannt. Eine große Herausforderung für die Bodenökologie und Bodenökotoxikologie ist, dass es schwierig ist, bei dieser Vielzahl von Chemikalien und potenziellen Wirkmechanismen brauchbare Daten für Aussagen zur Biodiversität zu generieren, da diese wiederum u. a. von den Bodeneigenschaften, der Bodenbeschaffenheit und den jeweils betroffenen Organismengruppen abhängen. Allein für die Gruppe »Mikroplastik« ist das schon schwierig. Hier wurde für Böden aus Berlin gezeigt, dass Effekte auf Böden und Bodenorganismen stark abhängen von der Form der Partikel (Fasern oder Partikel, Folien), vom Polymer (z. B. Polyester oder PVC) und den Additiven (z. B. Farben) (Rillig et al. 2019). Außerdem bestimmt die Bodentextur über die Verfügbarkeit von Schadstoffen. Zum Beispiel ist die Exposition in tonreichen Böden durch Sorption und damit der Effekt auf die Bodenbiodiversität geringer als in sandigen Böden. Eine stärkere Sorption bedeutet häufig auch eine höhere Persistenz durch einen langsameren mikrobiologischen Abbau und damit eine längere Expositionszeit zu Nichtzielorganismen. Dies konnte für den mikrobiologischen Abbau des insektiziden Bt-Proteins aus gentechnisch veränderten Pflanzen beispielhaft deutlich gezeigt werden (Valldor et al. 2015).

Auen reinigen und filtern das Wasser der Flüsse, vor allem während Hochwasserereignissen. Sie binden eine Vielzahl an Nähr- und Schadstoffen; aber auch Mikroplastik wird mit dem Flusswasser angeschwemmt und verbleibt zu einem Teil in den Auen (Weber 2022), wo es von Bodentieren wie z. B. Fadenwürmern aufgenommen wird und sich negativ auf deren Reproduktionsraten auswirkt (Schöpfer et al. 2020; Wei et al. 2022). In einer globalen Metaanalyse zeigten Wei et al. (2022), dass die Kontamination mit Mikroplastik zu einer geringeren mikrobiellen Artenvielfalt im Boden führte, gleichzeitig jedoch die Respirationsraten der Mikroorganismen – und damit der CO<sub>2</sub>-Ausstoß des Bodens – erhöht wird. Ebenso werden einige **Biozide und Materialschutzmittel** in kommunalen Kläranlagen nicht

vollständig aus dem Abwasser entfernt, wodurch diese Stoffe in die Flüsse und damit in die Auenböden gelangen (UBA 2020a). Dort werden sie unbeabsichtigt von Bodentieren aufgenommen und akkumulieren sich in deren Geweben, vor allem von räuberischen Laufkäfern und Spinnen, und stellen damit eine Gefahr für insektenfressende Vögel dar (Schipper et al. 2008).

Aktuelle Studien zeigen, dass in vielen konventionell wie auch biologisch bewirtschafteten Ackerböden Pestizidrückstände nachgewiesen werden können (Riedo et al. 2021). Aufgrund ihrer Verweilzeiten und verschiedenen Austragswege können **Pestizide** in Böden aller Lebensräume einen Einfluss auf die Bodenbiodiversität nehmen. Nach Analyse von über 400 Studien zu Bodeninvertebraten konnten Gunstone et al. (2021) zeigen, dass über 70 % der betrachteten biologischen Parameter negativ von Pestiziden beeinträchtigt wurden. In einer weiteren Metaanalyse kamen Beaumelle et al. (2023) zu dem Ergebnis, dass Pestizide in allen Studien die Abundanz und Vielfalt der Bodenfauna verringerten und stärkere Auswirkungen auf die Vielfalt der Bodenfauna als auf die Abundanz hatten. Die negativsten Szenarien betrafen Mehrfachwirkstoffe, d. h. Stoffe mit einem breiten Wirkspektrum, sowie Insektizide, die die Vielfalt der Bodenfauna selbst bei den empfohlenen Anwendungsdosierungen deutlich verringerten (Beaumelle et al. 2023). In Agrarflächen konnte gezeigt werden, dass Fungizideinsätze negativ mit der Abundanz und Funktionalität von Mykorrhizapilzen korreliert sind (Edlinger et al. 2022; Hage-Ahmed, Rosner & Steinkellner 2019; Oehl et al. 2004). Flächen unter biologisch-dynamischer oder organisch-biologischer Bearbeitung wiesen mehr vertikal grabende Regenwurmarten auf als bei Anwendung konventioneller Verfahren mit entsprechenden Dünger- und Pestizidapplikationen (Pfiffner & Luka 2007; Pfiffner & Mäder 1997). Auch die Diversität der Laufkäufer kann durch biologische Anbausysteme verbessert werden (Pfiffner & Niggli 1996). Gründe dafür können sowohl die direkt toxischen Effekte einiger im konventionellen Anbau verwendeten Pestizide sein als auch indirekt deren negative Effekte auf kleinere Bodeninvertebraten. Damit verbunden ist eine Reduzierung des Beuteangebotes für Prädatoren des Bodens bzw. der Bodenoberfläche (Barnes et al. 2020; Birkhofer et al. 2008). Es können aktuell noch keine gesicherten Aussagen zu den Auswirkungen von geringen Pestizidkonzentrationen sowie deren jeweiligen Abbauprodukten auf das Bodenleben gemacht werden (Filser 2021). Ebenfalls unzureichend untersucht sind Auswirkungen chemischer Stressoren auf die im oder auf dem Boden ablaufenden ökologischen Prozesse, wie den Abbau or-

ganischen Materials (z.B. Streu). Allerdings zeigen die bisher vorliegenden Daten keine drastischen Effekte von Chemikalien, da am Streuabbau sehr viele unterschiedliche Organismen beteiligt sind.

Beim Vergleich verschiedener Pestizidgruppen kamen Beaumelle et al. (2023) in ihrer Metastudie zu dem Ergebnis, dass Insektizide größere Auswirkungen auf die Bodenfauna haben als Fungizide oder Herbizide. Dieses Ergebnis fußt zum Teil auf der aktuellen Datelage, die für Herbizide und Fungizide gering ist. Die meisten Studien existieren zu deren Auswirkungen auf Springschwänze, Regenwürmer, Mikroarthropoden und Fadenwürmer (Beaumelle et al. 2023). Zaller et al. (2014) wiesen einen negativen Effekt eines Breitbandherbizids (Roundup) auf Mykorrhizierung, Regenwurmaktivität und die Interaktion zwischen den beiden Organismengruppen nach. Gut untersucht ist die toxische Wirkung von Kupfer auf Regenwürmer und Kleinringelwürmer (Duque et al. 2023).

Die direkte Wirkung von Pestiziden, genau wie die anderer Chemikalien, auf Bodenorganismen wird im Rahmen einer Umweltrisikobeurteilung (ERA) in standardisierten Labortests, d.h. nach den Vorgaben der OECD bzw., seltener, der ISO, untersucht. Erst wenn in den relativ einfachen akuten Labortests Wirkungen auf die jeweiligen Testarten aufgezeigt wurden, sind komplexere chronische Tests vorgeschrieben. Diese werden teils noch im Labor (OECD 2016), teils in Modellökosystemen (z.B. TMEs [Bandow et al. 2016] oder direkt im Freiland [UBA 2020c]) durchgeführt. Zum Beispiel werden mögliche Auswirkungen von Chemikalien auf Regenwürmer in standardisierten Labor- (OECD 2016) bzw. Freilandtests (ISO 2014) durchgeführt. Für Herbizide gibt es bisher wenige Erfahrungen auf allen Testebenen, da in den vorliegenden Studien weder akute noch chronische Auswirkungen auf Regenwürmer oder Springschwänze beobachtet wurden (Maderthaler et al. 2020). Das heißt nicht, dass es keine Auswirkungen gäbe – diese treten aber »nur« indirekt auf (d.h. meist zeitversetzt), z.B. durch die Veränderung der Vegetation einer Wiese. Dadurch kann das gesamte Nahrungsnetz deutlich verändert werden, wobei im Allgemeinen unklar ist, welche Veränderungen die einzelnen Arten des Bodennahrungsnetzes mehr schädigen: Ist der geänderte zeitliche Verlauf des Eintrags organischen Materials oder sind die absoluten Unterschiede im Eintrag in den Boden für das gesamte System relevant? Dabei ist auch die Reaktion der betroffenen Organismen unterschiedlich: Während Mikroorganismen sehr schnell auf diese jeweiligen Einträge reagieren, primär, indem sie diese als Nährstoffquelle nutzen (Ditterich et al. 2013),

kann die Makrofauna, wie z.B. Regenwürmer oder Kleinringelwürmer, erst Monate später Veränderungen in Abundanz oder Artenzusammensetzung zeigen (Römbke et al. 2017).

**Veterinärpharmaka** (VPs) gelangen über die Ausbringung von belasteter Gülle oder über die Ausscheidungen der Nutztiere in Böden. Das Verhalten von VPs im Boden hängt sowohl von deren physikalisch-chemischen Eigenschaften als auch den jeweiligen Böden ab. Relativ wenig wurden bisher die Auswirkungen von VPs auf Bodenorganismen untersucht – zu sehr standen deren Wirkungen auf auffällige Insekten, speziell Dungkäfer oder Dungfliegen, im Mittelpunkt des Interesses, da Vertreter dieser Gruppen nicht nur leichter erfassbar sind, sondern in der öffentlichen Wahrnehmung aufgrund ihrer Größe, Anzahl und funktionalen Aktivitäten (speziell des Dungabbaus) wesentlich präsenter als die eigentlichen Bodenorganismen sind (Floate et al. 2016). Dabei konnte sowohl in Labor- als auch Freilandversuchen nachgewiesen werden, dass die Larvenstadien von Dungkäfern und Dungfliegen erheblich durch VPs geschädigt werden können (EMA 2008). Langfristig hat der Ausfall dieser Tiere erhebliche Auswirkungen auf die Nährstoffversorgung des Bodens, vor allem im Grünland. Baguer et al. (2000) untersuchten die Auswirkungen von Tylosin auf Regenwurm, *Enchytraeus crypticus* und Springschwanz. Erst bei sehr hohen Konzentrationen konnte eine signifikante Hemmung der Reproduktion beobachtet werden, wodurch die Autoren eine akute Gefahr ausschließen. Indirekte Auswirkungen auf das Bodenökosystem sind jedoch nicht ausgeschlossen (Baguer, Jensen & Krogh 2000). Besser untersucht sind die Auswirkungen von VPs, im speziellen **Antibiotika**, auf die Bodenmikrobiota. Diese können Antibiotika als zusätzliche Nährstoffquelle nutzen; sie können aber auch – abhängig von der Konzentration – von diesen im Wachstum gehemmt werden. Außerdem gilt zu bedenken, dass Antibiotika zur Selektion von Resistenz tragenden Mikroorganismen im Boden führen (Jechalke et al. 2014). Letzteres wurde auch für Desinfektionsmittel beobachtet, die über belastete Gülle, Klärschlamm oder Abwasser in den Boden gelangen (Mulder et al. 2018).

Düngung ist eine gängige Praxis in der Landwirtschaft, um Kulturpflanzen mit ausreichend Nährstoffen zu versorgen. Die Ausbringung von **Dünger** wird in diesem Kapitel als Sonderfall behandelt. Dünger per se ist nicht als Verschmutzung, sondern als Stoffeintrag in den Boden anzusehen – mit entsprechenden Auswirkungen auf die Bodenbiodiversität (Beaumelle, De Laender & Eisenhauer 2020). Langzeituntersuchungen

zeigen, dass die Bodenmikrobiota von der Düngung beeinflusst werden (mikrobielle Biomasse, metabolische Aktivität, Diversität [Langer & Klimanek 2006]), jedoch ist die Ausprägung des Effektes stark vom Untersuchungsort, -jahr, der Düngerzusammensetzung sowie weiteren weitestgehend unbekanntem (indirekten) Faktoren abhängig (Bebber & Richards 2022). Konventionell bewirtschaftete Agrarflächen erhalten in der Regel mineralisch-synthetische Dünger. Während sich die mineralische Düngungsintensität (d.h. die Menge an mineralischem Dünger) in kohlenstofflimitierten Böden kaum auf die mikrobielle Diversität in der Gesamtheit auswirkt (Babin et al. 2019; Sommermann et al. 2018), wurden Hinweise auf die Verringerung der mikrobiellen Biomasse gefunden (Treseder 2008). Mikroorganismengruppen reagieren auf Düngungen unterschiedlich. Beispielsweise wurde ein Rückgang von arbuskulären Mykorrhizapilzen in intensiv gedüngten Böden beobachtet (Oehl et al. 2011), offensichtlich da die Pflanzen für die Aufnahme von Nährstoffen aus dem Boden nicht mehr auf diese Symbiose angewiesen waren.

Größere Unterschiede sind beim Vergleich unterschiedlicher Düngerarten (organisch vs. mineralisch) zu beobachten (Beaumelle, De Laender & Eisenhauer 2020). Vor allem auf der Ebene größerer Bodenorganismen ist beschrieben, dass deren Diversität durch Verwendung von organischem Dünger, z.B. Kompost, Gülle, Gärreste, gefördert wird (Le Provost et al. 2021). Für Mikroorganismen ist eine allgemeine Aussage jedoch schwierig, da diese auf eine Vielzahl von unterschiedlichen Faktoren innerhalb kürzester Zeit reagieren. Außerdem sind genaue quantitative Untersuchungen technisch schwierig. Die mikrobielle Diversität wird üblicherweise als relative Abundanz beschrieben, was bedeutet, dass der relative Rückgang einer Art nicht unbedingt auf einen tatsächlichen Rückgang zurückzuführen ist. Des Weiteren gibt es technologische Limitierungen bei der Detektion mikrobieller Spezies, sodass diese vielleicht oftmals vorhanden sind, aber unter der Detektionsgrenze liegen (Kap. 8.2). So ist möglicherweise zu erklären, warum es hinsichtlich der mikrobiellen Diversität in organisch im Vergleich zu mineralisch gedüngten Böden kontroverse Aussagen gibt (Bebber & Richards 2022; Chowdhury et al. 2019; Esperschütz et al. 2007; Hartmann et al. 2015; Windisch et al. 2021). Prinzipiell ist jedoch von einem positiven Effekt von organischem Dünger auf Bodenmikroorganismen auszugehen, da dieser eine zusätzliche Kohlenstoff- und Energiequelle bereitstellt und außerdem die Bodenstruktur verbessert (Fließbach et al. 2007; Lori et al. 2017; Siedt et al. 2021). Folglich unterscheidet sich die Zusammen-

setzung der mikrobiellen Gemeinschaften in organisch gedüngten Böden deutlich von denen mit synthetisch-mineralischer Düngung (Chowdhury et al. 2019; Hartmann et al. 2015).

Veränderungen in der Nutztierhaltung können sich ebenfalls auf die Bodenbiodiversität auswirken. Die ausgeschiedenen und als Dünger ausgebrachten Exkremente dienen Bodenmikroorganismen als Kohlenstoff- und Stickstoffquelle und können die mikrobielle Aktivität positiv beeinflussen. Im Vergleich zur Weidewirtschaft fallen bei der Stallhaltung größere Mengen an Gülle an, die auf die Felder ausgebracht werden. Dies führt lokal zur Eutrophierung von Böden und Grundwasser. Es wurde gezeigt, dass hohe Konzentrationen von Ammoniak negative Effekte auf Bodenorganismen, z.B. Springschwänze, Regenwürmer, Mykorrhiza, haben (Köninger et al. 2021). Außerdem kann Gülle auch mit Antibiotika bzw. Kupfer belastet sein, die wiederum toxische Wirkungen auf Bodenorganismen haben (Ballabio et al. 2018) und zur (Ko-)Selektion von resistenten Bakterien und zur Verbreitung von mobilen genetischen Elementen im Boden führen können (Heuer & Smalla 2012; Jechalke et al. 2014). Die Qualität der Gülle ist daher ein wichtiges Kriterium für die Bewertung von potenziellen Auswirkungen auf die Bodenbiodiversität (Köninger et al. 2021). Die Zunahme der Massentierhaltung kann auch indirekte Wirkungen auf die Bodenbiodiversität haben, z.B. durch intensive Monokulturen von Mais für die Futtermittelproduktion – mit den bereits diskutierten Effekten von Reinkulturen für die Bodenbiodiversität.

Die bisher vorgestellten chemischen Treiber bezogen sich jeweils auf einzelne Stoffgruppen, die häufig gezielt in die Umwelt ausgebracht werden, um gezielt einzelne Organismengruppen einzudämmen. Unabhängig davon gibt es eine Vielzahl von Stoffen (oft als Umweltchemikalien bezeichnet), die unbeabsichtigt in den Boden gelangen. Einige davon können sich anreichern (z.B. Metalle oder Plastik), andere sind im Boden abbaubar, und wieder andere werden relativ schnell in andere Umweltkompartimente, z.B. den Grundwasserleiter oder Oberflächengewässer, verlagert. Diese Stoffe können aus sehr verschiedenen Stoffgruppen kommen, und ihr Eintrag wird im Allgemeinen nicht quantifiziert (wie z.B. der Insektizideintrag im landwirtschaftlichen Anbau). Demzufolge ist es auch deutlich schwieriger, ihre Umweltgefährdung und die Risiken für Bodenorganismen zu bewerten.

Generell gilt, dass sich bisher die gesetzlich vorgesehenen Umweltgefährdungsanalysen (oft auch als »Environmental Risk Assessment [ERA]« bezeichnet) immer

auf einzelne Chemikalien beziehen, sodass mögliche Interaktionen oder Wechselbeziehungen nicht abgedeckt werden können (Beaumelle et al. 2023). Die Anzahl der zu testenden bzw. zu beurteilenden Kombinationen wäre viel zu hoch, um deren mögliche Auswirkungen auf eine Vielzahl von zu schützenden Arten bzw. Ökosysteme bewerten zu können. Daher wird in der regulatorischen Praxis durch die Verwendung von Sicherheitsfaktoren in den Tests mit einzelnen Chemikalien versucht, mögliche Interaktionen abzudecken. Zugleich wird z. B. durch die Erhöhung der Zahl der getesteten Arten versucht, auch auf diese Weise die Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer Umweltgefährdung zu vermindern.

### 8.5.5 Klimawandel im Lebensraum Boden

Der Klimawandel ist ein bedeutender Treiber der Biodiversität, jedoch sind die Folgen für die Bodenbiodiversität bislang nur schwer abschätzbar. Dies liegt vor allem an bisher nur wenigen Studien und verfügbaren Daten (Wu et al. 2022). Der Klimawandel als Treiber der Bodenbiodiversität ist bislang nur für wenige Bodenorganismen erforscht (z. B. Springschwänze, Regenwürmer, Kleinringelwürmer, Tausendfüßer) (Daghghi et al. 2017; David 2009; Plum & Filser 2005). Andererseits wirkt der Klimawandel nicht allein, sondern in Kombination mit anderen Treibern, und Verstärkungs- oder Puffereffekte sind möglich. Negative Folgen der landwirtschaftlichen Intensivierung können durch den Klimawandel verstärkt werden (z. B. verstärkte Bodenerosion durch örtlich begrenzte Starkregenereignisse) und somit zu Veränderungen in den Lebensbedingungen für Bodenorganismen führen. Jedoch ist die Richtung dieses Effekts momentan schwer abschätzbar und abhängig von graduellen Veränderungen oder singulären Extremereignissen sowie den jeweiligen Bodenorganismen und der Pufferfähigkeit des Bodens (Phillips et al. 2023; Singh et al. 2019). Beispielsweise ging von einer extremen Sommertrockenheit ein größerer Einfluss auf die Bodenmikrobiota aus als von einem simulierten Zukunftsklima (Bei et al. 2023). Mithilfe der Global Change Experimental Facility (GCEF) in Bad Lauchstädt konnte des Weiteren gezeigt werden, dass unter einem zukünftigen Klimaszenario ähnliche Landnutzungseffekte auf Bodenorganismen zu erwarten sind wie aktuell (Yin et al. 2019; Yin et al. 2020). Auch für Regenwürmer in unterschiedlich intensiv bewirtschaftetem Grünland konnte keine Abhängigkeit des Landnutzungseffekts von Klimabedingungen gefunden werden (Singh et al. 2019). Im Gegensatz dazu verstärkte sich der negative Effekt der Landnutzungsintensität auf Mikroarthropoden durch den simulierten Klimawandel (Yin

et al. 2020). Auf globaler Ebene konnte durch Modellierung gezeigt werden, dass Klimawandel einen stärkeren Effekt auf die Bodenmikrobiota hat als die Veränderung der Landnutzung (Guerra et al. 2021b). Es ist davon auszugehen, dass der kombinatorische Effekt von Klimawandel und Landnutzung abhängig von den jeweiligen Bodenorganismen sowie deren Lebensform ist (Gruss et al. 2023; Siebert et al. 2020; Sohlström et al. 2022).

Klimawandelbedingte Ereignisse können sich auf Bodentemperatur und Bodenfeuchte auswirken und damit die Habitatbedingungen für Bodenorganismen verändern. Die Abundanz und Zusammensetzung der Springschwanzgemeinschaft werden maßgeblich von der Bodentemperatur bestimmt (Daghghi et al. 2017). Durch die begrenzte Mobilität von Bodenmikroorganismen konnte in einer Studie gezeigt werden, dass Trockenperioden die mikrobielle Diversität infolge von Habitatfragmentierung erhöhen (Stovicek et al. 2017). Der Einfluss von Trockenperioden oder der Stärke von Wiederbefeuchtungsereignissen auf die Resilienz des Mikrobioms unter dem Klimawandel ist offensichtlich ein wichtiger, noch nicht gut verstandener Faktor (Jansson & Hofmøckel 2020). Auch ein Anstieg der Bodentemperatur kann sich kurzfristig positiv auf Bodenmikroorganismen auswirken, aber langfristig zu einer begrenzten Nährstoffverfügbarkeit führen (Dijkstra et al. 2010). Die Abundanz und Diversität von Protisten und größeren Bodentieren werden voraussichtlich eher negativ durch längere Phasen ohne Regen beeinflusst (Geisen, Wall & van der Putten 2019). Es gibt Hinweise, dass die globale Erwärmung zu einer Erhöhung der Pilzabundanz im Vergleich zu Bakterien führt und damit deren Konsumenten im Bodennahrungsnetz fördern könnte (Geisen, Wall & van der Putten 2019). Auch Waldbrände können zur kurzzeitigen Erhöhung der pilzlichen Bodenbiodiversität führen (Sun et al. 2015). Experimentelle Erwärmung und Abnahme der Bodenfeuchte führten in einer Siebenjahres-Studie zu einer Abnahme der Vielfalt an Bakterien, Pilzen und Protisten im Grünland (Wu et al. 2022). Auch Kleinringelwürmer und Regenwürmer können durch Überflutung von Auenböden, deren Wahrscheinlichkeit in Deutschland durch zunehmende Starkregenereignisse steigt, deutlich reduziert werden (Plum & Filser 2005). Zusammenfassend ist festzuhalten, dass vor allem mit dem Klimawandel einhergehende Extremereignisse eine Gefahr für die Bodenbiodiversität darstellen (FAO et al. 2020). Aufgrund einer unzureichenden Datenlage lassen sich zurzeit aber noch keine sicheren Aussagen treffen, inwieweit z. B. zukünftige Klimaereignisse die Aktivitätsmuster und -zeiten von Bodenorganismen beeinflussen. Darüber hinaus ist von indirekten

Effekten auf die Bodenbiodiversität durch eine klimabedingte Veränderung in der Vegetation auszugehen, z. B. durch eine CO<sub>2</sub>-stimulierte höhere Wurzelexsudation (Krause et al. 2023). Bei Bewertungen zum Einfluss des Klimawandels auf die Bodenbiodiversität ist es wichtig, kombinierte Effekte zu untersuchen. Die experimentelle Untersuchung eines Faktors allein, z. B. erhöhter CO<sub>2</sub>-Gehalt, kann andere Ergebnisse liefern als die Kombination mit z. B. Trockenstress, wie am Beispiel von Bakterien- und Archaeengemeinschaften aus der Rhizosphäre von Weizen bei einem mehrjährigen Freilandversuch in Niedersachsen gezeigt wurde (Krause et al. 2023).

### 8.5.6 Invasive Arten im Lebensraum Boden

Organismen können gewollt oder ungewollt in Böden eingebracht werden. Dabei stellt sich die Frage, ob sich die neu eingebrachten Arten etablieren können. Die Datenlage zu invasiven Arten im Boden, vor allem für Pilze, Bakterien, Archaeen und Protisten, ist sehr gering und teils den technischen Limitierungen in der Detektion und Identifizierung geschuldet (Kap. 8.2). Für die Springschwanzart *Desoria trispinata* konnte gezeigt werden, dass diese großes invasives Potenzial besitzt (Roithmeier et al. 2018). Das beste Beispiel für eine invasive Bodentierart weltweit ist der endogäische Regenwurm *Pontoscolex corethrurus* (Glossocolecidae), der ursprünglich aus dem nördlichen Südamerika stammt und der heute, nicht zuletzt durch den Menschen, in ausreichend feuchten Böden circumtropisch weit verbreitet ist. In besonders hohen Dichten ist dieser Mineralschichtbewohner in land- oder forstwirtschaftlich genutzten Böden zu finden.

Nützlinge, wie die Fadenwürmer *Steinernema* sp. oder *Heterorhabditis* sp., werden zur Bekämpfung bodenbürtiger Schädlinge ausgebracht. Sie beeinflussen die natürlich vorkommenden Arten, aber etablieren sich nicht zwangsläufig. Auch mikrobielle Biostimulanzien oder Biokontrollstämmen werden in den Boden oder den Wurzelraum zum Schutz der Pflanze inokuliert. Obschon in der Regel diese eingebrachten Organismen nicht gut überleben können, gibt es auch einzelne Hinweise, dass diese vorübergehend die Zusammensetzung der natürlichen Bodenmikrobiota verändern können (Berg et al. 2021). Bisher ist die Datenlage noch nicht ausreichend, um zu klären, unter welchen Voraussetzungen sich diese nützlichen Mikroorganismen, die als Biostimulanzien nutzbar wären, dauerhaft etablieren und sich gegen die natürliche Mikrobiota durchsetzen können.

Ein Beispiel zur ungewollten Ausbreitung von Bodenorganismen in fremde Gebiete ist der Neuseeland-Plattwurm (*Arthurdendyus triangulatus*), der entspre-

chend seinem Namen ursprünglich aus Neuseeland stammt und wahrscheinlich über die Einfuhr von Pflanzen nach Europa gebracht wurde. Aufgrund seiner räuberischen Aktivität kann er in den Ausbreitungsgebieten zu einer Reduzierung der Regenwurmpopulationen führen (Boag & Neilson 2014). Ein weiteres Beispiel sind Schadorganismen in der Landwirtschaft wie der Westliche Maiswurzelbohrer (*Diabrotica virgifera*), der die Kulturpflanze schädigen und so zu massiven Ernteverlusten führen kann. Möglicherweise als Folge des Klimawandels und des globalen Handels tauchen in den letzten Jahren zunehmend mehr Berichte über invasive Plattwürmer und Pflanzenschädlinge auf (IPPC Secretariat 2021; Justine et al. 2014).

### 8.5.7 Andere direkte Treiber und Treiberinteraktionen im Lebensraum Boden

Viele Treiber bzw. Stressoren wirken gemeinsam bzw. zeitgleich auf ein System ein, und solche parallelen und teils synergistischen Einflüsse von multiplen Faktoren sind von größter Wichtigkeit, um Effekte auf Bodenbiodiversität zu verstehen. Diese Effekte sind aber experimentell aufwendig zu untersuchen, weil herkömmliche experimentelle Designs nicht adäquat sind. Eine Herausforderung ist, dass die Anzahl der Behandlungskombinationen mit der Anzahl der zu untersuchenden Faktoren exponentiell steigt (Beaumelle et al. 2023; Rillig 2020). Für einen Grünlandboden in Berlin wurden die Effekte von zehn Treibern des globalen Wandels untersucht. Hier wurde die vereinfachte Frage adressiert, ob die Zahl der Faktoren (nicht deren Identität) bereits Effekte voraussagen kann. Es wurde mit zunehmender Zahl der applizierten Faktoren überraschenderweise eine lineare Abnahme der Bodenbiodiversität und der bodenbürtigen Prozessraten gefunden (Rillig et al. 2019). Diese Effekte konnten nur teilweise aus den Einzelfaktoren erklärt werden, aber die Zahl der Faktoren konnte die Trends vorhersagen. Ein weiteres Experiment mit landwirtschaftlichem Boden aus Berlin fand ein ähnliches Ergebnis, mit der zusätzlichen Information, dass hohe Bodenbiodiversität nicht vor den Auswirkungen einer großen Zahl von Faktoren schützt (Yang et al. 2022).

Mit den bisher bekannten Daten ist nicht klar, ob es bestimmte Kippunkte im System gibt, an denen sich Biodiversitätsverluste stark beschleunigen. Vielmehr wurde bisher beobachtet, dass die Biodiversität graduell verloren geht. Es ist auch nicht klar, inwieweit solche Effekte in komplexeren experimentellen Systemen Bestand haben. Dazu finden gegenwärtig Untersuchungen im Berlin Global Change Experiment auf einer Grünland-

versuchsfläche statt mit dem Ziel, eine erste Klassifizierung von 30 Faktoren des globalen Wandels, basierend auf deren Wirkungen auf ein Pflanze-Boden-System, zu erstellen. Solche Klassifikationen können dazu genutzt werden, Erwartungen zu formulieren, welche Effekte für unterschiedliche Bodenorganismengruppen aus der Kombination vieler Faktoren resultieren.

## 8.6 Indirekte Treiber der Bodenbiodiversität, der Ökosystemfunktionen und -leistungen

### 8.6.1 Einleitung

Die Auswirkung von indirekten Treibern auf die Bodenbiodiversität ist weitestgehend offen und noch nicht gut untersucht, da der Schutz der Bodenbiodiversität erst in jüngster Zeit an Bedeutung gewinnt. Entsprechend sind z. B. bislang keine systematischen Datenerhebungen für Böden hinsichtlich indirekter Treiber in Dauerbeobachtungsflächen erfolgt. Daher sind auch kausale Zusammenhänge zwischen indirekten Treibern und beobachteten Veränderungen in der Bodenbiodiversität noch ungelöst. Im Folgenden werden verschiedene Beispiele aus den Kategorien politisch-rechtlicher, wirtschaftlich-technologischer und gesellschaftlicher Treiber diskutiert, von denen Auswirkungen auf die Bodenbiodiversität zu erwarten sind (Tab. 8.4). Die in diesem Kapitel vorgestellten indirekten Treiber könnten – ähnlich den Kippelementen (Social Tipping-Points) beim Klima – ebenfalls auf unterschiedlichen Zeitskalen wirken (Otto et al. 2020).

### 8.6.2 Politische und rechtliche Treiber der Bodenbiodiversität

Boden und speziell Bodenbiodiversität sind in der öffentlichen und (umwelt)politischen Wahrnehmung unterrepräsentiert (Bartkowski et al. 2021a; Juerges & Hansjürgens 2018; Köninger et al. 2022). Gleichwohl zeigen aktuelle Studien, dass in der Bevölkerung in Deutsch-

land (Bartkowski, Massenberg & Lienhoop 2022) und anderswo (Dimal & Jetten 2020; Franceschinis et al. 2022) Präferenzen für den Schutz von Böden und bodenbezogenen Ökosystemleistungen vorhanden sind. Damit ist eine gewisse Wertvorstellung von Böden und deren Ökosystemleistungen verbunden, die einschließt, für deren Schutz Geld zu investieren. Ein prominenter Versuch, die Aufmerksamkeit und das Bewusstsein zu steigern, ist der Weltbodentag am 5. Dezember, in Deutschland verbunden mit der Wahl des Bodens des Jahres (Boden des Jahres 2023). Es fehlt in diesem Kontext allerdings eine Sensibilisierung für die Bodenbiodiversität und deren Funktionen. Die Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt (KBU) hat 2019 das Thema Biodiversität in Böden auf ihrer jährlichen Tagung zum Weltbodentag thematisiert (<https://www.umweltbundesamt.de/boden-biodiversitaet-alles-haengt-allem-zusammen>) und ein Positionspapier zu diesem Thema veröffentlicht (Berger et al. 2020).

Prägend bis in den internationalen Bereich hinein war das »Internationale Jahr des Bodens«, das von den Vereinten Nationen 2015 ausgerufen wurde. Damit wurde auch gleichzeitig der Weltbodentag offiziell, auch wenn die Internationale Bodenkundliche Union und ihre nationalen Gesellschaften diesen schon seit 2002 begingen (Glante & Makeschin 2016). Des Weiteren hat die Internationale Bodenkundliche Union die Jahre 2015 bis 2024 zur »International Decade of Soils« deklariert, um die Wahrnehmung der Böden und ihre Bedeutung in der Öffentlichkeit zu steigern (International Union of Soil Sciences 2016).

Politische Rahmenbedingungen sollen negative Auswirkungen für die Biodiversität begrenzen. Böden und ihre Lebensgemeinschaften wurden erst vor etwas mehr als 20 Jahren in deutschen Gesetzestexten berücksichtigt. Das Bundesbodenschutzgesetz von 1998 beschränkte sich im Wesentlichen auf die Gefahrenabwehr vor schädlichen Bodenveränderungen und die Notwendigkeiten der Sanierung von Altlasten und Alt-

**Tabelle 8.4:** Klassifizierung indirekter Treiber der Bodenbiodiversität und zugehörige Beispiele in terrestrischen Ökosystemen.

Politisch-rechtlich	Wirtschaftlich-technologisch	Gesellschaftlich
Politischer Rahmen (kommunal bis EU)	Industrialisierung	Boden-/Umweltbewusstsein
Ordnungsrecht	Urbanisierung	Bildung
Anreize	Energieversorgung	Globalisierung
	land- und forstwirtschaftliche Praxis	Konsumverhalten
	Mobilität	Lobbyismus
		Medien
		Korruption

standorten. Für Bodenschutzvorsorge und die stärkere Einbeziehung der Bodenbiodiversität fehlte damals der politische Konsens (Baumgartner & Bachmann 2010). Dieser Umstand sowie die komplexe Systematik zu anderen Rechtsbereichen resultierten in Vollzugsdefiziten (BMUV 2023a). Die im Koalitionsvertrag der Bundesregierung 2021 angekündigte Reform des 1998 verabschiedeten Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG) bietet eine Chance, weitere und umfassendere Aspekte des Bodenschutzes einzubeziehen, einschließlich einer expliziten Berücksichtigung der Bodenbiodiversität. Ein Eckpunktepapier zur Novelle des nationalen Bodenschutzrechts beinhaltet Lösungsansätze für eine Stärkung des Bodenschutzes und des Vollzugs des Bodenschutzrechts (BMUV 2022a).

Darüber hinaus spielen die Nationale Nachhaltigkeitsstrategie sowie die Nationale Biodiversitätsstrategie eine wichtige Rolle hinsichtlich der Formulierung von Zielen für den Umweltschutz, obgleich Bodenbiodiversität aktuell in beiden eine untergeordnete Rolle spielt (Zeiss et al. 2022). Mit dem Entwurf der Nationalen Biodiversitätsstrategie 2030 ändert sich dieser Umstand. Hierin wird nun die Bedeutung der Bodenorganismen für Ökosystemfunktionen und -leistungen benannt sowie konkrete Ziele und Maßnahmen zu Förderung des Bodenbewusstseins, aktiver Entsiegelung und dem Monitoring der Flächeninanspruchnahme, Einführung von biologischen Bodenindikatoren und eines Bodenbiodiversitätsmonitorings formuliert. Dies schließt die Anpassung relevanter Gesetze und Fördermaßnahmen ein.

Außerdem verfassen die Bundesländer eigene Biodiversitätsstrategien. Von den 16 deutschen Bundesländern haben insgesamt sieben Bundesländer Bodenbiodiversität in ihren Biodiversitätsstrategien benannt (Tab. 8.5). Davon haben vier Bundesländer (Rheinland-Pfalz, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern und Bayern) Ziele und Maßnahmen zur Verbesserung zum Bodenbewusstsein formuliert. Vier Bundesländer (Hessen, Bayern, Sachsen, Sachsen-Anhalt) benennen Zielsetzungen oder Maßnahmen zu Forschung, Monitoring/Erfassung und Schutz der Bodenbiodiversität. Brandenburg erwähnt Bodenbiodiversität als Voraussetzung der Bodenfruchtbarkeit. Die erwähnten Aspekte sind sehr heterogen zwischen den Bundesländern und meist nur knapp und in Einzelmaßnahmen ohne übergeordnete umfassende Strategie aufgeführt. Als positives Beispiel hebt sich aus den Biodiversitätsstrategien der Bundesländer die bayerische heraus mit der Angabe, mit Unterstützung der bayerischen Staatsregierung Maßnahmen zur Bodenbewusstseinsbildung großräumig umzusetzen sowie ein »Bündnis zum Flächensparen« etablieren

zu wollen (Tab. 8.5). Es ist auffällig, dass sich teilweise jahrelange Aktivitäten und Erkenntnisse des Bodenbiodiversitätsmonitorings der Bundesländer nicht in den jeweiligen Biodiversitätsstrategien wiederfinden. Beispielsweise wird in Bayern seit 1985 ein Regenwurmmonitoring auf den Bodendauerbeobachtungsflächen durchgeführt (LfL 2022), das in der Biodiversitätsstrategie keine Erwähnung findet.

In Deutschland wie auch in Europa werden die Bodenbiodiversität und die Ökosystemleistungen des Bodens bisher kaum in Biodiversitätsgutachten berücksichtigt und finden daher nur wenig Beachtung in der aktuellen Naturschutzpolitik. In der Regel werden Böden als statisches System (z. B. zur Standortbeschreibung) betrachtet und als Habitat für oberirdische Organismen angesehen, die sich nur teilweise im Boden aufhalten. Laut einer aktuellen Studie, in der Naturschutzgebiete (Grün- und Ackerland, Waldgebiete) mit ungeschützten, benachbarten Flächen verglichen wurden, konnte keine signifikante Verbesserung der Bodensystemfunktionen (Enzymaktivität, mikrobielle Biomasse und Atmung, Bodenstabilität) in Naturschutzgebieten festgestellt werden (Zeiss et al. 2022).

Zum August 2023 trat die neue Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV n. F. 2023) in Kraft. Diese nimmt zwar weiterhin keinen expliziten Bezug zur Bodenbiodiversität, umfasst aber hierfür neue optionale förderliche Regelungen wie die bodenkundliche Baubegleitung. Eine bodenkundliche Baubegleitung verringert die Beeinträchtigung der Funktionsfähigkeit der Böden aufgrund baulicher Eingriffe, beispielsweise indem Verdichtung und das Durchmischen der Bodenschichten vermieden werden. Dies wirkt sich direkt positiv auf das Bodenleben der betroffenen Standorte aus. Eine Reduktion des Flächenverbrauchs bis auf einen Netto-null-Verbrauch bis 2050 ist in der NBS 2030 vorgesehen. Darüber hinaus könnten durch klare rechtliche Regelungen, wie sie im Eckpunktepapier zur Novellierung des BBodSchG vorgesehen sind (BMUV 2022a), zukünftig auch Entsiegelungspotenziale stärker genutzt werden. Hierfür bedarf es zusätzlich wirksamer Förder- und Anreizinstrumente wie die stärkere Integration von Entsiegelung in bestehende Förderprogramme, der Schaffung von Beratungsangeboten, aber auch der Verpflichtung von Kommunen zu einer rechtlich verbindlichen Klimaanpassungsplanung. Mit der aktuellen Rechtslage haben Kommunen sowie zuständige Behörden keine ausreichende Grundlage, um Entsiegelungsvorhaben umzusetzen (UBA 2021).

Die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) arbeitet derzeit gemeinsam mit einer Au-

tor:innen-Gemeinschaft aus verschiedenen Institutionen und Universitäten in der AG Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG) an einer aktualisierten bundesweiten bodenkundlichen Kartieranleitung, der KA6. In dieser wird der Umfang der bodenbiologischen Beschreibung der Regenwürmer erweitert und zusätzlich um die Aufnahme von Wurzelverteilung und Pilzmyzelien ergänzt. In der Kartieranleitung wird die Aufnahme der Regenwürmer für diverse Anwendungen als fakultative Angabe hinzugezogen werden. Die Aufnahme der Durchwurzelungsintensität, Wurzelverteilung und Pilzmyzel wird für die bodenkundliche Landesaufnahme, die Ermittlung bzw. Bewertung von Bodenfunktionen nach § 2 (BBSchG) und für die bodenkundliche Baubegleitung als obligatorisch empfohlen werden (pers. Kommunikation Sina Hesse des BGR). Damit wird die Bodenbiodiversität einen höheren Stellenwert bei der Bewertung der Bodenqualität im Rahmen von Bauplanverfahren und deren Vermeidungs- und Kompensationsmaßnahmen erhalten. Epigäische Arthropoden wie z. B. Laufkäfer werden in der bodenkundlichen Kartieranleitung bisher nicht als Indikator zur Qualitätsbeurteilung berücksichtigt.

Obwohl die Bodenbiodiversität nicht explizit Gegenstand von nationalen Fördermaßnahmen wie z. B. der Eiweißpflanzenstrategie, Bundesprogramm ökologischer Landbau, Waldklimafonds oder Humusaufbau mit der Vier-Promille-Initiative ist, können sich diese positiv wie negativ auf das Bodenleben auswirken. Beispielsweise verfolgt die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie das Ziel, bis zum Jahr 2030 den Flächenverbrauch auf weniger als 30 ha pro Tag zu begrenzen. Bis 2050 sollen netto keine weiteren Flächen für Siedlungs- und Verkehrszwecke beansprucht werden (BMUV 2023b; UBA 2023b). Es ist zu erwarten, dass sich dies positiv auf den Erhalt der Bodenbiodiversität auswirkt. Aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit des Bodens und seiner Bedeutung für Ökosystemleistungen sind jedoch gezielte, auf den Boden abgestimmte Maßnahmen (z. B. expliziter Ökosystemansatz, Etablierung eines Bodenindikatorsystems) und entsprechende Gesetze notwendig, die einen ökologischen Schutz des Bodens und der Biodiversität gewährleisten (Zeiss et al. 2022).

Der Entwurf der Boden-Rahmenrichtlinie, 2006 von der Kommission vorgelegt, fand keine Mehrheit im Rat, auch Deutschland votierte dagegen. 2014 wurde der Entwurf schließlich zurückgezogen. Das warf den Bodenschutz sowohl national als auch europäisch weiter zurück (Broll 2010). Auf europäischer Ebene gewann der Bodenschutz seit 2019 im Kontext des European Green Deal wieder an Bedeutung (Montanarella & Panagos

2021), auch wenn Bodenbiodiversität weiterhin eher implizit einbezogen wurde (Köninger et al. 2022). 2021 verabschiedete die EU eine neue Bodenschutzstrategie, die ein Bodengesundheitsgesetz (Soil Health Law) sowie ab 2023 einen Rechtsrahmen für die Vergabe von Humuszertifikaten als ein Instrument des Klimaschutzes ankündigt (EC 2021; Wiesmeier et al. 2020a). Im Juli 2023 legte die Europäische Kommission einen Entwurf für das nun leicht umbenannte Soil Monitoring and Resilience Law (Bodenüberwachungsgesetz) vor (EC 2023). Darüber hinaus wurden Bezüge zu anderen bodenrelevanten Elementen des European Green Deal aufgezeigt (z. B. Biodiversitätsstrategie, Farm-to-Fork-Strategie, Bioökonomiestrategie, Gemeinsame Agrarpolitik, Waldstrategie), was die zentrale Bedeutung der Bodenbiodiversität für Klima- und Biodiversitätsschutz widerspiegelt. Eine besondere Rolle spielt hier die Farm-to-Fork-Strategie mit den Zielen der Reduzierung von Pestizideinsatz und Nitratüberschüssen um jeweils 50 %, der Ausweitung des ökologischen Landbaus auf 25 % der Fläche sowie der Förderung von Carbon Farming als einem neuartigen »Geschäftsmodell« (EC 2020). Viele der bodenrelevanten Zielformulierungen betreffen die Landwirtschaft, die in der EU primär im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) gesteuert wird. Dort haben aktuell primär die Regelungen des Guten Landwirtschaftlichen und Ökologischen Zustands (GLÖZ), die Ökoregelungen der ersten Säule sowie die Agrarumwelt- und -klimamaßnahmen (AUKM) der zweiten Säule einen direkten Bodenbezug (Bartkowski et al. 2021a; Köninger et al. 2022; Möckel 2015; Ronchi et al. 2019) (siehe auch Kap. 3).

Auf internationaler Ebene sind für den Bodenschutz auch die Sustainable Development Goals (SDGs) relevant bzw. trägt der Bodenschutz zur Erreichung der SDGs wesentlich bei (Bonfante, Basile & Bouma 2020; Keesstra et al. 2016).

Für den Schutz der Bodenbiodiversität sowie zum Erreichen der SDGs sind gut verfügbare Daten zum jeweiligen Stand der Gefährdung der Bodenbiodiversität notwendig. Konkret sollen die Erfassung sowie Bereitstellung von Daten zur Bodenbiodiversität in einem möglichst breiten Umfang durch den Aufbau entsprechender internationaler Datenbanken erreicht werden. Dabei soll sowohl die publizierte als auch die »graue« Literatur abgedeckt werden, einschließlich der Daten aus Museumssammlungen, Monitoringprogrammen sowie Forschungsprojekten. Dabei ist zu beachten, dass neben den biologischen Daten auch Angaben zur Landnutzung, Klima, Geologie sowie der jeweiligen Erfassungsmethodik für Bodenorganismen erhoben werden.

Internationale Bodenbiodiversitätsdatenbanken wie z. B. Edaphobase enthalten Informationen zu den einzelnen Bodentierarten sowie deren Verbreitung und Korrelationen mit z. B. abiotischen Faktoren, Vegetation und Landnutzung. Diese Datenbankinformationen sind aber nur begrenzt dazu geeignet, den aktuellen Stand der Bodenbiodiversität, speziell in Hinsicht auf deren jeweiligen Gefährdungsgrad, wiederzugeben, wie z. B. für eine ökologische Standortbeurteilung oder als Teil einer automatisierten ökologischen Analyse notwendig. Jedoch gibt es erste Studien und Ansätze, die dies verbessern. Beispielsweise kartierten und modellierten Salako et al. (2023) erstmals die Verbreitung von Regenwürmern auf nationaler Ebene (Deutschland) und ermöglichten somit Vorhersagen, wie sie für Biodiversitätsmonitorings benötigt werden. Edaphostat ermöglicht eine Analyse der Artenpräferenzen entlang verschiedener Umweltgradienten (z. B. C/N-Verhältnis und pH-Wert) und Klassifizierungssysteme (z. B. Lebensraumtyp und Bodentyp) (Hausen et al. 2017). Die Bundesregierung hat am 29. März 2023 das Aktionsprogramm »Natürlicher Klimaschutz« veröffentlicht (BMUV 2023c). In diesem Programm ist eine umfangreiche Basiserhebung der Bodenbiodiversität vorgesehen. Hier gilt es, möglichst viele Forschungseinrichtungen und Betreiber von Monitoring- und Erhebungsaktivitäten sowie Museen gemeinsam an dieser Maßnahme zu beteiligen (BMUV 2023c).

Im Rahmen der Grundlagenforschung sollten Daten zur Biodiversität von Bodenorganismengemeinschaften genutzt werden, um Referenzwerte für den Status bzw. Schutzwert eines Standortes auf verschiedenen räumlichen Ebenen (Standort, Region usw.) zu generieren (UBA 2002b). Bei diesen Werten kann es sich um quantitative Daten (z. B. Artenzahlen pro Flächeneinheit) in verschiedenen Nutzungseinheiten oder qualitative Informationen (z. B. das Vorkommen von Arten mit besonderem Schutzstatus [»Rote Liste«]) handeln. Dieses Vorgehen ist für die Beurteilung des Schutzstatus für diverse Organismengruppen seit Langem üblich, doch gibt es entsprechende Überlegungen für Bodenorganismengemeinschaften erst seit Beginn der 2000er. Behörden sowie »Stakeholders« im Allgemeinen benötigen solche belastbaren und transparenten Daten für das Monitoring bzw. die Beurteilung der Bodenbiodiversität, inklusive ihrer Funktionen, Treiber und Veränderungen (Guerra et al. 2021a). Um diese Ziele effizient zu adressieren, sind entsprechende Methoden zur Beurteilung des Status der Bodenbiodiversität, einschließlich der Festlegung von Referenzwerten im Sinne eines »guten ökologischen Zustandes« unter Einbeziehung des

Standortes, notwendig. Des Weiteren sollte ein Schwellenwert aus den Referenzzuständen abgeleitet werden, ab der eine Störung als erhebliche Beeinträchtigung gilt (EEA Report 2022; Toschki et al. 2021).

Auch historische Faktoren sind bei der Bewertung politisch-rechtlicher Treiber zu berücksichtigen: Während in der DDR Ackerflächen schon in den Fünfzigerjahren im großen Maßstab zusammengelegt wurden, setzte dieser Prozess in der BRD erst später und vor allem in den nördlichen Bundesländern ein, während im Süden und Westen die kleinteilige Landwirtschaft weitgehend erhalten blieb (vgl. Binder 2018).

### 8.6.3 Wirtschaftliche und technologische Treiber der Bodenbiodiversität

Wirtschaftliche und technologische Entwicklungen können als indirekte Treiber Einfluss auf die Bodenbiodiversität nehmen. Im Agrarland führten die Industrialisierung und der technologische Fortschritt in der Landwirtschaft zu einer Produktivitätssteigerung (Kap. 3). Die Herstellung und Anwendung synthetischer Dünger ist jedoch verantwortlich für eine Entkopplung der Pflanzenernährung von Bodenprozessen und damit eine Verringerung der mikrobiellen und, direkt bzw. indirekt, der zoologischen bzw. pflanzlichen Diversität/Aktivität. Dies geht einher mit einem eingeschränkten Nährstoffeintrag in landwirtschaftliche Böden. Die Optimierung der Dünger- bzw. der Pestizidapplikation im Einklang mit der Digitalisierung in der modernen Landwirtschaft (Smart Farming) könnte die negativen Folgen des Eintrags von Chemikalien auf die Bodenbiodiversität abmildern. Dafür gibt es aber bislang nur relativ wenige Fallbeispiele – und unserer Kenntnis nach aktuell keine Forschung. Ebenso wäre die Berücksichtigung von Mischungstoxizität und Spritzserien in der Pflanzenschutzmittelzulassung dringend notwendig (Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina 2018; Schäfer et al. 2019; Sybertz et al. 2020).

Auch der massive Anbau von einjährigen Energiepflanzen zur Deckung des wirtschaftlich-gesellschaftlich bedingt steigenden Energiebedarfs wirkt sich negativ auf die Bodenbiodiversität aus (Kap. 8.5.3). Umstellung auf erneuerbare Energiequellen wie Windenergieanlagen oder Flächenphotovoltaik benötigen Stellflächen und könnten zu punktuellen Veränderungen von z. B. Temperatur und Niederschlag führen, sodass hier ebenfalls mit Auswirkungen auf das Bodenleben zu rechnen ist. Jedoch gibt es dazu bislang noch keine den Autoren bekannten Untersuchungen.

Steigender Platzbedarf für den Bau von Wohnungen und Industrie führt vor allem im suburbanen Raum zur

Versiegelung und zum Verlust von Böden. Da dies ein weiterhin rasch fortschreitender Prozess ist, wurden in den letzten Jahren verstärkt die Einflüsse auf die Bodenbiodiversität in Studien untersucht. Der Mobilitätssektor trägt einerseits zum Klimawandel durch den Ausstoß von Treibhausgasen bei (und hat damit Auswirkungen auf den Boden), andererseits gibt es auch eine Vielzahl von eher direkten Bodeneffekten. Beispiele hierfür sind Bodenversiegelung, Temperaturerhöhung im urbanen Raum, mangelnde Regenwasserversickerung, aber auch Pestizideinsatz, Reifenabrieb bei Straßen und der Eintrag von Salz (benutzt zur Enteisung) in benachbarte Böden.

#### **8.6.4 Gesellschaftliche Treiber der Bodenbiodiversität**

Böden werden oft als unendlich verfügbar angesehen. Daher wurden sie bisher sowohl in der Öffentlichkeit als auch in Stadt- und Infrastrukturplanung wenig beachtet, mit der Folge einer fortschreitenden Bodendegradation und einem damit einhergehenden Bodenverlust. Selbst in der Landwirtschaft werden Böden primär als Standort- bzw. Produktionsfaktor und weniger als ein hochkomplexes System angesehen. Im Jahr 2020 waren ca. 44 % der Siedlungs- und Verkehrsflächen bzw. 6,3 % der Gesamtfläche in Deutschland versiegelt, das heißt bebaut, betoniert, asphaltiert, gepflastert oder anderweitig befestigt (UBA 2013a). Es ist davon auszugehen, dass mit einer Ausweitung der Siedlungs- und Verkehrsflächen auch die Bodenversiegelung weiter zunimmt. Auch die Verabschiedung des Gesetzes zum Schutz der Böden hat diese Situation nicht verbessert (BBodSchG 1998). Der Verlust von Böden ist mit anthropogenen Maßnahmen kurzfristig nicht umkehrbar, da die Bodenentstehung ein sehr langsamer Prozess ist. Schätzungen für Mitteleuropa gehen von ca. 1 cm Bodenbildung pro 100 Jahre aus. Daher muss ein Umdenken in der Gesellschaft stattfinden und das Bodenbewusstsein z. B. durch Berücksichtigung im Lehrplan, »Citizen Science-Projekte«, Ausstellungen, Präsenz in den Medien, gestärkt werden (Kap. 8.8).

Der Transfer wissenschaftlicher Erkenntnisse zur Bedeutung und zum Schutz von Böden ist in der Bevölkerung sowie der praktischen Anwendung (z. B. Land- und Forstwirtschaft) dringend und umfassend auszubauen, analog zur »Wertschätzung« von Gewässern in den 1960/70er-Jahren. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Gefährdung von Böden und damit ihr Schutz deutlich schwieriger zu kommunizieren sind als im Fall der Gewässer, denn die jeweilige Beeinträchtigung ist weder augenfällig, noch kann sie über die Ge-

fährdung »charismatischer« Organismen, wie z. B. Robben, vermittelt werden. Jedoch liefern Makrofotografen in den letzten Jahren faszinierende Einblicke in die Welt der Bodenorganismen (z. B. <https://www.frankashwood.com/>, <https://www.chaosofdelight.org/>), die in der Zukunft helfen könnten, tierische Botschafter für die Bodenbiodiversität zu finden.

Erschwerend kommt hinzu, dass im Gegensatz zur Umweltbewegung in den 1960/70er-Jahren die Situation komplexer geworden ist, z. B. durch die Globalisierung. Weltweite Vernetzung und Handel fördern den Transport von Schaderregern durch kontaminierte Substrate: Dies können sowohl Böden als auch Pflanzenmaterial bzw. Saatgut sein. Einige dieser Arten können sich etablieren und führen damit zunächst zur Erhöhung der Bodenbiodiversität. Langfristig ist aber mit Veränderungen der natürlichen Bodenorganismengemeinschaft zu rechnen – wie z. B. dem Rückgang von Regenwürmern durch die Einführung des Neuseeland-Plattwurms (*Artihurdendyus triangulatus*) nach Europa (Jones et al. 2001) (Kap. 8.5).

Das steigende Bewusstsein für den Klima- bzw. Umweltschutz in der Bevölkerung angesichts negativer Folgen durch die Industrialisierung führt zu einer erhöhten Nachfrage nach Lebensmitteln, die nachhaltig produziert wurden (z. B. Solidarische oder aufbauende Landwirtschaft) – und könnte damit auch zu einer schonenderen Bodenbewirtschaftung führen. Auch bezüglich der Nachfrage nach Fleisch oder pflanzlichen Produkten ist von einem Einfluss auf die Bodenbiodiversität auszugehen, da entsprechende Flächen für Nahrungs- bzw. Futtermittelproduktion genutzt werden müssen. In ihrer Gesamtheit haben Konsument:innen Einfluss auf Produktionsbedingungen (Kap. 8.8), die wiederum über das Ausmaß der Biodiversitätsveränderung bestimmen (Kap. 8.5).

#### **8.6.5 Synergien/Konflikte zwischen indirekten Treibern & biologischer Vielfalt**

Die aktuelle Datenlage ermöglicht keine abschließende Bewertung der Auswirkung von indirekten Treibern auf die Bodenbiodiversität. Es besteht dringender Forschungsbedarf, um mögliche Ziel- und Interessenkonflikte zwischen aktuellen politisch-rechtlichen sowie wirtschaftlich-technologischen Entwicklungen und dem Erhalt der Bodenbiodiversität zu erkennen und entsprechende Gegenmaßnahmen ergreifen zu können. Es ist davon auszugehen, dass diese Entwicklungen durch ein erhöhtes gesellschaftliches Bewusstsein für Böden in Richtung des Erhalts der Böden und deren Biodiversität beeinflusst werden können.

**Tabelle 8.5:** Bodenbiodiversität in den Biodiversitätsstrategien der Bundesländer, durchsucht wurden die Dokumente nach dem Schlagwort »Boden«.

Dokument und Datum	Handlungsziel/Maßnahme oder allg. Erwähnung Bodenbiodiversität oder Bodenbewusstsein
<b>Angabe von Zielsetzungen und Maßnahmen zum Bodenbewusstsein</b>	
Rheinland-Pfalz	
a) Die Vielfalt der Natur bewahren. Biodiversitätsstrategie für Rheinland-Pfalz, 2015	Handlungsziel: Stärkung eines »Bodenbewusstseins« (z. B. außerschulische Lernorte)
Hessen	
a) Biologische Vielfalt. Gemeinsam für mehr Artenvielfalt. Hessischer Biodiversitätsbericht 2020	Ziel 10: Bürgerwertschätzung und -beteiligung: Schon Kita-Kinder können Bodenbiodiversität durch eigenes Handeln und Erleben kennenlernen.
Mecklenburg-Vorpommern	
a) Halbzeitbilanz des Biodiversitätskonzeptes Mecklenburg-Vorpommern, 2019	Um den Bewusstseinswandel hin zu einem sparsameren Umgang mit Flächen zu unterstützen, hat das LM im Rahmen der Umweltbildung die Broschüre für Vorschulkinder »Pino und Krümel erkunden den Boden« und das Unterrichtsmaterial »Boden macht Schule« veröffentlicht. Dort – wie auch in einer Wanderausstellung des LUNG zu Böden in MV – wird das Flächensparen thematisiert.
Bayern	
Natur Vielfalt Bayern. Biodiversitätsprogramm Bayern 2030, 2014	In dem Dokument wird die Vielfalt der Bodenorganismen beschrieben. Das Bewusstsein für die Notwendigkeit des Schutzes von Böden ist bislang noch nicht genug verbreitet, weshalb die bayerische Staatsregierung Maßnahmen zur Bewusstseinsbildung unterstützt. Hierfür wurde z. B. die Lehrerhandreichung »Lernort Boden« erarbeitet und kostenlos an Schulen verteilt. Entsprechend dem Bayerischen Bodenschutzprogramm 2006 sollen in allen Regierungsbezirken Bodenlehrpfade eingerichtet werden. Mit verschiedenen, teils ressortübergreifenden Maßnahmen wird fortlaufend daran gearbeitet, auch das Bewusstsein für das Flächensparen zu erweitern und die Kommunen bei einer flächensparenden Siedlungsentwicklung zu unterstützen. Dem dient auch das 2003 gegründete »Bündnis zum Flächensparen«. Mit über 50 Bündnispartnern ist es ein zentrales Netzwerk für eine verstärkte Innenentwicklung und unterstützt die Kommunen mit Modellprojekten und Hilfsinstrumenten wie der Flächenmanagementdatenbank und dem Folgekostenschätzer.
<b>Angabe von Zielsetzungen und Maßnahmen zu Forschung, Monitoring/Erfassung und Schutz der Bodenbiodiversität</b>	
Hessen	
Sonderbericht: Landwirtschaft & Naturschutz, Biodiversitätsmaßnahmen im Offenland, Hessischer Biodiversitätsbericht 2021	Für 2022 plant das HLNUG die Erfassung von Laufkäfern und bodenlebenden Spinnen (Grünland).
Bayern	
Natur Vielfalt Bayern. Biodiversitätsprogramm Bayern 2030, 2014	Erforderliche Umsetzungsmaßnahmen: Verbesserung des Kenntnisstands über Verbreitung und Eigenschaften von Moorböden unter besonderer Berücksichtigung bodenbiologischer Aspekte.
Sachsen	
Programm Sachsens Biologische Vielfalt 2030 – Einfach machen! einschließlich Handlungskonzept Insektenvielfalt, 2022	Handlungsziel: Durch das iDiv wird bis 2030 eine weltweite Datenbank für Bodenbiodiversität aufgebaut (sWorm).
Sachsen-Anhalt	
Biodiversitätsstrategie des Landes Sachsen-Anhalt, 2023	Der Boden ist auch Lebensraum für Makro- und Mikroorganismen, die wesentlich die natürlichen Bodenfunktionen tragen. Die funktionelle und strukturelle Diversität der Bodenorganismen ist noch wenig erforscht, entsprechende Forschungen sollen durch Sachsen-Anhalt vorrangig auf der Ebene des Bundes und der Europäischen Union unterstützt werden. Zielsetzung, Böden in ihrer Funktion einschließlich der Diversität der Böden und der Bodenorganismen zu schützen. Durch ein Bodenbeobachtungssystem des § 10 Bodenschutz-Ausführungsgesetz Sachsen-Anhalt werden eine langfristige Beobachtung und Dokumentation der Bodenbeschaffenheit und deren Veränderungen sichergestellt.
<b>Beschreibung der Bedeutung der Bodenbiodiversität ohne konkrete Maßnahmen oder Zielsetzungen</b>	
Mecklenburg-Vorpommern	
b) Erhaltung und Entwicklung der biologischen Vielfalt in Mecklenburg-Vorpommern, 2012	Die essenzielle Bedeutung des Bodens sowie der Bodenbiodiversität für die biologische Vielfalt wird durch den Entwurf zur EU-Bodenrahmenrichtlinie als Bestandteil der thematischen Bodenschutzstrategie der Europäischen Kommission thematisiert. Ziele dieser EU-Richtlinie sind unter anderem der Schutz der natürlichen Ressourcen und die Förderung der nachhaltigen Bodennutzung. Dem Bericht »Soil biodiversity: function, threats and tools for policy makers« der Europäischen Kommission zufolge könnten die unsachgemäße Bewirtschaftung der Böden und die Verringerung der Bodenbiodiversität dazu führen, dass der Klimawandel verstärkt, die landwirtschaftliche Erzeugung gefährdet und die Qualität des Grundwassers beeinträchtigt wird. Bei der Entwicklung geeigneter Strategien zum Erhalt der biologischen Vielfalt vor dem Hintergrund des Klimawandels besteht das Problem, dass der Wissensstand zur Klimasensitivität von Arten und Ökosystemen einschließlich der Bodenbiodiversität noch begrenzt ist.

Dokument und Datum	Handlungsziel/Maßnahme oder allg. Erwähnung Bodenbiodiversität oder Bodenbewusstsein
Brandenburg	
a) Maßnahmenprogramm Biologische Vielfalt in Brandenburg, 2014	Ein vielfältiges Bodenleben sichert die Bodenfruchtbarkeit [...]
b) Wirkungsevaluierung des Maßnahmenprogramms Biologische Vielfalt Brandenburg, 2023	Durch den Verzicht auf mineralische Düngemittel und die Nutzung vielfältiger Fruchtfolgen mit einem Zwischenfruchtanbau (u. a. stickstofffixierende Eiweißpflanzen) können das Bodenleben sowie die Bodenfruchtbarkeit gefördert und erhöht werden.
<b>Onlinezugang zu den Biodiversitätsstrategien der Bundesländer</b>	
Schleswig-Holstein	
<a href="https://www.schleswig-holstein.de/mm/downloads/Fachinhalte/Biodiversitaet/20211216_KursNaturLF.pdf">https://www.schleswig-holstein.de/mm/downloads/Fachinhalte/Biodiversitaet/20211216_KursNaturLF.pdf</a>	
Rheinland-Pfalz	
<a href="https://mulewf.rlp.de/fileadmin/mulewf/Themen/Naturschutz/Biologische_Vielfalt/Die_Vielfalt_der_Natur_bewahren_Monitor_02122015.pdf">https://mulewf.rlp.de/fileadmin/mulewf/Themen/Naturschutz/Biologische_Vielfalt/Die_Vielfalt_der_Natur_bewahren_Monitor_02122015.pdf</a>	
Sachsen	
<a href="https://www.natur.sachsen.de/download/natur/Programm_Sachsens_Biodiv_2030.pdf">https://www.natur.sachsen.de/download/natur/Programm_Sachsens_Biodiv_2030.pdf</a>	
Sachsen-Anhalt	
<a href="https://mwu.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MWU/Umwelt/Naturschutz/Biodiversitaet/Biodiversitaetsstrategie-final.pdf">https://mwu.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MWU/Umwelt/Naturschutz/Biodiversitaet/Biodiversitaetsstrategie-final.pdf</a>	
Hamburg	
<a href="https://www.hamburg.de/contentblob/3809296/91944b054c2e229293cb55341cec8d3e/data/broschuere-gruene-vielfalt-qualitaet-der-stadt.pdf">https://www.hamburg.de/contentblob/3809296/91944b054c2e229293cb55341cec8d3e/data/broschuere-gruene-vielfalt-qualitaet-der-stadt.pdf</a>	
Bremen	
<a href="https://umwelt.bremen.de/umwelt/natur/biodiversitaet-2145456">https://umwelt.bremen.de/umwelt/natur/biodiversitaet-2145456</a>	
<a href="https://www.umwelt-unternehmen.bremen.de/unternehmen/2023-01-05-fachuebergreifende-strategie-fuer-biodiversitaet-und-insektenschutz-bremer-umweltressort-startet-entwicklungs-und-beteiligungsprozess-23449">https://www.umwelt-unternehmen.bremen.de/unternehmen/2023-01-05-fachuebergreifende-strategie-fuer-biodiversitaet-und-insektenschutz-bremer-umweltressort-startet-entwicklungs-und-beteiligungsprozess-23449</a>	
Niedersachsen	
<a href="https://www.umwelt.niedersachsen.de/startseite/themen/natur_amp_landschaft/niedersaechsische_naturschutzstrategie/naturschutzstrategie/niedersaechsische-naturschutzstrategie-154386.html">https://www.umwelt.niedersachsen.de/startseite/themen/natur_amp_landschaft/niedersaechsische_naturschutzstrategie/naturschutzstrategie/niedersaechsische-naturschutzstrategie-154386.html</a>	
Nordrhein-Westfalen	
<a href="https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/Broschueren/biodiversitaetsstrategie_nrw_broschuere.pdf">https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/Broschueren/biodiversitaetsstrategie_nrw_broschuere.pdf</a>	
Saarland	
<a href="https://www.saarland.de/SharedDocs/Downloads/DE/mukmav/naturschutz/dl_sl_biodiversitaetsstrategie_muv.html">https://www.saarland.de/SharedDocs/Downloads/DE/mukmav/naturschutz/dl_sl_biodiversitaetsstrategie_muv.html</a>	
Baden-Württemberg	
<a href="https://um.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/m-um/intern/Dateien/Dokumente/2_Presse_und_Service/Publikationen/Umwelt/Naturschutz/Naturschutzstrategie_Langfassung.pdf">https://um.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/m-um/intern/Dateien/Dokumente/2_Presse_und_Service/Publikationen/Umwelt/Naturschutz/Naturschutzstrategie_Langfassung.pdf</a>	
Mecklenburg-Vorpommern	
<a href="https://lung.mv-regierung.de/insite/cms/umwelt/natur/biodiversitaet.htm#">https://lung.mv-regierung.de/insite/cms/umwelt/natur/biodiversitaet.htm#</a>	
Berlin	
<a href="https://www.berlin.de/sen/uvk/natur-und-gruen/biologische-vielfalt/publikationen/-Berliner-Strategie-zur-Biologischen-Vielfalt-Begründung,Themenfelder-und-strategische-Ziele">https://www.berlin.de/sen/uvk/natur-und-gruen/biologische-vielfalt/publikationen/-Berliner-Strategie-zur-Biologischen-Vielfalt-Begründung,Themenfelder-und-strategische-Ziele</a>	
Brandenburg	
<a href="https://mluk.brandenburg.de/mluk/de/umwelt/natur/biologische-vielfalt/#">https://mluk.brandenburg.de/mluk/de/umwelt/natur/biologische-vielfalt/#</a>	
Thüringen	
<a href="https://umwelt.thueringen.de/fileadmin/001_TMUEN/Unsere_Themen/Natur_Artenschutz/strategie_bio_vielfalt.pdf">https://umwelt.thueringen.de/fileadmin/001_TMUEN/Unsere_Themen/Natur_Artenschutz/strategie_bio_vielfalt.pdf</a>	
Hessen	
<a href="https://umwelt.hessen.de/naturschutz-und-artenvielfalt/biodiversitaetsstrategie">https://umwelt.hessen.de/naturschutz-und-artenvielfalt/biodiversitaetsstrategie</a>	
Bayern	
<a href="https://www.stmuv.bayern.de/themen/naturschutz/bayerns_naturvielfalt/biodiversitaet/index.htm">https://www.stmuv.bayern.de/themen/naturschutz/bayerns_naturvielfalt/biodiversitaet/index.htm</a>	

## 8.7 Nachhaltige Instrumente und Maßnahmen für den Schutz der Bodenbiodiversität

Allgemein wird bei staatlichen, aber auch nichtstaatlichen Maßnahmen zur Verbesserung der Biodiversität unterschieden zwischen akteursbezogenen Maßnahmen (Instrumenten) und umweltbezogenen Maßnahmen (Umweltmaßnahmen). Instrumente sind Maßnahmen, die das Verhalten von Akteuren beispielsweise durch Gebote oder Verbote, ökonomische Anreize, Planvorgaben oder Informationsbereitstellung steuern. Umweltbezogene Maßnahmen sind solche, die unmittelbar zu einer (positiven) Veränderung der Umwelt führen. Sie werden im Sinne des *Faktencheck Artenvielfalt* in Flächenschutzmaßnahmen, dauerhaft durchzuführende Managementmaßnahmen und einmalige Impulsmaßnahmen unterschieden (Kap. 8.7.2).

Zunächst werden die bodenbezogenen Instrumente (aktorsbezogenen Maßnahmen) zusammenfassend beleuchtet, da diese häufig einen generellen Bezug zum Boden aufweisen und sich kaum zwischen den Lebensräumen unterscheiden. Bodenbezogene Umweltmaßnahmen werden anschließend ebenfalls zusammenfassend beschrieben, sofern sie alle (oder die meisten) Lebensräume betreffen. Anschließend werden Maßnahmen für die einzelnen Lebensräume getrennt diskutiert, die sich zwischen diesen unterscheiden und nicht für alle Lebensräume gleichermaßen relevant sind.

### 8.7.1 Instrumente

Instrumente wirken nach der Definition des *Faktencheck Artenvielfalt* **indirekt** auf die Akteure, die in den entsprechenden Lebensräumen leben und wirtschaften. Dabei ist zwischen rechtlichen Vorschriften (ordnungsrechtliche Instrumente), finanzieller Förderung gewünschter Maßnahmen (anreizbasierte, finanzielle Instrumente) und Wissensvermittlung bzw. Umweltbildung (informationelle Instrumente) zu unterscheiden.

#### 8.7.1.1 Ordnungsrechtliche Instrumente

Zu den ordnungsrechtlichen Instrumenten zählen unter anderem alle Instrumente zur Unterschutzstellung von Flächen: Natura-2000-Gebiete, FFH-Gebiete sowie Vorgaben zum allgemeinen und speziellen Artenschutz (BNatSchG). Für Agrar- und Offenlandhabitats ist daneben die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) der EU wichtig sowie die Düngeverordnung (DüV), das Pflanzenschutzgesetz (PflSchG), die Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung (PflSchAnwV) und das Wasserhaushaltsgesetz (WHG). Im Wald sind relevante Maßnahmen im Bun-

deswaldgesetz bzw. in Landeswaldgesetzen geregelt, z. B. betreffend Aufforstungsmaßnahmen sowie nachhaltige und naturverträgliche Forstwirtschaft (BWaldG). Für den Schutz von Auen spielen FFH-Richtlinien eine wesentliche Rolle, während die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) diese Habitate nur unzureichend abdeckt und sich hauptsächlich auf die Regulierung von Wasserhaushalt und Abfluss beschränkt. Die Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (HWRM-RL) beinhaltet dagegen Maßnahmen zur Wasserretention, z. B. Deichrückverlegungen. Zu den Naturschutzinstrumenten, die sich auf den Bereich der Küsten und Küstengewässer beziehen, zählen EU-Richtlinien und -Konventionen, wie z. B. die WRRL, die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie sowie die FFH- und Vogelschutzrichtlinie, die jedoch keinen besonderen Bezug zu Böden aufweisen.

Spezifischer für die Biodiversität der Böden und daher von großer Bedeutung ist das Bundes-Bodenschutzgesetz, das in seiner neuen Fassung seit 1. August 2023 als **Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung** (BBodSchV n. F. 2023) in Kraft ist (siehe auch Bachmann 2022). Auf europäischer Ebene wird die Bodenbiodiversität für den Erhalt der Gesundheit von Menschen, Tieren und Pflanzen als herausragend wichtig betrachtet und der Boden allgemein in der **EU-Bodenstrategie für 2030** als Schlüssellösung für die globale Herausforderung des Klimawandels gesehen (<https://www.bmu.de/themen/wasser-ressourcen-abfall/boden-und-altlasten/eu-bodenschutzpolitik>). Des Weiteren legte die Europäische Kommission im Juli 2023 einen neuen Legislativvorschlag zur Dauerbeobachtung von Bodengesundheit (**Soil Monitoring and Resilience Law**) vor (EC 2023). Darin soll eine EU-weite Infrastruktur zum Monitoring der wichtigsten Gefährdungen für Böden (Erosion, Überflutung, Dürre, Verlust organischer Masse, Verschmutzung, Bodenverdichtung und -versiegelung sowie den Verlust von Bodenbiodiversität) etabliert werden. Eine Erhebung des Zustands der europäischen Böden soll alle fünf Jahre erfolgen. Des Weiteren sollen nachhaltige Praktiken für den Umgang mit kontaminierten Böden definiert werden, um Handlungen anzuleiten, sowie die Prinzipien der nachhaltigen Bodennutzung eingehalten und das Management der kontaminierten Böden innewohnenden Risiken verbessert werden.

#### 8.7.1.2 Finanzielle anreizbasierte Instrumente

Um die Biodiversität (auch der Böden) zu fördern, stehen im Bund und in den Ländern verschiedene Förderprogramme zur Verfügung, zum Beispiel im Rahmen des **Bundesprogramms Biologische Vielfalt**. Auf Ebene der EU kommen Öko-Regelungen (**Eco-Schemes**) der

**neuen GAP** ab 2023 dazu, z. B. zur Reduzierung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln. Wenngleich eine Reduzierung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln positive Folgen für die Bodenbiodiversität haben kann (Kap. 8.5), so sehen die Öko-Regelungen der GAP dennoch keine direkte finanzielle Förderung der Bodenbiodiversität und -gesundheit vor. Das 2023 aufgesetzte **Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (ANK)** des BMUV soll Maßnahmen zum Erhalt der Biodiversität bis 2026 mit 4 Mrd. € fördern. Diese sollen sich auf den Schutz bzw. die Restaurierung naturnaher Moore und Auen konzentrieren, doch auch für die Förderung von Biodiversität in Kommunen im ländlichen Raum können Kommunen finanzielle Hilfen beantragen (z. B. für die Etablierung von Blühstreifen, Straßenrandbegrünung, Streuobstwiesen und Hecken, aber auch zur Entseelung von Flächen und Anbindung von Auen im Bereich der Kommunen). Im urbanen Bereich können außerdem Förderungen für Dachbegrünungen z. B. in Hamburg, Stuttgart, München und Karlsruhe beantragt werden, und eine Entwicklung naturnaher städtischer Grünflächen wird über das Bundesprogramm Biologische Vielfalt gefördert. Naturnahe Waldbewirtschaftung wird in der »Gemeinschaftsaufgabe Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes« finanziert, daneben fördert der Bund im Rahmen des **Waldklimafonds** den Erhalt und die Restaurierung von Moor-, Feucht- und Auwäldern.

### 8.7.1.3 Informationelle Instrumente

Die Wissensvermittlung über die Bedeutung von gesunden Böden und Bodenbiodiversität ist ein Schlüsselfaktor für eine nachhaltige Nutzung des Bodens. Dabei kann unterschieden werden in allgemeine Umweltbildung, die dazu dient, die Bevölkerung für die Bedeutung des Schutzes von Bodenleben zu sensibilisieren, und zum anderen in spezifischere Beratungs- und Informationsveranstaltungen, die häufig die Implementierung verschiedener Maßnahmen (sowohl Impuls- als auch Managementmaßnahmen) begleiten.

Umweltbildung richtet sich häufig an Kinder und Jugendliche und ist daher in puncto Nachhaltigkeit die wichtigste Maßnahme. Waldpädagogik sowie entsprechende Bildungsprogramme in Kindergarten und Schule (modulare Unterrichtsmaterialien) sind hierbei hervorzuheben und wurden in der Waldstrategie 2025 der Bundesregierung gestärkt. Außerdem werden im »Nationalen Aktionsplan Bildung für Nachhaltige Entwicklung« des BMBF Naturerlebnis- und -lernorte gefördert, beispielsweise Lehr-, Erlebnis- und Barfußpfade. Des Weiteren sind Gemeinschaftsgärten und Urban

Gardening sowie auch der Schulgartenunterricht eine wichtige Möglichkeit, sich mit der Beziehung zwischen Nahrungsmitteln und Boden zu beschäftigen. Das Anlegen eines Komposthaufens zeigt dabei eindrücklich den Prozess des Materialab- und Humusaufbaus; Bodentiere wie Regenwürmer, Asseln oder Springschwänze können »in Aktion« erlebt werden.

Auch die Umweltbildung durch Ausstellungen in Naturkundemuseen leistet einen wichtigen Beitrag zur Sensibilisierung der Besuchenden für Bodenbiodiversität. Die Wanderausstellung »Die dünne Haut der Erde – Unsere Böden« des Senckenberg Museums für Naturkunde Görlitz (SMNG) verzeichnete beispielsweise seit 2004 mehr als eine Million Besucher:innen (auch im europäischen Ausland; Endbericht SMNG 2018). Moderne Formate wie Virtual Reality (VR) oder Smartphone-Apps (BODENTIERhoch4) (Neu et al. 2022) helfen ebenfalls bei der Verbreitung von Wissen über Bodenbiodiversität. Nach Nutzung der VR-Anwendung »Abenteuer Bodenleben« des SMNG gaben über 70 % der Anwender:innen an, »mehr über Bodentiere zu wissen« und »sich mehr zu engagieren« (Baber, Wesenberg & Xylander 2019).

Beratungs- und Informationsveranstaltungen im Bereich der Landwirtschaft können zur Förderung von Bodenbiodiversität beitragen, etwa durch ein Aufzeigen der positiven Effekte durch die Etablierung von Ackerrandstreifen und Feldgehölzen oder durch den Wechsel zu einer konservierenden Bodenbearbeitung. Auch nachhaltiges Weidemanagement, reduzierte Bodenbearbeitung und der Anbau von Zwischenfrüchten gehören zu den Themen mit hohem Bedarf an Beratung und Information. In Baden-Württemberg werden im Rahmen des »Netzwerks von Demobetrieben zur Förderung der biologischen Vielfalt« verschiedene biodiversitätsfördernde Maßnahmen erprobt und evaluiert und die Ergebnisse über eine Austauschplattform zur beruflichen Weiterbildung den Akteuren in landwirtschaftlichen Betrieben zugänglich gemacht. Informationsveranstaltungen für Akteure der Forstwirtschaft können eine nachhaltige Neuausrichtung der Struktur von Wäldern (z. B. zur Etablierung von Mischwäldern) oder von deren Bewirtschaftung (Einzelstammernte statt Kahlschlag, Liegenlassen von Totholz) anstoßen. Dadurch können mit einem Umbau zu klimastabileren Wäldern, Vermeidung von Totalausfällen und Förderung der Bodenbiodiversität mehrere Ziele zusammen erreicht werden.

### 8.7.2 Maßnahmen

Maßnahmen zur Förderung der oberirdischen Biodiversität, wie z. B. die Restauration von Mooren, fördern

häufig auch die Diversität im Boden. Dass jedoch die Gemeinschaften von Bodenorganismen weder bei der Evaluation des Erfolgs dieser Maßnahmen noch bei der Bewertung von Bodenqualität, -stabilität bzw. Degradation im Zusammenhang mit der Landnutzung bis heute kaum berücksichtigt werden, liegt an ihrer extrem hohen Vielfalt und heterogenen Verteilung in Raum und Zeit (Goldmann et al. 2016; Goldmann et al. 2020). Die Einbeziehung der Bodenbiodiversität in die Evaluierung des Bodenzustands wäre jedoch sehr wichtig, z. B. bei der Fortentwicklung der GAP und einer erforderlichen Reform naturschutzrechtlicher Ausgleichsregelungen. Im Folgenden sollen daher konkrete Auswirkungen von Maßnahmen zur Restaurierung von Habitaten auf die Biodiversität und Dichte von Bodenorganismen diskutiert werden.

Welche Maßnahme für die Förderung und den Schutz der Bodenbiodiversität am besten geeignet ist, hängt entscheidend vom Lebensraumtyp ab, wobei einige Maßnahmen auch für alle (oder die meisten) Lebensräume zutreffen. Im Folgenden werden Letztere zuerst gemeinschaftlich diskutiert, während spezialisierte Maßnahmen anschließend nach Lebensräumen getrennt beleuchtet werden. Dabei werden drei Typen von Maßnahmen unterschieden:

**Flächenschutzmaßnahmen:** Die Einrichtung von Schutzgebieten ist ein Beispiel für Maßnahmen, die üblicherweise nicht gezielt zur Förderung des Bodenlebens durchgeführt werden, sich aber trotzdem positiv auf dieses auswirken können.

**Managementmaßnahmen:** Hierbei handelt es sich um Formen der kontinuierlichen Bewirtschaftung einer Fläche, wie die regelmäßige Ansaat von Zwischenfrüchten oder das wiederholte Ausbringen von Stallmist.

**Impulsmaßnahmen:** Dabei handelt es sich um einmalige Eingriffe zur Förderung der Biodiversität wie das Verfüllen von Entwässerungsgräben bei der Wiedervernässung von Mooren oder das Anlegen von Strukturelementen wie Baumreihen oder Hecken in landwirtschaftlichen Flächen.

Während sich im Agrar- und Offenland oder auch in Wäldern vor allem Managementmaßnahmen umsetzen lassen, ist in Auen und Mooren sowie in Küstenböden in der Regel eine Kombination einer initialen Impulsmaßnahme (z. B. Wiedervernässung) mit anschließendem Management nötig. Häufig führen Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität in den Lebensräumen zunächst zu einem Rückgang der Artenvielfalt, da Generalisten verschwinden (ggf. können Abundanzen aber ansteigen). Wie schnell die Biodiversität bei Eignung des Habitats durch die Einwanderung von Spezialisten wie-

der ansteigt, ist u. a. abhängig von deren Ausbreitungspotenzial und der Entfernung von Quellpopulationen. Hierbei ist darauf hinzuweisen, dass **auf Sonderstandorten, wie etwa in Mooren und Salzwiesen, eine Maximierung der Artenzahl der Bodenorganismen nicht das Ziel der Restaurationsmaßnahmen sein kann.** Vielmehr zeigen auf solchen Standorten hohe Artenzahlen einen gewissen Grad an Degradierung des Habitats an. Stattdessen ist eine **Etablierung von spezialisierten Arten im restaurierten Gebiet** der Besiedlung mit Generalisten vorzuziehen, auch wenn die reine Anzahl der Arten dabei sinkt. So konnte auch für Wälder gezeigt werden, dass bewirtschaftete im Vergleich zu unbewirtschafteten Wäldern eine höhere Artenzahl an Laufkäfern aufweisen können, wobei die Zusammensetzung der Arten jedoch hauptsächlich aus Generalisten und Offenlandarten bestand, während spezialisierte Waldarten fehlen (Lange et al. 2014).

#### 8.7.2.1 Flächenschutzmaßnahmen

Die Ausweisung von Schutzgebieten ist eine erfolgversprechende Maßnahme zum Erhalt der oberirdischen Biodiversität, vor allem für einzelne bedrohte Arten von Pflanzen und Wirbeltieren. Da für die meisten Bodenorganismen jedoch keine oder kaum Verbreitungsdaten vorliegen, ebenso nur wenige Informationen über den Gefährdungsstatus einzelner Arten (Rote Listen: Kap. 8.2), ist eine Etablierung von Schutzgebieten speziell für Bodenbiodiversität bisher nicht realisiert (Zeiss et al. 2022). Bis gezielte Maßnahmen über Bodenorganismengruppen hinweg identifiziert wurden, sollte auf eine möglichst naturnahe Konzeption bereits bestehender und zu errichtender Schutzgebiete geachtet werden. Auch in Nutzung befindliche Flächen können naturnäher gestaltet und standortgerecht genutzt werden und damit eine größere Vielfalt von Bodenorganismen beherbergen (Kap. 8.7.2.2, 8.7.2.3).

#### 8.7.2.2 Allgemeine (Management-)Maßnahmen

Grundsätzlich ist für eine Erhöhung der Artenvielfalt der Bodenfauna eine **größtmögliche Naturnähe** der betreffenden Fläche anzustreben. Naturnähe ist dabei in jedem Lebensraum anders definiert. Beispielsweise sind Salzwiesen und wiedervernässte Moore mit ihrer standortspezifischen und ggf. artenarmen Vegetation ebenso biodiversitätsfördernd wie artenreiche Blühwiesen und Mischwälder. Während Erstere wenige, aber dafür hoch spezialisierte Arten fördern, bieten Zweitere einer hohen Vielfalt von Arten ein Habitat. Ein Nebeneinander verschiedener naturnaher Lebensräume beherbergt daher auf großer Skala das höchste Potenzial

für Bodenbiodiversität. Außerdem ist die Vernetzung der Flächen wichtig, da viele Bodenorganismen nur über ein geringes Ausbreitungspotenzial verfügen. Innerhalb einzelner Flächen fördert dagegen eine Vielfalt von Habitaten anhand verschiedener abiotischer Faktoren (Bodenfeuchte, Säuregehalt, Humusgehalt usw.) und Mikrohabitate (Totholz, Pflanzenvielfalt, Senken usw.) die höchstmögliche Artenvielfalt.

### **Biodiversität der Vegetation**

Die Artenvielfalt der Bodenfauna hängt direkt und indirekt mit der Artenvielfalt (aber auch Artenzusammensetzung, siehe unten) der Vegetation zusammen. Der Einfluss der Pflanzen besteht dabei vor allem aus der Bereitstellung von Wurzelbiomasse und -exsudaten sowie von totem Material zur Zersetzung (abgestorbene Pflanzenteile und Laubstreu). Damit stellt die Vegetation die **basalen Ressourcen der Bodennahrungsnetze**; eine höhere Vielfalt an Pflanzen und anderen Nahrungsressourcen (z. B. Aas, Häutungs- oder Ausscheidungsprodukten) kommt dabei der Artenvielfalt der Bodenfauna zugute. Die Erhöhung der Pflanzenvielfalt ist jedoch in jedem Lebensraum auf unterschiedliche Weise zu realisieren.

So ist im Ackerland eine Erhöhung der pflanzlichen Biodiversität mit Ausnahme von Ackerrandstreifen (siehe unten) schwer realisierbar. **Anbaudiversifizierung** ist eine wichtige Maßnahme zum Schutz der Bodenbiodiversität, denn jede Kulturpflanze begünstigt ein spezifisches Spektrum an Bodenorganismen (BfN 2021). Monokulturen können dagegen eher zu einer Verarmung des Bodenmikrobioms sowie zu einer Anreicherung von Pathogenen führen, dem mit einem Wechsel der Kulturpflanze entgegengewirkt wird (Dias, Dukes & Antunes 2015; Wall, Nielsen & Six 2015). Innerhalb einer Saison können durch die gemeinsame Kultivierung von zwei Kulturpflanzen, z. B. Mais und Weidelgras, positive Effekte für das Bodenmikrobiom erzielt werden (Liu et al. 2022). Einfacher zu realisieren ist eine zeitliche Diversifizierung des Anbaus über die **Fruchtfolge**, **Zwischenfrüchte** oder **Untersaaten** (Eisenhauer 2016). Die höhere Transferrate von Photoassimilaten in artenreichen Zwischenfruchtmischungen wirkt sich positiv auf die Aktivität und Diversität von Bodenmikroorganismen aus (Gentsch et al. 2020; Venter, Jacobs & Hawkins 2016). Auch die Einbindung von Grünland in eine Ackerbaufruchtfolge begünstigt die Erhaltung der bodenbiologischen Vielfalt (Hoeffner et al. 2021).

Die Rolle der pflanzlichen Biodiversität für die Bodenbiodiversität im Offenland wird im **Jena-Experiment** seit 2002 untersucht (Roscher et al. 2004). Dabei wurde beobachtet, dass sich nach einer Etablierungs-

zeit von etwa vier Jahren positive Effekte der Anzahl der Pflanzenarten auf die Vielfalt und Aktivität von Bodenorganismengemeinschaften einstellten. Pflanzendiversität allgemein fördert die Pilzbiomasse wie auch mikrobielle Gemeinschaften und die Diversität von Bodentieren (Eisenhauer et al. 2010; Eisenhauer et al. 2011b; Lange et al. 2015). Springschwänze und Regenwürmer wurden vor allem durch das Vorkommen von Leguminosen positiv beeinflusst, während ein höherer Anteil an Gräsern einen negativen Effekt auf Zweitere hatte (Eisenhauer et al. 2009; Milcu et al. 2008; Sabais, Scheu & Eisenhauer 2011; Singh et al. 2021). Die positiven Effekte erhöhter Pflanzendiversität unterschieden sich in ihrer Dauer zwischen einzelnen trophischen Gruppen der Bodenfauna und waren bei Herbivoren am stärksten ausgeprägt (Eisenhauer et al. 2010; Eisenhauer et al. 2011b; Scherber et al. 2010). Auch Fadenwürmer profitierten von erhöhter Pflanzenvielfalt: Die Zahl der Taxa stieg, insbesondere unter den Pilzfressern und Räubern (Eisenhauer et al. 2011a).

Der Einfluss der Artenvielfalt der Pflanzen ist in **Wäldern** vielfältig untersucht worden. Dabei ist es jedoch schwierig, zwischen reinen Biodiversitätseffekten und Effekten der Baumart selbst zu unterscheiden (siehe unten), da die starken Unterschiede der Bäume (v. a. zwischen Nadel- und Laubbäumen) sich auf alle anderen Faktoren auswirken. Prada-Salcedo et al. (2021) zeigen eine erhöhte Diversität von Bodenpilzen in Wäldern mit drei Baumarten im Vergleich zu Monokulturen durch eine höhere Vielfalt an Ressourcen (Wurzelexsudate, Streu). Außerdem wirkte ein geringerer Anteil an immergrünen Nadelbäumen sich positiv auf die Artenvielfalt der Makrofauna aus (Ganault et al. 2021).

Für Auengebiete, Moore und Salzwiesen ist eine erhöhte Artenvielfalt der Pflanzen in der Regel nicht zu erreichen oder weist auf einen gewissen Grad an Naturferne hin, da in diesen Habitaten spezialisierte, zum Teil recht artenarme Vegetationsgemeinschaften den natürlichen Zustand darstellen.

Grundsätzlich wirkt sich eine erhöhte Biodiversität der Pflanzen auf **städtischen Grünflächen** positiv auf die Biodiversität der Bodenfauna und damit die Multifunktionalität und Kohlenstoffspeicherfähigkeit städtischer Böden aus (Schittko et al. 2022). In urbanen Räumen ist eine Erhöhung der Pflanzendiversität durch reduzierte Bewirtschaftung (z. B. Mahd, siehe unten), gezieltes Sich-selbst-Überlassen von Flächen (z. B. Brachen) und gezielte Anpflanzung (z. B. in Gärten, Parks) zu erreichen. Letztere sollte nach Möglichkeit nur mit **einheimischen Pflanzenarten** erfolgen, da einheimische Pflanzen besser zum Erhalt der Biodiver-

sität und Funktion der Bodenfauna beitragen als exotische Pflanzen. Die häufig wegen ihres dekorativen Laubes gepflanzte amerikanische Rot-Eiche (*Quercus robur*) führt beispielsweise zu Veränderungen in der Artengemeinschaft von Hornmilben, was zu einer Zunahme von generalistischen Arten führt und den Streuabbau verlangsamt (Kohyt & Skubala 2020). Die **Bepflanzung von Straßenrändern** mit einheimischen Wildblumen anstelle von exotischen Kleinsträuchern führte innerhalb von zwei Jahren zu einer Zunahme der Abundanz von wirbellosen Tieren (Springschwänzen, Asseln, Weberknechten und an der Bodenoberfläche jagenden Spinnen) um bis zu 260 % in einer hessischen Kleinstadt (Mody et al. 2020). Wildblumenstreifen erzeugten außerdem nur ein Sechstel bis ein Drittel der jährlichen Pflegekosten, die von den Gebüschstreifen zuvor verursacht worden waren (Mody et al. 2020). Die Populationen von Springschwänzen in urbanen **Gemüsegärten** bilden den lokalen Artenpool ab, bieten also Lebensraum für lokal verbreitete Arten (Joimel et al. 2019). So empfehlen Tresch et al. (2019) die Integration von Schrebergärten in neu geplante urbane Räume, um dem Ideal der »Green City« zu entsprechen. Die Autoren zeigen, dass divers bepflanzte Gärten mit geringer Bodenbearbeitung und ohne den Einsatz von Pestiziden erheblich zur Diversität (auch der funktionellen) von Regenwürmern und Springschwänzen beitragen und dadurch die Multifunktionalität der urbanen Böden stärken (Tresch et al. 2019).

### Reduzierte Nutzung

In vielen Lebensräumen kann eine höhere Artenvielfalt bereits durch eine Reduktion der menschlichen Intervention, z. B. durch reduzierte Nutzung, erreicht werden. In Ackerland fallen hierunter viele Aspekte des ökologischen Landbaus (siehe unten). In Grünland fördern gestaffelte Mahd, angepasster Viehbesatz sowie maßvolle Düngung sowohl die oberirdische als auch die unterirdische Biodiversität (Lillak 2005).

Die Bewirtschaftung der Wälder hängt direkt mit der **Einschlagfrequenz** der Bäume zusammen. Grundsätzlich nimmt die Bodenbiodiversität mit dem Alter des Waldes zu. Ein Vergleich der Springschwanzfauna von 30- bzw. 120-jährigen Buchenwäldern, Fichtenwäldern und Mischbeständen aus beiden Baumarten im Solling zeigte eine erhöhte Abundanz und Diversität der epedaphischen und teils herbivoren Springschwänze in den 120 Jahre alten im Vergleich zu den 30-jährigen Beständen (Salamon, Scheu & Schaefer 2008). Lange et al. (2014) stellten im Rahmen der Biodiversitätsexploratorien fest, dass die Abundanz und Artenzahl der Laufkä-

fer und Kurzflügelkäfer in älteren Wäldern höher ist als in jüngeren, ebenso der Artenreichtum von Schnecken. Laut Berechnungen ist ein Bestandsalter von mindestens 180 Jahren notwendig, um eine hohe Biodiversität in bewirtschafteten Buchenwäldern zu wahren (Brunet, Fritz & Richnau 2010; Moning & Müller 2009). Die positive Auswirkung eines hohen Bestandsalters ist vermutlich eine Folge der erhöhten Menge an Totholz und einer größeren Diversität an Mikrohabitaten und Nahrungsressourcen (siehe unten) (Brunet, Fritz & Richnau 2010; Paillet et al. 2017; Salamon, Scheu & Schaefer 2008; Vuidot et al. 2011).

Für bewirtschaftete Auenbereiche (Auenwald, Weiden, Acker) gelten grundsätzlich die gleichen Empfehlungen wie für eine reduzierte Nutzung, wie oben beschrieben. Derzeit befindet sich der überwiegende Teil der deutschen **Moore** in landwirtschaftlicher Nutzung, davon etwa ein Fünftel als Ackerfläche für den Anbau von Mais oder Kartoffeln, der Rest als Grünland (BMUV 2022b). Dies erfordert eine dauerhafte intensive Entwässerung durch den Bau und die Instandhaltung von Entwässerungsgräben bzw. das Betreiben von Pumpen. Eine Restaurierung des Ökosystems Moor mit reduzierter Nutzung erfordert daher eine Wiedervernässung (siehe unten). Nach der Wiedervernässung ist eine an den höheren Wasserstand angepasste Nutzung der ehemals entwässerten Moorflächen als Paludikultur möglich. Diese stellt häufig einen Kompromiss zwischen Restaurierung und wirtschaftlicher Nutzung durch die Landbesitzer:innen dar (Kap. 8.8). Sie stellt zwar die Wirkung des Moores als Kohlenstoffspeicher wieder her, erfüllt die Ansprüche moortypischer Arten aber weniger gut als ein naturbelassenes/ungenutztes Moor. Vor allem in Niedersachsen wurden in den letzten Jahren Projekte gestartet, die den nachhaltigen Anbau von Torfmoos auf abgetorften Mooren in Paludikultur und den ökologischen Wert dieser Flächen für moortypische Flora und Fauna untersuchen (Graf et al. 2017).

Die derzeit häufigste Form der Bewirtschaftung von **Salzwiesen** an der Nord- und Ostseeküste ist die **Beweidung** durch Rinder und/oder Schafe. Die durch den Tritt der Weidetiere erhöhte Erosion gehört zu den wichtigsten Bedrohungen für den Erhalt der Salzwiesen (Wanner 2009). Des Weiteren bewirkt ein hoher Beweidungsdruck Veränderungen der Vegetation hin zu beweidungstoleranten Arten und eine Verringerung der anfallenden Detritusmenge sowie der Populationsdichte der Bodenfauna (Springschwänze und Spinnen) (Andresen et al. 1990; Neuhaus, Stelter & Kiehl 1999; Seiberling & Stock 2009). Wolters et al. (2005) zeigen, dass eine Reduzierung der Beweidung sich sehr positiv auf die Se-

dimentationsrate und damit die Vegetation der Salzwiesen auswirkt.

Die Bewirtschaftung urbaner Räume hängt häufig mit optischer Gestaltung und Freizeitaktivitäten (z. B. in Parks) zusammen. Eine Verringerung der **Mahdintensität** auf städtischen Grünflächen, entweder durch Mahd von Teilflächen anstatt der gesamten Fläche oder durch reduzierte Häufigkeit der Mahd, erhöht beispielsweise die Pflanzenvielfalt (s. o.) (Chollet et al. 2018; Proske, Lokatis & Rolff 2022). So war die Artenvielfalt der Vegetation in nur ein- bis zweimal jährlich gemähten Wiesen innerhalb von sechs Jahren um 30 % höher als in Wiesen, die sechs- bis zwölfmal im Jahr gemäht wurden (Sehrt et al. 2020; Unterweger 2017). Durch Rückwirkung von oberirdischer auf die unterirdische Vielfalt (z. B. durch Räuber-Beute-Beziehungen) ist bei Reduzierung der Mahdintensität auch ein positiver Effekt auf die Bodenfauna zu erwarten (Buchholz et al. 2018; Egerer & Philpott 2022).

### **Kleinräumigkeit**

Grundsätzlich erhöht eine strukturelle Vielgestaltigkeit eines Lebensraums die Anzahl ökologischer Nischen und damit die Artenvielfalt. Es ist daher erstrebenswert, die kleinräumige Strukturvielfalt in allen Lebensräumen zu steigern. Auch eine Erhöhung der Pflanzenbiodiversität trägt zur Strukturvielfalt auf kleinem Raum bei (s. o.).

In Ackerland kann die Anlage von **Ackerrandstreifen** die strukturelle und pflanzliche Vielfalt erhöhen (Holden et al. 2019). Ihr Effekt ist umso größer, je vielfältiger und struktureicher die Vegetation ist und je seltener im Jahr gemäht wird (Meek et al. 2002; Vickery, Feber & Fuller 2009). Gleiches gilt für nicht ackerbaulich genutzte Brachen und lineare Strukturen wie Feldraine und Hecken, die sich insbesondere auf Nützlinge wie Spinnen, Laufkäfer oder Parasitoide positiv auswirken (Osinski et al. 2005; Tscharnatke et al. 2002). Ackerlandstreifen haben außerdem ein erhebliches Potenzial, Kohlenstoff zu binden und Treibhausgasemissionen zu reduzieren (Falloon, Powlson & Smith 2006). Auch Schnitthöhe und der Verbleib des Mahdguts sowie der Zeitpunkt des Umbruchs sind von Bedeutung für Wirbellose; dies variiert jedoch von Gruppe zu Gruppe (Vickery, Feber & Fuller 2009). Zusätzlich erhöhen Mulchen, Gründüngung oder weite Fruchtfolgen die räumliche Heterogenität in Ackerflächen und schaffen Mikrohabitate und ein günstigeres Mikroklima (Sunderland & Samu 2000).

In Wäldern wird durch eine erhöhte Pflanzenvielfalt (s. o.) auch Strukturvielfalt erzeugt, da beispielsweise

verschiedene Laubstreu, aber auch verschiedene Arten von Totholz (siehe unten) anfallen. Ebenfalls kann die Bodenbiodiversität in (bewirtschafteten) Wäldern durch das System der **Holzernte** beeinflusst werden. Wälder, die mit Einzelstamm- oder Gruppenerntesystemen bewirtschaftet werden, behalten die mehrschichtige und mehrjährige Bestandsstruktur alter Wälder bei und sind für die Biodiversität daher als wertvoller einzustufen. Schirmschlag und Kahlschlag führen stattdessen zu großen, einschichtigen, gleichmäßig gealterten Beständen, die einen geringen Wert für die Biodiversität der meisten Artengruppen haben (Brunet, Fritz & Richnau 2010). Demzufolge sollten bei einem (boden-)biodiversitätsfördernden Waldmanagement Teile des Bestandes möglichst dauerhaft erhalten bleiben.

Auengebiete sind von Natur aus struktureich und daher durch eine hohe Biodiversität gekennzeichnet, allerdings nur, solange sie der aktiven Überflutung ausgesetzt sind (siehe unten). Moore und Salzwiesen dagegen sind in ihren natürlichen Zuständen eher artenarm, sodass eine zusätzliche Einbringung von Struktur jeglicher Art hier nicht zielführend ist.

Urbane Räume dagegen bieten viele Möglichkeiten zur Erhöhung der Strukturvielfalt und damit der Bodenbiodiversität. Eine Vielfalt von Habitaten wirkt sich in Wiesen und Gärten, aber auch in baumbestandenen **Parkanlagen** und Friedhöfen positiv auf die Anzahl der Arten von Bodenfauna aus (Kowarik et al. 2016). Maßnahmen wie das Zulassen von Verwilderung und Brachflächen, Schaffung von grünen Verbindungen zu natürlichen Habitaten, Liegenlassen von Totholz, Reduzierung von Efeu, um andere Pflanzen zu fördern, aber auch Belassen von Efeudecken an anderen Stellen, Zulassen von natürlicher Baumverjüngung an manchen Stellen sowie Tolerierung von Bewuchs an Mauern und anderen menschlichen Strukturen werden als biodiversitätsfördernd eingestuft (Buchholz et al. 2018; Kowarik et al. 2016).

### **8.7.2.3 Spezielle Maßnahmen nach Lebensräumen Agrar- und Offenland**

Auf Agrarflächen sind Maßnahmen zum Schutz der Bodenbiodiversität besonders wichtig, weil sie über die Hälfte der Fläche Deutschlands ausmachen. Leider ist die Bewertung von Maßnahmen wegen der Heterogenität von Böden eine große Herausforderung. Zu den Unterschieden in Bodenart, Bodentyp, pH-Wert, klimatischen Bedingungen usw. kommen erschwerend verschiedene Bewirtschaftungsformen, Kulturpflanzen und Fruchtfolgen hinzu. Studien zu den Auswirkungen landwirtschaftlicher Praktiken auf die Bodenfauna führen deshalb oft

zu widersprüchlichen Ergebnissen (Pelosi & Römbke 2016). Da sich ein diverser Lebensraum mit ausreichend Ressourcen, Feuchtigkeit und stabiler Struktur in den meisten Lebensräumen positiv auf die Bodenbiodiversität auswirkt, wurde im Bodenbiodiversitäts-Report des BfN (BfN 2021) für Agrarflächen ein Konzept entwickelt, das auf konservierende Bodenbearbeitung, permanente Bodenbedeckung und Anbaudiversifizierung setzt.

Die **Einarbeitung von Pflanzenresten** erhöht die verfügbare organische Substanz und damit die Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen im Boden. Der Einfluss zusätzlicher Pflanzenreste auf die Biodiversität und Aktivität der Bodenorganismen hängt jedoch auch von anderen Faktoren ab, wie z. B. der Ausbringung mineralischer Dünger sowie mechanischen Störungen durch Vermischen, Zerschneiden und Verdichtung, die generell einen negativen Einfluss auf Bodenbiodiversität haben.

Die **Bodenbearbeitung** hat eine sehr starke Auswirkung auf die Diversität, Aktivität und Ökosystemleistungen der Bodenorganismengemeinschaften, da sie die Bedingungen ihres unmittelbaren Lebensraums, d. h. ihrer Mikrohabitate, radikal verändert. Konservierende Bodenbearbeitung zeichnet sich durch den Verzicht auf Pflügen aus und verhindert, dass Bodenhorizonte und die darin lebenden Organismen vermengt und Bodenporen und Gänge zerstört werden. Auch die Bodenpilze werden weniger gestört und entwickeln sich besser. Damit erhält konservierende Bodenbearbeitung (Abb. 8.21) die Mikrohabitatstruktur und damit das Zusammenspiel funktioneller Partner im Mikrobiom und in der Fauna. Bei Pflügeinsatz findet dagegen eine Durchmischung statt, durch die mehr Sauerstoff in den Boden gelangt, sodass dadurch aerobe Zersetzungsprozesse mit einer erhöhten CO<sub>2</sub>-Freisetzung gefördert werden. Ein Nachteil des Verzichts aufs Pflügen besteht jedoch in einem erhöhten Einsatz von Herbiziden und ggf. erhöhten Lachgasemissionen (Abdalla et al. 2013). Im ökologischen Landbau ist pfluglose Bewirtschaftung daher nur bedingt einsetzbar (Peigné et al. 2007).

Ein zweiter wichtiger Vorteil der konservierenden Bearbeitung ist ein selteneres Befahren der Böden mit landwirtschaftlichen Maschinen. Die Böden werden dadurch weniger stark verdichtet; die Verdichtung wirkt sich allgemein negativ auf Bodenorganismen aus (Holland 2004; Médiène et al. 2011). Vor allem epigäische und anözische Regenwürmer, wie *Lumbricus terrestris*, sind in gepflügten Böden seltener und profitieren von pflugloser Bewirtschaftung oder reduziertem Pflügen, während endogäische Arten in bearbeiteten Böden sogar zunehmen können (Briones & Schmidt 2017; van Capelle, Schrader & Brunotte 2012b; Holland et al. 1994; Holland 2004; Médiène et al. 2011; Walter, Burmeister & Wolfrum 2017). Kleinringelwürmer und endogäische Regenwürmer werden durch Bodenbearbeitung ohne Inversion (z. B. Grubbern) gefördert (Hendrix et al. 1986). Auch die Bodenmesofauna wird durch pfluglose Bewirtschaftung gefördert. Jedoch gibt es hier unterschiedliche Effekte, z. B. erhöhte Prädation oder Einsatz von Pestiziden aufgrund des Verzichts auf Bearbeitung (siehe Abschnitt »Pflanzenschutzmittel«), die negative Auswirkungen auf z. B. epigäische Springschwänze haben können (Holland 2004).

Als besonders sensitiv gegenüber Bodenbearbeitung gelten Tausendfüßer, Asseln und Gehäuseschnecken, die in bearbeiteten Böden grundsätzlich nur selten anzutreffen sind (Wolters & Ekschmitt 1997). Auch Nacktschnecken nehmen bei pflugloser Bearbeitung zu (Holland 2004; Médiène et al. 2011). Schwierig zu beurteilen ist dagegen die Abundanz von räuberischen Makroarthropoden wie Spinnen und Laufkäfern: Diese werden zumeist mit Barberfallen erfasst, die keinen Aufschluss über tatsächliche Abundanzen geben, sondern bestenfalls An- und Abwesenheit der erfassten Arten indizieren (Mommertz et al. 1996). Bezieht man besser geeignete Methoden wie flächenbegrenzte Fallen ein, zeichnet sich ein negativer Effekt intensiver Bodenbearbeitung auf Individuendichten und Artenzahlen von Laufkäfern ab (Holland 2004; Müller et al. 2022). Auch



**Abbildung 8.21:** Konservierende Bodenbearbeitung durch Zwischenfruchtanbau mit bienenfreundlicher Phacelia (links) (cardephotography – stock.adobe.com); Verbleib von Totholz mit Fraß- und Zersetzungsspuren (Mitte) (Romy Zeiss); künstlich angelegte Dachbegrünung mit geeigneter Samenmischung (rechts) (Juliane Filser).

Spinnen werden durch reduzierte Bodenbearbeitung begünstigt, wobei dies wohl in erster Linie als indirekter Effekt durch mehr Pflanzenrückstände, Beutetiere und günstigeres Mikroklima zu sehen ist (Sunderland & Samu 2000). Van Capelle et al. (2012b) führten eine Literaturstudie zur Bodenbearbeitung durch, in der sie gezielt Effekte der Bodenbearbeitung von denen anderer Bewirtschaftungsmaßnahmen abtrennten. Sie konnten zeigen, dass unter konservierender Bewirtschaftung die Makrofauna, vor allem Regenwürmer, profitierte, während Springschwänze, Milben und Kleinringelwürmer eine Reduzierung der Abundanzen auswiesen. Grundsätzlich unterschieden sich die Ergebnisse je nach Bodenart sehr deutlich. Eine globale Metaanalyse zum Einfluss der Pflugintensität auf die Bodenmikro- und -mesofauna hat dagegen ergeben, dass reduziertes oder komplett unterlassenes Pflügen die Dichten von Springschwänzen (+35 %), Milben (+23 %) und Kleinringelwürmer (+37 %) erhöht (Betancur-Corredor, Lang & Russell 2022; Holland 2004). Auch Rhizosphärebakterien, Nährstoff liebende Bakterien und saprotroph lebende Pilze sind in gegrubberten Böden häufiger als in konventionell gepflügten Böden (Fernandez-Gnecco et al. 2022; Holland 2004). Auf die Häufigkeit von Fadenwürmern hat die Pflugintensität dagegen variablen oder keinen Einfluss, jedoch nehmen räuberische und omnivore Fadenwürmer bei verringerter Pflugintensität zu (Betancur-Corredor, Lang & Russell 2022; Holland 2004; Puissant et al. 2021). Umgekehrt fördert Pflügen Bakterien, Protisten und bakterivore Fadenwürmer (Holland 2004).

Von erheblicher Bedeutung im Agrar- und Offenland ist die **permanente Bodenbedeckung**, da sie für die im Boden lebenden Organismen sowohl Nahrung als auch Schutz vor Austrocknung und Erosion bedeutet. In Ackerflächen wird dies durch den Verbleib von gegebenenfalls gemulchten Ernterückständen, den Anbau von Zwischenfrüchten oder das Ausbringen von Stallmist erreicht. Von permanenter Bodenbedeckung profitieren in erster Linie Regenwürmer und Raubarthropoden, was wiederum die Bodeneigenschaften deutlich verbessert und den Schädlingsbefall reduziert (Médiène et al. 2011). Dies kann auch unerwünschte Ackerbeikräuter in Schach halten, u. a. weil Keimlinge durch Mulch unterdrückt werden und samenfressende Laufkäfer zunehmen, die deren Samenbank reduzieren. Über einen Zeitraum von 60 Jahren konnte die Einarbeitung von Pflanzenresten außerdem einer Abnahme des organischen Kohlenstoffgehaltes in Fruchtfolgesystemen im Vergleich zu Kontrollen ohne Einarbeitungen entgegenwirken und Netzwerkstrukturen des Bodenmikrobioms

stabilisiert werden (Liu et al. 2022). Der Kohlenstoffkreislauf in gemulchten und konservierend bearbeiteten Böden scheint daher langsamer vorzustattenzugehen, so dass die Vorräte an organischem Kohlenstoff vergleichsweise geschont werden. Zusammen mit einer erhöhten Regenwurmabundanz (s. o.) werden so Mikroorganismen gefördert, die einen Beitrag zur Ausbildung von Bodenaggregaten leisten und somit die Bodenstruktur und Fruchtbarkeit positiv fördern (Filser et al. 2016; van Groenigen et al. 2019).

Bodenbedeckung kann auch durch Rindergülle- und Gärrestdüngung sowie Zwischenfrüchte erreicht werden. Die Abundanz und Biomasse von Regenwürmern reagieren darauf positiv (Burmeister et al. 2020); hinsichtlich der Zwischenfrüchte sind Regenwürmer vor allem mit dem Anteil an Klee gras und Luzernengras positiv korreliert (Ehrmann 1996; LfL 2022; Schmidt et al. 2001; Schmidt, Clements & Donaldson 2003). **Gründüngung** wirkt sich insbesondere auf sandigen Böden positiv auf viele Springschwanzarten aus (Filser 1993; Filser 1995a). Neuere Untersuchungen belegen, dass eine grüne Bodenbedeckung über den Winter die Abundanz von Bakterien in den Böden auf höherem Niveau stabilisiert als auf unbewachsenen Brachen. Das Pilz-Bakterien-Verhältnis ist auf wintergrünen Ackerflächen weniger Schwankungen ausgesetzt (Liu et al. 2022) und im Hinblick auf Ökosystemdienstleistungen damit stabiler. Die Vielfalt und Abundanz von Kleinringelwürmern wird durch organischen Mulch und Dünger ebenfalls positiv beeinflusst (Nakamura & Fujita 1988). Allerdings ist zu bedenken, dass Pflanzenrückstände insbesondere aus Intensivkulturen auch stark mit Schadstoffen belastet sein und damit deutlich negative Auswirkungen haben können, sowohl auf Individuendichten als auch auf Artenzahlen (Filser 1992; Filser 1993; Filser 1995b). Hinzu kommt, dass Ernterückstände oft Phytopathogene enthalten (Fernandez et al. 2008) oder deren Verbleib tierische Schädlinge fördert (Musick & Beasley 1978).

Die Kombination der drei Komponenten reduzierte Bodenbearbeitung, dauerhafte Bodenbedeckung und Verzicht auf Pflanzenschutzmittel und Mineraldünger in **alternativen Anbausystemen (ökologischer Landbau)** wirkt sich günstig auf Kleinringelwürmergemeinschaften aus (Topoliantz, Ponge & Viaux 2000; Vavoulidou et al. 2006), reduziert die Überdominanz einzelner Springschwanzarten (Potapov et al. 2022) und erhöht die Vielfalt der Mikroarthropoden sowie der vertikal grabenden und endogäischen Regenwürmer (Bengtsson, Ahnström & Weibull 2005; Médiène et al. 2011; Pfiffner & Luka 2007; Pfiffner & Mäder 1997). Insbesondere der Verzicht auf Organophosphatinspektizide wie Chlorpyrifos wirkt

sich positiv auf viele Nützlinge sowie Springschwänze aus, wobei Laufkäfer vergleichsweise indifferent reagieren (Frampton 1997; Frampton 1998; Vickerman 1992). Des Weiteren müssen direkte und indirekte Auswirkungen von Fungiziden und Herbiziden, z. B. auf Springschwänze (Filser 1994; Filser 1995b) oder Regenwürmer (Pelosi et al. 2014), beachtet werden. Grundsätzlich sinken Biomasse und Artenzahlen von Bodenorganismen mit zunehmendem Pestizideinsatz (Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina 2018; Drenckhahn et al. 2020; Filser 1993; Filser 2021; Gunstone et al. 2021; Holland 2004; Médiène et al. 2011; Osinski et al. 2005), was umso bedeutsamer ist, als zumindest Neonicotinoide wesentlich länger im Boden verbleiben, als die Zulassungsdaten suggerieren (Goulson 2013; van der Sluijs et al. 2015). Für Mikroorganismen stellen eingetragenen Pflanzenschutzmittel dagegen häufig eine zusätzliche Nahrungsquelle dar. Ökologische Landwirtschaft erhöht dagegen nachweislich die Kohlenstoffvorräte in Böden (Gattinger et al. 2012), mit indirekten positiven Auswirkungen auf die Bodenorganismengemeinschaft (BfN 2021; Filser 2021).

Eine Schlüsselrolle für das Verständnis verschiedener Bewirtschaftungsformen spielen **Langzeitstudien**, wie sie zum Beispiel in Rothamsted (Powlson & Poulton 1998), dem über 100 Jahre alten Statischen Dauerdüngungsversuch in Bad Lauchstädt (Gattinger et al. 2007) oder im berühmten DOK-Experiment in der Schweiz (Maeder et al. 2002) durchgeführt wurden und werden. Mit zunehmender organischer Düngung in einem Langzeitexperiment auf Schwarzerde stiegen Biomasse und Diversität von Archaeen, aber auch das Verhältnis von Methanogenen zu methanotrophen Mikroorganismen (Gattinger et al. 2007).

Neben der ausführlichen Zusammenfassung diverser agrarischer Langzeitstudien in Europa (Holland et al. 1994) lieferten die Untersuchungen im Rahmen des Forschungsverbunds Agrarökosysteme München (FAM) recht fundierte Erkenntnisse für Deutschland. Im damals größten Agrarökosystemforschungsprojekt Europas wurden in einer vormals konventionell genutzten und bodenkundlich sehr heterogenen Agrarlandschaft zwei den jeweiligen Standorten angepasste weniger intensiv bewirtschaftete Betriebssysteme etabliert: auf überwiegend leichteren Böden ökologischer Landbau mit einer siebengliedrigen Fruchtfolge und auf schluffig-lehmigen Böden integrierter Landbau mit einer viergliedrigen Fruchtfolge, vermindertem Pflanzenschutzmitteleinsatz und stark reduzierter Bodenbearbeitung (Filser et al. 2002). Die mikrobielle Biomasse war in allen Nutzungsformen nach Extensivierung mehr oder weni-

ger gleichförmig angestiegen, während sich die Regenwürmer unter ökologischem Landbau und auf Brachflächen besonders stark vermehrten (Filser et al. 1999; Filser 2021). Auf Brach- und Grünlandflächen waren die Kleinringelwürmer am zahlreichsten, während sich im ökologischen Landbau deutlich geringere Kleinringelwurmdichten zeigten als im integrierten Landbau (Filser et al. 1999). Individuendichten der Springschwänze schwankten nach der Nutzungsumstellung stark und nahmen (außer im integrierten Landbau) insgesamt ab. Auf Artebene zeigte sich, dass insbesondere epigäische Arten unter ökologischem Landbau zurückgingen (Filser et al. 2002).

**Extensive Bewirtschaftung** von Wiesen und Weiden fördert sowohl die oberirdische als auch die unterirdische Biodiversität (Lillak 2005). Sowohl Artenzahl als auch Abundanz und Biomasse von Regenwürmern sind auf bayerischen Bodendauerbeobachtungsflächen im Grünland höher als auf Acker und profitieren dort von organischer Düngung, Bodenruhe und ganzjähriger Bodenbedeckung (Lfl 2022). Allerdings ist eine möglichst dichte Bodendeckung nicht für alle Organismen gleich relevant: Seeber et al. (2005) untersuchten die Bodenmakrofauna auf zwei Paaren von Gebirgswiesen (Mähwiese vs. Weide, jeweils bewirtschaftet und seit Längerem unbewirtschaftet). Käfer- und Dipterenlarven dominierten auf allen Flächen. Bei Aufgabe der Nutzung nahmen ihre Abundanzen signifikant zu. Während auf bewirtschafteten Flächen *Lumbricus rubellus* dominierte, kamen auf den unbewirtschafteten Flächen vor allem *Dendrobaena octaedra*, Doppel- und Hundertfüßer vor. Die Zahl der identifizierten Taxa war auf der bewirtschafteten Wiese am geringsten und auf der unbewirtschafteten Weide am gleichmäßigsten über die verschiedenen Gruppen verteilt (Seeber et al. 2005). Dagegen zeigte die DNA-gestützte Analyse der Diversität arbuskulärer Mykorrhiza auf zwei Wiesen in Thüringen keine Unterschiede zwischen intensiver und extensiver Nutzung, trotz deutlich hoher Pflanzendiversität bei extensiver Nutzung (Börstler et al. 2006).

Neben der Diversität der Vegetation ist deren Artenzusammensetzung von entscheidender Bedeutung: Sie bedingt unter anderem die Struktur des Wurzelsystems oder die Fähigkeit des Systems, Luftstickstoff zu binden. Beides sind wesentliche Merkmale für das Gedeihen der Vegetation und damit auch für deren Potenzial, Kohlenstoff in den Boden einzutragen oder mit Witterungsextremen umzugehen. Die Merkmale der einzelnen Pflanzenarten – vom Nährstoffgehalt bis hin zur Bildung von toxischen Abwehrstoffen – tragen wiederum erheblich zur räumlichen Verteilung der Bodenorganismen bei.

So änderte sich mit der Nutzungsform auf Bergwiesen nicht nur die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft deutlich, sondern auch die der Bodenmakrofauna (s. o.) (Seeber et al. 2005).

**Organische Düngung** kann im Grünland zu einer Steigerung des Regenwurmbestandes führen (Bauchhenß 1982; Behrens, Artmeyer & Stelzig 2007; Blake-more 2018; De Goede, Brussaard & Akkermans 2003; Edwards & Lofty 1982; Hansen & Engelstad 1999). Ebenso fördert die **Umwandlung von Ackerland in Grünland** die Biodiversität von Mikroarthropoden (van Eekeren et al. 2022). Im Lahn-Dill-Bergland (Mittelhes-sen) wurde die Umwandlung von Acker- zu Grünland-flächen über 55 Jahre begleitet und Veränderungen in der Artengemeinschaft der Hornmilben dokumentiert (Zaitsev et al. 2006). Die Individuendichten stiegen zu-nächst deutlich an und erreichten nach 29 bis 40 Jahren ein Plateau. Nach zwölf Jahren erhöhten sich die Arten-zahlen, vor allem durch die Zunahme oberflächenbe-wohnender Generalisten, die sich bis fast 50 Jahre nach Nutzungsumstellung fortsetzte.

Salamon et al. (2011) untersuchten in Ackerbrachen, die seit zwei bis fünfzehn Jahren aus der Nutzung ge-nommen worden waren, die Springschwanzgemein-schaften im Boden von drei Pflanzenarten (*Medicago sa-tiva*, *Taraxacum officinale* und *Bromus sterilis*). Unter *B. sterilis* mit seinem erhöhten Anteil an Feinwurzeln wa-ren Individuen- und Artenzahlen, insbesondere eueda-phischer Springschwänze, höher als unter *T. officinale*. Mit dem Alter der Brachen stieg auch die Zahl an Pflan-zenarten und damit einer Reihe von epedaphischen, teilweise herbivoren Springschwanzarten. Auf langfris-tig genutzten Heideflächen reduzierte irreguläres Mähen die Individuenzahlen der Bodenfauna, insbesondere von Springschwänzen und Milben, und veränderte drastisch das Artenspektrum. Die Artenzahl der Kleinringelwür-mer blieb dagegen gleich (Jungerius et al. 1995).

Einmalige Impulsmaßnahmen werden eingesetzt, um die Biodiversität und die damit verbundenen Funk-tionen möglichst dauerhaft zu fördern. Die wichtigsten Impulsmaßnahmen in Agrar- und Offenland sind Flä-chenstilllegung, gezielte Ausbringung bestimmter Orga-nismen oder der Einsatz von Bodenzuschlagstoffen.

Unter **Bodenzuschlagstoffen** versteht man natür-lich vorkommende oder künstlich hergestellte Verbin-dungen, die die Bodeneigenschaften verbessern sollen. So soll z. B. die Kapazität des Bodens, Wasser und Nähr-stoffe zurückzuhalten, gefördert und damit die Frucht-barkeit erhöht werden. Am bekanntesten ist die Kom-pensationskalkung auf sauren Böden. Diese wird jedoch in regelmäßigen Abständen ausgebracht und ist daher

eher dem Management zuzurechnen. Zur Anhebung des pH-Werts können ebenso Holzasche oder Biokohle verwendet werden, wobei Letztere zusätzlich auch noch den Boden strukturell verbessert, indem sie neuen Le-bensraum für Mikroorganismen bietet. Im Vergleich zu Kalk enthalten diese Verbrennungsprodukte auch eine wesentlich höhere Menge an Mikronährstoffen, wie etwa Magnesium, Eisen oder Kupfer. Nachteile fast aller Bodenzuschlagstoffe ist, dass zumeist sehr hohe Men-gen ausgebracht werden müssen, meist verbunden mit erheblichen Kosten für Herstellung und Transport.

Jones et al. (1994) prägten den Begriff »Ecosystem Engineering«, der die Änderung der physikalischen Zu-stände eines Ökosystems durch Organismen und damit die Ressourcenverfügbarkeit für andere Organismen beschreibt. Unter dem Begriff »Ecological Engineering« versteht man die Ausbringung bestimmter Organismen oder Organismengemeinschaften, um bestimmte Funk-tionen des Bodens gezielt zu verbessern (Bender, Wagg & van der Heijden 2016). Während sich Ecosystem En-gineering wesentlich auf Wachstum und Aktivitäten makroskaliger Organismen wie etwa Bäume, Korallen, Biber oder auch Regenwürmer bezieht, fokussiert Eco-logical Engineering ganz wesentlich auch auf die Leis-tungen von Mikroorganismen, und dies in Verbindung mit die Biodiversität schonenden oder sogar fördernden Bewirtschaftungsmaßnahmen (vgl. oben). Dadurch sol-len nicht nachhaltige anthropogener Maßnahmen durch Ökosystemleistungen kompensiert werden. Ein Beispiel ist die Zwischensaat von Leguminosen, um den Ein-satz von künstlichem Stickstoffdünger zu reduzieren, oder auch die Inokulation mit Mikroorganismenstä-mmen, um die Resistenz von Pflanzen gegen Schaderreger verbessern. Dabei ist es wichtig, sich nicht auf eine be-stimmte Ökosystemleistung zu konzentrieren, sondern die Multifunktionalität von Ökosystemen zu adressieren (Kap. 8.3) (Byrnes et al. 2014).

### **Wald**

Der Anteil der Wälder liegt in Deutschland bei ca. 32 % der Gesamtfläche bzw. 11,4 Mio. ha. Wälder erfüllen viele wichtige bodenbezogene Ökosystemleistungen wie Kohlenstoffspeicherung, Trinkwasserbereitstellung und Nährstoffbereitstellung (FAO et al. 2020; Wagg et al. 2014). Die meisten Bodenfunktionen und die ent-sprechenden Ökosystemleistungen sind biologisch ge-trieben (Guerra et al. 2020). Die Wälder Mitteleuropas waren nach der letzten Eiszeit natürlicherweise von bu-chendominierten Laubwäldern geprägt. Jahrhunderte menschlicher Nutzung und Bewirtschaftung haben sie jedoch stark verändert, und die Buchen wurden zum

großen Teil durch schnellwüchsigeren, nicht einheimische Baumarten ersetzt, häufig in Monokultur. Klimatische Veränderungen erfordern jedoch seit Jahrzehnten einen Waldumbau hin zu mehr standortgerechteren und klimastabileren (Misch-)Wäldern. Die dritte Bundeswaldinventur bestätigte 2012 einen Mischwaldanteil von 76 % mit steigender Tendenz (BW13); die Ergebnisse der laufenden Bundeswaldinventur werden 2024 erwartet (BMEL 2018).

Änderungen der **Baumarten** selbst oder der Zahl der gemeinsam vorkommenden Baumarten (z. B. bei Waldumbau von Monokultur zu Mischwald) wirken sich sowohl direkt als auch indirekt auf die Bodenorganismen aus. So beeinflusst die Zusammensetzung der Baumarten die Nahrung der Bodentiere über die chemische Zusammensetzung der Streu, gleichzeitig variieren die Morphologie der Wurzeln, Wurzelexsudate und assoziierte Mykorrhiza (Hölscher et al. 2002; Lang, Seven & Polle 2011; Prada-Salcedo et al. 2021). Mehrere Untersuchungen kommen zu dem Ergebnis, dass sich Artenzahl und Identität der Bäume nicht wesentlich auf Artenzahl oder Abundanz verschiedener Bodenorganismengruppen auswirken, stattdessen aber auf die Artenzusammensetzung (Cesarz et al. 2013; Hofmann et al. 2023; Penone et al. 2019; Pollierer et al. 2021; Richter et al. 2023; Russell & Gergócs 2019; Salamon & Alpehi 2009; Salamon & Wolters 2009). Beim Vergleich der Springschwanzfauna wurden kaum Unterschiede zwischen gleichaltrigen Buchenwäldern, Fichtenwäldern und Mischbeständen aus beiden Baumarten gefunden (Salamon & Alpehi 2009). Allerdings war in den Mischbeständen aufgrund der höheren Pilzbiomasse auch der Anteil an pilzfressenden Springschwänzen höher. In den Fichtenwäldern fanden sich dagegen mehr epedapische und teils herbivore Springschwanzarten. Auch eine Metaanalyse der Springschwanzgemeinschaften in deutschen Laubwäldern, Nadelwäldern und Mischwäldern zeigt, dass **Waldumbau** wenig Einfluss auf die Abundanz und Artenzahl der Springschwänze hat (Russell & Gergócs 2019). Stattdessen änderte sich die Artenzusammensetzung von Laub- über Misch- zu Nadelwäldern und war zudem abhängig von der Region. Gleiches konnte auch für die Fadenwurmgemeinschaften gezeigt werden. So förderte Esche vor allem bakterienfressende Fadenwürmer, wogegen unter Buche die Pilzfresser zunahmen (Cesarz et al. 2013). Beim Vergleich von vier Übergangsstufen vom reinen Nadelwald aus gleichaltrigen Bäumen im Schwarzwald zu Mischbeständen verschiedenen Alters aus Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Weißtanne (*Abies alba*) und Fichte (*Picea abies*) veränderten sich vor allem die Anteile einzelner Ernährungstypen

der Fadenwürmer mit den Stufen des Waldumbaus (Salamon & Wolters 2009). In einer aktuellen Studie zum Einfluss der Baumart auf die Pilzgemeinschaft im Boden und an der Baumrinde mithilfe von Metabarcoding erklärte die Baumart nur 1–3 % der Artenzahl der Pilze, hatte aber großen Einfluss auf die Artenzusammensetzung (Hofmann et al. 2023). Nur wenige Pilzarten kamen an allen Baumarten vor, dann aber in großer Abundanz.

Die Auswirkungen der Identität und Diversität der Baumarten sowie des **Bestandsalters** auf verschiedenste Organismengruppen wurden auch innerhalb des wohl umfangreichsten deutschen Langzeitmonitorings untersucht, den Biodiversitätsexploratorien (Fischer et al. 2010). Dieses Projekt wird in drei Regionen Deutschlands durchgeführt, im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, im Nationalpark Hainich-Dün und im Biosphärenreservat Schwäbische Alb. In allen drei Regionen gibt es Nadelwaldforste (bewirtschaftet), junge bewirtschaftete Buchenwälder (ca. 30 Jahre), alte bewirtschaftete Buchenwälder (ca. 70 Jahre) und seit mindestens 60 Jahren unbewirtschaftete Buchenwälder. Die meisten Ergebnisse bestätigen, dass die genannten Waldtypen nur einen geringen Einfluss auf Abundanzen und Diversität der Bodenorganismen haben, wohl aber auf die Artenzusammensetzung. Sie erklärten z. B. nur 8 % der Fadenwurmvarianz in der organischen Bodenschicht und 4 % der Varianz im Mineralboden. Allerdings veränderte sich auch hier die Zusammensetzung der Gemeinschaft auf Familienebene mit dem Waldtyp (Richter et al. 2023). Darüber hinaus wurde die Fadenwurmgemeinschaft durch die Bodeneigenschaften und die verfügbaren mikrobiellen Nahrungsquellen beeinflusst. Bei den Springschwänzen unterschieden sich die Artenzahlen zwischen den Waldtypen ebenfalls unwesentlich (Pollierer & Scheu 2017). Eine Untersuchung auf der Ebene trophischer Gruppen zeigte allerdings, dass Pflanzenfresser der Makrofauna in unbewirtschafteten Wäldern am vielfältigsten sind und die räuberische Makrofauna als einzige Gruppe von der Intensität der Waldbewirtschaftung direkt negativ betroffen war (Pollierer et al. 2021).

Wird nicht nur die Bewirtschaftungsform insgesamt betrachtet, sondern verschiedene damit korrelierte Faktoren wie die dominante Baumart, die mittlere Baumhöhe, der Anteil an Totholz usw. separat, zeigt sich, dass 13 trophische Gruppen von Pflanzen, Tieren, Pilzen und Bakterien insgesamt nicht durch die Bewirtschaftungsform beeinflusst werden (Penone et al. 2019). Stattdessen reagierte die Gemeinschaft auf die **Dichte des Kronendachs**. Je dichter das Kronendach, umso geringer Artenzahl und Abundanz, jedoch umso höher der An-

teil an spezialisierten Waldarten. Der Kronenschluss und die damit korrelierte Ausprägung der Strauch- und Krautschicht verändern die Verfügbarkeit und Diversität basaler Ressourcen des Bodennahrungsnetzes (z. B. Laubstreu [Eisenhauer et al. 2011b; Gilliam 2007]). Auch Ganault et al. (2021) zeigen eine höhere Artenzahl von Makrofauna in Mischwäldern mit geringerer Kronendichte gegenüber reinen Nadelwaldbeständen. Die Reaktion der bodenlebenden Gruppen (Pilze, Bakterien) auf die Waldcharakteristika kann jedoch geringer als die der oberirdischen Gruppen ausfallen (Penone et al. 2019). Stattdessen reagierten bodenlebende Gruppen stärker auf Bodeneigenschaften wie Kohlenstoff- und Phosphorgehalt sowie Korngrößenverteilung, aber auch auf die Baumart. Positiv wirkte sich in dieser Studie die Beimischung von Eichen aus (hier: *Quercus robur* und *Q. petraea*).

Von besonderer Bedeutung für die Bodenbiodiversität im Wald ist der **Verbleib von Totholz** (Abb. 8.21). Totholz verfügt über eine hohe Zahl an Mikrohabitaten, speichert Regenwasser, bietet sowohl Nahrung als auch Bruthabitate und Versteckmöglichkeiten. So fördert es die Biodiversität z. B. verschiedener Käfergruppen (Brunet & Isacson 2009; Jabin et al. 2004; Seibold et al. 2016), Schnecken (Kappes 2005; Kappes 2006; Kappes et al. 2006), Zweiflügler, Hautflügler, Asseln, Hundert- und Tausendfüßer (Jabin et al. 2007; Stokland, Siitonen & Jonsson 2012; Topp et al. 2006). Insbesondere die Totholz zersetzenden Pilze (häufig Basidiomyceten; Heilmann-Clausen & Christensen 2003; Heilmann-Clausen & Christensen 2004) sind dabei Nahrung und Lebensraum zugleich (Maraun et al. 2014; Matthewman & Pielou 1971). Insgesamt kommen Brunet et al. (2010) in ihrem Review zu dem Ergebnis, dass eine Totholzmenge von mindestens 20 m<sup>3</sup> pro ha notwendig ist, um eine hohe Biodiversität in bewirtschafteten Buchenwäldern zu erhalten. Nach offiziellen Zahlen der dritten Bundeswaldinventur wird dieser Wert in deutschen Wäldern im Durchschnitt erreicht, wobei es starke Unterschiede zwischen den einzelnen Bundesländern gibt (BMEL 2018). Zugleich geht eine hohe Diversität des Totholzes mit erhöhter Diversität der assoziierten Organismen einher (Penone et al. 2019; Seibold et al. 2016). Ein weiterer wichtiger Faktor ist der Zersetzungsgrad des Totholzes. So ist der Artenreichtum von Käfern und Pilzen bei mittlerem Zersetzungsgrad am höchsten (Brunet & Isacson 2009; Heilmann-Clausen & Christensen 2003; Heilmann-Clausen & Christensen 2004), wogegen Schnecken bei starker Zersetzung am diversesten sind (Kappes et al. 2009; Müller, Strätz & Hothorn 2005). Ein Mosaik aus Totholz unterschiedlicher Baumarten in un-

terschiedlichem Zustand der Zersetzung fördert die Bodenbiodiversität am besten.

Das Waldmanagement bietet also eine weite Palette von Managementmaßnahmen zur Förderung der Bodenbiodiversität. Neben dem Verbleib von Totholz ist es wichtig, dass Struktureichtum erhalten oder geschaffen wird, indem Bäume unterschiedlicher Altersstufen zusammen vorkommen, der Kronenschluss unterschiedlich stark ausgeprägt ist, um in lichtereren Bereichen auch wärmeliebenden Arten eine Chance zu geben und die Entwicklung einer ausgeprägten Krautschicht zu ermöglichen. Viele dieser Faktoren sind in Schutzgebieten automatisch erfüllt. Doch auch in bewirtschafteten Wäldern kann die Bodenbiodiversität gefördert werden, indem Einzelstamm- oder Gruppenernte gegenüber Schirm- und Kahlschlag der Vorzug gegeben wird. Selbst in Kahlschlägen kann durch den Verbleib einzelner Bäume oder Baumgruppen die Situation vor allem für Totholz liebende Arten der Bodenarthropoden und Schnecken deutlich verbessert werden. Dabei kann sich der Erhalt von Bäumen auf die wirtschaftlich weniger wertvollen, aber biologisch reicheren Bäume konzentrieren. Vor allem Bestandsränder eignen sich für den Erhalt von Habitatbäumen wie alten Buchen mit breiten Kronen und vielen Mikrolebensräumen. Auch einzelne durch Windwurf gefallene Bäume sollten in bewirtschafteten Wäldern verbleiben.

Auf der **Landschaftsebene** sollte (und wird bereits) gezielt Waldumbau hin zu mehr standortgerechteren und klimastabileren Wäldern erfolgen. Integrative Ansätze, die ein Gleichgewicht zwischen Produktions- und Schutzziele anstreben (z. B. BMBF-Programm Zukunftsorientierte Waldwirtschaft), fördern Mischwälder aus Buche und Fichte (*Picea abies*), Kiefer (*Pinus sylvestris*) oder Eiche (*Quercus* spp.). Diese Mischwälder ähneln mehr der natürlichen Vegetation und sind im Vergleich zu Monokulturen weniger anfällig für Störungen. In ihrem wirtschaftlichen Wert liegen sie zwischen reinen Nadel- und reinen Buchenwäldern.

### **Binnengewässer, Auen und Moore**

Dauerhaft sowie temporär mit Wasser gesättigte Böden, wie sie in Binnengewässern, Auen und Mooren vorkommen, besitzen ein überproportional hohes Potenzial zur Speicherung von Kohlenstoff sowie zur Denitrifizierung und Aufbereitung unserer Süßwasserreserven. Ihr Schutz bzw. die Wiederherstellung dieses Potenzials ist daher von enormer Bedeutung für eine nachhaltige Zukunft. Da am Grund von Gewässern jedoch keine Bodenbildung im engeren Sinne und daher auch keine Besiedlung durch Bodenorganismen stattfindet, be-

schränken wir uns an dieser Stelle auf die Beschreibung von Maßnahmen zum Erhalt der Bodenbiodiversität in Auen und Mooren.

Der Zustand der Auenböden in Deutschland (von denen etwa ein Viertel auch Moorböden sind) ist größtenteils als stark naturfern einzustufen, da natürliche Überflutungen, die das prägende Charakteristikum dieser Böden darstellen, durch Eindeichung und Flussbegradigung auf über 80 % der deutschen Flussläufe unterbunden werden (BMU & BfN 2021). Die biologische Vielfalt in Auen ist unter natürlichen Bedingungen gesteuert durch dynamische biophysikalische Prozesse und Rückkopplungsmechanismen über weite räumliche und zeitliche Skalen (Tockner et al. 2010; Ward, Tockner & Schiemer 1999), welche jedoch durch Kanalisierung und Eindeichung stark eingeschränkt werden.

Der weitaus größte Teil der Auenbereiche deutscher Flüsse befindet sich gegenwärtig in Nutzung für Beweidung, Mahd, Ackerbau oder als Forst. Maßnahmen zur Förderung der Bodenbiodiversität, die für die entsprechenden Nutzungsformen beschrieben sind, treffen grundsätzlich auch auf Auenstandorte zu. Um Auenlandschaften einen naturnahen Charakter wiederzugeben, ist in der Regel eine initiale, großflächige Restaurierungsmaßnahme angebracht. Diese beinhaltet meist eine initiale Anbindung der Auenflächen an das natürliche Überflutungsregime des Flusses. Die Wiederherstellung natürlicher hydrologischer Situationen, die auch **Überflutungsereignisse** beinhalten, ist für die Etablierung einer auentypischen Populationsstruktur und Artenzusammensetzung der Bodenorganismen von maßgeblicher Bedeutung (Lessel, Marx & Eisenbeis 2011; Russell, Schick & Nährig 2002). So unterscheidet sich die Populationsstruktur von Springschwänzen signifikant zwischen Flächen der aktiven Aue, die von Hochwasser betroffen sind, und Flächen in der Altaue, die sich hinter einem Deich befinden. Der Anteil der feuchteliebenden und der Waldarten ist dabei in den Flächen der aktiven Aue höher, während in der Altaue (Qualmwasserzone) zunehmend generalistische Arten zu finden sind (Scheunemann et al. unveröffentlicht; BUND 2023). Durch menschlichen Eingriff gesteuerte Überflutungen erfüllen hierbei grundsätzlich den gleichen Zweck wie natürliche Überflutungen in aktiven Auenbereichen. Dies wurde für Laufkäfer und Spinnen an Weser, Elbe und Oder gezeigt sowie für Springschwänze in den Oderaue und am Rhein (Bonn, Hagen & Reiche 2002; Lessel, Marx & Eisenbeis 2011; Russell & Griegel 2006). Einschränkend muss jedoch erwähnt werden, dass Stauwasser in Poldern andere hydrologische Dynamiken beinhaltet als das »fließende« Überflutungswas-

ser der aktiven Aue und damit eher den grundwasserbeeinflussten Standorten der Qualmwasserzone ähnelt (zum Beispiel im Leipziger Auwald, siehe unten).

Die **Rückverlegung des Deiches** an sich hat dabei zunächst wenig direkte Auswirkungen auf die Biodiversität. Erst durch ein eintretendes Flutereignis kommen diese zum Tragen. Obwohl Bereiche, die sich direkt hinter einem Deich befinden, häufig bei Überflutungsereignissen von ansteigendem Grundwasser betroffen sind und sich sogar Druckwasser an der Oberfläche sammeln kann (»Qualmwasser«), sind die ökologischen Veränderungen von anstehendem Stauwasser hin zu Überflutungen durch fließendes Wasser immens. Schnecken reagieren dabei sehr rasch auf die veränderten Bedingungen: Sie zeigten eine rasche Umstellung der Artengemeinschaft auf auentypische Vertreter nach Wiederanbindung von Altauen an das Überflutungsregime der Elbe bei Dessau (Rumm et al. 2016). Dagegen war die Artenvielfalt von Käfern innerhalb der ersten Jahre nach Beginn von Deichrückbaumaßnahmen negativ beeinflusst, da es zu einem Rückgang generalistischer Arten kam (Gruppe, Kilg & Schopf 2018).

Bei der Restaurierung von Auen wird selten nur eine einzelne Maßnahme durchgeführt. In den meisten Fällen findet neben einer Deichrückverlegung auch eine **Entfernung von Uferbefestigungen und/oder Flussbegradigungen** statt sowie eine Schaffung von zusätzlichen Habitaten wie Inseln oder Sandbänken (Günther & Assmann 2005). Bereits durch die vergleichsweise kostengünstige Beseitigung von Uferbefestigungen kann eine Zunahme der Bodenbiodiversität erreicht werden, da der Rückbau direkt in das Strömungsgeschehen des Flusses eingreift bzw. es restauriert. Innerhalb einiger Jahre kann der Fluss selbst sein Bett beeinflussen und Sandbänke, Inseln usw. schaffen, die von spezialisierten Arten von Laufkäfern oder anderen Bodentieren besiedelt werden (Günther & Assmann 2005). Sehr aufwendige Maßnahmen wie die Wiederanbindung von Altarmen und der Rückbau von Flussbegradigungen verstärken den positiven Effekt der Entfernung der Uferbefestigung und führen außerdem zu einer Verringerung der Fließgeschwindigkeit, was sich zusätzlich positiv auf die Besiedlung mit verschiedenen Laufkäferarten auswirkt (Günther & Assmann 2005).

Intakte Auen bieten eine große Vielfalt von Habitaten auf relativ kleinem Raum: Wälder und Offenland, Sandbänke, Ufer und (Halb-)Inseln. Diese Vielfalt wird durch Unterschiede in der **Topologie der Fläche**, also das Vorhandensein von Kuppen und Senken, und dadurch bedingte Unterschiede in der Bodenfeuchte vervielfacht. Diese Vielfalt ist für die Biodiversität der Bo-

denorganismen von enormer Wichtigkeit (Bonn, Hagen & Reiche 2002; Lessel, Marx & Eisenbeis 2011; Plum & Filser 2005; Russell & Griegel 2006). Unter den Restaurierungsmaßnahmen ist beispielsweise für Laufkäfer die Schaffung von kleinräumigen Strukturen wie z. B. von Sandbänken und anderen offenen Habitaten besonders vorteilhaft, da sie zu einer Erhöhung des Vorkommens vor allem stenöker (d. h. spezialisierter) Arten führt (Günther & Assmann 2005).

In Deutschland bedecken **Moorböden** 5 % der Landesfläche (Tegetmeyer et al. 2021). Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen beträgt ihr Anteil etwa 6 %. Trotz dieses geringen Anteils ist in ihnen rund ein Viertel des gesamten Bodenkohlenstoffs landwirtschaftlich genutzter Flächen festgelegt (Jacobs et al. 2018). Als Kohlenstoffspeicher können sie jedoch nur dienen, wenn sie ausreichend mit Wasser versorgt sind, andernfalls werden sie zur Kohlenstoffquelle. Etwa 94 % der Moore in Deutschland sind jedoch derzeit entwässert und machen mehr als 7 % der gesamten Treibhausgasemissionen des Landes aus (UBA 2023a). Die Wiedervernässung von Mooren ist daher eine der wirksamsten Klimaschutzmaßnahmen im Bereich Landnutzung.

Moore bieten einzigartige Lebensräume für Arten, die sich an diese **speziellen Bedingungen** angepasst haben, und sind oft die letzten naturnahen Refugien für seltene und bedrohte Arten. So beherbergen intakte Moore auf der Artebene zwar teils nur eine geringe Diversität – dafür jedoch eine hochspezifische (BMU & BfN 2021). Aufgrund der Wassersättigung stellen sie insbesondere für die Bodenfauna einen extremen Lebensraum dar, der spezielle Anpassungen erfordert und somit ein stark spezialisiertes Arteninventar hervorbringt (Lehmitz 2014; Markkula 1986; Standen & Latter 1977). Der Biodiversitätsschutz auf Moorböden sollte sich daher vor allem auf moortypische und moorspezifische Biodiversität ausrichten (Närmann et al. 2021). Nach der Entwässerung von Mooren entwickelt sich eine für trockene Bedingungen typische Bodenfauna, die oft artenreicher ist als die Fauna intakter Moore, jedoch zunehmend aus Generalisten besteht (Lehmitz 2014). Die Artenvielfalt und -zusammensetzung der Bodenfauna kann daher wertvolle Hinweise über den Zustand eines (restaurierten) Moores geben, vor allem in Kombination verschiedener **Indikatorgruppen**: zum Beispiel Hornmilben und Thekamöben (Wasserversorgung), Spinnen (Anteil an moortypischen Habitaten in der weiteren Umgebung, Störung durch invasive Pflanzenarten) oder Laufkäfer (Größe der Moorflächen) (Balkenhol et al. 2018; Gałka et al. 2017; Haase & Balkenhol 2015; Lehmitz et al. 2020).

Ein Beispiel für eine Managementmaßnahme auf Mooren ist das regelmäßige **Entfernen von aufwachsenden Gehölzen** (Verbuschung), wodurch die moortypische Vegetation gefördert wird (weniger Konkurrenz, geringere Beschattung). Eine Verwaldung des Moores trägt häufig zu einer gestörten Wasserversorgung des Moores bei. Eine Ausnahme bildet hier die Moorbirke, die die namensgebende Vegetation des Moorbirken-Moorwaldes bildet (FFH-Lebensraum 91D1) und an den hohen Grundwasserspiegel angepasst ist (Müller-Kroehling 2019). Nährstoffe können einem Moor gegebenenfalls durch **Mahd** entzogen werden, wenn sich z. B. durch Stickstoffbelastung dichte Schilfbestände gebildet haben. Um das Moor dauerhaft offen zu halten, kann auf **Beweidung** gesetzt werden (Succow-Stiftung 2023). Bei der Wahl der Weidetierart muss allerdings beachtet werden, dass sie Staunässe verträgt. Bewährt hat sich z. B. die Beweidung mit Wasserbüffeln (EU-Life-Projekt Schreiadler 2023). Erste Untersuchungen zur Gemeinschaftsstruktur von Kurzflügelkäfern auf wiedervernässerten Mooren mit anschließender Nutzung zeigen, dass sich (ausschließlich) im Sommer gemähte Rietwiesen am positivsten auf die Populationen dieser Käfer auswirken (Hoffmann et al. 2016). Die Wintermahd reduziert dagegen die Dichten spezialisierter Arten, wahrscheinlich durch die Zerstörung von Überwinterungsplätzen.

Initiale Maßnahmen zur Wiedervernässung bestehen vor allem aus einer Beendigung der häufig persistierenden Entwässerung, entweder durch den Stopp von Pumpen, das Schließen von Drainagerohren oder das Verfüllen von Gräben (Abb. 8.22). Bodenkundliche Expertise und ein möglichst günstiges Einstellen des Wasserpegels sind dabei unerlässlich. Das Ziel dieser Maßnahme ist eine Höhe des Grundwasserstands in der Moorfläche von ca. 10 cm unter der Oberfläche, denn diese Höhe wird als besonders vorteilhaft für die Regeneration von Torfmoosen sowie Bodenmikroorganismen eingestuft (van Dijk et al. 2009; Gałka et al. 2017).

Für die Gemeinschaft der Bodenorganismen eines entwässerten Moores stellt Wiedervernässung jedoch einen starken Eingriff in ihr Habitat dar und führt zu einem Rückgang vor allem von Regenwürmern sowie der Larven von Schnaken und Schnellkäfern (Ausden, Sutherland & James 2001). Auch die Dichte und Artenzahl von Fadenwürmern sowie die mikrobielle Aktivität verringern sich in den ersten Jahren nach Schließung von Drainagerohren in abgetorften Hochmooren, was aber letztendlich den einsetzenden Umbau der Artengemeinschaft und die erfolgreiche Veränderung des Ökosystems widerspiegelt (Bobuřská et al. 2020; van Dijk et al. 2009). Auf der Bodenoberfläche lebende Tier-



**Abbildung 8.22:** Sernitzmoor (Uckermark). Oben links: Schilfbewuchs aufgrund von Eutrophierung vor Beginn der Renaturierung, November 2015. Oben rechts: Mahd des Schilfbewuchses, Oberbodenabtrag und Anstauung von Wasser als Renaturierungsmaßnahmen, November 2015. Unten links: Beweidung mit Wasserbüffeln auf benachbarter Fläche nach Beendigung der Renaturierung, September 2016. Unten rechts: Bewuchs des Sernitzmoors mit Seggen auf renaturierter Fläche, September 2016.

gruppen (z. B. Spinnen, Laufkäfer) besiedeln wiedervernässte Moore dagegen häufig schneller als im Boden lebende, sodass sich auf Feuchtgebiete angewiesene Arten innerhalb weniger Jahre etablieren und so die Artenzahl erhöhen (Gaudig & Krebs 2016; Lehmitz et al. 2020). Die zunächst sinkende Biodiversität restaurierter Moore wird daher über einen Zeitraum von einigen Jahren bis Jahrzehnten zunehmend durch eine spezialisierte Moorfauna ersetzt, wobei auch sehr kleinflächige, in der Nachbarschaft befindliche intakte Moorflächen als Ausgangspunkt für eine Wiederbesiedlung mit typischen Pflanzen-, Tier- und Mikroorganismenarten dienen und daher unbedingt erhaltenswert sind (Buchholz 2016; van Dijk et al. 2009; Gałka et al. 2017; Gaudig & Krebs 2016).

Eine komplette Angleichung restaurierter Moore an solche, die nie menschlichem Einfluss ausgesetzt waren, wird jedoch in diesem Zeitraum nicht erreicht, da die Grundlage vieler Moortypen – das Torfmoos – nur sehr langsam wächst und die aktive Migrationsfähigkeit vieler Bodentiere gering ist. So ist auch nach 15 Jahren in einem wiedervernässten Moor für an der Bodenoberfläche lebende Kurzflügelkäfer nicht die gesamte Artenvielfalt wiederhergestellt (Hoffmann et al. 2018). Dass auf lange Sicht eine komplette Wiederherstellung möglich ist, zeigen Ślowski et al. (2022) für die Springschwanzfauna eines seit 70 Jahren aus der Nutzung genommenes

Moore im Norden Polens. Auch das Mikrobiom und die allgemeine Zusammensetzung der Bodenfauna können auf lange Sicht wieder der von ungestörten Moorböden ähneln (Emsens et al. 2020; Silvan, Laiho & Vasander 2000).

Der **Abtrag des Oberbodens** zur Reduzierung von Nährstoffvorräten und Erhöhung des Wasserstandes ist eine vielversprechende Methode in der Moorrestaurierung, die zurzeit erprobt wird (Huth et al. 2019; Zak et al. 2018). Um (ggf. anschließend) die Wiederbesiedlung mit Torfmoosen und damit die Wiederbesiedlung mit moortypischer Bodenfauna auf abgetorften Flächen zu fördern, kann eine **Animpfung mit lebenden Torfmoosen** hilfreich sein, vor allem wenn keine intakte Weißtorfschicht mehr vorhanden ist (Huth et al. 2019; Ślowski, Stebel & Ślowska 2022). Jedoch erfordert die Anzucht von Torfmoosen Expertise (Gaudig et al. 2023). Das Etablieren anderer moortypischer Vegetation kann durch das Aufbringen von Mähgut (inklusive der enthaltenen Samen) aus Quellpopulationen der näheren Umgebung gefördert werden. Für montane Moore wurde außerdem die Anwesenheit von Heidekraut (*Calluna vulgaris*) als sehr vorteilhaft für die Abundanz und Biodiversität von Spinnen beschrieben, da die Zwergsträucher zusätzliche Mikrohabitate sowie einen erhöhten Streueintrag bieten (Urák et al. 2023).

### Küsten

Die Sanddünen auf den deutschen Nordseeinseln sind und waren aufgrund ihrer hohen Dynamik, Empfindlichkeit und Bedeutung für Tourismus und Küstenschutz schon immer Gegenstand von Schutzbemühungen. Erfolg und Misserfolg diverser Maßnahmen sind daher hinreichend bekannt, ebenso die Abfolge von Entwicklungsstadien von der Weiß- bis zur bewaldeten Braundüne. An dieser Stelle soll lediglich erwähnt werden, dass Sanddünen Lebensraum einer ganzen Reihe von bodenbewohnenden Spezialisten sind – von teilweise bizarr geformten Milben und Springschwänzen (Salmane & Spungis 2009) über die Wolfsspinne *Arctosa perita* (Bonte, Maelfait & Hoffmann 2000) bis hin zur Kreuzkröte (*Bufo calamita*) (Denton & Beebe 1994). Wirksame Maßnahmen des Küstenschutzes (z. B. Erhalt von mit Strandhafer [*Ammophila arenaria*] bestandenen Dünen) dienen dem Erhalt dieser Lebensräume und tragen so auch zur Förderung der Diversität von Bodenlebewesen bei.

Die an der Nordseeküste durch angeschwemmtes Substrat entstandenen und entstehenden **Salzwiesen** sind periodisch oder unregelmäßig (zehn- bis 250-mal pro Jahr) von Meerwasser überflutet, was besondere Anpassungen ihrer Bodenfauna erfordert. Die Küste der Ostsee besteht dagegen aus einer Boddenlandschaft mit deutlich geringerem Salzgehalt und Tidenhub, sodass die Salzwiesen der Ostseeküste durch Beweidung entstanden sind. Auch wenn die Salzwiesen der Nord- und Ostseeküste in ihrer heutigen Ausdehnung hauptsächlich anthropogenen Ursprungs sind, kann eine größere Naturnähe jedoch durch eine **Restaurierung im Sinne der Vorgaben der FFH-Richtlinie** bzw. der Grundsätze des Nationalparks Wattenmeer geschehen. Durch menschlichen Eingriff wiederhergestellte Salzwiesen können sehr naturnah sein, erreichen aber zumindest kurzfristig nicht die Artenvielfalt der natürlich entstandenen Salzwiesen an den Leeseiten von Inseln oder im Watt. Außerdem hängt ihre erfolgreiche Etablierung von der Samenbank des restaurierten Gebietes oder der Nähe zu bestehenden Salzwiesen ab (Bernhardt & Koch 2003; Erfanzadeh et al. 2010).

Eine wirkungsvolle Maßnahme zum Schutz der Salzwiesen ist eine Reduzierung der Nutzung, z. B. durch angepassten Besatz von Weidetieren (s. o.). Eine vollständige Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung kann sich jedoch nachteilig auf die Biodiversität der Flächen auswirken, da sich z. B. Monokulturen von *Elymus athericus* (Quecke) ausbilden können (Pétillon et al. 2005), wie bereits auf den Salzwiesen der deutschen Nord- und Ostseeküste in den vergangenen Jahrzehnten geschehen

(Nolte et al. 2019). Dieses Gras gehört zur einheimischen Vegetation und bildet ein spätes Sukzessionsstadium in Salzwiesen. Als dominante Art kann es zu einer starken Reduzierung der Biodiversität der Vegetation, der Bodenfauna (Spinnen) und sogar zu einer Veränderung der Stoffflüsse im Boden führen (Valéry, Bouchard & Lefeuvre 2004). Als einzige wirksame Maßnahmen gegen die Ausbreitung von *E. athericus* führen Petillon et al. (2005) moderate Beweidung oder Mahd auf.

Die Entstehung und der Erhalt von Salzwiesen sind an die Verfügbarkeit von Flächen mit direktem, jedoch periodisch an- und absteigendem Meerwassereinfluss gekoppelt. Im Zuge des durch den Klimawandel steigenden Meeresspiegels stellen die zum Schutz gegen Hochwasser entlang der deutschen Küsten errichteten Deiche eine Barriere dar, die ein Zurückweichen der Vegetation auf höher gelegene Küstenabschnitte unterbindet (Wanner 2009). Gleichzeitig kann sich auf Flächen im Deichhinterland aufgrund des fehlenden Salzwassereinflusses keine Salzwiesenvegetation etablieren. Einmalige Maßnahmen, die den Einflussbereich des Meerwassers erhöhen, gehören daher zu den effektivsten Maßnahmen zum Erhalt des Lebensraums Salzwiese und seiner spezialisierten Bodenorganismen (Wolters, Garbutt & Bakker 2005).

In Untersuchungen zur Auswirkung von **Deichrückverlegungen** im Zuge von Restaurierungsmaßnahmen (siehe z. B. Seiberling & Stock 2009 für eine Zusammenfassung) wurden bisher hauptsächlich die Vegetation und verschiedene Wirbeltierarten (v. a. Vögel, Fische) betrachtet, während Untersuchungen zu Wirbellosen allgemein und Bodenfauna im Speziellen rar sind. Lediglich für Spinnen und Laufkäfer liegen Ergebnisse vor, die zeigen, dass mit Wiederherstellung der Salzwiesenvegetation auch die (Boden-)Fauna der Salzwiesen innerhalb weniger Jahre auf ein verändertes Überflutungsregime und erhöhte Salinität reagiert und sich hin zu höheren Anteilen von salztoleranten und feuchtigkeitsliebenden Arten verändert (Seiberling, Schultz & Müller-Motzfeld 2023; Seiberling & Stock 2009).

Deichrückbaumaßnahmen erreichen jedoch nur dann die angestrebten Veränderungen des Arteninventars der Fauna, wenn sie das natürliche Überflutungsregime und damit die typische Salzwiesenvegetation vollständig wiederherstellen. Kleinere Deichöffnungen z. B. durch Siele sind hingegen nicht ausreichend, da der Salzwassereinfluss häufig zu gering ist, um die Dominanz konkurrenzstarker generalistischer Arten zu verhindern. Eingriffe in bestehende Wasserläufe, die der Flutung und Entwässerung der Flächen dienen, können dagegen auch zu einer fortgesetzten Entwässe-

zung der Flächen führen oder einen Rückstau von eingelaufenem Flutwasser bewirken. Sie müssen daher von fachkundiger Expertise begleitet werden (Seiberling & Stock 2009).

### Urbane Räume

Urbane Räume, d. h. Siedlungs- und Verkehrsflächen, bedecken in Deutschland ca. 5 Mio. ha, was etwa 14 % der Fläche des Bundesgebiets entspricht (BBSR 2023). Ihre Böden sind u. a. durch hohe Schadstoffbelastung, Verdichtung und hohe Temperaturen gekennzeichnet. Diese Charakteristika führen dazu, dass die Biodiversität der urbanen Böden vor allem Arten enthält, die zwar oft schadstoffresistent und trockenheitstolerant, in anderen Belangen aber wenig spezialisiert sind (Dijck et al. 2023; Pétremand et al. 2018). Vor allem im Boden lebende (endogäische) und wenig mobile Gruppen der Bodenfauna (Regenwürmer, Schnecken, Springschwänze) weisen mit steigender Urbanisierung geringere Artenzahlen auf, während generalistische, mobile Gruppen (Asseln, Tausendfüßer) zum Teil erhöhte Individuendichten zeigen (Szabó et al. 2023).

Privat genutzte **Gärten** können einen Beitrag zum Erhalt und zur Förderung der Biodiversität von Bodentieren, z. B. Springschwänzen, in Städten leisten, wobei sich bereits kleinflächige Unterschiede z. B. in Geländehöhe, Bodentextur, Bearbeitung und Einsatz von Pestiziden auf die Biodiversität auswirken. Trotz eines hohen Anteils an generalistischen Arten bilden beispielsweise die Populationen von Springschwänzen in urbanen Gemüsegärten den lokalen Artenpool ab, bieten also Lebensraum für lokal verbreitete Arten (Joimel et al. 2019). Divers bepflanzte Gärten mit geringer Bodenbearbeitung und ohne den Einsatz von Pestiziden tragen erheblich zur Diversität (auch der funktionellen) von Regenwürmern und Springschwänzen bei und stärken dadurch die Multifunktionalität der urbanen Böden (Tresch et al. 2019).

Die Versiegelung von Flächen durch Asphalt und Beton ist im urbanen Raum zum Teil unumgänglich, insbesondere für die Anlage von Straßen und den Bau von Gebäuden. Jedoch können viele versiegelte Flächen, wie z. B. (Park-)Plätze und Höfe, Einfahrten und Fußwege von der versiegelnden Schicht befreit und damit ein Teil der Multifunktionalität des Bodens wiederhergestellt werden (Renella 2020). So sind die mikrobielle Aktivität und Biomasse bereits nach ca. zwei Jahren auf einem ähnlichen Niveau wie auf landwirtschaftlich genutzten Böden derselben Region (Renella 2020). Die erfolgreiche mikrobielle Revitalisierung ist dabei auch auf den spontan auftretenden Bewuchs mit Wildkräutern zurückzuführen (Renella 2020). **Entsiegelte Böden**

werden, ähnlich wie Böden in Abraumhalden von Tagebauen oder auch Dachbegrünungen, mit der Zeit durch Bodenmeso- und -mikrofauna besiedelt werden (siehe unten). Auch durch eine teilweise Entsiegelung, wie z. B. das Ersetzen von Asphalt- oder Betonflächen durch Rasengittersteine, lassen sich positive Effekte auf die Wasseraufnahmekapazität der Böden und eine Kühlung der Umgebung erreichen. Auf privat genutztem Gelände fällt außerdem der Rückbau von »Schottergärten« in die Thematik der Entsiegelung (Rothenbühler 2017), allerdings finden sich hierzu keine Studien, die Bodenbiodiversität betreffen. In vielen Bundesländern können »Schottergärten« bereits verboten werden, was in jedem Fall der oberirdischen Biodiversität zugutekommt (Ferber 2021).

Ähnlich wie bei der Entsiegelung von Böden wird bei der **Aufbereitung von ehemaligen Mülldeponien** auf städtischem Grund neuer Boden für die Besiedlung mit Bodenfauna und Vegetation geschaffen. In diesem Zusammenhang soll es dabei nicht um die altlastentechnische Sicherung gehen, sondern der Fokus auf der Besiedlung der entstandenen Böden mit Bodenorganismen liegen. Für **Begrünungsmaßnahmen** nach der Überschichtung des Schutts empfiehlt Schriefer (1981) für die Besiedlung mit Regenwürmern, die (organischen) Abfälle auf kleinräumigen Deponien nur locker mit kulturfähigem Boden zu bedecken oder den Deckboden oberflächlich mit den Abfällen zu vermischen und dann der Sukzession zu überlassen. Eine kompakte Abdeckung der Abfälle und vor allem eine Verdichtung des Bodens sollte unterbleiben, da dies die Besiedlung mit Regenwürmern erschweren würde. Die Ansaat von Gräsern (im Vergleich zu spontan auftretender Vegetation) hatte in ehemaligen Bauschuttdeponien bei Bremen keinen Einfluss auf die Besiedlung mit Hornmilben, während Springschwänze vor allem kurzfristig innerhalb der ersten Jahre in den rekultivierten Flächen hohe Individuenzahlen aufwiesen (Koehler & Müller 2003). Nach 20 Jahren Sukzession waren Raubmilben und Kleinringelwürmer in den Rekultivierungsflächen mit höheren Individuenzahlen vertreten, jedoch war die Artenzahl beider Gruppen in Flächen mit spontaner Vegetation höher. Regenwürmer dagegen zeigten in den Flächen mit Grasansaat höhere Individuen- und Artenzahlen (Koehler & Müller 2003). Die Autoren schlussfolgern, dass eine geschlossene Vegetationsdecke, die durch Grasansaat schnell erreicht wird, die Abundanzen verschiedener Bodentiergruppen fördert, eine höhere Artenzahl aber eher durch eine diverse Vegetation begünstigt wird, wie sie bei natürlicher Sukzession entsteht (Koehler 2000; Koehler & Müller 2003).

Um die Flächenzahl und -größe, die der Natur im innerstädtischen Raum zur Verfügung steht, zu erhöhen und gleichzeitig deren Ökosystemleistungen (Wasserückhalt und -verdunstung, Kohlenstoffspeicherung) für den Lebensraum Stadt zu erhöhen, wurde in den 1970er-Jahren in Deutschland das Prinzip der **Dachbegrünung** entwickelt (Abb 8.20). Dabei ist grundsätzlich zu unterscheiden zwischen extensiver und intensiver Dachbegrünung. Erstere besteht vor allem aus Gräsern und/oder Mauerpfefferarten (*Sedum* sp.) auf relativ geringmächtiger Substratschicht (max. 20 cm) und bedarf kaum der Pflege. Im Gegensatz dazu gleicht eine Intensivbegrünung eher einem Dachgarten mit Beeten, Stauden und Sträuchern. Diese erfordert neben der höheren Substratschicht (ab 30 cm) auch intensive Pflegemaßnahmen wie Bewässerung und Rückschnitt. Durch die höhere Anzahl und Diversität der ökologischen Nischen sind intensiv begrünte Dächer meist durch eine höhere Artenvielfalt von Spinnen, Bienen und Käfern gekennzeichnet (Fründ 1996; Madre et al. 2013; jedoch siehe auch Dijck et al. 2023). Diese kann durch das Anlegen von Strukturelementen wie Substratmodulationen, Sandlinsen, Kies- und Steinhaufen, Totholz oder Wasserflächen noch zusätzlich gefördert werden. Ein Nachteil der intensiven Dachbegrünung ist das hohe Gewicht, das durch massivere Dachkonstruktionen und dadurch höhere Baukosten und höheren Materialverbrauch ausgeglichen werden muss.

Die **Substratdicke** spielt bei der Ansiedlung von Bodenorganismen auf begrünten Dächern eine wichtige Rolle, da geringmächtige Substratschichten schneller austrocknen und im Winter leichter durchfrieren, was die Populationsdichte und Artenvielfalt in Extensivbegrünungen häufig stark limitiert (Knapp, Schmauck & Zehnsdorf 2019; Rumble & Gange 2017). Die Besiedlung von Dachbegrünungen durch epi- und endogäische Regenwürmer kann ab einer Substratdicke von ca. 8 cm erfolgen. Tiefgrabende (anözische) Arten können Dächer jedoch nicht besiedeln (Steiner & Schrader 2002). Die Besiedlung von Dachbegrünungen durch Bodentiere erfolgt durch die Luft, z. B. durch Jungspinnen an Flugfäden, Springschwänzen und Milben, die vom Wind verdriftet werden, oder durch Vögel (Joimel et al. 2018; Lehmitz et al. 2011). Auch das ursprüngliche Pflanzsubstrat der Begrünungspflanzen sowie Kompostgaben können die Bodenfauna dauerhaft fördern (Joimel et al. 2018; Joimel et al. 2022).

Aber auch extensive Dachbegrünungen leisten, vor allem mit steigendem Alter, einen Beitrag zur Bodenbiodiversität in Städten (Schrader & Böning 2006). Neben pH-Wert und Kohlenstoffgehalt des Bodensubstrats

ändern sich innerhalb der ersten zehn Jahre nach Etablierung auch die Populationsdichte und -struktur von Springschwänzen hin zu mehr spezialisierten Arten, was einer natürlichen Sukzession gleichkommt (Schrader & Böning 2006). Die initiale Animpfung von Dachbegrünungen mit Bodenpilzen (v. a. den saprotrophen *Trichoderma* sp.) als Nahrungsressource kann die Abundanzen von Springschwänzen und anderen pilzfressenden Mikroarthropoden zusätzlich erhöhen (John, Kernaghan & Lundholm 2017), während das Animpfen mit Bakterienkulturen sich auf lange Sicht eher negativ auszuwirken scheint (Rumble & Gange 2017). Auch bepflanzte, vertikal angebrachte Substratmodule, z. B. an Hauswänden, fördern die Diversität von Bodentieren wie z. B. Spinnen und bieten viel besiedelbare Bodenfläche auf kleinem Raum (Madre et al. 2015). Dachbegrünungen können natürliche Habitate nicht ersetzen und beherbergen nur einen sehr kleinen Ausschnitt aus der lokalen Tierwelt (Fründ 1996). Die Individuenzahlen der Bodenfauna sind meist gering, und größtenteils werden generalistische und weitverbreitete Arten gefördert (Steiner & Schrader 2002). Ihre Einstufung als Ausgleichsmaßnahmen für Bauvorhaben im Sinne des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG, §§ 8 ff.) ist deshalb kritisch zu sehen. Trotzdem haben begrünte Dächer und Wände einen ökologischen Wert, z. B. als Trittsteinbiotope für die Vernetzung von Lebensräumen, und bieten weitere wichtige Ökosystemfunktionen, insbesondere Abkühlung. Sie sind daher ein unverzichtbarer Teil der Stadtplanung geworden.

### 8.7.3 Evaluation der beschriebenen Maßnahmen zum Schutz der Bodenbiodiversität

Allgemein wird eine Erhöhung der Biodiversität im Boden durch die Schaffung einer größeren Naturnähe erreicht. Dies gilt sowohl für bestehende und zu errichtende Naturschutzgebiete als auch für nicht unter Schutz stehende Flächen. Ein zweiter wichtiger Ansatz für die Erhöhung der Bodenbiodiversität ist die Schaffung von verschiedenen Habitaten auf kleinem Raum, da sich die Artenzusammensetzung der Bodenorganismen durch Umweltfaktoren wie Bodenfeuchte oder auch das Vorhandensein von Totholz verändert.

Die Förderung der Bodenbiodiversität in landwirtschaftlich genutzten Flächen erfordert eine Umstellung der Bewirtschaftung weg von konventionellem Anbau hin zu umweltschonender Landwirtschaft. Dies beinhaltet in erster Linie die Nutzung von organischen Düngern, einen Verzicht auf tiefes Pflügen sowie Reduktion von bzw. größtmöglichen Verzicht auf syn-

thetische Pflanzenschutzmittel. Besonders effizient ist integrierter Pflanzenbau, der die Biodiversität im Boden fördert, ohne dass dies zu Ertragseinbußen führt. Dies geschieht u. a. durch weite Fruchtfolgen, ganzjährige Bodenbedeckung durch den Anbau von Zwischenfrüchten oder Mulchen und vor allem einen reduzierten Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Mineraldüngern. Eine heterogene Agrarlandschaft mit Ackerrandstreifen und Hecken schafft nicht nur vielfältige Lebensbedingungen für Bodenorganismen, sondern verbessert auch die Lebensbedingungen für andere Nützlinge. Agroforstwirtschaft ist in Europa noch wenig verbreitet, hat aber insbesondere mit zunehmender Klimaerwärmung ein großes Potenzial, sowohl Biodiversität als auch Kohlenstoffspeicherung zu fördern (Mosquera-Losada et al. 2018).

Für den Lebensraum Wald sind zur Förderung der Bodenbiodiversität folgende Maßnahmen zu empfehlen: Auf der Landschaftsebene ist ein Mosaik aus Laubwäldern, Nadelwäldern und Mischwäldern, jeweils bestehend aus verschiedenen einheimischen Baumarten unterschiedlichen Alters, anzustreben. Innerhalb einzelner Wälder sollte Struktureichtum erhalten oder geschaffen werden, indem Bäume unterschiedlicher Altersstufen zusammen vorkommen, der Kronenschluss unterschiedlich stark ausgeprägt ist und indem Totholz im Wald verbleibt. In bewirtschafteten Wäldern kann die Bodenbiodiversität gefördert werden, indem Einzelstamm- oder Gruppenernte gegenüber Schirm- und Kahlschlag der Vorzug gegeben wird. Vor allem Bestandsränder eignen sich für den Erhalt von Habitatbäumen wie alten Buchen mit breiten Kronen und vielen Mikrolebensräumen. Da Bodentiere neben der Bewirtschaftung vor allem auf Bodeneigenschaften (z. B. Bodenfeuchte) reagieren, sollten diese bei der Planung von Schutzgebieten oder von Bereichen schonender Bewirtschaftung berücksichtigt werden, indem z. B. feuchte Senken, kleine Waldseen oder -moore gezielt einbezogen werden.

In Mooren und Auen ist eine initiale Maßnahme zur Wiederherstellung naturnaher Umweltbedingungen meist unumgänglich. Durch den Rückbau von Deichen und Uferbefestigungen entlang der Flüsse bzw. die Beendigung der Trockenlegung in Mooren wird eine natürliche Hydrologie weitgehend wiederhergestellt. Typische Arten von Bodenorganismen stellen sich anschließend von selbst ein, vor allem wenn sich Relikte von unveränderten Habitaten desselben Typs in räumlicher Nähe befinden. In Mooren können außerdem eine Ausmagerung des Bodens durch Oberbodenabtrag sowie ein Animpfen der Fläche mit Torfmoosen die Erfolgsaus-

sichten der Restaurierung erhöhen. Eine anschließende Bewirtschaftung der Flächen kann in Auen durch extensive Beweidung, in Mooren durch Paludikultur erreicht werden, jedoch wird in wirtschaftlich genutzten Flächen nicht die größtmögliche Naturnähe und damit Vielfalt an (spezialisierten) Arten erreicht.

Auch bei der Restaurierung von Salzwiesen an der Nord- und Ostseeküste ist die Wiederherstellung der natürlichen hydrologischen Bedingungen essenziell. Dies wird in der Regel durch eine Rückverlegung der Deiche erreicht, um somit der zurückweichenden Salzwiesenvegetation Raum zu geben. Die spezialisierte Vegetation ist die entscheidende Voraussetzung für die Etablierung von spezialisierten Bodenorganismen. Eine moderate Beweidung unterbindet in Salzwiesen die Sukzession und ist daher häufig ausschlaggebend für den langfristigen Erhalt der typischen Vegetation und damit der typischen Artenzusammensetzung der Bodenorganismen.

Die Böden urbaner Räume können eine hohe Vielfalt an Bodenorganismen beherbergen, wenn auf mineralische Düngung verzichtet und die Intensität der Bewirtschaftung (z. B. Mahd) möglichst gering gehalten wird. Bei der Anlage von Straßenrandbegrünung und in Parks und Gärten ist außerdem auf die Pflanzung einheimischer Arten zu achten. Die Entsiegelung von nicht mehr genutzten Flächen schafft im städtischen Raum neue Habitate für Bodenorganismen, wobei eine natürliche Ansiedlung von Ruderalvegetation der Begrünung durch Ansaat häufig vorzuziehen ist, da Erstere zwar zu geringeren Dichten, aber zu einer höheren Diversität von Bodenorganismen führt. Dachbegrünungen sind besonders in der intensiven Variante für die Erhöhung der Biodiversität von Bodenorganismen geeignet, da sie als Trittsteine für die Verbreitung der Arten dienen können.

## 8.8 Optionen für Entscheidungsträger:innen

### 8.8.1 Hintergrund

**Wie im Teilkapitel zu den direkten Treibern von Bodenbiodiversitätsveränderungen ausgeführt (Kap. 8.5), gehören Versiegelung, nicht nachhaltige Landnutzung (und mit ihr einhergehend: Bodenverdichtung, Humusverlust, Kontamination, Erosion) sowie der Klimawandel zu den wichtigsten Ursachen negativer Bodenveränderungen, die sich auf die Biodiversität der Böden auswirken.** Dabei hat die Bodenbiodiversität ihrerseits positive Effekte auf zahlreiche Bodenfunktionen und -ökosystemleistungen (Kap. 8.4). Im Bereich der Forschung wurden inzwischen viele

Fortschritte erzielt, wenn auch noch Daten- und Wissenslücken für die Bewertung des »Gesamtzustands« der Böden und der Bodenbiodiversität bestehen.

**Bisher fehlten hinreichend konkrete politische Ziele für den Erhalt und die Wiederherstellung der Qualität der Böden.** In ihrer Bodenstrategie und in den Projekten der Soil Mission sowie im Nature Restoration Law hat die EU-Kommission das Ziel formuliert, bis 2050 überall in Europa gesunde Böden zu erreichen. Gesunde Böden sind letztlich solche, die biodivers sind und Bodenfunktionen und -leistungen bereitstellen. Inwieweit die Biodiversität in Böden ausgeprägt ist (Zustand) und sich ändert (Trend), kann ein Indikator für die Bodengesundheit sein.

Dieses Teilkapitel befasst sich mit den Handlungsoptionen für verschiedene Gruppen von Akteur:innen und Entscheidungsträger:innen (Politik und Verwaltung, Konsument:innen bzw. Bürger:innen, Bodennutzer:innen sowie -eigentümer:innen), die es ermöglichen würden, das oben genannte Ziel der europäischen Bodenstrategie in Deutschland zu erreichen sowie bestehende Wissenslücken zu schließen. Hierfür werden zunächst die **zentralen Zielgruppen** dieses Teilkapitels und ihr Verhältnis zu Böden bzw. Bodenbiodiversität beleuchtet; danach werden Fragen der Zielsetzung und Erfolgsmessung diskutiert. Anschließend folgen Handlungsoptionen für die einzelnen Gruppen von Entscheidungsträger:innen.

### 8.8.2 Zielgruppen und Handlungsspielräume

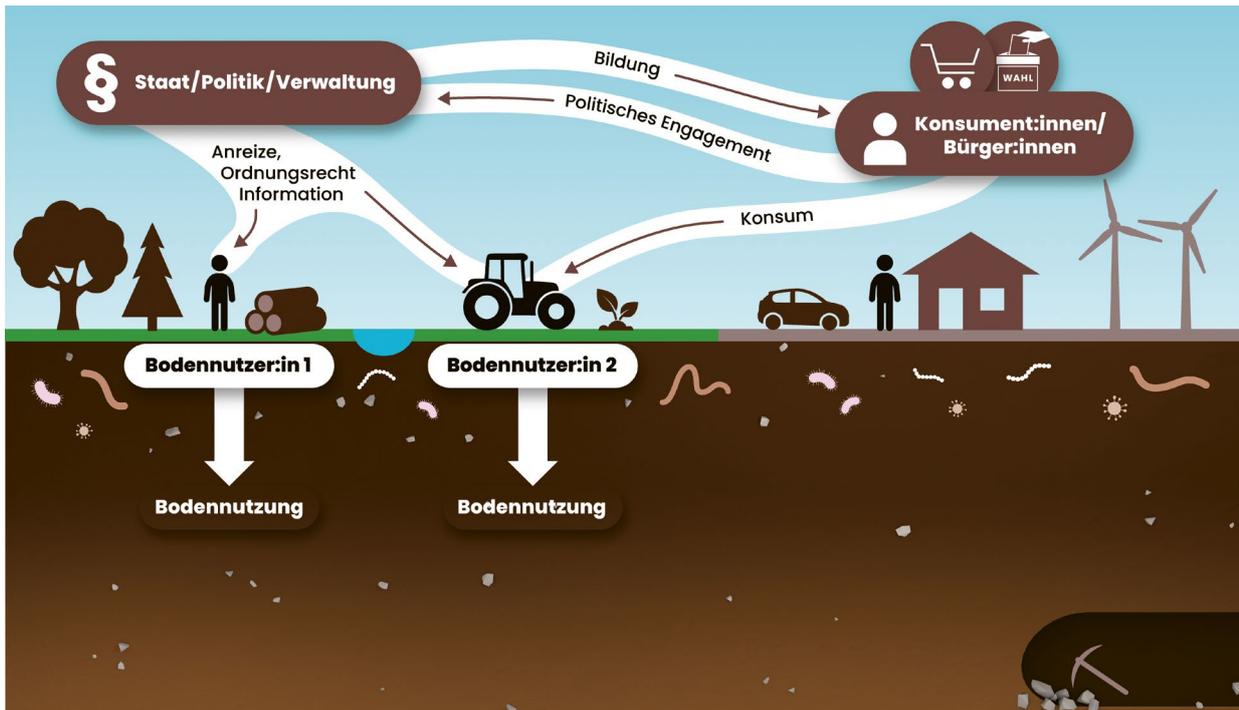
Zahlreiche unterschiedliche Gruppen von Akteur:innen und Entscheidungsträger:innen sind im Kontext des Schutzes von Bodenbiodiversität relevant (Abb. 8.23). Sie unterscheiden sich untereinander u. a. hinsichtlich ihrer Wirkungsmacht, Interessenlage sowie ihrer »Nähe« und ihres Bezugs zur Bodenbiodiversität. Auch innerhalb der Gruppen herrscht Heterogenität, gerade hinsichtlich der Interessen und Verhaltensmuster, bspw. Landwirt:innen (Bartkowski, Schüßler & Müller 2022) vs. Konsument:innen (Heuer et al. 2015).

Die Entscheidungsträger:innengruppe mit dem stärksten direkten Bezug zur Bodenbiodiversität, deren Handlungen direkte Treiber von Veränderungen in der Bodenbiodiversität sind, sind **Bodennutzer:innen**, insbesondere Forst- und Landwirt:innen (die Hälfte des Bodens in Deutschland wird landwirtschaftlich genutzt; weitere ca. 30 % entfallen auf Waldflächen, Siedlungs- und Verkehrsfläche beansprucht ca. 14 %, der Rest sind primär Binnengewässer). Diese beiden Gruppen **haben ein Interesse an dauerhaft guter Bodenqualität**, aber oft nur einen beschränkten Handlungsspielraum (Güt-

show, Bartkowski & Felipe-Lucia 2021), nachhaltig zu wirtschaften. In manchen Kontexten, bspw. in der Landwirtschaft, sind die Bodennutzer:innen nicht zwangsläufig gleichzeitig die Bodeneigentümer:innen – das Verhältnis von Eigentümer:innen und Landnutzer:innen prägt bodenrelevante Entscheidungen (Bartkowski et al. o. J.; Leonhardt, Penker & Salhofer 2019). Im politischen und gesellschaftlichen Diskurs werden Landnutzer:innen und -eigentümer:innen oft von Verbänden repräsentiert, wie bspw. dem Deutschen Bauernverband (DBV), der Arbeitsgemeinschaft bäuerliche Landwirtschaft (AbL), Familienbetriebe Land und Forst oder der Arbeitsgemeinschaft Deutscher Waldbesitzerverbände (AGDW).

Zahlreiche Akteur:innen haben einen mittelbaren Einfluss auf die Bodennutzung, indem sie die Rahmenbedingungen für die Bodennutzung definieren und den Bodennutzer:innen Unterstützung leisten. Dazu gehören u. a. Behörden auf verschiedenen Organisationsebenen (Untere Bodenschutzbehörden, Landesbehörden usw.), Planungsbüros, Beratungsstellen sowie politische Entscheidungsträger:innen auf kommunaler, Landes-, Bundes- sowie EU-Ebene. Die Herausforderung bei diesen Entscheidungsträger:innengruppen ist die Vielzahl von Belangen, die sie berücksichtigen müssen, wobei Bodenbiodiversität und deren Funktionen bisher vergleichsweise wenig Aufmerksamkeit zuteil wird (Köninger et al. 2022). Wie im Unterkapitel 8.6 detailliert aufgezeigt wird, sind Böden und speziell Bodenbiodiversität in der öffentlichen und (umwelt)politischen Wahrnehmung unterrepräsentiert, obwohl sich dies im Zuge der aktuellen Debatten um die Reform des Bundesbodenschutzgesetzes zu wandeln scheint. Dabei hat der Wissenschaftliche Beirat Bodenschutz beim BMU mit der Veröffentlichung im Bundesanzeiger »Wege zu einem umfassenden Bodenschutz« und 2002 mit der Veröffentlichung »Ohne Boden – bodenlos« (BMU 2002) bereits früh die Notwendigkeit vorsorgenden Bodenschutzes angemahnt. Eine Zusammenfassung der Historie und der Notwendigkeit verstärkter Bodenschutzvorsorge beschreibt Bachmann (2022).

Eine weitere Gruppe, deren Entscheidungen für die Bodennutzung sehr relevant sind, deren Einfluss allerdings sehr indirekt und oft unbewusst ist, sind Konsument:innen von Lebensmitteln, Holzprodukten usw. Dabei wird ihr Einfluss auch von anderen Akteuren des Agrifoodsystems (z. B. Lebensmitteleinzelhandel, verarbeitende Betriebe) vermittelt und zum Teil beeinflusst (Williams et al. 2023). Das Bewusstsein für die Bodenbiodiversität ist bei Konsument:innen sehr schwach ausgeprägt (Xylander 2020), obwohl Initiativen wie spe-



**Abbildung 8.23:** Eine schematische Darstellung der verschiedenen Gruppen von Entscheidungsträger:innen und ihres Einflusses auf die Bodenbiodiversität.

zialisierte Siegel oder solidarische Landwirtschaft hier punktuell positive Ansätze liefern (Asioli, Aschemann-Witzel & Nayga 2020). Auch das Wissen über die komplexen Abhängigkeiten von Bodenleben und Bereitstellung von Ökosystemleistungen (einschließlich der Produktion von Nahrung und Holz) wird in Schule, Medien und im gesellschaftlichen Diskurs unzureichend vermittelt. Dabei ist die Macht von Konsument:innen in ihrer Gesamtheit, über ihr Konsumverhalten Anreize für nachhaltige Bodennutzung zu setzen, sehr hoch, allerdings auch sehr dezentral. Dies bedeutet, dass Konsument:innen nicht organisiert sind und jede Einzelperson allein genommen nur einen vernachlässigbaren Einfluss auf den Bodenschutz besitzt. Erst als Gesamtheit haben Konsument:innen Wirkung, aber diese Gesamtheit existiert nur in abstracto.

Angesichts des über den Großteil der Entscheidungsträger:innengruppen geteilten, relativ geringen **Bewusstseins** für Bodenbiodiversitätsbelange spielen Akteure eine wichtige Rolle, die sich der Steigerung dieses Bewusstseins widmen (Xylander 2020). Dazu gehören bspw. Organisationen wie Universitäten, Schulen und andere Bildungseinrichtungen, die verschiedenen (nicht nur öffentlich-rechtlichen) Medien sowie Lobbygruppen und Verbände, wie die Global Soil Biodiversity Initiative, der Bundesverband Boden/Bodenwelten, die Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, die Bund/Länder-Gemeinschaft Bodenschutz, der Ingenieurtechnische

Verband Altlasten und Flächenrecycling, das Bündnis Bodenwende, die BioBoden Genossenschaft sowie zahlreiche Nichtregierungsorganisationen (NGOs), die sich dem Umwelt- und Naturschutz allgemein widmen (z. B. NABU, BUND). In diesem Sinne sind Konsument:innen auch gleichzeitig Bürger:innen in einem demokratischen Staat, die durch ihr politisches Engagement (Wahlen, Petitionen, Proteste, Bürgerinitiativen usw.) auf die Ausgestaltung der Rahmenbedingungen für eine nachhaltige Bodennutzung Einfluss nehmen können.

### 8.8.3 Präzisierung von Zielen und Überwachung von deren Erreichung durch die Entwicklung von Indikatoren und Monitoringsystemen

Damit Aussagen über die Biodiversität in Böden getroffen und daraus **Handlungsoptionen** abgeleitet werden können, ist ein **zielgerichtetes, standardisiertes Monitoring** erforderlich. Ein solches existiert bundesweit bisher nur in Ansätzen und mehr oder weniger zersplittert zwischen unterschiedlichen Ressorts bzw. Akteur:innen (UBA 2020b). Konzeptionelle Arbeiten zum Thema bodenbiologisches Monitoring werden bereits seit Jahrzehnten von europäischen Staaten einschließlich Deutschlands betrieben (z. B. EEA [EEA Report 2022], VDI [VDI 2014], Breure et al. 2005; Mulder et al. 2005; Römbke et al. 2005; van Straalen 1998; Visser & Parkinson 1992), wobei der Kenntnisstand um die Komplexi-

tät der Bodenbiodiversität in den Böden und die methodischen Entwicklungen seither voranschreitet bzw. sehr divers ist. Zudem ist die Verfügbarkeit von Begleitdaten wie bspw. Daten zur Landbewirtschaftung aktuell sehr begrenzt (UBA 2022b), sodass die Auswirkungen von relevanten Einflussgrößen auf das Bodenleben nicht großflächig analysiert werden können. Entsprechend sind bisher auch nur Ansätze für die Bewertung des Status der Bodenbiodiversität vorhanden (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft 2019; Beylich & Graefe 2010; Toschki et al. 2021; UBA 2012), die sich zu Referenzwerten einzelner Bodenorganismengruppen äußern. Notwendig ist ein integriertes Monitoring der Bodenbiodiversität, das harmonisiert ist hinsichtlich der Beprobungs- und Extraktionsmethodik und Bestimmung abiotischer Begleitparameter sowie repräsentativ hinsichtlich der Flächen- bzw. Bodentypen und der wichtigsten zu erfassenden Gruppen/trophischen Ebenen der Bodenbiodiversität. Dieses Programm sollte von Bundeseite vorbereitet, final und konsensuell abgestimmt, organisiert und koordiniert werden. Dies umfasst insbesondere die Abstimmung mit den Länderbehörden, bei denen z. B. im Bereich der Boden-Dauerbeobachtung schon Standorte und teilweise Zeitreihen bodenbiologischer Erfassung vorliegen. Die Entwicklungen von Bodenbiodiversitäts-Monitoringprogrammen in anderen europäischen Staaten können mit als Grundlage dienen zur Entwicklung eines deutschen bundesweiten Monitorings der Bodenbiodiversität (Breure 2004; Rutgers et al. 2009). Das Nationale Monitoringzentrum zur Biodiversität (NMZB) am Bundesamt für Naturschutz, beschlossen im Koalitionsvertrag von 2018 und eröffnet 2021, soll die Weiterentwicklung eines bundesweiten Biodiversitätsmonitorings als zentrale Koordinierungsstelle auf Basis der vorhandenen Monitoringprogramme voranbringen und ressortübergreifende Abstimmungen ermöglichen. Die Unterstützung zur Entwicklung eines bundesweiten Monitorings der Bodenbiodiversität und -funktionen ist hierbei seit Beginn ein Themenschwerpunkt. Im Koalitionsvertrag 2021 wurde zudem die Einrichtung eines nationalen Bodenmonitoringzentrums beschlossen, welches eine weitere Stärkung des bundesweiten Monitoringansatzes im Bereich Boden und Bodenbiodiversität bedeuten wird. Beide Zentren stehen bereits im Austausch und werden hierfür auch eng mit anderen Einrichtungen in Bund und Ländern zusammenarbeiten.

Die Etablierung eines Bodenbiodiversitätsmonitorings erfordert mehrere Aspekte und eine Kooperation von Entscheidungsträgerinnen aus Politik, Wissenschaft, Behörden, Verbänden und Monitoringpraxis:

1. Die politische Grundlage für ein langfristiges, einheitliches und bundesweites Monitoring muss zukünftig **verbindlich mit klaren Zielen** in Form von Berichtspflichten zur Biodiversität postuliert werden, wie es bereits für andere Umweltmedien existiert (beispielsweise WRRL und MRSL für Wasser oder FFH-RL und Vogel-RL für das oberirdische Leben). Derzeit fehlt diese bundesweite Ausrichtung der regionalen Programme und ebenso die entsprechende Ressourcenbereitstellung hierfür.
2. Ermittlung und Nutzung von Synergiepotenzialen der bereits regional etablierten Programme zur Verwirklichung bundesweiter Aussagen und einer effizienten Ressourcennutzung über die Einzelprogramme hinweg. Hier sind Vernetzungsarbeit und ein Aufbau der notwendigen technischen Infrastruktur zur bundesweiten Datenerhebung und -haltung nötig. Eine Harmonisierung von Vorgehensweisen, Messmethoden, Zielgrößen, Begleitdaten inklusive deren dauerhafter Haltung, Zugänglichkeit und Gewährleistung der Nachnutzbarkeit geht damit ebenso einher.
3. Für die Entwicklung von aussagekräftigen biologischen Indikatoren für einen guten ökologischen Zustand der Böden, die eine hohe Leistungsfähigkeit und Widerstandskraft sowie ein großes Funktionspotenzial besitzen, müssen bestehende Wissenslücken durch eine umfassende bundesweite Basiserhebung der Bodenbiodiversität geschlossen werden. Ziel ist die Ermittlung von Referenzzuständen. Hierbei sind die Verbreitung von Artengruppen und die durch Bodenorganismen umgesetzten Bodenfunktionen lebensraumspezifisch und räumlich hochaufgelöst inklusive eines definierten Satzes wesentlicher Begleitdaten zu erfassen.
4. Das Monitoring der Bodenbiodiversität muss ein integrativer Bestandteil des bundesweiten Biodiversitätsmonitorings sein, um Wechselbeziehungen mit der oberirdischen Biodiversität darstellen, korrelieren und so Wirkungsketten aufzeigen zu können.
5. Die Wirksamkeit und Effizienz bisheriger Maßnahmen zum Bodenschutz einschließlich deren Umsetzung sind anhand der im dargestellten Prozess entwickelten Indikatoren im Rahmen eines Maßnahmenmonitorings zu überprüfen, umfassend zu bewerten und gegebenenfalls anzupassen. Neben bundesweiten Indikatoren sollten einfach zu handhabende Indikatoren für jede:n Bodennutzer:in zur Verfügung gestellt werden, um Informationen zum ökologischen Bodenzustand erhalten zu können.
6. Eine große Limitierung im Monitoring der Bodenbiodiversität stellt die rückläufige Zahl von Ex-

pert:innen mit Artenkenntnis zu Bodenorganismen dar. In der universitären Ausbildung muss dies wieder gefördert werden. Zudem sind Bildungs- und Beteiligungsangebote für Bürgerinnen und Bürger zu schaffen durch Maßnahmen zur Erhöhung des Bodenbewusstseins und Ergänzung des systematischen Monitorings mit Modulen der Bürgerbeteiligung (Citizen Science [Decker, Wesenberg & Xylander 2019; Neu et al. 2022; Xylander 2020]). Des Weiteren könnten innovative Methoden wie künstliche Intelligenz und molekulare Methoden (Projektbewertung der biologischen Vielfalt mittels DNA-Extraktion aus Bodenproben von Dauerbeobachtungsflächen [BDF] [Jänsch et al. 2023c sowie Projekt BiodivSoil, Roß-Nickoll et al., finanziert durch BfN]) einen wichtigen Beitrag zum Monitoring leisten. Hier besteht noch Forschungs- und Entwicklungsbedarf zu Standardisierung, Vergleichbarkeit (mit klassisch morphologischen Bestimmungsmethoden), Aussagekraft und Robustheit/Langlebigkeit der neuen Methoden.

#### 8.8.4 Handlungsoptionen

Im Folgenden werden die Handlungsoptionen für die Entscheidungsträger:innengruppen 1) **Bodennutzer:innen und -eigentümer:innen**, 2) **Politik und Verwaltung** sowie 3) **Konsument:innen bzw. Bürger:innen** (Abb. 8.23) diskutiert. In einem gesonderten Abschnitt werden Best-Practice-Beispiele aus dem Bereich (Bewusstseins-)Bildung vorgestellt.

##### 8.8.4.1 Bodennutzer:innen und -eigentümer:innen

Für die Bodennutzer:innen, z.B. Land- und Forstwirtschaft:innen, Gartenbesitzer:innen, und Verantwortliche für öffentliche und private Flächen unmittelbar relevant sind die im vorangehenden Teilkapitel diskutierten Maßnahmen, insbesondere hinsichtlich Bodenbearbeitung, Vermeidung der Versiegelung und Verdichtung sowie Reduzierung der Schadstoffeinträge. Im Bereich der Landwirtschaft wäre die Befolgung der Kriterien der guten fachlichen Praxis (Deutscher Bundestag 2020) eine Minimalforderung. Dabei sollte die konkrete Maßnahmenwahl den lokalen Bedingungen entsprechen, sowohl was die natürlichen Gegebenheiten als auch ggf. die wirtschaftlichen und organisatorischen Realitäten eines Betriebs betrifft. Bodeneigentümer:innen, die ihren Boden nicht selbst nutzen (z. B. Verpächter:innen), haben die Möglichkeit, einige der bodenbiodiversitätsfreundlichen Maßnahmen vorzuschreiben bzw. besonders problematische Praktiken auf den ihnen gehörenden Böden auszuschließen. Dies ist auch insofern sinnvoll, als viele dieser Maßnahmen die Qualität (und damit den Markt-

wert) des Eigentums sichern. Dies gilt insbesondere unter Klimawandelbedingungen – es gibt zunehmende Evidenz für Synergien zwischen Klimaschutz und -anpassung und Boden(biodiversitäts)schutz, sowohl in der Land- als auch in der Forstwirtschaft (Hamidov et al. 2018; Wiesmeier et al. 2020b).

Eine besondere Gruppe von Bodeneigentümer:innen sind die Eigentümer:innen von städtischen Grundstücken in kommunalen oder privatrechtlichen Trägerschaften (Vereine, z. B. Schrebergärten) bzw. in persönlichem Besitz. Für diese Gruppen gibt es Empfehlungen zum Bodenschutz im eigenen Garten bzw. auf dem eigenen Grundstück (UBA 2019b). Dazu gehören bspw. der Verzicht auf die Pestizidanwendung oder vegetationsfreie Flächengestaltung (»Steingärten«). Bei privaten und gewerblichen Baumaßnahmen sollte auf die Minimierung der Versiegelung bzw., wo möglich, auch Maßnahmen zur Entsiegelung versiegelter Flächen geachtet werden (UBA 2021), z. B. durch Nutzung von Rasengittersteinen anstelle von üblichen Pflastersteinen.

##### 8.8.4.2 Politik und Verwaltung

Bodenschutz im Allgemeinen und Schutz der Bodenbiodiversität im Speziellen haben Aus- und Wechselwirkungen mit Ökosystemschutz bis zu marinen Ökosystemen (s. entsprechende Bodenboxen in den Lebensraumkapiteln). Da die Relevanz von Bodenbiodiversität nicht an den Grenzen von Habitattypen oder Lebensräumen endet, erfordert ihr Schutz zukünftig mehr Abstimmung und Koordination zwischen verschiedenen Politikbereichen (z. B. Umwelt, Forst, Landwirtschaft, Siedlungen, Gewässer [Königer et al. 2022]). Klare Ziele mitsamt Indikatoren, die Berücksichtigung aller relevanten Treiber und die Identifizierung geeigneter Politikinstrumente, um die Ziele zu erreichen, sind unverzichtbar (Bartkowski et al. 2021a). Um Bodenbiodiversität zu schützen, gilt es, sowohl Naturschutzkonzepte zu überdenken bzw. zu erweitern, die bisher fast ausschließlich zum Schutz der oberirdischen Diversität konzipiert wurden (Zeiss et al. 2022), als auch geeignete Instrumente für genutzte Böden zu finden und umzusetzen (z. B. auf landwirtschaftlich oder forstwirtschaftlich genutzten Flächen). Eine Option besteht in der Ausweitung von Schutzflächen auf Habitate, die für Bodenbiodiversität eine besondere Rolle spielen (Guerra et al. 2022; Zeiss et al. 2022). Im Kontext landwirtschaftlich und forstwirtschaftlich genutzter Flächen ist die Förderung der oben diskutierten Maßnahmen zentral angesichts der Synergien von Bodenbiodiversitätsschutz mit Klima- und allgemeinem Biodiversitätsschutz. Auch eine Erweiterung von Berichtspflichten von Unterneh-

men und damit eine Förderung der Berücksichtigung von Investitionen in Naturkapital (z. B. Bodenfruchtbarkeit) in betrieblichen Entscheidungen kann hier eine Rolle spielen (EFRAG 2022; Houdet et al. 2020). Ähnliche Bedeutung kann ein True-Cost-Accounting-Ansatz entwickeln, der aktuell allerdings bezüglich Messung und Bewertung noch Nachschärfungen und Verifizierung im Detail bedarf (FAO 2023). Ebenfalls wäre eine stärkere Berücksichtigung der Bodenbiodiversität in Erprobungs- und Demonstrationsprogrammen wie F.R.A.N.Z. (Für Ressourcen, Agrarwirtschaft & Naturschutz mit Zukunft, <https://www.franz-projekt.de/>) empfehlenswert. In diese Kategorie fallen auch die zunehmend forcierten Reallabore (Bouma 2022). Bei der Förderung ist darauf zu achten, dass sie möglichst kontextspezifisch und ergebnisorientiert erfolgt – dies kann z. B. durch Zahlungen für tatsächlich erfolgte Verbesserungen der vereinbarten Indikatorwerte der Bodenbiodiversität oder der Bodenfunktionen geschehen (Bartkowski et al. 2021b). Dabei ergeben sich allerdings unter Umständen Zielkonflikte, die verschiedene Politikbereiche betreffen. Beispielsweise steht einer oft geforderten Nutzung von »Reststoffen« (Stroh, Grünschnitt usw.) in der Bioökonomie und Bioenergieproduktion (Brosowski et al. 2016; Hamelin et al. 2019; Szarka et al. 2021) entgegen, dass diese »Reststoffe« oft die Nahrungsgrundlage für Bodenorganismen darstellen.

Die Nutzung von Bioenergie wird kontrovers diskutiert. Für Deutschland empfiehlt das Bundesumweltamt unter anderem eine Neuausrichtung der Bioenergiepolitik. Dabei dürften die Anreize für die energetische Nutzung von Anbaubiomasse nicht weiter ausgebaut werden, vielmehr sollte die energetische Nutzung von Rest- und Abfallstoffen im Sinne einer Kaskadennutzung ausgebaut werden (UBA 2013b), ergänzt durch Biomasse, deren energetische Nutzung nicht im Konflikt mit der Nahrungsmittelproduktion steht (z. B. Agrofrost) (Veldkamp et al. 2023).

Solche Zielkonflikte sollten berücksichtigt, bewertet und nach Möglichkeit minimiert werden. Gleichwohl kann es auch Synergien geben. Beispielsweise haben humusmehrende Maßnahmen in der Landwirtschaft positive Auswirkungen auf Bodenfruchtbarkeit, Bodenbiodiversität sowie gleichzeitig auf den Klimaschutz (Speicherung von Kohlenstoff [Wiesmeier et al. 2020b]) und die Anpassung an Klimawandelfolgen. In urbanen Räumen, die Bodenbiodiversitätshotspots darstellen, sind die Ausweitung von Grünflächen und Parkanlagen sowie deren biodiversitätsfördernde Pflege eine wichtige Option. Hinsichtlich privat genutzter Grundstücke können durch Bebauungspläne und entsprechende

Vorgaben Fehlentwicklungen vermieden werden. Einzelne Städte und Kommunen greifen die vorsorgende Bewahrung des Schutzgutes Boden bei baulichen Eingriffen über eigene Bodenschutzkonzepte (Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz 2020) oder landesweite Kompensationsverordnungen (Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg 2011) mit verschiedenen Ansätzen zur Ökokontierung zur Bezifferung von bodenfunktionalen Kompensationsmaßnahmen auf (Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg 2010). Zuletzt hat die Politik eine Verantwortung für die Sensibilisierung der Bevölkerung für die Bedeutung der Bodenbiodiversität – dies könnte z. B. über die Wahl und öffentliche Vermarktung eines Bodenorganismus des Jahres erreicht werden (ähnlich dem Vogel des Jahres). Weitere Vorschläge finden sich im Abschnitt zur Bildung weiter unten.

#### 8.8.4.3 Konsument:innen/Bürger:innen

Alle Bürger:innen können beim Urnengang, im gesellschaftlichen Diskurs auf Politik und Verwaltung sowie als Konsument:innen auf Bodennutzer:innen Einfluss nehmen. Konsument:innen können darauf achten, Produkte zu kaufen, die im Sinne der oben dargestellten Bodenbiodiversität fördernden Maßnahmen hergestellt werden. Leider gibt es nicht viele »Bodenschutzsiegel«. Für landwirtschaftliche Produkte findet man neben den etablierten Biosiegeln zunehmend auch kleinere Zertifizierungssysteme, die regenerative Landwirtschaft fördern sollen (z. B. »5 Cent für gesunde Böden« von Followfood). Dazu gehören auch private Humuszertifikate (im deutschsprachigen Raum z. B. von CarboAgrar, Carbocert, Ökoregion Kaindorf oder Klim), deren eigentlicher Zweck Klimaschutz durch negative Emissionen ist – die durch die geförderten Praktiken aber in der Regel auch für Bodenbiodiversität förderlich sind. Ähnlich verhält es sich mit zertifizierten Holzprodukten aus nachhaltiger Forstwirtschaft (z. B. FSC, PEFC). Angesichts der vielen Biomassebedarfe und Zielkonflikte kann es aber sinnvoll sein, schlicht weniger Biomasseprodukte nachzufragen – durch den Kauf von gebrauchten oder re- bzw. upcyclten Produkten (sog. Kaskadennutzung [Ludwig, Gawel & Pannicke-Prochnow 2022] bzw. des Upcyclings und der Secondhandnutzung von Kleidungsartikeln aus Baumwolle) sowie durch die Vermeidung von Verschwendung, insbesondere von Lebensmitteln. Zudem kann auch die Zusammensetzung des privaten »Warenkorbs« positive Auswirkungen auf die Bodenbiodiversität haben, so z. B. der höhere Konsum von Hülsenfrüchten und diversen

Getreiden (um so die Fruchtfolgeerweiterung und den Anbau von Leguminosen zu unterstützen), eine Reduktion des Konsums tierischer Produkte sowie seine Verschiebung hin zu Weidetieren (Rinder, Schafe, Ziegen). Eine wichtige Quelle von konkreten Empfehlungen, die auch der menschlichen Gesundheit zuträglich sind, ist der Bericht der EAT-Lancet-Kommission (Willett et al. 2019). Unter den aktuellen Rahmenbedingungen kann auch die Nutzung bestimmter biomassebasierter Energieträger (Biokraftstoffe inkl. Beimischungen, teilweise auch Biogas) zur Erhöhung des Drucks auf die Böden und die in ihnen lebenden Organismen führen. Weitere Handlungsoptionen für private Baumaßnahmen und Grundstücksnutzung werden oben unter »Bodeneigentümer:innen« diskutiert.

Bürger:innen können sich bei ihren politischen Vertreter:innen und lokalen Behörden für die Förderung von Bodenbiodiversität in urbanen Räumen sowie in der Forst- und Landwirtschaft einsetzen. Dies kann durch Wahlen, Petitionen, Engagement in Nichtregierungsorganisationen (NGOs) und Verbänden oder Bürger:innenprojekten (bspw. Gemeinschaftsgärten) passieren.

Auch jede:r Einzelne kann mit seinem Verhalten Einfluss auf die Biodiversität in den Böden nehmen, sei es bei der Planung und dem Bau ihres/seines Hauses, der Gestaltung des Wohnumfeldes (auch als Mieter:in) oder zum Beispiel bei der Trennung des im Haushalt anfallenden Abfalls. Neben viel verbreiteten »Fehlwürfen« (falsches Material in die falsche Tonne) ist die Verwendung von Plastiktüten für den organischen Abfall (Bio-tonne) der falsche Weg. Die Trennung der Plastik von organischen Reststoffen ist schwierig, die Gefahr, die Plastikmaterialien später im Kompost und damit auf den Feldern wiederzufinden, ist relativ hoch. Das gilt grundsätzlich auch für sogenannte abbaubare Folien oder Tüten (UBA 2017).

#### 8.8.4.4 Bildung

Ein weiterer wichtiger Bereich an der Schnittstelle zwischen Politik/Verwaltung und Bürger:innen sind die Bildung für ein besseres Verständnis und die Erhöhung der Sensibilität für die Bedeutung von Bodenbiodiversität (Vanermen et al. 2021). Dass sie ausreichend informiert sind, um die Relevanz des Bodenbiodiversitätsschutzes zu erkennen und auf die Ausgestaltung der Rahmenbedingungen für eine nachhaltige Bodennutzung Einfluss nehmen zu können (Wahlen, Petitionen, Proteste, Bürgerinitiativen usw.), ist eine der Herausforderungen der Zukunft.

In den letzten Jahren – insbesondere im Internationalen Jahr des Bodens 2015, aber auch danach – haben

die Aktivitäten zur Vermittlung von Wissen und das Interesse am Boden in Deutschland stark zugenommen (Tab. 8.6). In Projekten hat das Umweltbundesamt Empfehlungen zur Erhöhung des Bodenbewusstseins erarbeitet (Beblek et al. 2018; UBA 2015b; UBA 2015a; UBA 2019a). Die Boden(schutz)behörden aus Bund und Ländern, Forschungseinrichtungen und einschlägige Ingenieurbüros haben bundesweite Veranstaltungen und Aktivitäten etabliert (z. B. »Boden des Jahres«, »Global Soil Week«, »Bodenschutztage«), die der interessierten Öffentlichkeit zugänglich sind und entsprechende Formate bereitstellen.

Um eine starke Beteiligung und eine große Sichtbarkeit zu erzielen, bedarf es attraktiver, medial beworbener Veranstaltungen und Aktionen direkt vor Ort. Auch speziell für Kinder und Familien entwickelte Materialien bestehen in prominenten Beispielen (s. u.), eine flächenhafte Umsetzung bspw. durch die Einbindung in Lehrpläne und die verbindlichere Nutzung an Schulen gibt es jedoch bisher nicht (bspw. in Form von Schulgärten oder Kooperationen mit landwirtschaftlichen Betrieben). In Thüringen ist Schulgartenunterricht Pflichtfach. Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg, Sachsen, Sachsen-Anhalt (Letzteres an 72 % der Schulen) und andere Bundesländer bieten das Fach ebenfalls an. Auch die Anzahl einschlägiger Lehrbücher ist gut. Günstig wäre es, an den weiterführenden Schulen diesen Themenbereich zu vertiefen und mit Exkursionen anzureichern. Eine weitere Option wäre, in Kita-Einrichtungen bereits durch frühkindliche Erziehung das Interesse an der Natur – speziell am Boden – zu wecken.

An den Universitäten sind Praktika und Exkursionen fester Bestandteil in den einschlägigen Studienrichtungen (Tab. A8.1 im Anhang A8). Jedoch sollte an den Hochschulen und Universitäten neben der Wissensvermittlung zu Wert und Funktionen der Biodiversität auch (wieder) mehr die Taxonomie der Bodenorganismen gelehrt werden (vgl. die Diskussion von Indikatoren oben).

Museen sind ebenfalls ein wichtiger Bestandteil der Umweltbildung. Für den Bereich Boden und Bodenorganismen sind das Museum am Schölerberg in Osnabrück, das Museum Karlsruhe sowie das Senckenberg-Museum Görlitz hervorzuheben. Die Wanderausstellung des Senckenberg-Museums Görlitz »Die dünne Haut der Erde – Unsere Böden« hat großen Erfolg (Xylander & Zumkowski-Xylander 2018; Zumkowski-Xylander et al. 2017). Hierbei wurden durch zahlreiche plastische Modelle sowie neue moderne Virtual Reality und Hologrammtechnologien (Westermann et al. 2018; Xylander et al. 2018) insbesondere das »Begreifen« der Bodentiere gefördert und die Berührungs-

ängste mit Bodenorganismen überwunden, Bodentiere ästhetisch sichtbar gemacht und vor allem die computeraffine Jugend angesprochen.

Citizen Science kann ebenfalls eine große Rolle in der Wissensvermittlung und für Änderungen für ein umweltgerechtes Verhalten für den Boden spielen. Diese Aktivitäten sind aufgrund hoher Kosten und des Aufwandes noch zu gering. Ein positives Beispiel ist die Adaption des »Tea Bag Index« im Rahmen der Expedition Erdreich, finanziert vom BMBF (<https://www.expedition-erdreich.de/>). Das Senckenberg-Museum stellt seit 2021 die BODENTIERhoch4-App zur Verfügung, in der

Informationen zu Landasseln, Doppelfüßern und Hundertfüßern allgemein verständlich aufbereitet sind und diese mit bloßem Auge sichtbaren und häufigen Bodentiere grob bestimmt und über Fotos an eine zentrale Datenbank (Edaphobase) gemeldet werden können (Neu et al. 2022).

Da auch Fernsehsender inklusive ihrer Mediatheken, Social Media, Radio und Podcasts usw. diese Themen verstärkt aufgreifen (Beispiele in Tab. 8.6), steigt das Wissen über Bodenprobleme in der Bevölkerung – und damit auch der Druck auf die Politik, die entsprechenden Maßnahmen zum Schutz der Böden zu verstärken.

**Tabelle 8.6:** Auszug von Aktivitäten zur Förderung des Bodenbewusstseins und der Bodenbildung. Die komplette Tabelle befindet sich im Anhang (kein Anspruch auf Vollständigkeit), an dieser Stelle sind für jede Kategorie bis zu drei Inhalte exemplarisch benannt. Erarbeitet von Roxanne Rhein und Helen Ballasus. Die Kategorien der Zielgruppen und die Tabellenstruktur wurden weitgehend übernommen aus dem Bericht zum Forschungsprojekt »Ideen zur Verbesserung des Bodenbewusstseins« des Umweltbundesamts (2015). Die direkt in den jeweiligen Aktionen/Materialien aufgeführten Zielgruppen wurden mit einem schwarzen x angegeben. Bei Aktionen/Materialien, in denen die Zielgruppe(n) nicht konkret benannt sind, wurden die nach Einschätzung der Bearbeiterinnen der Tabelle passenden Zielgruppen mit einem blauen x gekennzeichnet. Dabei wurde auf diejenige Zielgruppe fokussiert, deren Bodenbewusstsein schlussendlich durch die Aktion/das Material verbessert werden soll. So ist zum Beispiel ein Unterrichtsbaustein als Handreichung für pädagogisches Fachpersonal erstellt worden, soll jedoch letztendlich die Zielgruppe der (Vor-)Schüler:innen erreichen (Multiplikatorenwirkung).

Aktivität und Zugriffsinformation	Herausgebende Institutionen	Erwachsene ohne Fachwissen	Erwachsene mit Fachwissen	(Vor-) Schüler	Interessierte Öffentlichkeit	Familien mit Kindern	Vermittlungsansatz	Zugang
<b>Bundesweite Aktionen/Aktionstage</b>								
Boden des Jahres	Kuratorium Boden des Jahres, ein Gremium der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG)	x	x		x		Informationsmaterial, Festveranstaltung, Webauftritt, Social Media	<a href="http://boden-des-jahres.de">boden-des-jahres.de</a> <a href="http://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/kleine-bodenkunde/boden-des-jahres#pelosol-boden-des-jahres-2022">www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/kleine-bodenkunde/boden-des-jahres#pelosol-boden-des-jahres-2022</a>
Weltbodentag am 5. Dezember	Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO)	x	x	x	x	x	Veranstaltungen, Wettbewerbe und Informationsmaterial, Bekanntgabe »Boden des Jahres«	<a href="http://www.fao.org/world-soil-day/en/">www.fao.org/world-soil-day/en/</a> <a href="https://www.bvboden.de/aktuelles/weltbodentag">https://www.bvboden.de/aktuelles/weltbodentag</a>
<b>Internet- und Medienangebote</b>								
Internetportal Bodenwelten.de	Bundesverband Boden e. V. (BVB)	x	x	x	x	x	Multimediale Beiträge mit Text, Bildern, Filmen, Spielen, Schulmaterialien	<a href="http://www.Bodenwelten.de">www.Bodenwelten.de</a>
BODENTIERhoch4	Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz	x	x		x		Bestimmungs- und Informations-App	<a href="http://bodentierhochvier.de/app/">bodentierhochvier.de/app/</a>

Aktivität und Zugriffsinformation	Herausgebende Institutionen	Erwachsene ohne Fachwissen	Erwachsene mit Fachwissen	(Vor-) Schüler	Interessierte Öffentlichkeit	Familien mit Kindern	Vermittlungsansatz	Zugang
Film: Im Reich des Regenwurms – Der Boden unter unseren Füßen	ARTE	x	x		x		Film	<a href="http://www.arte.tv/de/videos/106260-000-A/im-reich-des-regenwurms/">www.arte.tv/de/videos/106260-000-A/im-reich-des-regenwurms/</a>
<b>Handlungsempfehlungen und Fachliteratur</b>								
Boden eine Sprache geben – 10 Thesen für die Kommunikation von Bodenthemen	Umweltbundesamt (UBA)	x	x	x	x	x	Fachliteratur	<a href="http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/boden-eine-sprache-geben-10-thesen-fuer-die%20">www.umweltbundesamt.de/publikationen/boden-eine-sprache-geben-10-thesen-fuer-die%20</a>
Boden gut machen – Empfehlungen zur Verbesserung des Bodenbewusstseins	Ahu AG Wasser, Boden, Geomatik, iku (Hrsg.)	x	x	x	x	x	Handlungsempfehlung	<a href="http://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/boden/pdf/Bodenbewusstsein.pdf">www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/boden/pdf/Bodenbewusstsein.pdf</a>
Bodenreport	Bundesamt für Naturschutz (BfN)		x				Fachliteratur	<a href="http://www.bfn.de/publikationen/bfn-report/bodenreport">www.bfn.de/publikationen/bfn-report/bodenreport</a>
<b>Bodenlehrpfade/ Bodenerlebnispfade</b>								
Boden-Reiseführer (Überblick über zahlreiche über Deutschland verteilte Erlebnispfade, Museen, Profilausstellungen und Kunstobjekte)	Umweltbundesamt (UBA)	x	x	x	x	x	Informationen zu Bodenerlebnispfaden, Museen und Profilsammlungen	<a href="http://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/boden-erlebenlernen/boden-reiseziele-in-deutschland">www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/boden-erlebenlernen/boden-reiseziele-in-deutschland</a>
Bodenerlebnispfade (BVB)	Bundesverband Boden e.V. (BVB)	x	x	x	x		Informationen zu Bodenlehr- und Bodenerlebnispfaden	<a href="http://www.bvboden.de/links/bodenerlebnispfade">www.bvboden.de/links/bodenerlebnispfade</a>
<b>Ausstellungen, Museen, Kunst</b>								
Wanderausstellung: »Die dünne Haut der Erde – Unsere Böden«	Senckenberg-Museum für Naturkunde Görlitz	x	x	x	x	x	Schautafeln, 3-D-Modelle in Vitrinen, Filme, Multimediaanimationen, interaktive Hands-on-Stationen	<a href="http://museumgoerlitz.senckenberg.de/de/ausstellung/wanderausstellungen/die-duenne-haut-der-erde-unsere-boeden/">museumgoerlitz.senckenberg.de/de/ausstellung/wanderausstellungen/die-duenne-haut-der-erde-unsere-boeden/</a>
Übersicht über Ausstellungen »Kunst und Umwelt«	Umweltbundesamt (UBA)	x	x	x	x	x	Dokumentation aktueller und vergangener Veranstaltungen, YouTube	<a href="http://www.umweltbundesamt.de/das-uba/kunst-umwelt-startseite">www.umweltbundesamt.de/das-uba/kunst-umwelt-startseite</a>
Moormuseum Emsland	Emsland Moormuseum e.V.	x	x	x	x	x	Ausstellung und Veranstaltungen	<a href="http://moormuseum.de">moormuseum.de</a>

Aktivität und Zugriffsinformation	Herausgebende Institutionen	Erwachsene ohne Fachwissen	Erwachsene mit Fachwissen	(Vor-) Schüler	Interessierte Öffentlichkeit	Familien mit Kindern	Vermittlungsansatz	Zugang
<b>Umweltstationen, Umweltmobile</b>								
AG Umweltmobile (AGUM) (Überblick und Netzwerk zahlreicher Umweltmobile)	AG Umweltmobile (AGUM)	x	x	x	x	x	Netzwerk Umweltmobile, Erkundung, Experimente, Exkursionen, Spiele	<a href="http://www.umweltmobile.de">www.umweltmobile.de</a>
Umweltstation GEO-Zentrum an der KTB: Lernmodul Entstehung, Analyse und Gefährdung des Bodens	Träger- und Förderverein GEO-Zentrum an der KTB e. V.			x			Experimente, Exkursion	<a href="http://www.geozentrum-ktb.de/angebote/kita-und-schule/">www.geozentrum-ktb.de/angebote/kita-und-schule/</a>
<b>Schulische Angebote, Vorschule</b>								
Bildungsmediathek mit verschiedenen Themen, Fächern, Medien und Klassen	Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR)			x		x	Audio, Video, Bild, Text, Medien	<a href="http://bildung.fnr.de">bildung.fnr.de</a>
Böden erleben, Materialien für Kinder und Jugendliche (Informationsseite zum Thema Boden: <a href="http://www.boden.sachsen.de">www.boden.sachsen.de</a> )	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)			x	x		Broschüren, Projekte, Exkursionen, Spiele, Bastelbögen	<a href="http://www.boden.sachsen.de/materialien-fuer-kinder-und-jugendliche-23773.html">www.boden.sachsen.de/materialien-fuer-kinder-und-jugendliche-23773.html</a>
Kita-Projekt »Bodenfenster«: Weiterbildung für pädagogische Fachkräfte im Elementar- und Vorschulbereich	Umweltbundesamt (UBA)	x	x	x		x	Vortrag, praktische Übungen, Geländearbeit, Diskussion	<a href="http://www.umweltbundesamt.de/themen/bodenfenster-wohnungsbesichtigung-bei-regenwurm-co">www.umweltbundesamt.de/themen/bodenfenster-wohnungsbesichtigung-bei-regenwurm-co</a>
<b>Ausbildung für die interessierte Fachöffentlichkeit, Fachbehörden</b>								
Berufsbegleitende Zusatzqualifikation mit Hochschulzertifikat Bodenkundliche Baubegleitung	Bundesverband Boden e. V. (BVB)		x				Fortbildungslehrgang	<a href="http://www.bvboden.de/bodenkundliche-baubegleitung/zertifizierungslehrgang">www.bvboden.de/bodenkundliche-baubegleitung/zertifizierungslehrgang</a>
Übersichtsseite zu (auch internationalen) Masterstudiengängen im Bereich Bodenkunde	Master and More – Das Masterportal Deutschlands		x				Masterstudiengänge	<a href="http://www.master-and-more.de/master-bodenkunde.html">www.master-and-more.de/master-bodenkunde.html</a>

Aktivität und Zugriffsinformation	Herausgebende Institutionen	Erwachsene ohne Fachwissen	Erwachsene mit Fachwissen	(Vor-) Schüler	Interessierte Öffentlichkeit	Familien mit Kindern	Vermittlungsansatz	Zugang
BODEN.BILDUNG – Der Bodenpraktiker (für Landwirte)	BODEN.BILDUNG – Eine Initiative der Bioland Stiftung		x				Module, Praxistage, Onlineseminare	<a href="http://bodenbildung.org/ueber-uns/#_bodenpraktiker">bodenbildung.org/ueber-uns/#_bodenpraktiker</a>
<b>Überregionale Veranstaltungen sowie Verbände der Fachleute</b>								
Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft	Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (DBG)		x				Tagung	<a href="http://www.dbges.de/de">www.dbges.de/de</a>
Mitteldeutsche Bodenschutztag	Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt (LaNU)		x				Tagung	<a href="http://mwu.sachsen-anhalt.de/umwelt/bodenschutz/bodenschutz">mwu.sachsen-anhalt.de/umwelt/bodenschutz/bodenschutz</a>
Marktreutwitzer Bodenschutztag	Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)		x				Tagung	<a href="http://www.lfu.bayern.de/boden/bodenschutztag/index.htm">www.lfu.bayern.de/boden/bodenschutztag/index.htm</a>

## Literaturverzeichnis

- Abdalla M., Osborne B., Lanigan G., Forristal D., Williams M., Smith P. & Jones M. B. (2013): Conservation tillage systems: a review of its consequences for greenhouse gas emissions. *Soil Use and Management* 29 (2): 199–209. DOI: 10.1111/sum.12030
- Acksel A., Amelung W., Kühn P., Gehrt E., Regier T. & Leinweber P. (2016): Soil organic matter characteristics as indicator of Chernozem genesis in the Baltic Sea region. *Geoderma Regional* 7 (2): 187–200. DOI: 10.1016/j.geodrs.2016.04.001
- Acksel A., Baumann K., Hu Y. & Leinweber P. (2019): A Look into the Past: Tracing Ancient Sustainable Manuring Practices by Thorough P Speciation of Northern European Anthrosols. *Soil Systems* 3 (4): 72. DOI: 10.3390/soilsystems3040072
- Adl S. M., Bass D., Lane C. E., Lukeš J., Schoch C. L., Smirnov A., Agatha S., Berney C., Brown M. W., Burki F., Cárdenas P., Čepička I., Chistyakova L., del Campo J., Dunthorn M. et al. (2019): Revisions to the Classification, Nomenclature, and Diversity of Eukaryotes. *Journal of Eukaryotic Microbiology* 66 (1): 4–119. DOI: 10.1111/jeu.12691
- Allan E., Weisser W. W., Fischer M., Schulze E.-D., Weigelt A., Roscher C., Baade J., Barnard R. L., Beßler H., Buchmann N., Ebeling A., Eisenhauer N., Engels C., Fergus A. J. F., Gleixner G. et al. (2013): A comparison of the strength of biodiversity effects across multiple functions. *Oecologia* 173 (1): 223–237. DOI: 10.1007/s00442-012-2589-0
- Allsup C. M., George I. & Lankau R. A. (2023): Shifting microbial communities can enhance tree tolerance to changing climates. *Science* 380 (6647): 835–840. DOI: 10.1126/science.adf2027
- Amelung W., Blume H.-P., Fleige H., Horn R., Kandeler E., Kögel-Knabner I., Kretschmar R., Stahr K. & Wilke B.-M. (2018): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. 17. Aufl. Springer. Berlin, Heidelberg. XXII, 750 S.
- Amelung W., Blume H.-P., Fleige H., Horn R., Kandeler E., Kögel-Knabner I., Kretschmar R., Stahr K. & Wilke B.-M. (2018a): Bodenentwicklung und Bodensystematik. In: W. Amelung, H.-P. Blume, H. Fleige, R. Horn, E. Kandeler, I. Kögel-Knabner, R. Kretschmar, K. Stahr & B.-M. Wilke (Hrsg.): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Springer. Berlin, Heidelberg: 341–468
- Amelung W., Blume H.-P., Fleige H., Horn R., Kandeler E., Kögel-Knabner I., Kretschmar R., Stahr K. & Wilke B.-M. (2018b): Bodenorganismen und ihr Lebensraum. In: W. Amelung, H.-P. Blume, H. Fleige, R. Horn, E. Kandeler, I. Kögel-Knabner, R. Kretschmar, K. Stahr & B.-M. Wilke (Hrsg.): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Springer. Berlin, Heidelberg: 103–149
- Amendt J., Zissler A., Lutz L., Szelez I., Habermann A. & Pittner S. (2020): Interdisziplinarität in der Forensik. *Biologie in unserer Zeit* 50 (1): 58–64. DOI: 10.1002/biuz.202010698
- Amundson R., Berhe A. A., Hopmans J. W., Olson C., Szein A. E. & Sparks D. L. (2015): Soil and human security in the 21st century. *Science* 348 (6235): 1261071. DOI: 10.1126/science.1261071
- Anderson J. M. (1975): The enigma of soil animal species diversity. In: J. Vaněk (Hrsg.): *Progress in Soil Zoology: Proceedings of the 5th International Colloquium on Soil Zoology Held in Prague September 17–22, 1973*. Czechoslovak Academy of Sciences. Springer Netherlands. Dordrecht: 51–58
- André H. M., Ducarme X. & Lebrun P. (2002): Soil biodiversity: myth, reality or conning? *Oikos* 96 (1): 3–24. DOI: 10.1034/j.1600-0706.2002.11216.x
- Andresen H., Bakker J. P., Brongers M., Heydemann B. & Irmiler U. (1990): Long-term changes of salt marsh communities by cattle grazing. *Vegetatio* 89 (2): 137–148. DOI: 10.1007/BF00032166
- Andriuzzi W. S., Pulleman M. M., Schmidt O., Faber J. H. & Brussaard L. (2015): Anecic earthworms (*Lumbricus terrestris*) alleviate negative effects of extreme rainfall events on soil and plants in field mesocosms. *Plant and Soil* 397 (1): 103–113. DOI: 10.1007/s11104-015-2604-4
- Angst G., Frouz J., van Groenigen J. W., Scheu S., Kögel-Knabner I. & Eisenhauer N. (2022): Earthworms as catalysts in the formation and stabilization of soil microbial necromass. *Global Change Biology* 28 (16): 4775–4782. DOI: 10.1111/gcb.16208
- Anthony M. A., Bender S. F. & van der Heijden M. G. A. (2023): Enumerating soil biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 120 (33): e2304663120. DOI: 10.1073/pnas.2304663120
- Antoine C. M. & Forrest J. R. K. (2021): Nesting habitat of ground-nesting bees: a review. *Ecological Entomology* 46 (2): 143–159. DOI: 10.1111/een.12986
- Apostolakis A., Schöning I., Michalzik B., Klaus V. H., Boeddinghaus R. S., Kandeler E., Marhan S., Bolliger R., Fischer M., Prati D., Hänsel F., Nauss T., Hölzel N., Kleinebecker T. & Schrupp M. (2022): Drivers of soil respiration across a management intensity gradient in temperate grasslands under drought. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 124 (1): 101–116. DOI: 10.1007/s10705-022-10224-2
- Asioli D., Aschemann-Witzel J. & Nayga R. M. (2020): Sustainability-Related Food Labels. *Annual Review of Resource Economics* 12 (1): 171–185. DOI: 10.1146/annurev-resource-100518-094103
- Ausden M., Sutherland W. J. & James R. (2001): The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. *Journal of Applied Ecology* 38 (2): 320–338. DOI: 10.1046/j.1365-2664.2001.00600.x
- Baber K., Wesenberg J. & Xyländer W. E. R. (2019): Perzeption und Evaluierung von Virtual Reality (VR)-Formaten im Naturkundemuseum. *Natur im Museum* 9: 37–39
- Babin D., Deubel A., Jacquiod S., Sørensen S. J., Geistlinger J., Grosch R. & Smalla K. (2019): Impact of long-term agricultural management practices on soil prokaryotic communities. *Soil Biology and Biochemistry* 129: 17–28. DOI: 10.1016/j.soilbio.2018.11.002

- Bach E. M., Ramirez K. S., Fraser T. D. & Wall D. H. (2020): Soil Biodiversity Integrates Solutions for a Sustainable Future. *Sustainability* 12 (7): 2662. DOI: 10.3390/su12072662
- Bachmann G. (2022): Vorsorgender Bodenschutz in Deutschland
- Bager A. J., Jensen J. & Krogh P. H. (2000): Effects of the antibiotics oxytetracycline and tylosin on soil fauna. *Chemosphere* 40 (7): 751–757. DOI: 10.1016/S0045-6535(99)00449-X
- Bala S., Garg D., Thirumalesh B. V., Sharma M., Sridhar K., Inbaraj B. S. & Tripathi M. (2022): Recent Strategies for Bioremediation of Emerging Pollutants: A Review for a Green and Sustainable Environment. *Toxics* 10 (8): 484. DOI: 10.3390/toxics10080484
- Balkenhol B. & Haase H. (2021): Kommentierte Artenliste der Spinnen (Araneae) vom Tag der Artenvielfalt in der Neißeaue bei Nieder Neundorf am 15.6.2019. *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz* 29: 225–230
- Balkenhol B., Haase H., Gebauer P. & Lehmitz R. (2018): Steeplebushes conquer the countryside: influence of invasive plant species on spider communities (Araneae) in former wet meadows. *Biodiversity and Conservation* 27 (9): 2257–2274. DOI: 10.1007/s10531-018-1536-8
- Ballabio C., Panagos P., Lugato E., Huang J.-H., Orgiazzi A., Jones A., Fernández-Ugalde O., Borrelli P. & Montanarella L. (2018): Copper distribution in European topsoils: An assessment based on LUCAS soil survey. *Science of The Total Environment* 636: 282–298. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.268
- Baltruschat H., Santos V. M., da Silva D. K. A., Schellenberg I., Deubel A., Sieverding E. & Oehl F. (2019): Unexpectedly high diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in fertile Chernozem croplands in Central Europe. *CATENA* 182: 104135. DOI: 10.1016/j.catena.2019.104135
- Bandow C., Ng E. L., Schmelz R. M., Sousa J. P. & Römbke J. (2016): A TME study with the fungicide pyrimethanil combined with different moisture regimes: effects on enchytraeids. *Ecotoxicology* 25 (1): 213–224. DOI: 10.1007/s10646-015-1581-y
- Bandowe B. A. M., Leimer S., Meusel H., Velescu A., Dassen S., Eisenhauer N., Hoffmann T., Oelmann Y. & Wilcke W. (2019): Plant diversity enhances the natural attenuation of polycyclic aromatic compounds (PAHs and oxygenated PAHs) in grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 129: 60–70. DOI: 10.1016/j.soilbio.2018.10.017
- Banerjee S. & van der Heijden M. G. A. (2022): Soil microbiomes and one health. *Nature Reviews Microbiology* 21: 6–20. DOI: 10.1038/s41579-022-00779-w
- Banerjee S., Zhao C., Garland G., Edlinger A., García-Palacios P., Romdhane S., Degrune F., Pescador D. S., Herzog C., Camuy-Velez L. A., Bascompte J., Hallin S., Philippot L., Maestre F. T., Rillig M. C. et al. (2024): Biotic homogenization, lower soil fungal diversity and fewer rare taxa in arable soils across Europe. *Nature Communications* 15 (1): 327. DOI: 10.1038/s41467-023-44073-6
- Bardgett R. D. & Wardle D. A. (2010): Aboveground-Belowground Linkages: Biotic Interactions, Ecosystem Processes, and Global Change. Oxford University Press, Oxford, New York. 320 S.
- Bardgett R. D. & van der Putten W. H. (2014): Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* 515 (7528): 505–511. DOI: 10.1038/nature13855
- Barnes A. D., Jochum M., Lefcheck J. S., Eisenhauer N., Scherber C., O'Connor M. I., de Ruiter P. & Brose U. (2018): Energy Flux: The Link between Multitrophic Biodiversity and Ecosystem Functioning. *Trends in Ecology & Evolution* 33 (3): 186–197. DOI: 10.1016/j.tree.2017.12.007
- Barnes A. D., Scherber C., Brose U., Borer E. T., Ebeling A., Gauzens B., Giling D. P., Hines J., Isbell F., Ristok C., Tilman D., Weisser W. W. & Eisenhauer N. (2020): Biodiversity enhances the multitrophic control of arthropod herbivory. *Science Advances* 6 (45): eabb6603. DOI: 10.1126/sciadv.abb6603
- Bartkowski B., Beckmann M., Bednář M., Biffi S., Domingo C., Mesaroš M., Schüßler C., Šarapatka B., Tarčak S., Václavík T., Ziv G. & Wittstock F.: Adoption and potential of agri-environmental schemes in Europe: Cross-regional evidence from interviews with farmers
- Bartkowski B., Bartke S., Hagemann N., Hansjürgens B. & Schröter-Schlaack C. (2021a): Application of the governance disruptions framework to German agricultural soil policy. *Soil* 7 (2): 495–509. DOI: 10.5194/soil-7-495-2021
- Bartkowski B., Droste N., Ließ M., Sidemo-Holm W., Weller U. & Brady M. V. (2021b): Payments by modelled results: A novel design for agri-environmental schemes. *Land Use Policy* 102: 105230. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.105230
- Bartkowski B., Massenberg J. R. & Lienhoop N. (2022): Between complexity and unfamiliarity: Preferences for soil-based ecosystem services. *UFZ Discussion Paper*
- Bartkowski B., Schüßler C. & Müller B. (2022): Typologies of European farmers: approaches, methods and research gaps. *Regional Environmental Change* 22 (2): 43. DOI: 10.1007/s10113-022-01899-y
- Bauchhenß J. (1982): Artenspektrum, Biomasse, Diversität und Umsatzleistung von Lumbriciden (Regenwürmer) auf unterschiedlich bewirtschafteten Grünlandflächen verschiedener Standorte Bayerns. 59. Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch. Bitte Seitenangabe korrigieren: 119–124
- Baumgartner C. & Bachmann G. (2010): Boden in der deutschen Umweltpolitik. Ein Fall organisierten Vergessens. In: *Peak Soil. Die unterschätzte Krise der Böden. politische ökologie 01-2010*. oekom verlag: 18–21
- Baveye P. C., Baveye J. & Gowdy J. (2016): Soil »Ecosystem« Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. *Frontiers in Environmental Science* 4: DOI: 10.3389/fenvs.2016.00041
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (2019): Vielfalt und Leistungen nutzen. *Regenwürmer in bayerischen Ackerböden*
- Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz & Staatsinstitut für Schulqualität und Bildungsforschung (ISB) (Hrsg.) (2006): Produzenten und Konsumenten, Zersetzer und Aasfresser, Räuber und Parasiten. Der Boden als Lebensraum. In: *Handreichung »Lernort Boden«*. Sachinformationen. München: 114–131
- BBodSchV n. F. (2023): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598, 2716). 42 S.

- BBSR – Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (2023): Flächennutzung. Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung. [https://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/themen/energie-umwelt-klima/flaechennutzung/\\_node.html](https://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/themen/energie-umwelt-klima/flaechennutzung/_node.html) (aufgerufen am 11.08.2023)
- Beaumelle L., De Laender F. & Eisenhauer N. (2020): Biodiversity mediates the effects of stressors but not nutrients on litter decomposition. D. Donoso & C. Rutz (Hrsg.): *eLife* 9: e55659. DOI: 10.7554/eLife.55659
- Beaumelle L., Thouvenot L., Hines J., Jochum M., Eisenhauer N. & Phillips H. R. P. (2021): Soil fauna diversity and chemical stressors: a review of knowledge gaps and road-map for future research. *Ecography* 44 (6): 845–859. DOI: 10.1111/ecog.05627
- Beaumelle L., Tison L., Eisenhauer N., Hines J., Malladi S., Pelosi C., Thouvenot L. & Phillips H. R. P. (2023): Pesticide effects on soil fauna communities—A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 60 (7): 1239–1253. DOI: 10.1111/1365-2664.14437
- Bebber D. P. & Richards V. R. (2022): A meta-analysis of the effect of organic and mineral fertilizers on soil microbial diversity. *Applied Soil Ecology* 175: 104450. DOI: 10.1016/j.apsoil.2022.104450
- Beblek A., Diehl K., Kühlberg S., Lahaye L., Luckas M., Markeschin F., Schmidt K. & Wiggering H. (2018): Boden eine Sprache geben – 10 Empfehlungen für die Kommunikation von Bodenthemen. Umweltbundesamt. 24 S.
- Behrens M., Artmeyer C. & Stelzig V. (2007): Das Nahrungsangebot für Wiesenvögel im Feuchtgrünland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 39 (11): 346–352
- Bei Q., Reitz T., Schnabel B., Eisenhauer N., Schädler M., Buscot F. & Heintz-Buschart A. (2023): Extreme summers impact cropland and grassland soil microbiomes. *The ISME Journal*. 1–12. DOI: 10.1038/s41396-023-01470-5
- Belluco S., Losasso C., Maggioletti M., Alonzi C. C., Paoletti M. G. & Ricci A. (2013): Edible Insects in a Food Safety and Nutritional Perspective: A Critical Review. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety* 12 (3): 296–313. DOI: 10.1111/1541-4337.12014
- Beltran-Garcia M. J., Martínez-Rodríguez A., Olmos-Arriaga I., Valdes-Salas B., Di Mascio P. & White J. F. (2021): Nitrogen fertilization and stress factors drive shifts in microbial diversity in soils and plants. *Symbiosis* 84 (3): 379–390. DOI: 10.1007/s13199-021-00787-z
- Bender S. F. & van der Heijden M. G. A. (2015): Soil biota enhance agricultural sustainability by improving crop yield, nutrient uptake and reducing nitrogen leaching losses. *Journal of Applied Ecology* 52 (1): 228–239. DOI: 10.1111/1365-2664.12351
- Bender S. F., Wagg C. & van der Heijden M. G. A. (2016): An Underground Revolution: Biodiversity and Soil Ecological Engineering for Agricultural Sustainability. *Trends in Ecology & Evolution* 31 (6): 440–452. DOI: 10.1016/j.tree.2016.02.016
- Bengtsson J. (1994): Temporal Predictability in Forest Soil Communities. *Journal of Animal Ecology* 63 (3): 653–665. DOI: 10.2307/5231
- Bengtsson J., Ahnström J. & Weibull A.-C. (2005): The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42 (2): 261–269. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x
- Berg G., Kusstatscher P., Abdelfattah A., Cernava T. & Smalla K. (2021): Microbiome Modulation—Toward a Better Understanding of Plant Microbiome Response to Microbial Inoculants. *Frontiers in Microbiology* 12: 1–12. DOI: 10.3389/fmicb.2021.650610
- Berger M., Broll G., Eser U., Faensen-Thiebes A., Feldwisch N., Glante F., König W., Mathews J., Patzel N., Sommer R. & Xyländer W. (2020): Boden und Biodiversität. Forderungen an die Politik. Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt (KBU). Dessau-Roßlau. 8 S.
- Berlinches de Gea A., Hautier Y. & Geisen S. (2023): Interactive effects of global change drivers as determinants of the link between soil biodiversity and ecosystem functioning. *Global Change Biology* 29 (2): 296–307. DOI: 10.1111/gcb.16471
- Bernhardt K.-G. & Koch M. (2003): Restoration of a salt marsh system: temporal change of plant species diversity and composition. *Basic and Applied Ecology* 4 (5): 441–451. DOI: 10.1078/1439-1791-00180
- Betancur-Corredor B., Lang B. & Russell D. J. (2022): Reducing tillage intensity benefits the soil micro- and mesofauna in a global meta-analysis. *agriRxiv* 2022: 20220266588. DOI: 10.31220/agriRxiv.2022.00146
- Bethwell C., Burkhard B., Daedlow K., Sattler C., Reckling M. & Zander P. (2021): Towards an enhanced indication of provisioning ecosystem services in agro-ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment* 193 (1): 269. DOI: 10.1007/s10661-020-08816-y
- Beylich A. & Graefe U. (2010): Regenwürmer und Kleinringelwürmer als Bioindikatoren im Bodenmonitoring. *Gefahrstoffe. Reinhaltung der Luft* 70 (4): 119–213
- Beylich A., Oberholzer H.-R., Schrader S., Höper H. & Wilke B.-M. (2010): Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soils. *Soil and Tillage Research* 109 (2): 133–143. DOI: 10.1016/j.still.2010.05.010
- Bezemer T. M., Fountain M. T., Barea J. M., Christensen S., Dekker S. C., Duyts H., van Hal R., Harvey J. A., Hedlund K., Maraun M., Mikola J., Mladenov A. G., Robin C., de Ruiter P. C., Scheu S. et al. (2010): Divergent composition but similar function of soil food webs of individual plants: plant species and community effects. *Ecology* 91 (10): 3027–3036. DOI: 10.1890/09-2198.1
- BfN – Bundesamt für Naturschutz, Nabel M., Selig C., Gundlach J., v. d. Decken H., Klein M. & Jessel B. (2021): Bodenreport. Vielfältiges Bodenleben. Grundlage für Naturschutz und nachhaltige Landwirtschaft. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn, Bad Godesberg. 54 S.
- Bi L., Yu D.-T., Han L.-L., Du S., Yuan C.-Y., He J.-Z. & Hu H.-W. (2022): Unravelling the ecological complexity of soil viromes: Challenges and opportunities. *Science of The Total Environment* 812: 152217. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152217
- Binder S. (2018): Flurbereinigungsplanung und Ökosystemschutz als Rechts- und Governance-Problem. Metropolis Verlag. 419 S.
- Bingemer J. & Hohberg K. (2017): An illustrated identification key to the eutardigrade species (Tardigrada, Eutardigrada)

- presently known from European soils. *Soil Organisms* 89 (3): 127–149
- Birkhofer K., Fliessbach A., Wise D. H. & Scheu S. (2008): Generalist predators in organically and conventionally managed grass-clover fields: implications for conservation biological control. *Annals of Applied Biology* 153 (2): 271–280. DOI: 10.1111/j.1744-7348.2008.00257.x
- Bischoff J. (2018): *Praxishandbuch Bodenbearbeitung und Aussaat*. Erling Verlag
- Blakemore R. J. (2018): Critical Decline of Earthworms from Organic Origins under Intensive, Humic SOM-Depleting Agriculture. *Soil Systems* 2 (2): 33. DOI: 10.3390/soilsystems2020033
- Blankinship J. C., Niklaus P. A. & Hungate B. A. (2011): A meta-analysis of responses of soil biota to global change. *Oecologia* 165 (3): 553–565. DOI: 10.1007/s00442-011-1909-0
- Blick T., Finch O.-D., Harms K. H., Kiechle J., Kielhorn K.-H., Kreuels M., Malten A., Marin D., Muster C., Nähring D., Platen R., Rödel I., Scheidler M., Staudt A., Stumpf H. et al. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Spinnen (Arachnida: Araneae) Deutschlands. In: Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*. Landwirtschaftsverlag. Münster: 383–510
- Bluhm S. L., Eitzinger B., Ferlian O., Bluhm C., Schröter K., Pena R., Maraun M. & Scheu S. (2019): Deprivation of root-derived resources affects microbial biomass but not community structure in litter and soil. *PLOS ONE* 14 (3): e0214233. DOI: 10.1371/journal.pone.0214233
- Blüthgen N., Dormann C. F., Prati D., Klaus V. H., Kleinebecker T., Hölzel N., Alt F., Boch S., Gockel S., Hemp A., Müller J., Nieschulze J., Renner S. C., Schöning I., Schumacher U. et al. (2012): A quantitative index of land-use intensity in grasslands: Integrating mowing, grazing and fertilization. *Basic and Applied Ecology* 13 (3): 207–220. DOI: 10.1016/j.baae.2012.04.001
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2018): *Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur*. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. 56 S.
- BMEL – Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (2019): *Bodenzustandserhebung. Humusinventur abgeschlossen*. BMEL. <https://www.bmel.de/DE/themen/landwirtschaft/pflanzenbau/bodenschutz/bodenzustandserhebung.html> (aufgerufen am 09.08.2023)
- BMU – Wissenschaftlicher Beirat Bodenschutz beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2002): *Ohne Boden – bodenlos*. Wissenschaftlicher Beirat Bodenschutz beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Berlin. 58 S.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit & BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Koenzen U., Kurth A. & Günther-Diringer D. (2021): *Auenzustandsbericht 2021*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit; Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 72 S.
- BMUV – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. (2022a): *Eckpunkte für eine Novelle des nationalen Bodenschutzrechts. Perspektiven und Änderungsbedarfe*. 8 S.
- BMUV – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (2022b): *Nationale Moorschutzstrategie*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. Bonn. 57 S.
- BMUV – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (2022c): *Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz*. 1 S.
- BMUV – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (2023a): *Anpassung des deutschen Bodenschutzrechts*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. <https://www.bmuv.de/WS6880> (aufgerufen am 10.08.2023)
- BMUV – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. (2023b): *Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt 2030 – Diskussionsvorschläge des BMUV*. BMUV
- BMUV – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (2023c): *Lemke: Mit natürlichem Klimaschutz Ökosysteme stärken und gegen Klimakrise angehen*- BMUV – Pressemitteilung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. <https://www.bmuv.de/PM10537> (aufgerufen am 10.08.2023)
- Boag B. & Yeates G. W. (2001): The Potential Impact of the New Zealand Flatworm, a Predator of Earthworms, in Western Europe. *Ecological Applications* 11 (5): 1276–1286. DOI: 10.1890/1051-0761(2001)011[1276:TPIOTN]2.0.CO;2
- Boag B. & Neilson R. (2014): The spread and movement of the New Zealand flatworm (*Arthurdendyus triangulatus*) in Scotland. The Dundee Conference. Crop Protection in Northern Britain 2014, Dundee, UK, 25–26 February 2014. 55–59
- Bobulská L., Demková L., Čerevková A. & Renčo M. (2020): Impact of Peatland Restoration on Soil Microbial Activity and Nematode Communities. *Wetlands* 40 (4): 865–875. DOI: 10.1007/s13157-019-01214-2
- Bodenwelten (2023): *Bodenwelten*. <https://www.bodenwelten.de/> (aufgerufen am 06.12.2023)
- Boden des Jahres (2023): *Boden des Jahres. Ackerboden*. <https://boden-des-jahres.de/> (aufgerufen am 10.08.2023)
- Boll P. K. & Leal-Zanchet A. M. (2015): Predation on invasive land gastropods by a Neotropical land planarian. *Journal of Natural History* 49 (17–18): 983–994. DOI: 10.1080/00222933.2014.981312
- Bond-Lamberty B. & Thomson A. (2010): Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature* 464 (7288): 579–582. DOI: 10.1038/nature08930
- Bonfante A., Basile A. & Bouma J. (2020): Targeting the soil quality and soil health concepts when aiming for the United Nations Sustainable Development Goals and the EU Green Deal. *Soil* 6 (2): 453–466. DOI: 10.5194/soil-6-453-2020

- Bonkowski M., Dumack K. & Fiore-Donno A. M. (2019): The Protists in Soil—A Token of Untold Eukaryotic Diversity. In: *Modern Soil Microbiology*, Third Edition. CRC Press Bonn A., Hagen K. & Reiche D. W. (2002): The significance of flood regimes for carabid beetle and spider communities in riparian habitats—a comparison of three major rivers in Germany. *River Research and Applications* 18 (1): 43–64. DOI: 10.1002/rra.632
- Bonte D., Maelfait J. P. & Hoffmann M. (2000): The impact of grazing on spider communities in a mesophytic calcareous dune grassland. *Journal of Coastal Conservation* 6 (2): 135–144. DOI: 10.1007/BF02913810
- Börstler B., Renker C., Kahmen A. & Buscot F. (2006): Species composition of arbuscular mycorrhizal fungi in two mountain meadows with differing management types and levels of plant biodiversity. *Biology and Fertility of Soils* 42 (4): 286–298. DOI: 10.1007/s00374-005-0026-9
- Bottomley P. J., Angle J. S. & Weaver R. W. (2020): *Methods of Soil Analysis, Part 2: Microbiological and Biochemical Properties*. John Wiley & Sons. 1152 S.
- Bradford M. A., Jones T. H., Bardgett R. D., Black H. I. J., Boag B., Bonkowski M., Cook R., Eggers T., Gange A. C., Grayston S. J., Kandeler E., McCaig A. E., Newington J. E., Prosser J. I., Setälä H. et al. (2002): Impacts of soil faunal community composition on model grassland ecosystems. *Science* 298: 615–618. DOI: 10.1126/science.1075805
- Breure A. (2004): Chapter 10 Ecological soil monitoring and quality assessment. In: P. Doelman & H. J. P. Eijsackers (Hrsg.): *Developments in Soil Science. Vital Soil*. Elsevier: 281–305
- Breure A. M., Mulder C., Römbke J. & Ruf A. (2005): Ecological classification and assessment concepts in soil protection. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62 (2): 211–229. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2005.03.025
- Brevik E. C. & Burgess L. C. (2013): Human contact with plants and soils for health and well-being. In: J. R. Heckman (Hrsg.): *Soils and Human Health*. CRC Press. Boca Raton: 227–240
- Brevik E. C. & Sauer T. J. (2015): The past, present, and future of soils and human health studies. *Soil* 1 (1): 35–46. DOI: 10.5194/soil-1-35-2015
- Brevik E. C., Fenton T. E. & Homburg J. A. (2016): Historical highlights in American soil science – Prehistory to the 1970s. *CATENA* 146: 111–127. DOI: 10.1016/j.catena.2015.10.003
- Brevik E. C., Pereg L., Steffan J. J. & Burgess L. C. (2018): Soil ecosystem services and human health. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 5: 87–92. DOI: 10.1016/j.coesh.2018.07.003
- Brevik E. C., Slaughter L., Singh B. R., Steffan J. J., Collier D., Barnhart P. & Pereira P. (2020): Soil and Human Health: Current Status and Future Needs. *Air, Soil and Water Research* 13: 1–23. DOI: 10.1177/1178622120934441
- Briones M. J. I. & Schmidt O. (2017): Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. *Global Change Biology* 23 (10): 4396–4419. DOI: 10.1111/gcb.13744
- Brites D., Brena C., Ebert D. & Du Pasquier L. (2013): More than one way to produce protein diversity: Duplication and limited alternative splicing of an adhesion molecule gene in Basal arthropods. *Evolution* 67 (10): 2999–3011. DOI: 10.1111/evo.12179
- Broll G. (2010): Politische Weichenstellungen. Der Weg nach Brüssel ist lang. In: *Peak Soil. Die unterschätzte Krise der Böden. politische ökologie* 01-2010. oekom verlag: 22–24
- Brooker S., Clements A. C. A. & Bundy D. A. P. (2006): Global Epidemiology, Ecology and Control of Soil-Transmitted Helminth Infections. In: S. I. Hay, A. Graham & D. J. Rogers (Hrsg.): *Advances in Parasitology. Global Mapping of Infectious Diseases: Methods, Examples and Emerging Applications*. Academic Press: 221–261
- Brooks D. R., Bajer J. E., Clark S. J., Monteith D. T., Andrews C., Corbett S. J., Beaumont D. A. & Chapman J. W. (2012): Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49 (5): 1009–1019. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2012.02194.x
- Brosowski A., Thrän D., Mantau U., Mahro B., Erdmann G., Adler P., Stinner W., Reinhold G., Hering T. & Blanke C. (2016): A review of biomass potential and current utilisation – Status quo for 93 biogenic wastes and residues in Germany. *Biomass and Bioenergy* 95: 257–272. DOI: 10.1016/j.biombioe.2016.10.017
- Brundrett M. C. & Tedersoo L. (2018): Evolutionary history of mycorrhizal symbioses and global host plant diversity. *New Phytologist* 220 (4): 1108–1115. DOI: 10.1111/nph.14976
- Brunet J. & Isacson G. (2009): Influence of snag characteristics on saproxylic beetle assemblages in a south Swedish beech forest. *Journal of Insect Conservation* 13 (5): 515–528. DOI: 10.1007/s10841-008-9200-3
- Brunet J., Fritz Ö. & Richnau G. (2010): Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bulletins* (53): 77–94
- Buchholz S. (2016): Natural peat bog remnants promote distinct spider assemblages and habitat specific traits. *Ecological Indicators* 60: 774–780. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.08.025
- Buchholz S., Hannig K., Möller M. & Schirmel J. (2018): Reducing management intensity and isolation as promising tools to enhance ground-dwelling arthropod diversity in urban grasslands. *Urban Ecosystems* 21 (6): 1139–1149. DOI: 10.1007/s11252-018-0786-2
- BUND – Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, Auenzentrum Burg Lenzen e.V. (2023): Warum wir mehr Auenwald brauchen. Erkenntnisse und Empfehlungen des MediAN-Projektes im UNESCO-Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe. 28 S.
- Burkhard B., Guerra C. A. & Davíðsdóttir B. (2019): Discussion paper 3: Soil retention (regulating) ecosystem services. Paper submitted to the Expert Meeting on Advancing the Measurement of Ecosystem Services for Ecosystem Accounting, New York, 22–24 January 2019 and subsequently revised. Version of 15 April 2019. 23
- Burmeister J., Parzefall S., Wiesmeier M., Ebertseder F., Henkelmann G., Walter R. & Fritz M. (2020): Gärrestversuch

- Bayern. Prüfung der langfristigen Nachhaltigkeit der Nutzungspfade Biogas und BtL. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe. Straubing. 240 S.
- Burri K., Gromke C. & Graf F. (2013): Mycorrhizal Fungi Protect the Soil from Wind Erosion: A Wind Tunnel Study. *Land Degradation & Development* 24 (4): 385–392. DOI: 10.1002/ldr.1136
- BvBoden – Bundesverband Boden e. V. (2023): Bundesverband Boden e. V. <https://www.bvboden.de/> (aufgerufen am 09.08.2023)
- BVL – Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2014): Empfehlung der ZKBS zur Risikobewertung von Meloidogyne chitwoodi als Spender- oder Empfängerorganismus gemäß § 5 Absatz 1 GenTSV. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit. 2 S.
- Byrnes J. E. K., Gamfeldt L., Isbell F., Lefcheck J. S., Griffin J. N., Hector A., Cardinale B. J., Hooper D. U., Dee L. E. & Emmett Duffy J. (2014): Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: challenges and solutions. *Methods in Ecology and Evolution* 5 (2): 111–124. DOI: 10.1111/2041-210X.12143
- Canadell J. G., Monteiro P. M. S., Costa M. H., Cunha L. C. D., Cox P. M., Eliseev A. V., Henson S., Ishii M., Jaccard S., Koven C., Lohila A., Patra P. K., Piao S., Syampungani S., Zaehle S. et al. (2021): Global Carbon and other Biogeochemical Cycles and Feedbacks. In: IPCC AR6 WGI, Final Government Distribution: chapter 5
- van Capelle C., Schrader S. & Brunotte J. (2012a): Bodenbearbeitung steuert phytopathogene Bodenorganismen und ihre Antagonisten. *Bodenschutz* (4): 6. DOI: 10.37307/j.1868-7741.2012.04.06
- van Capelle C., Schrader S. & Brunotte J. (2012b): Tillage-induced changes in the functional diversity of soil biota – A review with a focus on German data. *European Journal of Soil Biology* 50 (NA): 165–181. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2012.02.005
- Cardinale B. J., Matulich K. L., Hooper D. U., Byrnes J. E., Duffy E., Gamfeldt L., Balvanera P., O'Connor M. I. & Gonzalez A. (2011): The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany* 98 (3): 572–592. DOI: 10.3732/ajb.1000364
- Cardinale B. J., Duffy J. E., Gonzalez A., Hooper D. U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G. M., Tilman D., Wardle D. A., Kinzig A. P., Daily G. C., Loreau M., Grace J. B., Larigauderie A. et al. (2012): Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486 (7401): 59–67. DOI: 10.1038/nature11148
- Caruso T., Taormina M. & Migliorini M. (2012): Relative role of deterministic and stochastic determinants of soil animal community: a spatially explicit analysis of oribatid mites. *Journal of Animal Ecology* 81 (1): 214–221. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2011.01886.x
- Carvalho L. G., Bartomeus I., Rollin O., Timóteo S. & Tinoco C. F. (2021): The role of soils on pollination and seed dispersal. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 376 (1834): 20200171. DOI: 10.1098/rstb.2020.0171
- Cesarz S., Fender A.-C., Beyer F., Valtanen K., Pfeiffer B., Gansert D., Hertel D., Polle A., Daniel R., Leuschner C. & Scheu S. (2013): Roots from beech (*Fagus sylvatica* L.) and ash (*Fraxinus excelsior* L.) differentially affect soil microorganisms and carbon dynamics. *Soil Biology and Biochemistry* 61: 23–32. DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.02.003
- Cesarz S., Ciobanu M., Wright A. J., Ebeling A., Vogel A., Weisser W. W. & Eisenhauer N. (2017): Plant species richness sustains higher trophic levels of soil nematode communities after consecutive environmental perturbations. *Oecologia* 184 (3): 715–728. DOI: 10.1007/s00442-017-3893-5
- Chase J. & Knight T. (2013): Scale-dependent effect sizes of ecological drivers on biodiversity: Why standardised sampling is not enough. *Ecology Letters* 16: DOI: 10.1111/ele.12112
- Chen Q., Long C., Chen J. & Cheng X. (2021): Differential response of soil CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O emissions to edaphic properties and microbial attributes following afforestation in central China. *Global Change Biology* 27 (21): 5657–5669. DOI: 10.1111/gcb.15826
- Cho S. M., Kang B. R., Han S. H., Anderson A. J., Park J.-Y., Lee Y.-H., Cho B. H., Yang K.-Y., Ryu C.-M. & Kim Y. C. (2008): 2 R,3 R-Butanediol, a Bacterial Volatile Produced by *Pseudomonas chlororaphis* O6, Is Involved in Induction of Systemic Tolerance to Drought in *Arabidopsis thaliana*. *Molecular Plant-Microbe Interactions* 21 (8): 1067–1075. DOI: 10.1094/MPMI-21-8-1067
- Chollet S., Brabant C., Tessier S. & Jung V. (2018): From urban lawns to urban meadows: Reduction of mowing frequency increases plant taxonomic, functional and phylogenetic diversity. *Landscape and Urban Planning* 180: 121–124. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2018.08.009
- Chowdhury S. P., Babin D., Sandmann M., Jacquiod S., Sommermann L., Sørensen S. J., Fliessbach A., Mäder P., Geistlinger J., Smalla K., Rothballer M. & Grosch R. (2019): Effect of long-term organic and mineral fertilization strategies on rhizosphere microbiota assemblage and performance of lettuce. *Environmental Microbiology* 21 (7): 2426–2439. DOI: 10.1111/1462-2920.14631
- Christmann S. (2022): Regard and protect ground-nesting pollinators as part of soil biodiversity. *Ecological Applications* 32 (3): e2564. DOI: 10.1002/eap.2564
- Clatworthy J., Hinds J. & M. Camic P. (2013): Gardening as a mental health intervention: a review. *Mental Health Review Journal* 18 (4): 214–225. DOI: 10.1108/MHRJ-02-2013-0007
- Comerford N. B., Franzluebbers A. J., Stromberger M. E., Morris L., Markewitz D. & Moore R. (2013): Assessment and Evaluation of Soil Ecosystem Services. *Soil Horizons* 54 (3): 1–14. DOI: 10.2136/sh12-10-0028
- Compant S., Duffy B., Nowak J., Clément C. & Barka E. A. (2005): Use of Plant Growth-Promoting Bacteria for Biocontrol of Plant Diseases: Principles, Mechanisms of Action, and Future Prospects. *Applied and Environmental Microbiology* 71 (9): 4951–4959. DOI: 10.1128/AEM.71.9.4951-4959.2005
- Conthe M., Wittorf L., Kuenen J. G., Kleerebezem R., van Loosdrecht M. C. M. & Hallin S. (2018): Life on N<sub>2</sub>O: deci-

- phering the ecophysiology of N<sub>2</sub>O respiring bacterial communities in a continuous culture. *The ISME Journal* 12 (4): 1142–1153. DOI: 10.1038/s41396-018-0063-7
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R. V., Paruelo J., Raskin R. G., Sutton P. & van den Belt M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387 (6630): 253–260. DOI: 10.1038/387253a0
- Craig J. M., Logan A. C. & Prescott S. L. (2016): Natural environments, nature relatedness and the ecological theater: connecting satellites and sequencing to shinrin-yoku. *Journal of Physiological Anthropology* 35 (1): 1–10. DOI: 10.1186/s40101-016-0083-9
- Creamer R. E., Hannula S. E., Leeuwen J. P. V., Stone D., Rutgers M., Schmelz R. M., Ruiter P. C. de, Hendriksen N. B., Bolger T., Bouffaud M. L., Buee M., Carvalho F., Costa D., Dirilgen T., Francisco R. et al. (2016): Ecological network analysis reveals the inter-connection between soil biodiversity and ecosystem function as affected by land use across Europe. *Applied Soil Ecology* 97: 112–124. DOI: 10.1016/j.apsoil.2015.08.006
- Creamer R. E., Barel J. M., Bongiorno G. & Zwetsloot M. J. (2022): The life of soils: Integrating the who and how of multifunctionality. *Soil Biology and Biochemistry* 166: 108561. DOI: 10.1016/j.soilbio.2022.108561
- Crowder D. W. & Jabbour R. (2014): Relationships between biodiversity and biological control in agroecosystems: Current status and future challenges. *Biological Control* 75: 8–17. DOI: 10.1016/j.biocontrol.2013.10.010
- Crowther T. W., Todd-Brown K. E. O., Rowe C. W., Wieder W. R., Carey J. C., Machmuller M. B., Snoek B. L., Fang S., Zhou G., Allison S. D., Blair J. M., Bridgman S. D., Burton A. J., Carrillo Y., Reich P. B. et al. (2016): Quantifying global soil carbon losses in response to warming. *Nature* 540 (7631): 104–108. DOI: 10.1038/nature20150
- Crowther T. W., van den Hoogen J., Wan J., Mayes M. A., Keiser A. D., Mo L., Averill C. & Maynard D. S. (2019): The global soil community and its influence on biogeochemistry. *Science* 365 (6455): eaav0550. DOI: 10.1126/science.aav0550
- Curry J. P. & Schmidt O. (2006): Long-term establishment of earthworm populations in grassland on reclaimed industrial cutaway peatland in Ireland. *Suoseura – Finnish Peatland Society* 57 (3): 65–70
- Daghighi E., Koehler H., Kesel R. & Filser J. (2017): Long-term succession of Collembola communities in relation to climate change and vegetation. *Pedobiologia* 64: 25–38. DOI: 10.1016/j.pedobi.2017.06.001
- Dahlke J. (2021): Distribution and data of earthworm diversity in Germany. Universität Leipzig. Leipzig
- Dangi A. K., Sharma B., Hill R. T. & Shukla P. (2019): Bioremediation through microbes: systems biology and metabolic engineering approach. *Critical Reviews in Biotechnology* 39 (1): 79–98. DOI: 10.1080/07388551.2018.1500997
- Dangles O. & Casas J. (2019): Ecosystem services provided by insects for achieving sustainable development goals. *Ecosystem Services* 35: 109–115. DOI: 10.1016/j.ecoser.2018.12.002
- David J.-F. (2009): Ecology of millipedes (Diplopoda) in the context of global change Jean-François. *Soil Organisms* 81 (3): 719–719
- David T. I., Storkey J. & Stevens C. J. (2019): Understanding how changing soil nitrogen affects plant – pollinator interactions. *Arthropod-Plant Interactions* 13 (5): 671–684. DOI: 10.1007/s11829-019-09714-y
- Dawson W., Hör J., Egert M., van Kleunen M. & Pester M. (2017): A Small Number of Low-abundance Bacteria Dominate Plant Species-specific Responses during Rhizosphere Colonization. *Frontiers in Microbiology* 8. DOI: 10.3389/fmicb.2017.00975
- Dawud S. M., Raulund-Rasmussen K., Ratcliffe S., Domisch T., Finér L., Joly F., Hättenschwiler S. & Vesterdal L. (2017): Tree species functional group is a more important driver of soil properties than tree species diversity across major European forest types. R. Ostertag (Hrsg.): *Functional Ecology* 31 (5): 1153–1162. DOI: 10.1111/1365-2435.12821
- De Corato U. (2020): Disease-suppressive compost enhances natural soil suppressiveness against soil-borne plant pathogens: A critical review. *Rhizosphere* 13: 100192. DOI: 10.1016/j.rhisph.2020.100192
- De Goede R. G. M., Brussaard L. & Akkermans A. D. L. (2003): On-farm impact of cattle slurry manure management on biological soil quality. *NJAS – Wageningen Journal of Life Sciences* 51 (1): 103–133. DOI: 10.1016/S1573-5214(03)80029-5
- Decaëns T., Jiménez J. J., Gioia C., Measey G. J. & Lavelle P. (2006): The values of soil animals for conservation biology. *European Journal of Soil Biology* 42 (NA): S23–S38. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2006.07.001
- Decker P., Voigtländer K., Spelda J., Reip H. S. & Lindner N. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der gefährdeten Hundertfüßer (Myriapoda: Chilopoda) Deutschlands. In: H. Gruttke, S. Balzer, M. Binot-Hafke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). Naturschutz und Biologische Vielfalt. Bundesamt für Naturschutz. Münster: 327–346*
- Decker P., Wesenberg J. & Xylander W. E. R. (2019): Bodentierhoch4. Mit dem Smartphone in den Boden abtauchen. *Natur Forschung Museum* 149 (7–9): 119–122
- Del Toro I., Ribbons R. R. & Pelini S. L. (2012): The little things that run the world revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 17: 133–146
- Delgado-Baquerizo M., Maestre F. T., Reich P. B., Trivedi P., Osanai Y., Liu Y.-R., Hamonts K., Jeffries T. C. & Singh B. K. (2016): Carbon content and climate variability drive global soil bacterial diversity patterns. *Ecological Monographs* 86 (3): 373–390. DOI: 10.1002/ecm.1216
- Delgado-Baquerizo M., Reich P. B., Trivedi C., Eldridge D. J., Abades S., Alfaro F. D., Bastida F., Berhe A. A., Cutler N. A., Gallardo A., García-Velázquez L., Hart S. C., Hayes P. E., He J.-Z., Hseu Z.-Y. et al. (2020): Multiple elements of soil biodiversity drive ecosystem functions across biomes. *Nature Ecology & Evolution* 4 (2): 210–220. DOI: 10.1038/s41559-019-1084-y

- Delgado-Baquerizo M., Eldridge D. J., Liu Y.-R., Sokoya B., Wang J.-T., Hu H.-W., He J.-Z., Bastida F., Moreno J. L., Bamigboye A. R., Blanco-Pastor J. L., Cano-Díaz C., Illán J. G., Makhalanyane T. P., Siebe C. et al. (2021): Global homogenization of the structure and function in the soil microbiome of urban greenspaces. *Science Advances* 7 (28): eabg5809. DOI: 10.1126/sciadv.abg5809
- Denton J. S. & Beebe T. J. C. (1994): The basis of niche separation during terrestrial life between two species of toad (*Bufo bufo* and *Bufo calamita*): competition or specialisation? *Oecologia* 97 (3): 390–398. DOI: 10.1007/BF00317330
- van Der Heijden M. G. A., Bardgett R. D. & Van Straalen N. M. (2008): The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 11 (3): 296–310. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2007.01139.x
- Deubel A., Hofmann B. & Orzessek D. (2011): Long-term effects of tillage on stratification and plant availability of phosphate and potassium in a loess chernozem. *Soil and Tillage Research* 117: 85–92. DOI: 10.1016/j.still.2011.09.001
- Deutscher Bundestag (2020): Gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft. Ausarbeitung WD 5-3000-020/20
- DGfM (2019): Die Positivliste der Speisepilze
- Dias T., Dukes A. & Antunes P. M. (2015): Accounting for soil biotic effects on soil health and crop productivity in the design of crop rotations. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 95 (3): 447–454. DOI: 10.1002/jsfa.6565
- Dijk T., Janssen M., Stassen E., Vankerkhoven F., Mechelen C., Beenaerts N., Jacobs J. & Artois T. (2023): Comparing arthropod communities on two types of extensive green roofs. DOI: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2530171/v1>
- van Dijk J., Didden W. A. M., Kuenen F., van Bodegom P. M., Verhoef H. A. & Aerts R. (2009): Can differences in soil community composition after peat meadow restoration lead to different decomposition and mineralization rates? *Soil Biology and Biochemistry* 41 (8): 1717–1725. DOI: 10.1016/j.soilbio.2009.05.016
- Dijkstra F. A., Blumenthal D., Morgan J. A., Pendall E., Carrillo Y. & Follett R. F. (2010): Contrasting effects of elevated CO<sub>2</sub> and warming on nitrogen cycling in a semi-arid grassland. *New Phytologist* 187 (2): 426–437. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2010.03293.x
- Dilly O., Gnaß A. & Pfeiffer E.-M. (2005): Humus accumulation and microbial activities in calcari-epigleyic fluvisols under grassland and forest diked in for 30 years. *Soil Biology and Biochemistry* 37 (11): 2163–2166. DOI: 10.1016/j.soilbio.2005.03.014
- Dimal M. O. R. & Jetten V. (2020): Analyzing preference heterogeneity for soil amenity improvements using discrete choice experiment. *Environment, Development and Sustainability* 22 (2): 1323–1351. DOI: 10.1007/s10668-018-0250-8
- Ditterich F., Poll C., Pagel H., Babin D., Smalla K., Horn M. A., Streck T. & Kandeler E. (2013): Succession of bacterial and fungal 4-chloro-2-methylphenoxyacetic acid degraders at the soil – litter interface. *FEMS Microbiology Ecology* 86 (1): 85–100. DOI: 10.1111/1574-6941.12131
- Dlussky G. M. & Wedmann S. (2012): The poneromorph ants (Hymenoptera, Formicidae: Amblyoponinae, Ectatomminae, Ponerinae) of Grube Messel, Germany: high biodiversity in the Eocene. *Journal of Systematic Palaeontology* 10 (4): 725–753. DOI: 10.1080/14772019.2011.628341
- Dominati E., Patterson M. & Mackay A. (2010): A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics* 69 (9): 1858–1868. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2010.05.002
- Dörfelt H., Ruske E. & Kästner A. (2022): Pilze heute und früher. In: H. Dörfelt, E. Ruske & A. Kästner (Hrsg.): *Die Welt der Pilze*. Springer. Berlin, Heidelberg: 1–13
- Drenckhahn D., Arneth A., Filser J., Haberl H., Hansjürgens B., Herrmann B., Homeier J., Leuschner C., Mosbrugger V., Reusch T. B. H., Schäffer A., Scherer-Lorenzen M. & Tockner K. (2020): Globale Biodiversität in der Krise. Was können Deutschland und die EU dagegen tun? = Global biodiversity in crisis: what can Germany and the EU do about it? H. Steinicke (Hrsg.): *Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina e. V. – Nationale Akademie der Wissenschaften*. Halle (Saale). 38 S.
- Düker C. (2003): Untersuchungen zur Enchytraeidenfauna (Oligochaeta, Annelida) ausgewählter Altersstadien forstlich rekultivierter Kippenstandorte im Lausitzer Braunkohlerevier. *Brandenburgische Techn. Univ. Cottbus*. 170 S.
- Dunger W. (2008): *Tiere im Boden*. 4. Aufl. Die Neue Brehm-Bücherei. 290 S.
- Dunger W., Wanner M., Hauser H., Hohberg K., Schulz H.-J., Schwalbe T., Seifert B., Vogel J., Voigtländer K., Zimdars B. & Zulka K. P. (2001): Development of soil fauna at mine sites during 46 years after afforestation. *Pedobiologia* 45 (3): 243–271. DOI: 10.1078/0031-4056-00083
- Duque T., Nuriyev R., Römbke J., Schäfer R. B. & Entling M. H. (2023): Variation in the Chemical Sensitivity of Earthworms from Field Populations to Imidacloprid and Copper. *Environmental Toxicology and Chemistry* 42 (4): 939–947. DOI: 10.1002/etc.5589
- Ebeling A., Meyer S. T., Abbas M., Eisenhauer N., Hillebrand H., Lange M., Scherber C., Vogel A., Weigelt A. & Weisser W. W. (2014): Plant Diversity Impacts Decomposition and Herbivory via Changes in Aboveground Arthropods. *M. Moora (Hrsg.): PLoS ONE* 9 (9): e106529. DOI: 10.1371/journal.pone.0106529
- EC – European Commission (2020): Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the regions – A Farm to Fork Strategy for a fair, healthy and environmentally-friendly food system
- EC – European Commission (2021): Communication from the Commission to the European Parliament and the Council – Sustainable Carbon Cycles. 23 S.
- EC – European Commission (2023): Richtlinie über Bodenüberwachung und -resilienz. European Commission. [https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/qanda\\_23\\_3637](https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/qanda_23_3637) (aufgerufen am 08.12.2023)
- Edlinger A., Garland G., Hartman K., Banerjee S., Degrunge F., García-Palacios P., Hallin S., Valzano-Held A., Herzog C., Jansa J., Kost E., Maestre F. T., Pescador D. S., Philippot L., Rillig M. C. et al. (2022): Agricultural management and pesticide use reduce the functioning of beneficial plant

- symbionts. *Nature Ecology & Evolution* 6 (8): 1145–1154. DOI: 10.1038/s41559-022-01799-8
- Edwards C. A. & Lofty J. R. (1982): Nitrogenous fertilizers and earthworm populations in agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry* 14 (5): 515–521. DOI: 10.1016/0038-0717(82)90112-2
- EEA Report (2022): Soil monitoring in Europa – Indicators and thresholds for soil health assessments. European Environment Agency. 186 S.
- van Eekeren N., Jongejans E., van Agtmaal M., Guo Y., van der Velden M., Versteeg C. & Siepel H. (2022): Microarthropod communities and their ecosystem services restore when permanent grassland with mowing or low-intensity grazing is installed. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 323: 107682. DOI: 10.1016/j.agee.2021.107682
- EFRAG (2022): 2022 Annual Review – Thought leadership, transparency and public accountability. EFRAG. 74 S.
- Egerer M. & Philpott S. M. (2022): ›Tidy‹ and ›messy‹ management alters natural enemy communities and pest control in urban agroecosystems. *PLOS ONE* 17 (9): e0274122. DOI: 10.1371/journal.pone.0274122
- Ehrmann O. (1996): Regenwürmer in einigen südwestdeutschen Agrarlandschaften. Vorkommen, Entwicklung bei Nutzungsänderungen und Auswirkungen auf das Bodengefüge. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* Heft 35: 135
- Ehrmann S., Ruyts S. C., Scherer-Lorenzen M., Bauhus J., Brunet J., Cousins S. A. O., Deconchat M., Decocq G., De Frenne P., De Smedt P., Diekmann M., Gallet-Moron E., Gärtner S., Hansen K., Kolb A. et al. (2018): Habitat properties are key drivers of *Borrelia burgdorferi* (s.l.) prevalence in *Ixodes ricinus* populations of deciduous forest fragments. *Parasites & Vectors* 11 (1): 23. DOI: 10.1186/s13071-017-2590-x
- Eichenberg D., Bowler D. E., Bonn A., Bruelheide H., Gresscho V., Harter D., Jandt U., May R., Winter M. & Jansen F. (2021): Widespread decline in Central European plant diversity across six decades. *Global Change Biology* 27 (5): 1097–1110. DOI: 10.1111/gcb.15447
- Eisenhauer N. (2010): The action of an animal ecosystem engineer: Identification of the main mechanisms of earthworm impacts on soil microarthropods. *Pedobiologia* 53 (6): 343–352. DOI: 10.1016/j.pedobi.2010.04.003
- Eisenhauer N. (2016): Plant diversity effects on soil microorganisms: Spatial and temporal heterogeneity of plant inputs increase soil biodiversity. *Pedobiologia* 59 (4): 175–177. DOI: 10.1016/j.pedobi.2016.04.004
- Eisenhauer N., Reich P. B. & Isbell F. (2012): Decomposer diversity and identity influence plant diversity effects on ecosystem functioning. *Ecology* 93 (10): 2227–2240. DOI: 10.1890/11-2266.1
- Eisenhauer N., Milcu A., Sabais A. C. W., Bessler H., Weigelt A., Engels C. & Scheu S. (2009): Plant community impacts on the structure of earthworm communities depend on season and change with time. *Soil Biology and Biochemistry* 41 (12): 2430–2443. DOI: 10.1016/j.soilbio.2009.09.001
- Eisenhauer N., Bessler H., Engels C., Gleixner G., Habekost M., Milcu A., Partsch S., Sabais A. C. W., Scherber C., Steinbeiss S., Weigelt A., Weisser W. W. & Scheu S. (2010): Plant diversity effects on soil microorganisms support the singular hypothesis. *Ecology* 91 (2): 485–496. DOI: 10.1890/08-2338.1
- Eisenhauer N., Migunova V. D., Ackermann M., Ruess L. & Scheu S. (2011a): Changes in Plant Species Richness Induce Functional Shifts in Soil Nematode Communities in Experimental Grassland. *PLOS ONE* 6 (9): e24087. DOI: 10.1371/journal.pone.0024087
- Eisenhauer N., Milcu A., Sabais A. C. W., Bessler H., Brenner J., Engels C., Klarner B., Maraun M., Partsch S., Roscher C., Schonert F., Temperton V. M., Thomisch K., Weigelt A., Weisser W. W. et al. (2011b): Plant Diversity Surpasses Plant Functional Groups and Plant Productivity as Driver of Soil Biota in the Long Term. *PLOS ONE* 6 (1): e16055. DOI: 10.1371/journal.pone.0016055
- Eisenhauer N., Lanoue A., Strecker T., Scheu S., Steinauer K., Thakur M. P. & Mommer L. (2017): Root biomass and exudates link plant diversity with soil bacterial and fungal biomass. *Scientific Reports* 7 (1): 44641. DOI: 10.1038/srep44641
- Eisenhauer N., Hines J., Maestre F. T. & Rillig M. C. (2023): Reconsidering functional redundancy in biodiversity research. *npj Biodiversity* 2 (1): 1–4. DOI: 10.1038/s44185-023-00015-5
- Elmer M., Gerwin W., Schaaf W., Zaplata M. K., Hohberg K., Nenov R., Bens O. & Hüttel R. F. (2013): Dynamics of initial ecosystem development at the artificial catchment Chicken Creek, Lusatia, Germany. *Environmental Earth Sciences* 69 (2): 491–505. DOI: 10.1007/s12665-013-2330-2
- van Elsas J. D., Chiurazzi M., Mallon C. A., Elhottová D., Křišťůfek V. & Salles J. F. (2012): Microbial diversity determines the invasion of soil by a bacterial pathogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109 (4): 1159–1164. DOI: 10.1073/pnas.1109326109
- Emsens W.-J., van Diggelen R., Aggenbach C. J. S., Cajthaml T., Frouz J., Klimkowska A., Kotowski W., Kozub L., Liczner Y., Seeber E., Silvennoinen H., Tanneberger F., Vicena J., Wilk M. & Verbruggen E. (2020): Recovery of fen peatland microbiomes and predicted functional profiles after rewetting. *The ISME Journal* 14 (7): 1701–1712. DOI: 10.1038/s41396-020-0639-x
- Engel M. S., Ceriaco L. M. P., Daniel G. M., Dellapé P. M., Löbl I., Marinov M., Reis R. E., Young M. T., Dubois A., Agarwal I., Lehmann A. P., Alvarado M., Alvarez N., Andreone F., Araujo-Vieira K. et al. (2021): The taxonomic impediment: a shortage of taxonomists, not the lack of technical approaches. *Zoological Journal of the Linnean Society* 193 (2): 381–387. DOI: 10.1093/zoolinnean/zlab072
- Erfanzadeh R., Garbutt A., Pétilion J., Maelfait J.-P. & Hoffmann M. (2010): Factors affecting the success of early salt-marsh colonizers: seed availability rather than site suitability and dispersal traits. *Plant Ecology* 206 (2): 335–347. DOI: 10.1007/s11258-009-9646-8
- Erktan A., Or D. & Scheu S. (2020): The physical structure of soil: Determinant and consequence of trophic interactions. *Soil Biology and Biochemistry* 148: 107876. DOI: 10.1016/j.soilbio.2020.107876
- Escher J., Hohberg K., Decker P. & Lehmitz R. (2022): Ecology, genetics and distribution of *Punctoribates zachvatkini*, an oribatid mite so far overlooked in Germany. Ex-

- perimental and Applied Acarology 87 (4): 289–307. DOI: 10.1007/s10493-022-00738-3
- Escudero-Martinez C. & Bulgarelli D. (2023): Engineering the Crop Microbiota Through Host Genetics. Annual Review of Phytopathology 61 (1): null. DOI: 10.1146/annurev-phyto-021621-121447
- Esperschütz J., Gättinger A., Mäder P., Schloter M. & Fließbach A. (2007): Response of soil microbial biomass and community structures to conventional and organic farming systems under identical crop rotations. FEMS Microbiology Ecology 61 (1): 26–37. DOI: 10.1111/j.1574-6941.2007.00318.x
- EU Life Projekt Schreiadler (2023): life Schreiadler. <https://www.lifeschreiadler.de/> (aufgerufen am 11.08.2023)
- Ewald M., Glavatska O. & Ruess L. (2020): Effects of resource manipulation on nematode community structure and metabolic footprints in an arable soil across time and depth. Nematology 22 (9): 1025–1043. DOI: 10.1163/15685411-bja10009
- Ewald M., Rusch D., Rißmann C., Trost B., Theuerl S. & Ruess L. (2022): Effects of irrigation and fertilization practice on soil nematode communities in arable land. Applied Soil Ecology 177 (NA): 104546. DOI: 10.1016/j.apsoil.2022.104546
- Falandysz J. & Borovička J. (2013): Macro and trace mineral constituents and radionuclides in mushrooms: health benefits and risks. Applied Microbiology and Biotechnology 97 (2): 477–501. DOI: 10.1007/s00253-012-4552-8
- Falloon P., Powlson D. & Smith P. (2006): Managing field margins for biodiversity and carbon sequestration: a Great Britain case study. Soil Use and Management 20 (2): 240–247. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2004.tb00364.x
- FAO (2023): The State of Food and Agriculture 2023: Revealing the true cost of food to transform agrifood systems. FAO. Rome, Italy. 150 S.
- FAO, ITPS, GSBI, CBD & EC (2020): State of knowledge of soil biodiversity – Status, challenges and potentialities, Report 2020. FAO. Rome, Italy. 618 S.
- Feller C., Landa E. R., Toland A. & Wessolek G. (2015): Case studies of soil in art. Soil 1 (2): 543–559. DOI: 10.5194/soil-1-543-2015
- Ferber K. (2021): Kommunale Instrumente gegen Schottergärten. Natur und Recht 43 (6): 370–378. DOI: 10.1007/s10357-021-3850-2
- Fernandez M., Huber D., Basnyat P. & Zentner R. (2008): Impact of agronomic practices on populations of Fusarium and other fungi in cereal and noncereal crop residues on the Canadian Prairies. Soil and Tillage Research 100 (1–2): 60–71. DOI: 10.1016/j.still.2008.04.008
- Fernandez-Gnecco G., Covacevich F., Consolo V.F., Behr J.H., Sommermann L., Moradtab N., Maccario L., Sørensen S.J., Deubel A., Schellenberg I., Geistlinger J., Neumann G., Grosch R., Smalla K. & Babin D. (2022): Effect of Long-Term Agricultural Management on the Soil Microbiota Influenced by the Time of Soil Sampling. Frontiers in Soil Science 2: 1–16. DOI: 10.3389/fsoil.2022.837508
- Ferris H. (2010): Form and function: Metabolic footprints of nematodes in the soil food web. European Journal of Soil Biology 46 (2): 97–104. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2010.01.003
- Ferris H. & Tuomisto H. (2015): Unearthing the role of biological diversity in soil health. Soil Biology and Biochemistry 85: 101–109. DOI: 10.1016/j.soilbio.2015.02.037
- Ferris H., Bongers T. & de Goede R. G. M. (2001): A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. Applied Soil Ecology 18 (1): 13–29. DOI: 10.1016/S0929-1393(01)00152-4
- Filser J. (1992): Dynamik der Collembolengesellschaften als Indikatoren für bewirtschaftungsbedingte Bodenbelastungen. Hopfenböden als Beispiel. Ludwig-Maximilians-Universität München. München
- Filser J. (1993): Die Bodenmesofauna unter der landwirtschaftlichen Intensivkultur Hopfen. Anpassung an bewirtschaftungsbedingte Bodenbelastungen? Inf. Natursch. Landschaftspfl. 6: 368–386
- Filser J. (1994): The effect of the systemic fungicide Aktuan on Collembola under field conditions. Acta Zoologica Fennica 195: 32–34
- Filser J. (1995a): The effect of green manure on the distribution of collembola in a permanent row crop. Biology and Fertility of Soils 19 (4): 303–308. DOI: 10.1007/BF00336099
- Filser J. (1995b): Collembola as indicators for long-term effects of intensive management. Acta Zoologica Fennica 196: 326–328
- Filser J. (2021): Intensive Landwirtschaft und Bodendegradation. In: J. L. Lozán, S.-W. Breckle, H. Graßl & D. Kasang (Hrsg.): Warnsignal Klima. Boden & Landnutzung. Hamburg: 291–297
- Filser J. & Fromm H. (1995): The vertical distribution of Collembola in an agricultural landscape. Polskie Pismo Entomologiczne 64 (1–4)
- Filser J., Dette A., Fromm H., Lang A., Mebes K.-H., Munch J. C., Nagel R., Winter K. & Beese F. (1999): Reactions of soil organisms to site-specific management: the first long-term study at the landscape scale. In: W. Windhorst & P. H. Enckell (Hrsg.): Proceedings of the conference »Sustainable Landuse Management – The Challenge of Ecosystem Protection«. Ecosys Suppl.: 139–147
- Filser J., Mebes K.-H., Winter K., Lang A. & Kampichler C. (2002): Long-term dynamics and interrelationships of soil Collembola and microorganisms in an arable landscape following land use change. Geoderma 105 (3): 201–221. DOI: 10.1016/S0016-7061(01)00104-5
- Filser J., Faber J. H., Tiunov A. V., Brussaard L., Frouz J., De Deyn G., Uvarov A. V., Berg M. P., Lavelle P., Loreau M., Wall D. H., Querner P., Eijsackers H. & Jiménez J. J. (2016): Soil fauna: key to new carbon models. Soil 2 (4): 565–582. DOI: 10.5194/soil-2-565-2016
- Finn D. R., Schroeder J., Samad M. S., Poeplau C. & Tebbe C. C. (2023): Importance of sample pre-treatments for the DNA-based characterization of microbiomes in cropland and forest soils. Soil Biology and Biochemistry 184: 109077. DOI: 10.1016/j.soilbio.2023.109077
- Fischer C., Leimer S., Roscher C., Ravenek J., Kroon H. de, Kreuztizer Y., Baade J., Beßler H., Eisenhauer N., Weigelt A., Mommer L., Lange M., Gleixner G., Wilcke W., Schröder B. et al. (2019): Plant species richness and functional groups have different effects on soil water content in a de-

- cade-long grassland experiment. *Journal of Ecology* 107 (1): 127–141. DOI: 10.1111/1365-2745.13046
- Fischer M., Bossdorf O., Gockel S., Hänsel F., Hemp A., Hesenmöller D., Korte G., Nieschulze J., Pfeiffer S., Prati D., Renner S., Schöning I., Schumacher U., Wells K., Buscot F. et al. (2010): Implementing large-scale and long-term functional biodiversity research: The Biodiversity Exploratories. *Basic and Applied Ecology* 11 (6): 473–485. DOI: 10.1016/j.baae.2010.07.009
- Fisher B. & Turner R. K. (2008): Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation* 141 (5): 1167–1169. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.02.019
- Fisher M. C., Henk D. A., Briggs C. J., Brownstein J. S., Madoff L. C., McCraw S. L. & Gurr S. J. (2012): Emerging fungal threats to animal, plant and ecosystem health. *Nature* 484 (7393): 186–194. DOI: 10.1038/nature10947
- Flechard C. R., Ambus P., Skiba U., Rees R. M., Hensen A., van Amstel A., Dasselaaar A. van den P., Soussana J.-F., Jones M., Clifton-Brown J., Raschi A., Horvath L., Neftel A., Jocher M., Ammann C. et al. (2007): Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121 (1): 135–152. DOI: 10.1016/j.agee.2006.12.024
- Fließbach A., Oberholzer H.-R., Gunst L. & Mäder P. (2007): Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118 (1–4): 273–284. DOI: 10.1016/j.agee.2006.05.022
- Floate K. D., Düring R.-A., Hanafi J., Jud P., Lahr J., Lumaret J.-P., Scheffczyk A., Tixier T., Wohde M., Römbke J., Sautot L. & Blanckenhorn W. U. (2016): Validation of a standard field test method in four countries to assess the toxicity of residues in dung of cattle treated with veterinary medicinal products. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35 (8): 1934–1946. DOI: 10.1002/etc.3154
- Foley J. A., DeFries R., Asner G. P., Barford C., Bonan G., Carpenter S. R., Chapin F. S., Coe M. T., Daily G. C., Gibbs H. K., Helkowski J. H., Holloway T., Howard E. A., Kucharik C. J., Monfreda C. et al. (2005): Global Consequences of Land Use. *Science* 309 (5734): 570–574. DOI: 10.1126/science.1111772
- Foo Y. Z., O’Dea R. E., Koricheva J., Nakagawa S. & Lagisz M. (2021): A practical guide to question formation, systematic searching and study screening for literature reviews in ecology and evolution. *Methods in Ecology and Evolution* 12 (9): 1705–1720. DOI: 10.1111/2041-210X.13654
- Frampton G. K. (1997): The potential of Collembola as indicators of pesticide usage: evidence and methods from the UK arable ecosystem. *Pedobiologia* 41 (1–3): 179–184
- Frampton G. K. (1998): The MAFF SCARAB project: seven years of pesticide side-effects research on arthropods. In: P. T. Haskell & P. McEwen (Hrsg.): *Ecotoxicology: Pesticides and beneficial organisms*. London: 292–300
- Franceschinis C., Liebe U., Thiene M., Meyerhoff J., Field D. & McBratney A. (2022): The effect of social and personal norms on stated preferences for multiple soil functions: evidence from Australia and Italy. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 66 (2): 335–362. DOI: 10.1111/1467-8489.12466
- Frankenberger Jr W. T. & Arshad M. (2001): Bioremediation of selenium-contaminated sediments and water. *BioFactors* 14 (1–4): 241–254. DOI: 10.1002/biof.5520140130
- Franz H. (1974): Die Geschichte der Bodenzoologie und ihre Einbeziehung in die bodenkundliche Forschung. *Geoderma* 12 (4): 299–309. DOI: 10.1016/0016-7061(74)90023-8
- Frene J. P., Faggioli V., Covelli J., Reyna D., Gabbarini L. A., Sobrero P., Ferrari A., Gutierrez M. & Wall L. G. (2022): Agriculture by Irrigation Modifies Microbial Communities and Soil Functions Associated With Enhancing C Uptake of a Steppe Semi-Arid Soil in Northern Patagonia. *Frontiers in Soil Science* 2: DOI: 10.3389/fsoil.2022.835849
- Friedlingstein P., Jones M. W., O’Sullivan M., Andrew R. M., Bakker D. C. E., Hauck J., Le Quééré C., Peters G. P., Peters W., Pongratz J., Sitch S., Canadell J. G., Ciais P., Jackson R. B., Alin S. R. et al. (2022): Global Carbon Budget 2021. *Earth System Science Data* 14 (4): 1917–2005. DOI: 10.5194/essd-14-1917-2022
- Fromm H. (1998): Räumliche und zeitliche Variabilität der Collembolenfauna und ihre Bedeutung für C- und N-Umsatz in einer Agrarlandschaft. *FAM-Bericht* 26. TU Cottbus
- Frouz J., Pizl V., Tajovský K. & Syrovatka O. (2010): The effect of pipe drainage on peat meadow soil: soil macrofauna. *Acta Universitatis Carolinae, Environmentalica* 1 (2): 91–107
- Fründ H.-C. (1996): Dachbegrünung als Lebensraum für Tiere? *Dach + Grün* 2: 92–96
- Fu L., Penton C. R., Ruan Y., Shen Z., Xue C., Li R. & Shen Q. (2017): Inducing the rhizosphere microbiome by biofertilizer application to suppress banana Fusarium wilt disease. *Soil Biology and Biochemistry* 104: 39–48. DOI: 10.1016/j.soilbio.2016.10.008
- Galka M., Tobolski K., Górska A. & Lamentowicz M. (2017): Resilience of plant and testate amoeba communities after climatic and anthropogenic disturbances in a Baltic bog in Northern Poland: Implications for ecological restoration. *The Holocene* 27 (1): 130–141. DOI: 10.1177/0959683616652704
- Ganault P., Nahmani J., Hättenschwiler S., Gillespie L. M., David J.-F., Henneron L., Iorio E., Mazzia C., Muys B., Pasquet A., Prada-Salcedo L. D., Wambsgans J. & Decaëns T. (2021): Relative importance of tree species richness, tree functional type, and microenvironment for soil macrofauna communities in European forests. *Oecologia* 196 (2): 455–468. DOI: 10.1007/s00442-021-04931-w
- García-Montero L. G., Valverde-Asenjo I., Grande-Ortiz M. A., Menta C. & Hernando I. (2013): Impact of earthworm casts on soil pH and calcium carbonate in black truffle burns. *Agroforestry Systems* 87 (4): 815–826. DOI: 10.1007/s10457-013-9598-9
- García-Palacios P., Maestre F. T., Kattge J. & Wall D. H. (2013): Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. *Ecology Letters* 16 (8): 1045–1053. DOI: 10.1111/ele.12137
- Garland G., Banerjee S., Edlinger A., Miranda Oliveira E., Herzog C., Wittwer R., Philippot L., Maestre F. T. & van der Heijden M. G. A. (2021): A closer look at the functions behind ecosystem multifunctionality: A review. *Journal of Ecology* 109 (2): 600–613. DOI: 10.1111/1365-2745.13511

- Gattinger A., Höfle M. G., Schloter M., Embacher A., Böhme F., Munch J. C. & Labrenz M. (2007): Traditional cattle manure application determines abundance, diversity and activity of methanogenic Archaea in arable European soil. *Environmental Microbiology* 9 (3): 612–624. DOI: 10.1111/j.1462-2920.2006.01181.x
- Gattinger A., Muller A., Haeni M., Skinner C., Fließbach A., Buchmann N., Mäder P., Stolze M., Smith P., Scialabba N. E.-H. & Niggli U. (2012): Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109 (44): 18226–18231. DOI: 10.1073/pnas.1209429109
- Gaudig G. & Krebs M. (2016): Torfmooskulturen als Ersatzlebensraum. *Biologie in unserer Zeit* 46 (4): 251–257. DOI: 10.1002/biuz.201610600
- Gaudig G., Brötzmann D., Brust K., Buchwald R., Daun C., Emmel M., Fritz C., Gebbe R., Jurasinski G., Käärnelahti S., Krebs M., Lüdtko M., Muster C., Prager A., Quadra G. R. et al. (2023): Torfmooskultivierung optimieren. Wassermanagement, Klimabilanz, Biodiversität & Produktentwicklung (OptiMOOS), Abschlussbericht des Verbundprojektes. 125 S.
- Gebhard U. (2020): Angst und Ekel vor Tieren. In: U. Gebhard (Hrsg.): *Kind und Natur. Die Bedeutung der Natur für die psychische Entwicklung*. Springer Fachmedien. Wiesbaden: 213–240
- Gebremikael M. T., Steel H., Buchan D., Bert W. & De Neve S. (2016): Nematodes enhance plant growth and nutrient uptake under C and N-rich conditions. *Scientific Reports* 6 (1): 32862. DOI: 10.1038/srep32862
- Geisen S., Wall D. H. & van der Putten W. H. (2019): Challenges and Opportunities for Soil Biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology* 29 (19): R1036–R1044. DOI: 10.1016/j.cub.2019.08.007
- Gentsch N., Boy J., Batalla J. D. K., Heuermann D., von Wirén N., Schwenecker D., Feuerstein U., Groß J., Bauer B., Reinhold-Hurek B., Hurek T., Céspedes F. C. & Guggenberger G. (2020): Catch crop diversity increases rhizosphere carbon input and soil microbial biomass. *Biology and Fertility of Soils* 56 (7): 943–957. DOI: 10.1007/s00374-020-01475-8
- Gerber N. N. & Lechevalier H. A. (1965): Geosmin, an Earthy-Smelling Substance Isolated from Actinomycetes. *Applied Microbiology* 13 (6): 935–938
- Gessner M. O., Swan C. M., Dang C. K., McKie B. G., Bardgett R. D., Wall D. H. & Hättenschwiler S. (2010): Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology & Evolution* 25 (6): 372–380. DOI: 10.1016/j.tree.2010.01.010
- van Gestel N., Shi Z., van Groenigen K. J., Osenberg C. W., Andresen L. C., Dukes J. S., Hovenden M. J., Luo Y., Michelsen A., Pendall E., Reich P. B., Schuur E. A. G. & Hungate B. A. (2018): Predicting soil carbon loss with warming. *Nature* 554 (7693): E4–E5. DOI: 10.1038/nature25745
- Gilling D. P., Beaumelle L., Phillips H. R. P., Cesarz S., Eisenhauer N., Ferlian O., Gottschall F., Guerra C., Hines J., Sendek A., Siebert J., Thakur M. P. & Barnes A. D. (2019): A niche for ecosystem multifunctionality in global change research. *Global Change Biology* 25 (3): 763–774. DOI: 10.1111/gcb.14528
- Giller P. S. (1996): The diversity of soil communities, the 'poor man's tropical rainforest'. *Biodiversity & Conservation* 5 (2): 135–168. DOI: 10.1007/BF00055827
- Gilliam F. S. (2007): The Ecological Significance of the Herbaceous Layer in Temperate Forest Ecosystems. *BioScience* 57 (10): 845–858. DOI: 10.1641/B571007
- Glante F. & Makeschin F. (2016): Die Ernte einfahren. Das »Internationale Jahr des Bodens 2015«. In: *Erdverbunden. Eine neue Politik für unsere Böden. politische ökologie* 03-2016. oekom verlag: 20–26.
- Goldmann K., Schröter K., Pena R., Schöning I., Schruppf M., Buscot F., Polle A. & Wubet T. (2016): Divergent habitat filtering of root and soil fungal communities in temperate beech forests. *Scientific Reports* 6 (1): 31439. DOI: 10.1038/srep31439
- Goldmann K., Boeddinghaus R. S., Klemmer S., Regan K. M., Heintz-Buschart A., Fischer M., Prati D., Piepho H.-P., Berner D., Marhan S., Kandeler E., Buscot F. & Wubet T. (2020): Unraveling spatiotemporal variability of arbuscular mycorrhizal fungi in a temperate grassland plot. *Environmental Microbiology* 22 (3): 873–888. DOI: 10.1111/1462-2920.14653
- Gorb S. N. & Gorb E. V. (2016): Insect-Inspired Architecture: Insects and Other Arthropods as a Source for Creative Design in Architecture. In: J. Knippers, K. G. Nickel & T. Speck (Hrsg.): *Biomimetic Research for Architecture and Building Construction: Biological Design and Integrative Structures. Biologically-Inspired Systems*. Springer International Publishing. Cham: 57–83
- Goulson D. (2013): Neonicotinoids and bees: What's all the buzz? *Significance* 10 (3): 6–11. DOI: 10.1111/j.1740-9713.2013.00658.x
- de Graaff M.-A., Adkins J., Kardol P. & Throop H. L. (2015): A meta-analysis of soil biodiversity impacts on the carbon cycle. *Soil* 1 (1): 257–271. DOI: 10.5194/soil-1-257-2015
- Graefe U. (1997): Bodenorganismen als Indikatoren des biologischen Bodenzustands. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 85: 687–690
- Graefe U., Römbke J. & Lehmitz R. (2019): Die Waldbindung der Regenwürmer (Lumbricidae) Deutschlands. In: W. H. O. Dorow, S. U. P. Blick & A. Schneider (Hrsg.): *Waldbindung ausgewählter Tiergruppen Deutschlands. Lumbricidae, Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones, Heteroptera, Coleoptera, Aculeata, Macrolepidoptera, Aves*. BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg: 17–25
- Graf M., Bredemeier B., Grobe A., Köbbing J. F., Lemmer M., Oestmann J., Rammes D., Reich M., Schmilewski G., Tiemeyer B. & Zoch L. (2017): Torfmooskultivierung auf Schwarztorf. Ein neues Forschungsprojekt in Niedersachsen. *TELMA. Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde* 47: 109–128. DOI: 10.23689/fid-geo-2936
- Greenwood K. L. & McKenzie B. M. (2001): Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 41 (8): 1231–1250. DOI: 10.1071/ea00102
- Grenni P., Gibello A., Barra Caracciolo A., Fajardo C., Nande M., Vargas R., Saccà M. L., Martínez-Iñigo M. J., Ciccoli

- R. & Martín M. (2009): A new fluorescent oligonucleotide probe for in situ detection of s-triazine-degrading *Rhodococcus wratislaviensis* in contaminated groundwater and soil samples. *Water Research* 43 (12): 2999–3008. DOI: 10.1016/j.watres.2009.04.022
- Grilli G., Urcelay C., Galetto L., Davison J., Vasar M., Saks Ü., Jairus T. & Öpik M. (2015): The composition of arbuscular mycorrhizal fungal communities in the roots of a ruderal forb is not related to the forest fragmentation process. *Environmental Microbiology* 17 (8): 2709–2720. DOI: 10.1111/1462-2920.12623
- van Groenigen J. W., van Groenigen K. J., Koopmans G. F., Stokkermans L., Vos H. M. J. & Lubbers I. M. (2019): How fertile are earthworm casts? A meta-analysis. *Geoderma* 338: 525–535. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.11.001
- Grunewald K., Syrbe R.-U., Walz U., Richter B., Meinel G., Herold H. & Marzelli S. (2017): Germany's Ecosystem Services – State of the Indicator Development for a Nationwide Assessment and Monitoring. *One Ecosystem* 2: e14021. DOI: 10.3897/oneeco.2.e14021
- Grünwald M. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Landasseln und Wasserasseln (Isopoda: Oniscidea et Asellota) Deutschlands. In: H. Gruttke, S. Balzer, M. Binot-Hafke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*. Landwirtschaftsverlag. Münster: 349–363
- Gruppe A., Kilg M. & Schopf R. (2018): Restoration of a Danube floodplain forest: what happens to species richness of terrestrial beetles? *Restoration Ecology* 26 (4): 729–739. DOI: 10.1111/rec.12627
- Gruss I., Yin R., Julia S., Eisenhauer N. & Schädler M. (2023): The responses of Collembola biomass to climate and land-use changes vary with life form. *Soil and Tillage Research* 225: 105541. DOI: 10.1016/j.still.2022.105541
- Guerra C. A., Heintz-Buschart A., Sikorski J., Chatzinotas A., Guerrero-Ramírez N., Cesarz S., Beaumelle L., Rillig M. C., Maestre F. T., Delgado-Baquerizo M., Buscot F., Overmann J., Patoine G., Phillips H. R. P., Winter M. et al. (2020): Blind spots in global soil biodiversity and ecosystem function research. *Nature Communications* 11 (1): 3870. DOI: 10.1038/s41467-020-17688-2
- Guerra C. A., Bardgett R. D., Caon L., Crowther T. W., Delgado-Baquerizo M., Montanarella L., Navarro L. M., Orgiazzi A., Singh B. K., Tedersoo L., Vargas-Rojas R., Briones M. J. I., Buscot F., Cameron E. K., Cesarz S. et al. (2021a): Tracking, targeting, and conserving soil biodiversity. *Science* 371 (6526): 239–241. DOI: 10.1126/science.abd7926
- Guerra C. A., Delgado-Baquerizo M., Duarte E., Marigliano O., Görgen C., Maestre F. T. & Eisenhauer N. (2021b): Global projections of the soil microbiome in the Anthropocene. *Global Ecology and Biogeography* 30 (5): 987–999. DOI: 10.1111/geb.13273
- Guerra C. A., Berdugo M., Eldridge D. J., Eisenhauer N., Singh B. K., Cui H., Abades S., Alfaro F. D., Bamigboye A. R., Bastida F., Blanco-Pastor J. L., de los Ríos A., Durán J., Grebenc T., Illán J. G. et al. (2022): Global hotspots for soil nature conservation. *Nature* 610 (7933): 693–698. DOI: 10.1038/s41586-022-05292-x
- Gunstone T., Cornelisse T., Klein K., Dubey A. & Donley N. (2021): Pesticides and Soil Invertebrates: A Hazard Assessment. *Frontiers in Environmental Science* 9. DOI: 10.3389/fenvs.2021.643847
- Günther J. & Assmann T. (2005): Restoration ecology meets carabidology: effects of floodplain restitution on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Biodiversity & Conservation* 14 (7): 1583–1606. DOI: 10.1007/s10531-004-0531-4
- Guo X., Endler A., Poll C., Marhan S. & Ruess L. (2021): Independent effects of warming and altered precipitation pattern on nematode community structure in an arable field. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 316: 107467. DOI: 10.1016/j.agee.2021.107467
- Gusenbauer M. & Haddaway N. R. (2020): Which academic search systems are suitable for systematic reviews or meta-analyses? Evaluating retrieval qualities of Google Scholar, PubMed, and 26 other resources. *Research Synthesis Methods* 11 (2): 181–217. DOI: 10.1002/jrsm.1378
- Gütschow M., Bartkowski B. & Felipe-Lucia M. R. (2021): Farmers' action space to adopt sustainable practices: a study of arable farming in Saxony. *Regional Environmental Change* 21 (4): 103. DOI: 10.1007/s10113-021-01848-1
- Haase H. & Balkenhol B. (2015): Die Auswirkung der Habitatheterogenität des Dubringer Moores auf die Spinnenfauna (Araneae). *Arachnologische Mitteilungen* 50: 91–106. DOI: 10.5431/aramit5013
- Hage-Ahmed K., Rosner K. & Steinkellner S. (2019): Arbuscular mycorrhizal fungi and their response to pesticides. *Pest Management Science* 75 (3): 583–590. DOI: 10.1002/ps.5220
- Haines-Young R. & Potschin M. (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: D. G. Raffaelli & C. L. J. Frid (Hrsg.): *Ecosystem Ecology*. Cambridge University Press: 110–139
- Haines-Young R. & Potschin M. (2018): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) v.5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. *Fabis Consulting Ltd*. 53
- Hallmann C. A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Stenmans W., Müller A., Sumser H., Hörrn T., Goulson D. & de Kroon H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *E. G. Lamb (Hrsg.): PLOS ONE* 12 (10): e0185809. DOI: 10.1371/journal.pone.0185809
- Hamelin L., Borzęcka M., Kozak M. & Pudełko R. (2019): A spatial approach to bioeconomy: Quantifying the residual biomass potential in the EU-27. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 100: 127–142. DOI: 10.1016/j.rser.2018.10.017
- Hamidov A., Helming K., Bellocchi G., Bojar W., Dalgaard T., Ghaley B. B., Hoffmann C., Holman I., Holzkämper A., Krzeminska D., Kværnø S. H., Lehtonen H., Niedrist G., Øygarden L., Reidsma P. et al. (2018): Impacts of climate change adaptation options on soil functions: A review of European case-studies. *Land Degradation & Development* 29 (8): 2378–2389. DOI: 10.1002/ldr.3006

- Han Z. W., Niu S. C., Li W. & Ren L. Q. (2013): Preparation of bionic nanostructures from butterfly wings and their low reflectivity of ultraviolet. *Applied Physics Letters* 102 (23): 233702. DOI: 10.1063/1.4809750
- Hansen S. & Engelstad F. (1999): Earthworm populations in a cool and wet district as affected by tractor traffic and fertilisation. *Applied Soil Ecology* 13: 237–250
- Hanski I., von Hertzen L., Fyhrquist N., Koskinen K., Torppa K., Laatikainen T., Karisola P., Auvinen P., Paulin L., Mäkelä M. J., Vartiainen E., Kosunen T. U., Alenius H. & Haahtela T. (2012): Environmental biodiversity, human microbiota, and allergy are interrelated. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109 (21): 8334–8339. DOI: 10.1073/pnas.1205624109
- Hanyu K., Tamura K. & Mori H. (2014): Changes in Heart Rate Variability and Effects on POMS by Whether or Not Soil Observation Was Performed. *Open Journal of Soil Science* 4 (1): 36–41. DOI: 10.4236/ojss.2014.41005
- Hartmann M., Frey B., Mayer J., Mäder P. & Widmer F. (2015): Distinct soil microbial diversity under long-term organic and conventional farming. *The ISME Journal* 9 (5): 1177–1194. DOI: 10.1038/ismej.2014.210
- Hassani M. A., Durán P. & Hacquard S. (2018): Microbial interactions within the plant holobiont. *Microbiome* 6 (1): 58. DOI: 10.1186/s40168-018-0445-0
- Hättenschwiler S., Tiunov A. V. & Scheu S. (2005): Biodiversity and Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36 (1): 191–218. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.36.112904.151932
- Hausen J., Scholz-Starke B., Burkhardt U., Lesch S., Rick S., Russell D., Roß-Nickoll M. & Ottermanns R. (2017): Edaphostat: interactive ecological analysis of soil organism occurrences and preferences from the Edaphobase data warehouse. *Database* 2017: bax080. DOI: 10.1093/database/bax080
- Hausmann S. L., Petermann J. S. & Rolff J. (2016): Wild bees as pollinators of city trees. *Insect Conservation and Diversity* 9 (2): 97–107. DOI: 10.1111/icad.12145
- He B., Wang Z., Li M., Wang K., Shen R. & Hu S. (2014): Wet Adhesion Inspired Bionic Climbing Robot. *IEEE/ASME Transactions on Mechatronics* 19 (1): 312–320. DOI: 10.1109/TMECH.2012.2234473
- Heemsbergen D. A., Berg M. P., Loreau M., van Hal J. R., Faber J. H. & Verhoef H. A. (2004): Biodiversity Effects on Soil Processes Explained by Interspecific Functional Dissimilarity. *Science* 306 (5698): 1019–1020. DOI: 10.1126/science.1101865
- Heijboer A., Ruess L., Traugott M., Jousset A. & De Ruiter P. C. (2018): Empirical methods of identifying and quantifying trophic interactions for constructing soil food web models. In: J. C. Moore, P. C. De Ruiter, K. S. McCann & V. Wolters (Hrsg.): *Adaptive Food Webs – Stability and Transitions of Real and Model Ecosystems*. Cambridge University Press, UK: 257–285
- Heilmann-Clausen J. & Christensen M. (2003): Fungal diversity on decaying beech logs – implications for sustainable forestry. *Biodiversity & Conservation* 12 (5): 953–973. DOI: 10.1023/A:1022825809503
- Heilmann-Clausen J. & Christensen M. (2004): Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management* 201 (1): 105–117. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.07.010
- Heine P., Hausen J., Ottermanns R., Schäffer A. & Roß-Nickoll M. (2019): Forest conversion from Norway spruce to European beech increases species richness and functional structure of aboveground macrofungal communities. *Forest Ecology and Management* 432: 522–533. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.09.012
- Heisler C. (1990): Collembolen und Raubmilben auf unterschiedlich verdichteten Ackerflächen unter Getreide. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 19 (2): 262–267
- Heisler C., Rogasik H., Brunotte J. & Joschko M. (1998): Konservierende Bodenbearbeitung und biologische Aktivität. *Landbauforschung Völkenrode* 4: 199–212
- Hendrix P. F., Robert W. Parmelee, Crossley D. A. Jr., Coleman D. C., Odum E. P. & Groffman P. M. (1986): Detritus Food Webs in Conventional and No-tillage Agroecosystems. *BioScience* 36 (6): 374–380. DOI: 10.2307/1310259
- Herwig N., Felgentreu D. & Hommel B. (2020): Auswirkungen von natürlichen Standortbedingungen und ackerbaulichen Maßnahmen auf Bodenorganismen. Erhebungen in den Langzeitversuchen des Julius Kühn-Instituts in Dahnsdorf (Hoher Fläming, Land Brandenburg). *Journal für Kulturpflanzen* 72 (7): 327–337. DOI: 10.5073/JfK.2020.07.09
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2020): Bodenschutzkonzept für die Stadt Wetzlar. *Bodenschutz Damit Leben drin ist*. Wetzlar. 164 S.
- Heuer H. & Smalla K. (2012): Plasmids foster diversification and adaptation of bacterial populations in soil. *FEMS microbiology reviews* 36 (6): 1083–1104. DOI: 10.1111/j.1574-6976.2012.00337.x
- Heuer T., Krems C., Moon K., Brombach C. & Hoffmann I. (2015): Food consumption of adults in Germany: results of the German National Nutrition Survey II based on diet history interviews. *British Journal of Nutrition* 113 (10): 1603–1614. DOI: 10.1017/S0007114515000744
- Hirt H. (2020): Healthy soils for healthy plants for healthy humans. *EMBO reports* 21 (8): e51069. DOI: 10.15252/embr.202051069
- Hoeffner K., Beylich A., Chabbi A., Cluzeau D., Dascalu D., Graefe U., Guzmán G., Hallaire V., Hanisch J., Landa B. B., Linsler D., Menasseri S., Öpik M., Potthoff M., Sandor M. et al. (2021): Legacy effects of temporary grassland in annual crop rotation on soil ecosystem services. *Science of The Total Environment* 780: 146140. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146140
- Hoffmann H., Michalik P., Görn S. & Fischer K. (2016): Effects of fen management and habitat parameters on staphylinid beetle (Coleoptera: Staphylinidae) assemblages in north-eastern Germany. *Journal of Insect Conservation* 20 (1): 129–139. DOI: 10.1007/s10841-016-9847-0
- Hoffmann H., Kleeberg A., Görn S. & Fischer K. (2018): Riverine fen restoration provides secondary habitat for endangered and stenotopic rove beetles (Coleoptera: Staphy-

- linidae). *Insect Conservation and Diversity* 11 (2): 194–203. DOI: 10.1111/icad.12247
- Hofmann B., Dreyling L., Dal Grande F., Otte J. & Schmitt I. (2023): Habitat and tree species identity shape above-ground and belowground fungal communities in central European forests. *Frontiers in Microbiology* 14. DOI: 10.3389/fmicb.2023.1067906
- Hohberg K. (2003): Soil nematode fauna of afforested mine sites: genera distribution, trophic structure and functional guilds. *Applied Soil Ecology* 22 (2): 113–126. DOI: 10.1016/S0929-1393(02)00135-X
- Hohberg K., Elmer M., Russell D.J., Christian A., Schulz H.-J., Lehmitz R. & Wanner M. (2011): First five years of soil food-web development in Chicken Creek catchment. In: *The artificial catchment Chicken Creek-initial ecosystem development 2005–2010*. FZLB: 93–114
- Holden J., Grayson R. P., Berdeni D., Bird S., Chapman P.J., Edmondson J. L., Firbank L. G., Helgason T., Hodson M. E., Hunt S. F. P., Jones D. T., Lappage M. G., Marshall-Harries E., Nelson M., Prendergast-Miller M. et al. (2019): The role of hedgerows in soil functioning within agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 273: 1–12. DOI: 10.1016/j.agee.2018.11.027
- Holland J.M. (2004): The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103 (1): 1–25. DOI: 10.1016/j.agee.2003.12.018
- Holland J.M., Frampton G. K., Çilgi T. & Wratten S. D. (1994): Arable acronyms analysed – a review of integrated arable farming systems research in Western Europe. *Annals of Applied Biology* 125 (2): 399–438. DOI: 10.1111/j.1744-7348.1994.tb04980.x
- Hölscher D., Hertel D., Leuschner C. & Hottkowitz M. (2002): Tree species diversity and soil patchiness in a temperate broad-leaved forest with limited rooting space. *Flora – Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 197 (2): 118–125. DOI: 10.1078/0367-2530-00021
- Homburg K., Drees C., Boutaud E., Nolte D., Schuett W., Zumstein P., Ruschkowski E. & Assmann T. (2019): Where have all the beetles gone? Long-term study reveals carabid species decline in a nature reserve in Northern Germany. R. Didham & J. Müller (Hrsg.): *Insect Conservation and Diversity* 12 (4): 268–277. DOI: 10.1111/icad.12348
- van den Hoogen J., Geisen S., Routh D., Ferris H., Traunspurger W., Wardle D. A., de Goede R. G. M., Adams B. J., Ahmad W., Andriuzzi W. S., Bardgett R. D., Bonkowski M., Campos-Herrera R., Cares J. E., Caruso T. et al. (2019): Soil nematode abundance and functional group composition at a global scale. *Nature* 572 (7768): 194–198. DOI: 10.1038/s41586-019-1418-6
- Hopwood J., Frischie S., May E. & Lee-Mäder E. (2021): *Farming with Soil Life: A Handbook for Supporting Soil Invertebrates and Soil Health on Farms*. Farming with Soil Life: A Handbook for Supporting Soil Invertebrates and Soil Health on Farms. Portland, OR. 128 S.
- Houdet J., Ding H., Quétiér F., Addison P. & Deshmukh P. (2020): Adapting double-entry bookkeeping to renewable natural capital: An application to corporate net biodiversity impact accounting and disclosure. *Ecosystem Services* 45: 101104. DOI: 10.1016/j.ecoser.2020.101104
- Huang Y., Stein G., Kolle O., Kübler K., Schulze E.-D., Dong H., Eichenberg D., Gleixner G., Hildebrandt A., Lange M., Roscher C., Schielzeth H., Schmid B., Weigelt A., Weisser W. W. et al. (2023): Enhanced stability of grassland soil temperature by plant diversity. *Nature Geoscience*. 1–7. DOI: 10.1038/s41561-023-01338-5
- Hugh-Jones M. & Blackburn J. (2009): The ecology of *Bacillus anthracis*. *Molecular Aspects of Medicine* 30 (6): 356–367. DOI: 10.1016/j.mam.2009.08.003
- van Huis A. (2003): Insects as Food in sub-Saharan Africa. *International Journal of Tropical Insect Science* 23 (3): 163–185. DOI: 10.1017/S1742758400023572
- Huth V., Bartel A., Günther A., Heinze S., Hofer B., Jantz N., Rosinski E., Rudolph J., Schikora H.-B., Söchting H.-P., Ullrich K. & Jurasinski G. (2019): Feldversuch »OptiMoor«. Erprobung und Entwicklung der Optimierung von Hochmoorsanierung auf landwirtschaftlich genutzten Standorten. *TELMA. Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde* 49: 71–88. DOI: 10.23689/figdeo-3667
- Hyman P. (2019): Phages for Phage Therapy: Isolation, Characterization, and Host Range Breadth. *Pharmaceuticals* 12 (1): 35. DOI: 10.3390/ph12010035
- International Union of Soil Sciences (2016): IUSS. International Decade of Soils. <https://www.iuss.org/international-decade-of-soils/> (aufgerufen am 07.12.2023)
- IPPC Secretariat (2021): Scientific review of the impact of climate change on plant pests: A global challenge to prevent and mitigate plant-pest risks in agriculture, forestry and ecosystems. FAO on behalf of the IPPC Secretariat. Rome, Italy. 88 S.
- ISO (2014): ISO 11268–3:2014 Soil quality – Effects of pollutants on earthworms – Part 3: Guidance on the determination of effects in field situations. ISO. <https://www.iso.org/standard/57583.html> (aufgerufen am 10.08.2023)
- Jabin M., Mohr D., Kappes H. & Topp W. (2004): Influence of deadwood on density of soil macro-arthropods in a managed oak – beech forest. *Forest Ecology and Management* 194 (1): 61–69. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.01.053
- Jabin M., Topp W., Kulfan J. & Zach P. (2007): The distribution pattern of centipedes in four primeval forests of central Slovakia. *Biodiversity and Conservation* 16 (12): 3437–3445. DOI: 10.1007/s10531-006-9012-2
- Jacobs A., Flessa H., Don A., Heidkamp A., Prietz R., Dechow R., Gensior A., Poeplau C., Riggers C., Schneider F., Tiemeyer B., Vos C., Wittnebel M., Müller T., Säurich A. et al. (2018): *Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung*. Thünen Report. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut
- Jänsch S., Steffens L., Höfer H., Horak F., Roß-Nickoll M., Russell D., Toschki A. & Römbke J. (2013): State of knowledge of earthworm communities in German soils as a basis for biological soil quality assessment. *Soil Organisms* 85 (3): 215–233. DOI: NA
- Jansson J.K. & Hofmockel K. S. (2018): The soil microbiome—from metagenomics to metaphenomics. *Cur-*

- rent Opinion in Microbiology 43: 162–168. DOI: 10.1016/j.mib.2018.01.013
- Jansson J. K. & Hofmockel K. S. (2020): Soil microbiomes and climate change. *Nature Reviews Microbiology* 18 (1): 35–46. DOI: 10.1038/s41579-019-0265-7
- Jassey V. E. J., Walcker R., Kardol P., Geisen S., Heger T., Lamentowicz M., Hamard S. & Lara E. (2022): Contribution of soil algae to the global carbon cycle. *New Phytologist* 234 (1): 64–76. DOI: 10.1111/nph.17950
- Jechalke S., Heuer H., Siemens J., Amelung W. & Smalla K. (2014): Fate and effects of veterinary antibiotics in soil. *Trends in Microbiology* 22 (9): 536–545. DOI: 10.1016/j.tim.2014.05.005
- Jochum M. & Eisenhauer N. (2022): Out of the dark: Using energy flux to connect above- and belowground communities and ecosystem functioning. *European Journal of Soil Science* 73 (1): e13154. DOI: 10.1111/ejss.13154
- John J., Kernaghan G. & Lundholm J. (2017): The potential for mycorrhizae to improve green roof function. *Urban Ecosystems* 20 (1): 113–127. DOI: 10.1007/s11252-016-0573-x
- Joimel S., Grard B., Auclerc A., Hedde M., Le Doaré N., Salmon S. & Chenu C. (2018): Are Collembola »flying« onto green roofs? *Ecological Engineering* 111: 117–124. DOI: 10.1016/j.ecoeng.2017.12.002
- Joimel S., Schwartz C., Maurel N., Magnus B., Machon N., Bel J. & Cortet J. (2019): Contrasting homogenization patterns of plant and collembolan communities in urban vegetable gardens. *Urban Ecosystems* 22 (3): 553–566. DOI: 10.1007/s11252-019-00843-z
- Joimel S., Grard B., Chenu C., Cheval P., Mondy S., Lelièvre M., Auclerc A. & Vieublé Gonod L. (2022): One green roof type, one Technosol, one ecological community. *Ecological Engineering* 175: 106475. DOI: 10.1016/j.ecoeng.2021.106475
- Joly F.-X., Coq S., Coulis M., David J.-F., Hättenschwiler S., Mueller C. W., Prater I. & Subke J.-A. (2020): Detritivore conversion of litter into faeces accelerates organic matter turnover. *Communications Biology* 3 (1): 1–9. DOI: 10.1038/s42003-020-01392-4
- Jones A., Montanarella L., Jones R. & others (2005): Soil atlas of Europe. European Commission
- Jones C. G., Lawton J. H. & Shachak M. (1994): Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos* 69 (3): 373–386. DOI: 10.2307/3545850
- Jones H. D., Santoro G., Boag B. & Neilson R. (2001): The diversity of earthworms in 200 Scottish fields and the possible effect of New Zealand land flatworms (*Arthurdendyus triangulatus*) on earthworm populations. *Annals of Applied Biology* 139 (1): 75–92. DOI: 10.1111/j.1744-7348.2001.tb00132.x
- Jónsson J. Ö. G. & Davíðsdóttir B. (2016): Classification and valuation of soil ecosystem services. *Agricultural Systems* 145 (NA): 24–38. DOI: 10.1016/j.agsy.2016.02.010
- Jónsson J. Ö. G., Davíðsdóttir B., Nikolaidis N. P. & Giannakis G. V. (2019): Tools for Sustainable Soil Management: Soil Ecosystem Services, EROI and Economic Analysis. *Ecological Economics* 157: 109–119. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2018.11.010
- Jourdan P. M., Lambertson P. H. L., Fenwick A. & Addiss D. G. (2018): Soil-transmitted helminth infections. *The Lancet* 391 (10117): 252–265. DOI: 10.1016/S0140-6736(17)31930-X
- Juerges N. & Hansjürgens B. (2018): Soil governance in the transition towards a sustainable bioeconomy – A review. *Journal of Cleaner Production* 170: 1628–1639. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.10.143
- Jungerius P. D., Koehler H., Kooijman A. M., Múcher H. J. & Graefe U. (1995): Response of vegetation and soil ecosystem to mowing and sod removal in the coastal dunes »Zwanenwater«, the Netherlands. *Journal of Coastal Conservation* 1 (1): 3–16. DOI: 10.1007/BF02835557
- Justine J.-L., Winsor L., Gey D., Gros P. & Thévenot J. (2014): The invasive New Guinea flatworm *Platydemus manokwari* in France, the first record for Europe: time for action is now. *PeerJ* 2: e297. DOI: 10.7717/peerj.297
- Justine J.-L., Winsor L., Gey D., Gros P. & Thévenot J. (2020): Obama chez moi! The invasion of metropolitan France by the land planarian *Obama nungara* (Platyhelminthes, Geoplanidae). *PeerJ* 8: e8385. DOI: 10.7717/peerj.8385
- Kaiser K., Wemheuer B., Korolkow V., Wemheuer F., Nacke H., Schöning I., Schrupp M. & Daniel R. (2016): Driving forces of soil bacterial community structure, diversity, and function in temperate grasslands and forests. *Scientific Reports* 6 (1): 33696. DOI: 10.1038/srep33696
- Kappes H. (2005): Influence Of Coarse Woody Debris On The Gastropod Community Of A Managed Calcareous Beech Forest In Western Europe. *Journal of Molluscan Studies* 71 (2): 85–91. DOI: 10.1093/mollus/eyi011
- Kappes H. (2006): Relations between forest management and slug assemblages (Gastropoda) of deciduous regrowth forests. *Forest Ecology and Management* 237 (1): 450–457. DOI: 10.1016/j.foreco.2006.09.067
- Kappes H., Topp W., Zach P. & Kulfan J. (2006): Coarse woody debris, soil properties and snails (Mollusca: Gastropoda) in European primeval forests of different environmental conditions. *European Journal of Soil Biology* 42 (3): 139–146. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2005.12.003
- Kappes H., Jabin M., Kulfan J., Zach P. & Topp W. (2009): Spatial patterns of litter-dwelling taxa in relation to the amounts of coarse woody debris in European temperate deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 257 (4): 1255–1260. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.11.021
- Kecinski M., Keisner D. K., Messer K. D. & Schulze W. D. (2018): Measuring Stigma: The Behavioral Implications of Disgust. *Environmental and Resource Economics* 70 (1): 131–146. DOI: 10.1007/s10640-017-0113-z
- Keesstra S. D., Bouma J., Wallinga J., Tittonell P., Smith P., Cerdà A., Montanarella L., Quinton J. N., Pachepsky Y., van der Putten W. H., Bardgett R. D., Moolenaar S., Mol G., Jansen B. & Fresco L. O. (2016): The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. *Soil* 2 (2): 111–128. DOI: 10.5194/soil-2-111-2016
- Kiesewetter K. N. & Afkhami M. E. (2021): Microbiome-mediated effects of habitat fragmentation on native plant performance. *New Phytologist* 232 (4): 1823–1838. DOI: 10.1111/nph.17595

- Klein A.-M., Vaissiere B. E., Cane J. H., Steffan-Dewenter I., Cunningham S. A., Kremen C. & Tscharrntke T. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 274 (1608): 303–313. DOI: 10.1098/rspb.2006.3721
- Knapp S., Schmauck S. & Zehnsdorf A. (2019): Biodiversity Impact of Green Roofs and Constructed Wetlands as Progressive Eco-Technologies in Urban Areas. *Sustainability* 11 (20): 5846. DOI: 10.3390/su11205846
- Koehler H. H. (2000): Natural regeneration and succession – results from a 13 years study with reference to mesofauna and vegetation, and implications for management. *Landscape and Urban Planning* 51 (2): 123–130. DOI: 10.1016/S0169-2046(00)00103-1
- Koehler H. H. & Müller J. (2003): Entwicklung der Biodiversität während einer 20jährigen Sukzession als Grundlage für Managementmaßnahmen. Bundesministerium für Bildung und Forschung. viii + 241 S.
- Köhler J. M., Kalensee F., Günther P. M., Schüler T. & Cao J. (2018): The Local Ecological Memory of Soil: Majority and Minority Components of Bacterial Communities in Prehistorical Urns from Schöps (Germany). *International Journal of Environmental Research* 12 (5): 575–584. DOI: 10.1007/s41742-018-0116-9
- Köhler J. M., Kalensee F., Cao J. & Günther P. M. (2019): Hadesarchaea and other extremophile bacteria from ancient mining areas of the East Harz region (Germany) suggest an ecological long-term memory of soil. *SN Applied Sciences* 1 (8): 839. DOI: 10.1007/s42452-019-0874-9
- Köhler J. M., Beetz N., Günther P. M., Möller F., Schüler T. & Cao J. (2020): Microbial community types and signature-like soil bacterial patterns from fortified prehistoric hills of Thuringia (Germany). *Community Ecology* 21 (2): 107–120. DOI: 10.1007/s42974-020-00017-4
- Kohyt J. & Skubala P. (2020): Oribatid mite (Acari: Oribatida) communities reveal the negative impact of the red oak (*Quercus rubra* L.) on soil fauna in Polish commercial forests. *Pedobiologia* 79: 150594. DOI: 10.1016/j.pedobi.2019.150594
- Kolb S. (2009): The quest for atmospheric methane oxidizers in forest soils. *Environmental Microbiology Reports* 1 (5): 336–346. DOI: 10.1111/j.1758-2229.2009.00047.x
- Köninger J., Lugato E., Panagos P., Kochupillai M., Orgiazzi A. & Briones M. J. I. (2021): Manure management and soil biodiversity: Towards more sustainable food systems in the EU. *Agricultural Systems* 194: 103251. DOI: 10.1016/j.agsy.2021.103251
- Köninger J., Panagos P., Jones A., Briones M. J. I. & Orgiazzi A. (2022): In defence of soil biodiversity: Towards an inclusive protection in the European Union. *Biological Conservation* 268 (NA): 109475. DOI: 10.1016/j.biocon.2022.109475
- Kowarik I., Buchholz S., von der Lippe M. & Seitz B. (2016): Biodiversity functions of urban cemeteries: Evidence from one of the largest Jewish cemeteries in Europe. *Urban Forestry & Urban Greening* 19: 68–78. DOI: 10.1016/j.ufug.2016.06.023
- Krause S. M. B., Szoboszlai M., Dier M., Erbs M., Manderscheid R., Weigel H.-J. & Tebbe C. C. (2023): Impact of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> on the wheat rhizomicrobiome under the additional influence of warming, drought, and nitrogen fertilization. *European Journal of Soil Biology* 117: 103515. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2023.103515
- Krogh P. H., Kostov K. & Damgaard C. F. (2020): The effect of Bt crops on soil invertebrates: a systematic review and quantitative meta-analysis. *Transgenic Research* 29 (5): 487–498. DOI: 10.1007/s11248-020-00213-y
- Kucharzyk K. (2022): Bodenschutz als Bildungsaufgabe zum Erhalt der Lebensgrundlage. In: K. Kucharzyk (Hrsg.): Boden, Schülervorstellungen, Unterricht. Effekte unterschiedlich gestalteter Lernumgebungen auf die Veränderlichkeit von kognitiven Konzepten. Springer Fachmedien. Wiesbaden: 16–134
- Kumar A., Tripti, Prasad M. N. V., Maiti S. K. & Favas P. J. C. (2018): Chapter 14 – Mycoremediation for Mine Site Rehabilitation. In: M. N. V. Prasad, P. J. de C. Favas & S. K. Maiti (Hrsg.): Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation. Elsevier: 233–260
- Kutschera U. & Ehnes I. (2021): Invasive tropische Landplanarie *Obama nungara* in Deutschland. Verhalten und Beutespektrum. *Biologie in unserer Zeit* 51 (4): 324–325. DOI: 10.11576/biuz-4873
- Lal R. (1999): Soil Quality and Food Security: The Global Perspective. In: Soil Quality and Soil Erosion. CRC Press
- Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (2011): Kompensationsverzeichnis-Verordnung (KompVzVO). <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/natur-und-landschaft/kompensationsverzeichnis-verordnung-kompvzvo>
- Lang B. & Russell D. J. (2022): Excretion of nitrogenous waste by soil fauna and assessment of the contribution to soil nitrogen pools. *Soil Organisms* 94 (2): 69–83. DOI: 10.25674/so94iss2id182
- Lang C., Seven J. & Polle A. (2011): Host preferences and differential contributions of deciduous tree species shape mycorrhizal species richness in a mixed Central European forest. *Mycorrhiza* 21 (4): 297–308. DOI: 10.1007/s00572-010-0338-y
- Lang F. & Luster J. (2022): Waldökosystemernährung und Klimawandel. Schmilzt mit der Humusaufgabe auch die Nährstoffverfügbarkeit? Waldböden – intakt und funktional. 19–25. DOI: 10.55419/wsl:32002
- Lange M., Türke M., Pašalić E., Boch S., Hessenmöller D., Müller J., Prati D., Socher S. A., Fischer M., Weisser W. W. & Gossner M. M. (2014): Effects of forest management on ground-dwelling beetles (Coleoptera; Carabidae, Staphylinidae) in Central Europe are mainly mediated by changes in forest structure. *Forest Ecology and Management* 329 (NA): 166–176. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.06.012
- Lange M., Eisenhauer N., Sierra C. A., Bessler H., Engels C., Griffiths R. I., Mellado-Vázquez P. G., Malik A. A., Roy J., Scheu S., Steinbeiss S., Thomson B. C., Trumbore S. E. & Gleixner G. (2015): Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications* 6 (1): 6707. DOI: 10.1038/ncomms7707
- Langer U. & Klimanek E.-M. (2006): Soil microbial diversity of four German long-term field experiments. *Archives of Agronomy and Soil Science* 52 (5): 507–523. DOI: 10.1080/03650340600915554

- Latz E., Eisenhauer N., Rall B. C., Allan E., Roscher C., Scheu S. & Jousset A. (2012): Plant diversity improves protection against soil-borne pathogens by fostering antagonistic bacterial communities. *Journal of Ecology* 100 (3): 597–604. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2011.01940.x
- Lavelle P. & Spain A. V. (Hrsg.) (2001): *Soil Organisms*. In: *Soil Ecology*. Springer Netherlands. Dordrecht: 201–356
- Le Bayon R.-C. & Binet F. (2001): Earthworm surface casts affect soil erosion by runoff water and phosphorus transfer in a temperate maize crop. *Pedobiologia* 45 (5): 430–442. DOI: 10.1078/0031-4056-00097
- Le Provost G., Thiele J., Westphal C., Penone C., Allan E., Neyret M., van der Plas F., Ayasse M., Bardgett R. D., Birkhofer K., Boch S., Bonkowski M., Buscot F., Feldhaar H., Gaulton R. et al. (2021): Contrasting responses of above- and belowground diversity to multiple components of land-use intensity. *Nature Communications* 12 (1): 3918. DOI: 10.1038/s41467-021-23931-1
- Lehmann A., Zheng W. & Rillig M. C. (2017): Soil biota contributions to soil aggregation. *Nature Ecology & Evolution* 1 (12): 1828–1835. DOI: 10.1038/s41559-017-0344-y
- Lehmann J., Bossio D. A., Kögel-Knabner I. & Rillig M. C. (2020): The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment* 1 (10): 544–553. DOI: 10.1038/s43017-020-0080-8
- Lehmitz R. (2014): The oribatid mite community of a German peatland in 1987 and 2012 – effects of anthropogenic desiccation and afforestation. *Soil Organisms* 86: 131–145
- Lehmitz R., Russell D., Hohberg K., Christian A. & Xylander W. E. R. (2011): Wind dispersal of oribatid mites as a mode of migration. *Pedobiologia* 54 (3): 201–207. DOI: 10.1016/j.pedobi.2011.01.002
- Lehmitz R., Römbke J., Graefe U., Beylich A. & Krück S. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Regenwürmer (Lumbricidae et Criodrilidae) Deutschlands. In: H. Gruttke, S. Balzer, M. Binot-Hafke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands*. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). Naturschutz und Biologische Vielfalt. Landwirtschaftsverlag. Münster: 565–590
- Lehmitz R., Haase H., Otte V. & Russell D. (2020): Bioindication in peatlands by means of multi-taxa indicators (Oribatida, Araneae, Carabidae, Vegetation). *Ecological Indicators* 109: 105837. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.105837
- Leimer S., Oelmann Y., Eisenhauer N., Milcu A., Roscher C., Scheu S., Weigelt A., Wirth C. & Wilcke W. (2016): Mechanisms behind plant diversity effects on inorganic and organic N leaching from temperate grassland. *Biogeochemistry* 131 (3): 339–353. DOI: 10.1007/s10533-016-0283-8
- Lengyel S., Gove A. D., Latimer A. M., Majer J. D. & Dunn R. R. (2010): Convergent evolution of seed dispersal by ants, and phylogeny and biogeography in flowering plants: A global survey. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12 (1): 43–55. DOI: 10.1016/j.ppees.2009.08.001
- Leonhardt H., Penker M. & Salhofer K. (2019): Do farmers care about rented land? A multi-method study on land tenure and soil conservation. *Land Use Policy* 82: 228–239. DOI: 10.1016/j.landusepol.2018.12.006
- Leroch M., Plesken C., Weber R. W. S., Kauff F., Scalliet G. & Hahn M. (2013): Gray Mold Populations in German Strawberry Fields Are Resistant to Multiple Fungicides and Dominated by a Novel Clade Closely Related to *Botrytis cinerea*. *Applied and Environmental Microbiology* 79 (1): 159–167. DOI: 10.1128/AEM.02655-12
- Lessel T., Marx M. T. & Eisenbeis G. (2011): Effects of ecological flooding on the temporal and spatial dynamics of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) and springtails (Collembola) in a polder habitat. *ZooKeys* (100): 421–446. DOI: 10.3897/zookeys.100.1538
- Letourneau D. K., Jedlicka J. A., Bothwell S. G. & Moreno C. R. (2009): Effects of Natural Enemy Biodiversity on the Suppression of Arthropod Herbivores in Terrestrial Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40 (1): 573–592. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120320
- LfL – Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.); Walter R. & Burmeister J. (2022): 35 Jahre Bodendauerbeobachtung landwirtschaftlich genutzter Flächen in Bayern. Band 5: Regenwürmer. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). Freising-Weißenstephan. 83 S.
- Li H., Tian Y., Menolli Jr N., Ye L., Karunarathna S. C., Perez-Moreno J., Rahman M. M., Rashid M. H., Phengsintham P., Rizal L., Kasuya T., Lim Y. W., Dutta A. K., Khalid A. N., Huyen L. T. et al. (2021): Reviewing the world's edible mushroom species: A new evidence-based classification system. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety* 20 (2): 1982–2014. DOI: 10.1111/1541-4337.12708
- Lillak R. (2005): Integrating efficient grassland farming and biodiversity: proceedings of the 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation, Tartu, Estonia, 29–31 August 2005. European Grassland Federation; Distributed by British Grassland Society. Tartu, Reading. 666 S.
- Ling L. L., Schneider T., Peoples A. J., Spoering A. L., Engels I., Conlon B. P., Mueller A., Schäberle T. F., Hughes D. E., Epstein S., Jones M., Lazarides L., Steadman V. A., Cohen D. R., Felix C. R. et al. (2015): A new antibiotic kills pathogens without detectable resistance. *Nature* 517 (7535): 455–459. DOI: 10.1038/nature14098
- Liu B., Arlotti D., Huyghebaert B. & Tebbe C. C. (2022): D disentangling the impact of contrasting agricultural management practices on soil microbial communities – Importance of rare bacterial community members. *Soil Biology and Biochemistry* 166: 108573. DOI: 10.1016/j.soilbio.2022.108573
- Lori M., Symnaczyk S., Mäder P., Deyn G. D. & Gattinger A. (2017): Organic farming enhances soil microbial abundance and activity—A meta-analysis and meta-regression. *PLOS ONE* 12 (7): e0180442. DOI: 10.1371/journal.pone.0180442
- Lubbers I. M., van Groenigen K. J., Fonte S. J., Six J., Brussaard L. & van Groenigen J. W. (2013): Greenhouse-gas emissions from soils increased by earthworms. *Nature Climate Change* 3 (3): 187–194. DOI: 10.1038/nclimate1692

- Ludwig G., Gawel E. & Pannicke-Prochnow N. (2022): Alt-holz in der Kaskadennutzung – eine Bestandsaufnahme für Deutschland. In: M. Porth & H. Schüttrumpf (Hrsg.): Wasser, Energie und Umwelt. Aktuelle Beiträge aus der Zeitschrift Wasser und Abfall II. Springer Fachmedien. Wiesbaden: 81–90
- Lund M., Kjeldsen K. & Schramm A. (2014): The earth-worm—Verminephrobacter symbiosis: an emerging experimental system to study extracellular symbiosis. *Frontiers in Microbiology* 5:
- Maderthaner M., Weber M., Takács E., Mörtl M., Leisch F., Römbke J., Querner P., Walcher R., Gruber E., Székács A. & Zaller J. G. (2020): Commercial glyphosate-based herbicides effects on springtails (Collembola) differ from those of their respective active ingredients and vary with soil organic matter content. *Environmental Science and Pollution Research* 27 (14): 17280–17289. DOI: 10.1007/s11356-020-08213-5
- Madre F., Vergnes A., Machon N. & Clergeau P. (2013): A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods. *Ecological Engineering* 57: 109–117. DOI: 10.1016/j.ecoeng.2013.04.029
- Madre F., Clergeau P., Machon N. & Vergnes A. (2015): Building biodiversity: Vegetated façades as habitats for spider and beetle assemblages. *Global Ecology and Conservation* 3: 222–233. DOI: 10.1016/j.gecco.2014.11.016
- Maeder P., Fliessbach A., Dubois D., Gunst L., Fried P. & Niggli U. (2002): Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science* 296 (5573): 1694–1697. DOI: 10.1126/science.1071148
- Maestre F. T., Le Bagousse-Pinguet Y., Delgado-Baquerizo M., Eldridge D. J., Saiz H., Berdugo M., Gozalo B., Ochoa V., Guirado E., García-Gómez M., Valencia E., Gaitán J. J., Asensio S., Mendoza B. J., Plaza C. et al. (2022): Grazing and ecosystem service delivery in global drylands. *Science* 378 (6622): 915–920. DOI: 10.1126/science.abq4062
- Maraun M., Martens H., Migge S., Theenhaus A. & Scheu S. (2003): Adding to ›the enigma of soil animal diversity‹: fungal feeders and saprophagous soil invertebrates prefer similar food substrates. *European Journal of Soil Biology* 39 (2): 85–95. DOI: 10.1016/S1164-5563(03)00006-2
- Maraun M., Augustin D., Müller J., Bässler C. & Scheu S. (2014): Changes in the community composition and trophic structure of microarthropods in sporocarps of the wood decaying fungus *Fomitopsis pinicola* along an altitudinal gradient. *Applied Soil Ecology* 84: 16–23. DOI: 10.1016/j.apsoil.2014.06.004
- Markkula I. (1986): Comparison of the communities of the oribatids (Acari: Cryptostigmata) of virgin and forest-ameliorated pine bogs. *Annales Zoologici Fennici* 23 (1): 33–38
- Mathivanan G. P., Eysholdt M., Zinnbauer M., Rösemann C. & Fuß R. (2021): New N<sub>2</sub>O emission factors for crop residues and fertiliser inputs to agricultural soils in Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 322: 107640. DOI: 10.1016/j.agee.2021.107640
- Matthewman W. G. & Pielou D. P. (1971): Arthropods inhabiting the sporophores of *Fomes fomentarius* (Polyporaceae) in Gatineau Park, Quebec. *The Canadian Entomologist* 103 (6): 775–847. DOI: 10.4039/Ent103775-6
- Matthews A. J. & Wilson C. J. (2005): The Management of Problems Involving Badgers (*Meles meles*) – Protection of Badgers Act 1992 – licensing cases 1997–1999. London, 28 S.
- McKee M. S. & Filser J. (2016): Impacts of metal-based engineered nanomaterials on soil communities. *Environmental Science: Nano* 3 (3): 506–533. DOI: 10.1039/C6EN00007J
- Médiène S., Valantin-Morison M., Sarthou J.-P., De Tourdonnet S., Gosme M., Bertrand M., Roger-Estrade J., Aubertot J.-N., Rusch A., Motisi N., Pelosi C. & Doré T. (2011): Agroecosystem management and biotic interactions: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 31 (3): 491–514. DOI: 10.1007/s13593-011-0009-1
- Meek B., Loxton D., Sparks T., Pywell R., Pickett H. & Nowakowski M. (2002): The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. *Biological Conservation* 106 (2): 259–271. DOI: 10.1016/S0006-3207(01)00252-X
- Menta C. & Pinto S. (2016): Biodiversity and Ecology of Soil Fauna in Relation to Truffle. In: A. Zambonelli, M. Iotti & C. Murat (Hrsg.): True Truffle (*Tuber* spp.) in the World: Soil Ecology, Systematics and Biochemistry. *Soil Biology*. Springer International Publishing. Cham: 319–331
- Mergeay M., Monchy S., Vallaëys T., Auquier V., Benotmane A., Bertin P., Taghavi S., Dunn J., van der Lelie D. & Watiez R. (2003): *Ralstonia metallidurans*, a bacterium specifically adapted to toxic metals: towards a catalogue of metal-responsive genes. *FEMS Microbiology Reviews* 27 (2–3): 385–410. DOI: 10.1016/S0168-6445(03)00045-7
- Meyer M., Ott D., Götze P., Koch H.-J. & Scherber C. (2019): Crop identity and memory effects on aboveground arthropods in a long-term crop rotation experiment. *Ecology and Evolution* 9 (12): 7307–7323. DOI: 10.1002/ece3.5302
- Meyer U.-N., Tischer A., Freitag M., Klaus V. H., Kleinebecker T., Oelmann Y., Kandeler E., Hölzel N. & Hamer U. (2022): Enzyme kinetics inform about mechanistic changes in tea litter decomposition across gradients in land-use intensity in Central German grasslands. *Science of The Total Environment* 836 (NA): 155748. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.155748
- Milcu A., Partsch S., Scherber C., Weisser W. W. & Scheu S. (2008): Earthworms and Legumes Control Litter Decomposition in a Plant Diversity Gradient. *Ecology* 89 (7): 1872–1882. DOI: 10.1890/07-1377.1
- Minasny B., Malone B. P., McBratney A. B., Angers D. A., Arrouays D., Chambers A., Chaplot V., Chen Z.-S., Cheng K., Das B. S., Field D. J., Gimona A., Hedley C. B., Hong S. Y., Mandal B. et al. (2017): Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292 (NA): 59–86. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.01.002
- Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (2010): Ökokonto-Verordnung (ÖKVO) insbesondere Anlage 2, Tabelle 3 »Bodenmaßnahmen«
- Möckel S. (2015): Politische und rechtliche Ziele zum vorsorgenden Schutz der Böden in Deutschland. *Natur und Landschaft* 90 (11): 497–502. DOI: 10.17433/11.2015.50153365.497-502
- Mody K., Lerch D., Müller A.-K., Simons N. K., Blüthgen N. & Harnisch M. (2020): Flower power in the city: Replacing

- roadside shrubs by wildflower meadows increases insect numbers and reduces maintenance costs. *PLOS ONE* 15 (6): e0234327. DOI: 10.1371/journal.pone.0234327
- Mommertz S., Schauer C., Kösters N., Lang A. & Filser J. (1996): A comparison of D-Vac suction, fenced and unfenced pitfall trap sampling of epigeal arthropods in agroecosystems. *Annales Zoologici Fennici* 33: 117–124
- Moning C. & Müller J. (2009): Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators* 9 (5): 922–932. DOI: 10.1016/j.ecolind.2008.11.002
- Montagna M., Berruti A., Bianciotto V., Cremonesi P., Gianico R., Gusmeroli F., Lumini E., Pierce S., Pizzi F., Turri F. & Gandini G. (2018): Differential biodiversity responses between kingdoms (plants, fungi, bacteria and metazoa) along an Alpine succession gradient. *Molecular Ecology* 27 (18): 3671–3685. DOI: 10.1111/mec.14817
- Montanarella L. & Panagos P. (2021): The relevance of sustainable soil management within the European Green Deal. *Land Use Policy* 100 (NA): 104950. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.104950
- Moos J. H., Schrader S. & Paulsen H. M. (2020): Minor changes in collembolan communities under different organic crop rotations and tillage regimes. *Landbauforschung: Journal of sustainable and organic agricultural systems* (70[2020]2): 113–128. DOI: 10.3220/LBF1611932809000
- Morel J. L., Chenu C. & Lorenz K. (2015): Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments* 15 (8): 1659–1666. DOI: 10.1007/s11368-014-0926-0
- Morriën E., Hannula S. E., Snoek L. B., Helmsing N. R., Zweers H., de Hollander M., Soto R. L., Bouffaud M.-L., Buée M., Dimmers W., Duyts H., Geisen S., Girlanda M., Griffiths R. I., Jørgensen H.-B. et al. (2017): Soil networks become more connected and take up more carbon as nature restoration progresses. *Nature Communications* 8 (1): 14349. DOI: 10.1038/ncomms14349
- Mosquera-Losada M. R., Santiago-Freijanes J. J., Rois-Díaz M., Moreno G., den Herder M., Aldrey-Vázquez J. A., Ferreira-Domínguez N., Pantera A., Pisanelli A. & Rigueiro-Rodríguez A. (2018): Agroforestry in Europe: A land management policy tool to combat climate change. *Land Use Policy* 78: 603–613. DOI: 10.1016/j.landusepol.2018.06.052
- Motiejūnaitė J., Børja I., Ostonen I., Bakker M. R., Bjarnadóttir B., Brunner I., Iršėnaitė R., Mrak T., Oddsdóttir E. S. & Lehto T. (2019): Cultural ecosystem services provided by the biodiversity of forest soils: A European review. *Geoderma* 343: 19–30. DOI: 10.1016/j.geoderma.2019.02.025
- Mulder C. & Maas R. (2017): Unifying the functional diversity in natural and cultivated soils using the overall body-mass distribution of nematodes. *BMC Ecology* 17 (1): 36. DOI: 10.1186/s12898-017-0145-9
- Mulder C., Schouten A. J., Hund-Rinke K. & Breure A. M. (2005): The use of nematodes in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62 (2): 278–289. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2005.03.028
- Mulder I., Siemens J., Sentek V., Amelung W., Smalla K. & Jechalke S. (2018): Quaternary ammonium compounds in soil: implications for antibiotic resistance development. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 17 (1): 159–185. DOI: 10.1007/s11157-017-9457-7
- Müller J., Strätz C. & Hothorn T. (2005): Habitat factors for land snails in European beech forests with a special focus on coarse woody debris. *European Journal of Forest Research* 124 (3): 233–242. DOI: 10.1007/s10342-005-0071-9
- Müller P., Neuhoff D., Nabel M., Schiffers K. & Döring T. F. (2022): Tillage effects on ground beetles in temperate climates: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 42 (4): 65. DOI: 10.1007/s13593-022-00803-6
- Müller-Kroehling S. (2019): In Dubio pro Betula. Plädoyer für mehr Toleranz gegenüber der Moorbirke in Mooren. *Anliegen Natur* 41 (1): 135–144
- Mumtaz R., Bashir S., Numan M., Shinwari Z. K. & Ali M. (2019): Pigments from Soil Bacteria and Their Therapeutic Properties: A Mini Review. *Current Microbiology* 76 (6): 783–790. DOI: 10.1007/s00284-018-1557-2
- Musick G. J. & Beasley L. E. (1978): Effect of the Crop Residue Management System on Pest Problems in Field Corn (*Zea mays* L.) Production. In: W. R. Oschwald (Hrsg.): *Crop Residue Management Systems*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America. Madison, WI, USA: 173–186
- NABU (2022): Laut werden für den Feldhamster! NABU – Naturschutzbund Deutschland e. V. <https://www.nabu.de/natur-und-landschaft/landnutzung/landwirtschaft/artenvielfalt/lebensraum/27829.html> (aufgerufen am 09.11.2022)
- Nakamura Y. & Fujita M. (1988): Abundance of lumbri-cids and enchytraeids in an organically farmed field in northern Hokkaido, Japan. *Pedobiologia* 32 (1–2): 11–14
- Närmann F., Birr F., Kaiser M., Nerger M., Luthardt V., Zeitz J. & Tanneberger F. (2021): Klimaschonende, biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung von Niedermoorböden. *BfN-Skripten* 616: 342. DOI: 10.19217/skr616
- Neu A., Allspach A., Baber K., Decker P. & Xylander W. E. R. (2022): BODENTIERhoch4: A new citizen science tool for the determination and monitoring of soil organisms. *Soil Organisms* 94 (1): 29–39. DOI: 10.25674/so94iss1id181
- Neuhaus R., Stelter T. & Kiehl K. (1999): Sedimentation in salt marshes affected by grazing regime, topographical patterns and regional differences. *Senckenbergiana maritima* 29 (1): 113–116. DOI: 10.1007/BF03043134
- Neumann G., Behr J.-H., Sommermann L., Babin D., Morad-talab N., Windisch S., Geistlinger J. & Grosch R. (2021): Bioeffektoren fördern Wachstum. *Landwirtschaft ohne Pflug* 11: 26–30
- Nielsen U. N. (2019): *Soil Fauna Assemblages*. Cambridge University Press. 381 S.
- Nielsen U. N., Osler G. H. R., Campbell C. D., Neilson R., Burslem D. F. R. P. & Wal R. van der (2010): The Enigma of Soil Animal Species Diversity Revisited: The Role of Small-Scale Heterogeneity. *PLOS ONE* 5 (7): e11567. DOI: 10.1371/journal.pone.0011567
- Nielsen U. N., Ayres E., Wall D. H. & Bardgett R. D. (2011): Soil biodiversity and carbon cycling: a review and synthesis of studies examining diversity – function relationships. *European Journal of Soil Science* 62 (1): 105–116. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2010.01314.x

- Nieminen J. K. & Setälä H. (1997): Enclosing decomposer food web: implications for community structure and function. *Biology and Fertility of Soils* 26 (1): 50–57. DOI: 10.1007/s003740050342
- Nissan A., Alcolombri U., Peleg N., Galili N., Jimenez-Martinez J., Molnar P. & Holzner M. (2023): Global warming accelerates soil heterotrophic respiration. *Nature Communications* 14 (1): 3452. DOI: 10.1038/s41467-023-38981-w
- NMZB – National Monitoringzentrum zur Biodiversität (2023): Fachgremium Bodenbiodiversität. <https://www.monitoringzentrum.de/fachgremium-bodenbiodiversitaet> (aufgerufen am 09.08.2023)
- Nolte S., Wanner A., Stock M. & Jensen K. (2019): Elymus athericus encroachment in Wadden Sea salt marshes is driven by surface elevation change. *Applied Vegetation Science* 22 (3): 454–464. DOI: 10.1111/avsc.12443
- Northfield T. D., Crowder D. W., Jabbour R. & Snyder W. E. (2012): Natural enemy functional identity, trait-mediated interactions and biological control. In: *Trait-mediated indirect interactions: ecological and evolutionary perspectives*. Cambridge University Press, New York: 450–465
- O. V. (2023): *Mooratlas 2023 – Daten und Fakten zu nassen Klimaschützern*. Bonifatius. Paderborn. 50 S.
- OECD (2016): Test No. 222: Earthworm Reproduction Test (*Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*). 21 S.
- Oehl F., Sieverding E., Mader P., Dubois D., Ineichen K., Boller T. & Wiemken A. (2004): Impact of long-term conventional and organic farming on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi. 138 (4): DOI: 10.1007/s00442-003-1458-2
- Oehl F., Jansa J., Ineichen K. & Mäder P. (2011): Champignons mycorrhiziens arbusculaires, bioindicateurs dans les sols agricoles suisses. *Recherche Agronomique Suisse* 2 (7–8): 304–311
- Oertel C., Matschullat J., Zurba K., Zimmermann F. & Erasmis S. (2016): Greenhouse gas emissions from soils—A review. *Geochemistry* 76 (3): 327–352. DOI: 10.1016/j.chemer.2016.04.002
- Orgiazzi A. & Panagos P. (2018): Soil biodiversity and soil erosion: It is time to get married. *Global Ecology and Biogeography* 27 (10): 1155–1167. DOI: 10.1111/geb.12782
- Orgiazzi A., Bardgett R. D., Barrios E., Behan-Pelletier V., Briones M. J. I., Chotte J. L., De Deyn G. B., Eggleton P., Fierer N., Fraser T., Hedlund K., Jeffrey S., Johnson N. C., Jones A., Kandeler E. et al. (2016): *Global Soil Biodiversity Atlas*. D. H. Wall (Hrsg.): European Commission, Publications Office of the European Union. Luxembourg. 176 S.
- Orgiazzi A., Ballabio C., Panagos P., Jones A. & Fernández-Ugalde O. (2018): LUCAS Soil, the largest expandable soil dataset for Europe: a review. *European Journal of Soil Science* 69 (1): 140–153. DOI: 10.1111/ejss.12499
- O’Riordan R., Davies J., Stevens C., Quinton J. N. & Boyko C. (2021): The ecosystem services of urban soils: A review. *Geoderma* 395 (NA): 115076. DOI: 10.1016/j.geoderma.2021.115076
- Osinski E., Albrecht H., Laußmann H., Belde M., Filser J., Schloter M., Gättinger A., Geue H., Lang A., Sprenger B. & Pfadenhauer J. (2005): Biodiversität in Agrarökosystemen. In: *Landwirtschaft und Umwelt – ein Spannungsfeld*. oekom verlag: 155–204
- Otto I. M., Donges J. F., Cremades R., Bhowmik A., Hewitt R. J., Lucht W., Rockström J., Allerberger F., McCaffrey M., Doe S. S. P., Lenferna A., Morán N., van Vuuren D. P. & Schellnhuber H. J. (2020): Social tipping dynamics for stabilizing Earth’s climate by 2050. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117 (5): 2354–2365. DOI: 10.1073/pnas.1900577117
- Overholt W. A., Trumbore S., Xu X., Bornemann T. L. V., Probst A. J., Krüger M., Herrmann M., Thamdrup B., Bristow L. A., Taubert M., Schwab V. F., Hölzer M., Marz M. & Küsel K. (2022): Carbon fixation rates in groundwater similar to those in oligotrophic marine systems. *Nature Geoscience* 15 (7): 561–567. DOI: 10.1038/s41561-022-00968-5
- Paillet Y., Archaux F., Boulanger V., Debaive N., Fuhr M., Gilg O., Gosselin F. & Guilbert E. (2017): Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *Forest Ecology and Management* 389: 176–186. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.12.014
- Panagos P., Standardi G., Borrelli P., Lugato E., Montanarella L. & Bosello F. (2018): Cost of agricultural productivity loss due to soil erosion in the European Union: From direct cost evaluation approaches to the use of macroeconomic models. *Land Degradation & Development* 29 (3): 471–484. DOI: 10.1002/ldr.2879
- Paoletti M. G., Buscardo E. & Dufour D. L. (2000): Edible Invertebrates Among Amazonian Indians: A Critical Review of Disappearing Knowledge. *Environment, Development and Sustainability* 2 (3): 195–225. DOI: 10.1023/A:1011461907591
- Pascual U., Termansen M., Hedlund K., Brussaard L., Faber J. H., Foudi S., Lemanceau P. & Jørgensen S. L. (2015): On the value of soil biodiversity and ecosystem services. *Ecosystem Services* 15 (NA): 11–18. DOI: 10.1016/j.ecoser.2015.06.002
- Patoine G., Eisenhauer N., Cesarz S., Phillips H. R. P., Xu X., Zhang L. & Guerra C. A. (2022): Drivers and trends of global soil microbial carbon over two decades. *Nature Communications* 13 (1): 4195. DOI: 10.1038/s41467-022-31833-z
- Paul C., Kuhn K., Steinhoff-Knopp B., Weißhuhn P. & Helming K. (2021): Towards a standardization of soil-related ecosystem service assessments. *European Journal of Soil Science* 72 (4): 1543–1558. DOI: 10.1111/ejss.13022
- Paul E. A. (2014): *Soil microbiology, ecology and biochemistry*. Academic press. 604 S.
- Pearce J. L. & Venier L. A. (2006): The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. *Ecological Indicators* 6 (4): 780–793. DOI: 10.1016/j.ecolind.2005.03.005
- Peguero G., Sol D., Arnedo M., Petersen H., Salmon S., Ponge J.-F., Maspons J., Emmett B., Beier C., Schmidt I. K., Tietema A., De Angelis P., Kovács-Láng E., Kröel-Dulay G., Estiarte M. et al. (2019): Fast attrition of springtail communities by experimental drought and richness – decomposition relationships across Europe. *Global Change Biology* 25 (8): 2727–2738. DOI: 10.1111/gcb.14685
- Peigné J., Ball B. C., Roger-Estrade J. & David C. (2007): Is conservation tillage suitable for organic farming? A re-

- view. *Soil Use and Management* 23 (2): 129–144. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2006.00082.x
- Pelosi C., Barot S., Capowiez Y., Hedde M. & Vandembulcke F. (2014): Pesticides and earthworms. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 34 (1): 199–228. DOI: 10.1007/s13593-013-0151-z
- Pelosi C. & Römbke J. (2016): Are Enchytraeidae (Oligochaeta, Annelida) good indicators of agricultural management practices? *Soil Biology and Biochemistry* 100 (NA): 255–263. DOI: 10.1016/j.soilbio.2016.06.030
- Penone C., Allan E., Soliveres S., Felipe-Lucia M. R., Gossner M. M., Seibold S., Simons N. K., Schall P., Plas F., Manning P., Manzanedo R. D., Boch S., Prati D., Ammer C., Bausch J. et al. (2019): Specialisation and diversity of multiple trophic groups are promoted by different forest features. *J. Lawler (Hrsg.): Ecology Letters* 22 (1): 170–180. DOI: 10.1111/ele.13182
- Pepper I. L., Gerba C. P., Newby D. T. & Rice C. W. (2009): Soil: A Public Health Threat or Savior? *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 39 (5): 416–432. DOI: 10.1080/10643380701664748
- Pérez G., Cluzeau D., Menasseri S., Soussana J. F., Bessler H., Engels C., Habekost M., Gleixner G., Weigelt A., Weisser W. W., Scheu S. & Eisenhauer N. (2013): Mechanisms linking plant community properties to soil aggregate stability in an experimental grassland plant diversity gradient. *Plant and Soil* 373 (1): 285–299. DOI: 10.1007/s11104-013-1791-0
- Pérez-Moreno J., Mortimer P. E., Xu J., Karunarathna S. C., Li H., Pérez-Moreno J., Mortimer P. E., Xu J., Karunarathna S. C. & Li H. (2021): Global perspectives on the ecological, cultural and socioeconomic relevance of wild edible fungi. *Studies in Fungi* 6 (1): 408–424. DOI: 10.5943/sif/6/1/31
- Persaud K. C. (2017): Towards bionic noses. *Sensor Review* 37 (2): 165–171. DOI: 10.1108/SR-10-2016-0238
- Persson H. (2016): Mushrooms. *Medicine* 44 (2): 116–119. DOI: 10.1016/j.mpmed.2015.11.011
- Peters F. S., Bußkamp J., Prospero S., Rigling D. & Metzler B. (2014): Genetic diversification of the chestnut blight fungus *Cryphonectria parasitica* and its associated hypovirus in Germany. *Fungal Biology* 118 (2): 193–210. DOI: 10.1016/j.funbio.2013.11.009
- Pétillon J., Ysnel F., Canard A. & Lefeuvre J.-C. (2005): Impact of an invasive plant (*Elymus athericus*) on the conservation value of tidal salt marshes in western France and implications for management: Responses of spider populations. *Biological Conservation* 126 (1): 103–117. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.05.003
- Pétrémand G., Chittaro Y., Braaker S., Brenneisen S., Gerner M., Obrist M. K., Rochefort S., Szallies A. & Moretti M. (2018): Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) communities on green roofs in Switzerland: synthesis and perspectives. *Urban Ecosystems* 21 (1): 119–132. DOI: 10.1007/s11252-017-0697-7
- Pfiffner L. & Niggli U. (1996): Effects of bio-dynamic, organic and conventional farming on ground beetles (Col. Carabidae) and other epigeic arthropods in winter wheat. *Biological Agriculture & Horticulture* 12 (4): 353–364. DOI: 10.1080/01448765.1996.9754758
- Pfiffner L. & Mäder P. (1997): Effects of Biodynamic, Organic and Conventional Production Systems on Earthworm Populations. *Biological Agriculture & Horticulture* 15 (1–4): 2–10. DOI: 10.1080/01448765.1997.9755177
- Pfiffner L. & Luka H. (2007): Earthworm populations in two low-input cereal farming systems. *Applied Soil Ecology* 37 (3): 184–191. DOI: 10.1016/j.apsoil.2007.06.005
- Philippot L., Raaijmakers J. M., Lemanceau P. & van der Putten W. H. (2013): Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere. *Nature Reviews Microbiology* 11 (11): 789–799. DOI: 10.1038/nrmicro3109
- Phillips H. R. P., Cameron E. K., Ferlian O., Türke M., Winter M. & Eisenhauer N. (2017): Red list of a black box. *Nature Ecology & Evolution* 1 (4): 0103. DOI: 10.1038/s41559-017-0103
- Phillips H. R. P., Beaumelle L., Tyndall K., Burton V., Cameron E., Eisenhauer N. & Ferlian O. (2019): The effects of global change on soil faunal communities: a meta-analytic approach. *Research Ideas and Outcomes* 5 (NA): e36427. DOI: 10.3897/rio.5.e36427
- Phillips H. R. P., Beaumelle L., Eisenhauer N., Hines J. & Smith L. C. (2020): Lessons from the WBF2020: extrinsic and intrinsic value of soil organisms. *Soil organisms* 92 (2): 121–127. DOI: 10.25674/so92iss2pp121
- Phillips H. R. P., Cameron E. K., Eisenhauer N., Burton V., Ferlian O., Jin Y., Kanabar S., Malladi S., Murphy R., Peter A., Petrocelli I., Ristok C., Tyndall K., Putten W. V. D. & Beaumelle L. (2023): Global change and their environmental stressors have a significant impact on soil biodiversity – a meta-analysis. Preprints
- Plaas E., Meyer-Wolfarth F., Banse M., Bengtsson J., Bergmann H., Faber J., Potthoff M., Runge T., Schrader S. & Taylor A. (2019): Towards valuation of biodiversity in agricultural soils: A case for earthworms. *Ecological Economics* 159 (NA): 291–300. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2019.02.003
- Plum N. M. & Filser J. (2005): Floods and drought: Response of earthworms and potworms (Oligochaeta: Lumbricidae, Enchytraeidae) to hydrological extremes in wet grassland. *Pedobiologia* 49 (5): 443–453. DOI: 10.1016/j.pedobi.2005.05.004
- Pollierer M. M. & Scheu S. (2017): Driving factors and temporal fluctuation of Collembola communities and reproductive mode across forest types and regions. *Ecology and Evolution* 7 (12): 4390–4403. DOI: 10.1002/ece3.3035
- Pollierer M. M., Langel R., Körner C., Maraun M. & Scheu S. (2007): The underestimated importance of belowground carbon input for forest soil animal food webs. *Ecology Letters* 10 (8): 729–736. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2007.01064.x
- Pollierer M. M., Klarner B., Ott D., Digel C., Ehnes R. B., Eitzinger B., Erdmann G., Brose U., Maraun M. & Scheu S. (2021): Diversity and functional structure of soil animal communities suggest soil animal food webs to be buffered against changes in forest land use. *Oecologia* 196 (1): 195–209. DOI: 10.1007/s00442-021-04910-1
- Potapov A. M. (2022): Multifunctionality of belowground food webs: resource, size and spatial energy channels. *Biological Reviews* 97 (4): 1691–1711. DOI: 10.1111/brv.12857

- Potapov A. M., Beaulieu F., Birkhofer K., Bluhm S. L., Degtyarev M. I., Devetter M., Goncharov A. A., Gongalsky K. B., Klarner B., Korobushkin D. I., Liebke D. F., Maraun M., McDonnell R. J., Pollierer M. M., Schaefer I. et al. (2022): Feeding habits and multifunctional classification of soil-associated consumers from protists to vertebrates. *Biological Reviews* 97 (3): 1057–1117. DOI: 10.1111/brv.12832
- Potapov A. M., Guerra C. A., van den Hoogen J., Babenko A., Bellini B. C., Berg M. P., Chown S. L., Deharveng L., Kováč L., Kuznetsova N. A., Ponge J.-F., Potapov M. B., Russell D. J., Alexandre D., Alatalo J. M. et al. (2023): Globally invariant metabolism but density-diversity mismatch in springtails. *Nature Communications* 14 (1): 674. DOI: 10.1038/s41467-023-36216-6
- Power A. G. (2010): Ecosystem services and agriculture: trade-offs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365 (1554): 2959–2971. DOI: 10.1098/rstb.2010.0143
- Powelson D. S. & Poulton P. R. (1998): Using the long-term experiments at rothamsted to address current agricultural and environmental issues. *Archives of Agronomy and Soil Science* 42 (6): 455–478. DOI: 10.1080/03650349809385747
- Prada-Salcedo L. D., Goldmann K., Heintz-Buschart A., Reitz T., Wambsganss J., Bauhus J. & Buscot F. (2021): Fungal guilds and soil functionality respond to tree community traits rather than to tree diversity in European forests. *Molecular Ecology* 30 (2): 572–591. DOI: 10.1111/mec.15749
- Prasuhn V. (2012): On-farm effects of tillage and crops on soil erosion measured over 10 years in Switzerland. *Soil and Tillage Research* 120 (NA): 137–146. DOI: 10.1016/j.still.2012.01.002
- Proske A., Lokatis S. & Rolff J. (2022): Impact of mowing frequency on arthropod abundance and diversity in urban habitats: A meta-analysis. *Urban Forestry & Urban Greening* 76: 127714. DOI: 10.1016/j.ufug.2022.127714
- Prud'homme C., Moine O., Mathieu J., Saulnier-Copard S. & Antoine P. (2019): High-resolution quantification of earthworm calcite granules from western European loess sequences reveals stadial – interstadial climatic variability during the Last Glacial. *Boreas* 48 (1): 257–268. DOI: 10.1111/bor.12359
- Puissant J., Villenave C., Chauvin C., Plassard C., Blanchart E. & Trap J. (2021): Quantification of the global impact of agricultural practices on soil nematodes: A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 161 (NA): 108383. DOI: 10.1016/j.soilbio.2021.108383
- Pulleman M., Creamer R., Hamer U., Helder J., Pelosi C., Pérès G. & Rutgers M. (2012): Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services—an overview of European approaches. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4 (5): 529–538. DOI: 10.1016/j.coust.2012.10.009
- Purahong W., Wubet T., Lentendu G., Schloter M., Pecyna M. J., Kapturska D., Hofrichter M., Krüger D. & Buscot F. (2016): Life in leaf litter: novel insights into community dynamics of bacteria and fungi during litter decomposition. *Molecular Ecology* 25 (16): 4059–4074. DOI: 10.1111/mec.13739
- Queralt M., Moraza M. L. & Miguel A. M. D. (2014): Preliminary study of the mite community structure in different black truffle producing soils. *Forest Systems* 23 (2): 339–348. DOI: 10.5424/fs/2014232-04906
- Rebecchi L., Boschetti C. & Nelson D. R. (2020): Extreme-tolerance mechanisms in meiofaunal organisms: a case study with tardigrades, rotifers and nematodes. *Hydrobiologia* 847 (12): 2779–2799. DOI: 10.1007/s10750-019-04144-6
- Reichman O. J. & Seabloom E. W. (2002): The role of pocket gophers as subterranean ecosystem engineers. *Trends in Ecology & Evolution* 17 (1): 44–49. DOI: 10.1016/S0169-5347(01)02329-1
- Reip H. S., Spelda J., Voigtländer K., Decker P. & Lindner E. N. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Doppelfüßer (Myriapoda: Diplopoda) Deutschlands. In: H. Gruttke, S. Balzer, M. Binot-Hafke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*. Bundesamt für Naturschutz. Münster: 301–324
- Renella G. (2020): Evolution of Physico-Chemical Properties, Microbial Biomass and Microbial Activity of an Urban Soil after De-Sealing. *Agriculture* 10 (12): 596. DOI: 10.3390/agriculture10120596
- Rhodes C. J. (2014): Soil Erosion, Climate Change and Global Food Security: Challenges and Strategies. *Science Progress* 97 (2): 97–153. DOI: 10.3184/003685014X13994567941465
- Richter A., Schöning I., Kahl T., Bauhus J. & Ruess L. (2018): Regional environmental conditions shape microbial community structure stronger than local forest management intensity. *Forest Ecology and Management* 409 (NA): 250–259. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.11.027
- Richter A., Ewald M., Hemmerling C., Schöning I., Bauhus J., Schall P. & Ruess L. (2023): Effects of management intensity, soil properties and region on the nematode communities in temperate forests in Germany. *Forest Ecology and Management* 529: 120675. DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120675
- Riedo J., Wettstein F. E., Rösch A., Herzog C., Banerjee S., Büchi L., Charles R., Wächter D., Martin-Laurent F., Bucheli T. D., Walder F. & van der Heijden M. G. A. (2021): Widespread Occurrence of Pesticides in Organically Managed Agricultural Soils—the Ghost of a Conventional Agricultural Past? *Environmental Science & Technology* 55 (5): 2919–2928. DOI: 10.1021/acs.est.0c06405
- Riesenfeld C. S., Goodman R. M. & Handelsman J. (2004): Uncultured soil bacteria are a reservoir of new antibiotic resistance genes. *Environmental Microbiology* 6 (9): 981–989. DOI: 10.1111/j.1462-2920.2004.00664.x
- Rillig M. C. (2020): Experimental tools for addressing effects of complex substance mixtures in soil: Technical comment. *Soil Organisms* 92 (1): 5–7. DOI: 10.25674/so92iss1pp5
- Rillig M. C. & Mummey D. L. (2006): Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist* 171 (1): 41–53. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2006.01750.x
- Rillig M. C., Ryo M. & Lehmann A. (2021): Classifying human influences on terrestrial ecosystems. *Global Change Biology* 27 (11): 2273–2278. DOI: 10.1111/gcb.15577

- Rillig M. C., Ryo M., Lehmann A., Aguilar-Trigueros C. A., Buchert S., Wulf A., Iwasaki A., Roy J. & Yang G. (2019): The role of multiple global change factors in driving soil functions and microbial biodiversity. *Science* 366 (6467): 886–890. DOI: 10.1126/science.aay2832
- Roithmeier O., Burkhardt U., Daghighi E. & Filser J. (2018): *Desoria trispinata* (MacGillivray 1896), a promising model Collembola species to study biological invasions in soil communities. *Pedobiologia* 67: 45–56. DOI: 10.1016/j.pedobi.2017.11.003
- Römbke J. (1997): Enchytraeidae. In: *Boden als Lebensraum für Bodenorganismen*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe: 54–66
- Römbke J., Breure A. M., Mulder C. & Rutgers M. (2005): Legislation and ecological quality assessment of soil: implementation of ecological indication systems in Europe. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62 (2): 201–210. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2005.03.023
- Ronchi S., Salata S., Arcidiacono A., Piroli E. & Montanarella L. (2019): Policy instruments for soil protection among the EU member states: A comparative analysis. *Land Use Policy* 82: 763–780. DOI: 10.1016/j.landusepol.2019.01.017
- Roscher C., Schumacher J., Baade J., Wilcke W., Gleixner G., Weisser W. W., Schmid B. & Schulze E.-D. (2004): The role of biodiversity for element cycling and trophic interactions: an experimental approach in a grassland community. *Basic and Applied Ecology* 5 (2): 107–121. DOI: 10.1078/1439-1791-00216
- Rostás M. & Tautz Jü. (2011): Ants as Pollinators of Plants and the Role of Floral Scents. In: Z. Dubinsky & J. Seckbach (Hrsg.): *All Flesh Is Grass: Plant-Animal Interrelationships*. Cellular Origin, Life in Extreme Habitats and Astrobiology. Springer Netherlands. Dordrecht: 149–161
- Rothenbühler E. (2017): *Schottergärten und Landschaft. Dynamik – Akteure – Instrumente*
- Rumble H. & Gange A. C. (2017): Microbial inoculants as a soil remediation tool for extensive green roofs. *Ecological Engineering* 102: 188–198. DOI: 10.1016/j.ecoeng.2017.01.025
- Rumm A., Foeckler F., Deichner O., Scholz M. & Gerisch M. (2016): Dyke-slotting initiated rapid recovery of habitat specialists in floodplain mollusc assemblages of the Elbe River, Germany. *Hydrobiologia* 771 (1): 151–163. DOI: 10.1007/s10750-015-2627-0
- Russell D. J. & Griegel A. (2006): Influence of variable inundation regimes on soil collembola. *Pedobiologia* 50 (2): 165–175. DOI: 10.1016/j.pedobi.2006.02.002
- Russell D. J. & Gergócs V. (2019): Forest-management types similarly influence soil collembolan communities throughout regions in Germany – A data bank analysis. *Forest Ecology and Management* 434: 49–62. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.11.050
- Russell D. J., Schick H. & Nährig D. (2002): Reactions of soil Collembolan communities to inundation in floodplain ecosystems of the Upper Rhine Valley. In: G. Broll, W. Merbach & E.-M. Pfeiffer (Hrsg.): *Wetlands in Central Europe: Soil Organisms, Soil Ecological Processes and Trace Gas Emissions*. Springer. Berlin, Heidelberg: 35–70
- Rutgers M., Schouten A. J., Bloem J., Van Eekeren N., De Goede R. G. M., Jagersop Akkerhuis G. a. J. M., Van der Wal A., Mulder C., Brussaard L. & Breure A. M. (2009): Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. *European Journal of Soil Science* 60 (5): 820–832. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2009.01163.x
- Rutgers M., Orgiazzi A., Gardi C., Römbke J., Jänsch S., Keith A. M., Neilson R., Boag B., Schmidt O., Murchie A. K., Blackshaw R. P., Pérès G., Cluzeau D., Guernion M., Briones M. J. I. et al. (2016): Mapping earthworm communities in Europe. *Applied Soil Ecology* 97 (NA): 98–111. DOI: 10.1016/j.apsoil.2015.08.015
- Sabais A. C. W., Scheu S. & Eisenhauer N. (2011): Plant species richness drives the density and diversity of Collembola in temperate grassland. *Acta Oecologica* 37 (3): 195–202. DOI: 10.1016/j.actao.2011.02.002
- Salako G., Russell D. J., Stucke A. & Eberhardt E. (2023): Assessment of multiple model algorithms to predict earthworm geographic distribution range and biodiversity in Germany: implications for soil-monitoring and species-conservation needs. *Biodiversity and Conservation* 32 (7): 2365–2394. DOI: 10.1007/s10531-023-02608-9
- Salamon J.-A. & Alpei J. (2009): The Collembola community of a Central European forest: Influence of tree species composition. *European Journal of Soil Biology* 45 (3): 199–206. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2008.12.005
- Salamon J.-A., Scheu S. & Schaefer M. (2008): The Collembola community of pure and mixed stands of beech (*Fagus sylvatica*) and spruce (*Picea abies*) of different age. *Pedobiologia* 51 (5–6): 385–396. DOI: 10.1016/j.pedobi.2007.10.002
- Salamon J.-A. & Wolters V. (2009): Nematoda response to forest conversion. *European Journal of Soil Biology* 45 (2): 184–191. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2008.09.014
- Salamon J.-A., Wissuwa J., Moder K. & Frank T. (2011): Effects of *Medicago sativa*, *Taraxacum officinale* and *Bromus sterilis* on the density and diversity of Collembola in grassy arable fallows of different ages. *Pedobiologia* 54 (2): 63–70. DOI: 10.1016/j.pedobi.2010.08.007
- Salmene I. & Spungis V. (2009): Mites in Baltic Sea coastal habitats (Akmensrags, Latvia) with special reference to Mesostigmata. *Acarologia* 48 (3–4): 163–170
- Samaddar S., Karp D. S., Schmidt R., Devarajan N., McGarvey J. A., Pires A. F. A. & Scow K. (2021): Role of soil in the regulation of human and plant pathogens: soils' contributions to people. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 376 (1834): 20200179. DOI: 10.1098/rstb.2020.0179
- Sánchez-Moreno S. & Ferris H. (2007): Suppressive service of the soil food web: Effects of environmental management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 119 (1–2): 75–87. DOI: 10.1016/j.agee.2006.06.012
- Schädel C., Bader M. K.-F., Schuur E. A. G., Biasi C., Bracho R., Čapek P., De Baets S., Diáková K., Ernakovich J., Estop-Aragones C., Graham D. E., Hartley I. P., Iversen C. M., Kane E., Knoblauch C. et al. (2016): Potential carbon emissions dominated by carbon dioxide from thawed permafrost soils. *Nature Climate Change* 6 (10): 950–953. DOI: 10.1038/nclimate3054

- Schaefer M. (1991): Animals in European temperate deciduous forest. In: E. Röhrig & B. Ulrich (Hrsg.): *Ecosystems of the world – Temperate deciduous forest*. Elsevier. Amsterdam: 503–525
- Schäfer D., Klaus V. H., Kleinebecker T., Boeddinghaus R. S., Hinderling J., Kandeler E., Marhan S., Nowak S., Sonnemann I., Wurst S., Fischer M., Hölzel N., Hamer U. & Prati D. (2019): Recovery of ecosystem functions after experimental disturbance in 73 grasslands differing in land-use intensity, plant species richness and community composition. E. Lamb (Hrsg.): *Journal of Ecology* 107 (6): 2635–2649. DOI: 10.1111/1365-2745.13211
- Schäffer A., Filser J., Frische T., Gessner M., Köck W., Kratz W., Liess M., Nuppenau E.-A., Roß-Nickoll M., Schäfer R. & Scherlinger M. (2018): *Der stumme Frühling. Zur Notwendigkeit eines umweltverträglichen Pflanzenschutzes*. Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina e. V. – Nationale Akademie der Wissenschaften. Halle (Saale). 65 S.
- Scharroba A., Kramer S., Kandeler E. & Ruess L. (2016): Spatial and temporal variation of resource allocation in an arable soil drives community structure and biomass of nematodes and their role in the micro-food web. *Pedobiologia* 59 (3): 111–120. DOI: 10.1016/j.pedobi.2016.03.005
- Scherber C., Eisenhauer N., Weisser W. W., Schmid B., Voigt W., Fischer M., Schulze E.-D., Roscher C., Weigelt A., Allan E., Beßler H., Bonkowski M., Buchmann N., Buscot F., Clement L. W. et al. (2010): Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature* 468 (7323): 553–556. DOI: 10.1038/nature09492
- Scheu S. (2002): The soil food web: structure and perspectives. *European Journal of Soil Biology* 38 (1): 11–20. DOI: 10.1016/S1164-5563(01)01117-7
- Scheu S. & Schulz E. (1996): Secondary succession, soil formation and development of a diverse community of oribatids and saprophagous soil macro-invertebrates. *Biodiversity & Conservation* 5 (2): 235–250. DOI: 10.1007/BF00055833
- Scheu S. & Setälä H. (2002): Multitrophic interactions in decomposer communities. In: T. Tschardt & B. A. Hawkins (Hrsg.): *Multitrophic level interactions*. Cambridge University Press. Cambridge: 223–264
- Scheunemann N., Maraun M., Scheu S. & Butenschoen O. (2015): The role of shoot residues vs. crop species for soil arthropod diversity and abundance of arable systems. *Soil Biology and Biochemistry* 81 (NA): 81–88. DOI: 10.1016/j.soilbio.2014.11.006
- Schierstaedt J., Jechalke S., Nesme J., Neuhaus K., Sørensen S. J., Grosch R., Smalla K. & Schikora A. (2020): *Salmonella* persistence in soil depends on reciprocal interactions with indigenous microorganisms. *Environmental Microbiology* 22 (7): 2639–2652. DOI: 10.1111/1462-2920.14972
- Schipper A. M., Wijnhoven S., Leuven R. S. E. W., Ragas A. M. J. & Jan Hendriks A. (2008): Spatial distribution and internal metal concentrations of terrestrial arthropods in a moderately contaminated lowland floodplain along the Rhine River. *Environmental Pollution* 151 (1): 17–26. DOI: 10.1016/j.envpol.2007.03.007
- Schittko C., Onandia G., Bernard-Verdier M., Heger T., Jeschke J. M., Kowarik I., Maaß S. & Joshi J. (2022): Biodiversity maintains soil multifunctionality and soil organic carbon in novel urban ecosystems. *Journal of Ecology* 110 (4): 916–934. DOI: 10.1111/1365-2745.13852
- Schlüter S., Großmann C., Diel J., Wu G.-M., Tischer S., Deubel A. & Rücknagel J. (2018): Long-term effects of conventional and reduced tillage on soil structure, soil ecological and soil hydraulic properties. *Geoderma* 332 (NA): 10–19. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.07.001
- Schmelz R. M. & Collado R. (2010): A guide to European terrestrial and freshwater species of Enchytraeidae (Oligochaeta). *Soil Organisms* 82 (1): 1–176
- Schmelz R. M., Beylich A., Boros G., Dózsa-Farkas K., Graefe U., Hong Y., Römbke J., Schlaghamersky J. & Martinsson S. (2017): How to deal with cryptic species in Enchytraeidae, with recommendations on taxonomical descriptions. *Opuscula Zoologica* 48 (Supplementum 2): 45–51. DOI: 10.18348/opzool.2017.S2.45
- Schmidt J., Trautner J. & Müller-Motzfeld G. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) Deutschlands. In: H. Gruttke, S. Balzer, M. Binot-Hafke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2)*. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Landwirtschaftsverlag. Münster: 139–204
- Schmidt J., Bussler H., Hofmann G. & Esser J. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Kurzflüglerartigen, Stutzkäferartigen, landbewohnenden Kolbenwasserkäfer und Ufer-Kugelkäfer (Coleoptera: Polyphaga: Staphylinoidea, Histeroidea, Hydrophiloidea partim; Myxophaga: Sphaeriidae) Deutschlands. In: M. Ries, S. Balzer, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig & G. Matzke-Hajek (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3)*. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Landwirtschaftsverlag. Münster: 31–95
- Schmidt M. W. I., Torn M. S., Abiven S., Dittmar T., Guggenberger G., Janssens I. A., Kleber M., Kögel-Knabner I., Lehmann J., Manning D. A. C., Nannipieri P., Rasse D. P., Weiner S. & Trumbore S. E. (2011): Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478 (7367): 49–56. DOI: 10.1038/nature10386
- Schmidt O., Clements R. O. & Donaldson G. (2003): Why do cereal – legume intercrops support large earthworm populations? *Applied Soil Ecology* 22 (2): 181–190. DOI: 10.1016/S0929-1393(02)00131-2
- Schmidt O., Dyckmans J. & Schrader S. (2016): Photoautotrophic microorganisms as a carbon source for temperate soil invertebrates. *Biology Letters* 12 (1): 20150646. DOI: 10.1098/rsbl.2015.0646
- Schmidt O., Curry J. P., Hackett R. A., Purvis G. & Clements R. O. (2001): Earthworm communities in conventional wheat monocropping and low-input wheat-clover intercropping systems. *Annals of Applied Biology* 138 (3): 377–388. DOI: 10.1111/j.1744-7348.2001.tb00123.x
- Schöpfer L., Menzel R., Schnepf U., Ruess L., Marhan S., Brümmer F., Pagel H. & Kandeler E. (2020): Microplastics

- Effects on Reproduction and Body Length of the Soil-Dwelling Nematode *Caenorhabditis elegans*. *Frontiers in Environmental Science* 8. DOI: 10.3389/fenvs.2020.00041
- Schrader S. & Böning M. (2006): Soil formation on green roofs and its contribution to urban biodiversity with emphasis on Collembolans. *Pedobiologia* 50 (4): 347–356. DOI: 10.1016/j.pedobi.2006.06.003
- Schriefer T. (1981): Regenwürmer (Lumbricidae) auf unterschiedlich abgedeckten Mülldeponien. Bestandsaufnahme und Besiedlungsmechanismen. *Pedobiologie* 22: 153–166
- Schuldt A., Assmann T., Brezzi M., Buscot F., Eichenberg D., Gutknecht J., Härdtle W., He J.-S., Klein A.-M., Kühn P., Liu X., Ma K., Niklaus P.A., Pietsch K.A., Purahong W. et al. (2018): Biodiversity across trophic levels drives multifunctionality in highly diverse forests. *Nature Communications* 9 (1): 2989. DOI: 10.1038/s41467-018-05421-z
- Schuppenhauer M.M., Lehmitz R. & Xylander W.E.R. (2019): Slow-moving soil organisms on a water highway: aquatic dispersal and survival potential of Oribatida and Collembola in running water. *Movement Ecology* 7 (1): 20. DOI: 10.1186/s40462-019-0165-5
- Seeber J., Seeber G.U.H., Kössler W., Langel R., Scheu S. & Meyer E. (2005): Abundance and trophic structure of macro-decomposers on alpine pastureland (Central Alps, Tyrol): effects of abandonment of pasturing. *Pedobiologia* 49 (3): 221–228. DOI: 10.1016/j.pedobi.2004.10.003
- Sehrt M., Bossdorf O., Freitag M. & Bucharova A. (2020): Less is more! Rapid increase in plant species richness after reduced mowing in urban grasslands. *Basic and Applied Ecology* 42: 47–53. DOI: 10.1016/j.baae.2019.10.008
- Seiberling S. & Stock M. (2009): Renaturierung von Salzgrasländern bzw. Salzwiesen der Küsten. In: S. Zerbe & G. Wiegand (Hrsg.): *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg: 183–208
- Seiberling S., Schultz R. & Müller-Motzfeld G. (2023): Restoration of Salt Meadows at the Baltic Sea Coast: The De-embankment Experiment at Karrendorf Meadows. In: D. Mossakowski & U. Irmeler (Hrsg.): *Terrestrial Coastal Ecosystems in Germany and Climate Change*. Ecological Studies. Springer International Publishing, Cham: 415–430
- Seibold S., Bässler C., Brandl R., Büche B., Szallies A., Thorn S., Ulyshen M.D. & Müller J. (2016): Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology* 53 (3): 934–943. DOI: 10.1111/1365-2664.12607
- Seibold S., Gossner M.M., Simons N.K., Blüthgen N., Müller J., Ambarlı D., Ammer C., Bauhus J., Fischer M., Habel J.C., Linsenmair K.E., Nauss T., Penone C., Prati D., Schall P. et al. (2019): Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574 (7780): 671–674. DOI: 10.1038/s41586-019-1684-3
- Seidel K. & Mommertz S. (1999): Auswirkungen von Gründüngung auf die Nematodenfauna eines Ackerbodens. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 29: 271–276
- Seifert B. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) Deutschlands. In: M. Binot-Hafke, S. Balzer, N. Becker, H. Gruttke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Strauch (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands*. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). Naturschutz und Biologische Vielfalt. Landwirtschaftsverlag, Münster: 469–487
- Sheehan C., Kirwan L., Connolly J. & Bolger T. (2006): The effects of earthworm functional group diversity on nitrogen dynamics in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 38 (9): 2629–2636. DOI: 10.1016/j.soilbio.2006.04.015
- Shipitalo M.J. & Le Bayon R.-C. (2004): 10 Quantifying the Effects of Earthworms on Soil Aggregation and Porosity. *Earthworm ecology*. 183–194
- Shuster W., McDonald L., McCartney D., Parmelee R., Studer N. & Stinner B. (2002): Nitrogen source and earthworm abundance affected runoff volume and nutrient loss in a tilled-corn agroecosystem. *Biology and Fertility of Soils* 35 (5): 320–327. DOI: 10.1007/s00374-002-0474-4
- Siebert J., Eisenhauer N., Poll C., Marhan S., Bonkowski M., Hines J., Koller R., Ruess L. & Thakur M.P. (2019): Earthworms modulate the effects of climate warming on the taxon richness of soil meso- and macrofauna in an agricultural system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 278: 72–80. DOI: 10.1016/j.agee.2019.03.004
- Siebert J., Ciobanu M., Schädler M. & Eisenhauer N. (2020): Climate change and land use induce functional shifts in soil nematode communities. *Oecologia* 192 (1): 281–294. DOI: 10.1007/s00442-019-04560-4
- Siedt M., Schäffer A., Smith K.E.C., Nabel M., Roß-Nickoll M. & van Dongen J.T. (2021): Comparing straw, compost, and biochar regarding their suitability as agricultural soil amendments to affect soil structure, nutrient leaching, microbial communities, and the fate of pesticides. *Science of The Total Environment* 751: 141607. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141607
- Silvan N., Laiho R. & Vasander H. (2000): Changes in mesofauna abundance in peat soils drained for forestry. *Forest Ecology and Management* 133 (1): 127–133. DOI: 10.1016/S0378-1127(99)00303-5
- Simmons B.I., Blyth P.S.A., Blanchard J.L., Clegg T., Delmas E., Garnier A., Griffiths C.A., Jacob U., Pennekamp F., Petchey O.L., Poisot T., Webb T.J. & Beckerman A.P. (2021): Refocusing multiple stressor research around the targets and scales of ecological impacts. *Nature Ecology & Evolution* 5 (11): 1478–1489. DOI: 10.1038/s41559-021-01547-4
- Sinclair J.S., Welti E.A.R., Altermatt F., Álvarez-Cabria M., Aroviita J., Baker N.J., Barešová L., Barquín J., Bonacina L., Bonada N., Cañedo-Argüelles M., Csabai Z., de Eyto E., Dohet A., Dörflinger G. et al. (2024): Multi-decadal improvements in the ecological quality of European rivers are not consistently reflected in biodiversity metrics. *Nature Ecology & Evolution*. 1–12. DOI: 10.1038/s41559-023-02305-4
- Sing D. & Sing C.F. (2010): Impact of Direct Soil Exposures from Airborne Dust and Geophagy on Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7 (3): 1205–1223. DOI: 10.3390/ijerph7031205
- Singh J., Schädler M., Demetrio W., Brown G.G. & Eisenhauer N. (2019): Climate change effects on earthworms – a review. *Soil Organisms* 91 (3): 113–137. DOI: 10.25674/so-91iss3pp114

- Singh J., Eisenhauer N., Schädler M. & Cesarz S. (2021): Earthworm gut passage reinforces land-use effects on soil microbial communities across climate treatments. *Applied Soil Ecology* 164: 103919. DOI: 10.1016/j.apsoil.2021.103919
- Ślowski M., Stebel A. & Ślowska M. (2022): Spontaneous regeneration of Collembola assemblages in a raised bog after human-induced disturbance. *Applied Soil Ecology* 169: 104233. DOI: 10.1016/j.apsoil.2021.104233
- van der Sluijs J. P., Amaral-Rogers V., Belzunces L. P., Bijleveld Van Lexmond M. F. I. J., Bonmatin J.-M., Chagnon M., Downs C. A., Furlan L., Gibbons D. W., Giorio C., Girolami V., Goulson D., Kreutzweiser D. P., Krupke C., Liess M. et al. (2015): Conclusions of the Worldwide Integrated Assessment on the risks of neonicotinoids and fipronil to biodiversity and ecosystem functioning. *Environmental Science and Pollution Research* 22 (1): 148–154. DOI: 10.1007/s11356-014-3229-5
- Smith J. J., Waage J., Woodhall J. W., Bishop S. J. & Spence N. J. (2008): The challenge of providing plant pest diagnostic services for Africa. In: D. B. Collinge, L. Munk & B. M. Cooke (Hrsg.): *Sustainable disease management in a European context*. Springer Netherlands. Dordrecht: 365–375
- Smith L. C., Orgiazzi A., Eisenhauer N., Cesarz S., Lochner A., Jones A., Bastida F., Patoine G., Reitz T., Buscot F., Rillig M. C., Heintz-Buschart A., Lehmann A. & Guerra C. A. (2021): Large-scale drivers of relationships between soil microbial properties and organic carbon across Europe. *Global Ecology and Biogeography* 30 (10): 2070–2083. DOI: 10.1111/geb.13371
- Sofa A., Mininni A. N. & Ricciuti P. (2020): Soil Macrofauna: A key Factor for Increasing Soil Fertility and Promoting Sustainable Soil Use in Fruit Orchard Agrosystems. *Agronomy* 10 (4): 456. DOI: 10.3390/agronomy10040456
- Sohlström E. H., Brose U., van Klink R., Rall B. C., Rosenbaum B., Schädler M. & Barnes A. D. (2022): Future climate and land-use intensification modify arthropod community structure. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 327: 107830. DOI: 10.1016/j.agee.2021.107830
- Soliveres S., van der Plas F., Manning P., Prati D., Gossner M. M., Renner S. C., Alt F., Arndt H., Baumgartner V., Binkenstein J., Birkhofer K., Blaser S., Blüthgen N., Boch S., Böhm S. et al. (2016): Biodiversity at multiple trophic levels is needed for ecosystem multifunctionality. *Nature* 536 (7617): 456–459. DOI: 10.1038/nature19092
- Sommermann L., Geistlinger J., Wibberg D., Deubel A., Zwanzig J., Babin D., Schlüter A. & Schellenberg I. (2018): Fungal community profiles in agricultural soils of a long-term field trial under different tillage, fertilization and crop rotation conditions analyzed by high-throughput ITS-amplicon sequencing. *PLOS ONE* 13 (4): e0195345. DOI: 10.1371/journal.pone.0195345
- Song J., Wan S., Piao S., Knapp A. K., Classen A. T., Vicca S., Ciais P., Hovenden M. J., Leuzinger S., Beier C., Kardol P., Xia J., Liu Q., Ru J., Zhou Z. et al. (2019): A meta-analysis of 1,119 manipulative experiments on terrestrial carbon-cycling responses to global change. *Nature Ecology & Evolution* 3 (9): 1309–1320. DOI: 10.1038/s41559-019-0958-3
- Standen V. & Latter P. M. (1977): Distribution of a Population of *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) in Relation to Microhabitats in a Blanket Bog. *Journal of Animal Ecology* 46 (1): 213–229. DOI: 10.2307/3957
- Staubach S. (2005): *Clay: The History and Evolution of Humankind's Relationship with Earth's Most Primal Element*. Berkley Books. New York
- Steiner S. & Schrader S. (2002): Substrate zur Dachbegrünung. Ein Lebensraum für Regenwürmer? *Neue Landschaft* 6: 51–54
- Steinhoff-Knopp B., Kuhn T. K. & Burkhard B. (2021): The impact of soil erosion on soil-related ecosystem services: development and testing a scenario-based assessment approach. *Environmental Monitoring and Assessment* 193 (1): 274. DOI: 10.1007/s10661-020-08814-0
- Stokland J. N., Siitonen J. & Jonsson B. G. (2012): *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press. Cambridge
- Stovicek A., Kim M., Or D. & Gillor O. (2017): Microbial community response to hydration-desiccation cycles in desert soil. *Scientific Reports* 7 (1): 45735. DOI: 10.1038/srep45735
- van Straalen N. M. (1998): Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Applied Soil Ecology* 9 (1): 429–437. DOI: 10.1016/S0929-1393(98)00101-2
- Sturhan D. & Hohberg K. (2016): Nematodes of the order Tylenchida in Germany – the non-phytoparasitic species. *Soil Organisms* 88 (1): 19–41. DOI: NA
- Succow-Stiftung (2023): Warum Landschaftspflege wichtig für Naturschutz ist. <https://www.succow-stiftung.de/succow-stiftung/aktuelles/detail/warum-landschaftspflege-wichtig-fuer-naturschutz-ist> (aufgerufen am 08.12.2023)
- Sun H., Santalahti M., Pumpanen J., Köster K., Berninger F., Raffaello T., Jumpponen A., Asiegbu F. O. & Heinonsalo J. (2015): Fungal Community Shifts in Structure and Function across a Boreal Forest Fire Chronosequence. *Applied and Environmental Microbiology* 81 (22): 7869–7880. DOI: 10.1128/AEM.02063-15
- Sunderland K. & Samu F. (2000): Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 95 (1): 1–13. DOI: 10.1046/j.1570-7458.2000.00635.x
- Sybertz A., Ottermanns R., Schäffer A., Scholz-Starke B., Daniels B., Frische T., Bär S., Ullrich C. & Roß-Nickoll M. (2020): Simulating spray series of pesticides in agricultural practice reveals evidence for accumulation of environmental risk in soil. *Science of The Total Environment* 710: 135004. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135004
- Syrbe R.-U., Schorch M., Grunewald K. & Meinel G. (2018): Indicators for a nationwide monitoring of ecosystem services in Germany exemplified by the mitigation of soil erosion by water. *Ecological Indicators* 94 (Part 2): 46–54. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.05.035
- Szabó B., Korányi D., Gallé R., Lövei G. L., Bakonyi G. & Bártay P. (2023): Urbanization decreases species richness, and increases abundance in dry climates whereas decreases in wet climates: A global meta-analysis. *Science of The Total Environment* 859: 160145. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.160145

- Szarka N., Haufe H., Lange N., Schier F., Weimar H., Banse M., Sturm V., Dammer L., Piotrowski S. & Thrän D. (2021): Biomass flow in bioeconomy: Overview for Germany. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 150: 111449. DOI: 10.1016/j.rser.2021.111449
- Szoboszlay M., Dohrmann A. B., Poeplau C., Don A. & Tebbe C. C. (2017): Impact of land-use change and soil organic carbon quality on microbial diversity in soils across Europe. *FEMS Microbiology Ecology* 93 (12): fix146. DOI: 10.1093/femsec/fix146
- Szoboszlay M., Näther A., Mullins E. & Tebbe C. C. (2019): Annual replication is essential in evaluating the response of the soil microbiome to the genetic modification of maize in different biogeographical regions. *PLOS ONE* 14 (12): e0222737. DOI: 10.1371/journal.pone.0222737
- Tan P. Y., Zhang J., Masoudi M., Alemu J. B., Edwards P. J., Grêt-Regamey A., Richards D. R., Saunders J., Song X. P. & Wong L. W. (2020): A conceptual framework to untangle the concept of urban ecosystem services. *Landscape and Urban Planning* 200: 103837. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2020.103837
- Täumer J., Kolb S., Boeddinghaus R. S., Wang H., Schöning I., Schrupf M., Urich T. & Marhan S. (2021): Divergent drivers of the microbial methane sink in temperate forest and grassland soils. *Global Change Biology* 27 (4): 929–940. DOI: 10.1111/gcb.15430
- Täumer J., Marhan S., Groß V., Jensen C., Kuss A. W., Kolb S. & Urich T. (2022): Linking transcriptional dynamics of CH<sub>4</sub>-cycling grassland soil microbiomes to seasonal gas fluxes. *The ISME Journal* 16 (7): 1788–1797. DOI: 10.1038/s41396-022-01229-4
- Taylor B. N., Simms E. L. & Komatsu K. J. (2020): More Than a Functional Group: Diversity within the Legume – Rhizobia Mutualism and Its Relationship with Ecosystem Function. *Diversity* 12 (2): 50. DOI: 10.3390/d12020050
- Tegetmeyer C., Barthelmes K.-D., Busse S. & Barthelmes A. (2021): Aggregierte Karte der organischen Böden Deutschlands. Greifswald Moor Centrum. 10 S.
- Terrado M., Sabater S. & Acuña V. (2016): Identifying regions vulnerable to habitat degradation under future irrigation scenarios. *Environmental Research Letters* 11 (11): 114025. DOI: 10.1088/1748-9326/11/11/114025
- Thakur M. P., Milcu A., Manning P., Niklaus P. A., Roscher C., Power S., Reich P. B., Scheu S., Tilman D., Ai F., Guo H., Ji R., Pierce S., Ramirez N. G., Richter A. N. et al. (2015): Plant diversity drives soil microbial biomass carbon in grasslands irrespective of global environmental change factors. *Global Change Biology* 21 (11): 4076–4085. DOI: 10.1111/gcb.13011
- Thakur M. P., Reich P. B., Hobbie S. E., Stefanski A., Rich R., Rice K. E., Eddy W. C. & Eisenhauer N. (2018): Reduced feeding activity of soil detritivores under warmer and drier conditions. *Nature Climate Change* 8 (1): 75–78. DOI: 10.1038/s41558-017-0032-6
- Thimm T., Hoffmann A., Borkott H., Charles Munch J. & Tebbe C. C. (1998): The Gut of the Soil Microarthropod *Folsomia candida* (Collembola) Is a Frequently Changeable but Selective Habitat and a Vector for Microorganisms. *Applied and Environmental Microbiology* 64 (7): 2660–2669. DOI: 10.1128/AEM.64.7.2660-2669.1998
- Tilman D. (2001): Functional Diversity. In: S. A. Levin (Hrsg.): *Encyclopedia of Biodiversity* (Second Edition). Academic Press. Waltham: 587–596
- Tockner K., Pusch M., Borchardt D. & Lorang M. S. (2010): Multiple stressors in coupled river – floodplain ecosystems. *Freshwater Biology* 55 (s1): 135–151. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02371.x
- Toepfer S., Knuth P., Glas M. & Kuhlmann U. (2014): Successful application of entomopathogenic nematodes for the biological control of western corn rootworm larvae in Europe – a mini review. Tagungsband: Internationale Fachtagung zum Forschungsprogramm über den Westlichen Maiswurzelbohrer, 14.–16. November 2012, Berlin. 59–66. DOI: 10.5073/jka.2014.444.019
- Topalović O. & Geisen S. (2023): Nematodes as suppressors and facilitators of plant performance. *New Phytologist* 238 (6): 2305–2312. DOI: 10.1111/nph.18925
- Topoliantz S., Ponge J.-F. & Viaux P. (2000): Earthworm and enchytraeid activity under different arable farming systems, as exemplified by biogenic structures. *Plant and Soil* 225 (1): 39–51. DOI: 10.1023/A:1026537632468
- Topp W., Kappes H., Kulfan J. & Zach P. (2006): Distribution pattern of woodlice (Isopoda) and millipedes (Diplopoda) in four primeval forests of the Western Carpathians (Central Slovakia). *Soil Biology and Biochemistry* 38 (1): 43–50. DOI: 10.1016/j.soilbio.2005.04.012
- Toschki A., Burkhardt U., Haase H., Höfer H., Jänsch S., Oellers J., Römbke J., Roß-Nickoll M., Salamon J.-A., Schmelz R., Scholz-Starke B. & Russell D. (2021): Die Edaphobase-Länderstudien. Synökologische Untersuchungen von Bodenorganismen in einem Biotop- und Standortgradienten in Deutschland 2014–2018. Senckenberg – Museum für Naturkunde Görlitz. Görlitz. 380 S.
- Trautner J. & Aßmann T. (1998): Bioindikation durch Laufkäfer. Beispiele und Möglichkeiten. Bayer. Akad. Natursch. Landschaftspflege. Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge (LSB) 8 (98): 169–182
- Tresch S., Frey D., Bayon R.-C. L., Mäder P., Stehle B., Fliessbach A. & Moretti M. (2019): Direct and indirect effects of urban gardening on aboveground and belowground diversity influencing soil multifunctionality. *Scientific Reports* 9 (1): 9769. DOI: 10.1038/s41598-019-46024-y
- Treseder K. K. (2008): Nitrogen additions and microbial biomass: a meta-analysis of ecosystem studies. *Ecology Letters* 11 (10): 1111–1120. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2008.01230.x
- Tryon C. A. (2006): The Destructive Potential of Earthworms on the Archaeobotanical Record. *Journal of Field Archaeology* 31 (2): 199–202
- Tscharntke T., Steffan-Dewenter I., Kruess A. & Thies C. (2002): Contribution of Small Habitat Fragments to Conservation of Insect Communities of Grassland – Cropland Landscapes. *Ecological Applications* 12 (2): 354–363. DOI: 10.1890/1051-0761(2002)012[0354:COSHFT]2.0.CO;2
- Türke M., Lange M. & Eisenhauer N. (2018): Gut shuttle service: endozoochory of dispersal-limited soil fauna by gastropods. *Oecologia* 186 (3): 655–664. DOI: 10.1007/s00442-018-4058-x

- UBA – Umweltbundesamt (2002a): Boden-Dauerbeobachtung in Deutschland. Umweltbundesamt. 152 S.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.); Römbke J., Beck L., Dreher P., Hund-Rinke K., Jänsch S., Kratz W., Pieper S., Ruf A., Spelda J. & Woas (2002b): Entwicklung von bodenbiologischen Bodengüteklassen für Acker- und Grünlandstandorte. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 275 S.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.); Römbke J., Jänsch S., Roß-Nickoll M., Toschki A., Höfer H., Horak F., Russell D., Burkhardt U. & Schmitt H. (2012): Erfassung und Analyse des Bodenzustands im Hinblick auf die Umsetzung und Weiterentwicklung der Nationalen Biodiversitätsstrategie. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 386 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2013a): Bodenversiegelung. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/boden/bodenversiegelung> (aufgerufen am 09.11.2022)
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.); Jering A., Klatt A., Seven J., Ehlers K., Günther J., Ostermeier A. & Mönch L. (2013b): Globale Landflächen und Biomasse nachhaltig und ressourcenschonend nutzen. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 12 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2015a): Durch Umweltschutz die biologische Vielfalt erhalten. Umweltbundesamt. 74 S.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.); Niedernostheide N., Kaufmann-Boll C., Huck S., Mählmann U. & Lazar S. (2015b): Ideen zur Verbesserung des Bodenbewusstseins. Umweltbundesamt. 160 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2017): Biobasierte und biologisch abbaubare Kunststoffe. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/biobasierte-biologisch-abbaubare-kunststoffe> (aufgerufen am 12.08.2023)
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.); Lahaye L., Schmidt K., Meiser M. & Beblek A. (2019a): Boden eine Sprache geben. In 5 Schritten die Zielgruppe erreichen. Umweltbundesamt. 40 S.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.); Meiser M., Lahaye L., Schmidt K. & Beblek A. (2019b): Boden schützen leicht gemacht. Umweltbundesamt. 36 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2020a): Belastung der Umwelt mit Bioziden realistischer erfassen. Schwerpunkt Einträge über Kläranlagen. Umweltbundesamt. 190 S.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.); Kaufmann-Boll C., Kern M. & Niederschmidt S. (2020b): Bodendaten in Deutschland. Umweltbundesamt. 196 S.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.); Römbke J., Förster B., Jänsch S., Kaiser F., Scheffczyk A., Scholz-Starke B., Daniels B., Ottermanns R. & Roß-Nickoll M. (2020c): Necessary adaptations for a harmonized fieldtesting procedure and risk assessment of earthworms (terrestrial). Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 117 S.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.); Pannicke-Prochnow N., Krohn C., Albrecht J., Thinius K., Ferber U. & Eckert K. (2021): Bessere Nutzung von Entsiegelungspotenzialen zur Wiederherstellung von Bodenfunktionen und zur Klimaanpassung. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 360 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2022a): Bodenerosion durch Wasser. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-flaeche/bodenbelastungen/bodenerosion/bodenerosion-durch-wasser> (aufgerufen am 09.08.2023)
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.); Kaufmann-Boll C., Kern M., Kastler M., Niederschmidt S., Kappler W., Müller F., Oellers J., Toschki A., Steffens M., Wiesmeier M. & Mathews J. (2022b): Konzeption und Umsetzung eines Klimafolgen-Bodenmonitoring-Verbunds für Bodenbiologie und organische Bodensubstanz. Umweltbundesamt. 254 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2023a): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll
- UBA – Umweltbundesamt (2023b): Siedlungs- und Verkehrsfläche. Anhaltender Flächenverbrauch für Siedlungs- und Verkehrszwecke. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/flaeche/siedlungs-verkehrsflaeche#anhaltender-flachenverbrauch-fur-siedlungs-und-verkehrszwecke> (aufgerufen am 10.08.2023)
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.); Jänsch S., Scheffczyk A., Römbke J., Rojo V., Vierna J., Vizcaíno A., Natal da Luz T., Alves D., Martins P., Mendes S., Scopel L., Sousa J. P., Krogh P. H., Sapkota R. & Schmelz R. M. (2023c): Bewertung der Biologischen Vielfalt mittels DNA-Extraktion aus Bodenproben von Dauerbeobachtungsflächen (BDF). Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 374 S.
- Ullrich J. (2021): Schwarmästhetik. Insekten in der Kunst. <https://www.kulturrat.de/themen/nachhaltigkeit-kultur/insekten-kultur/schwarmaesthetik/> (aufgerufen am 09.11.2022)
- UNESCO (2019): UNESCO Global Geoparks (UGGp). UNESCO. <https://en.unesco.org/global-geoparks> (aufgerufen am 09.11.2022)
- Unterweger P. A. (2017): Die »Initiative Bunte Wiese«. Ein neues Mahdkonzept als Beitrag zur Reduzierung des Insektensterbens. Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie e. V. 21: 33–36
- Upreti Y., Poudel R. C., Shrestha K. K., Rajbhandary S., Tiwari N. N., Shrestha U. B. & Asselin H. (2012): Diversity of use and local knowledge of wild edible plant resources in Nepal. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 8 (1): 16. DOI: 10.1186/1746-4269-8-16
- Urák I., Gallé-Szpisjak N., Szigyártó I.-L., Zsigmond A.-R. & Gallé R. (2023): Heather (*Calluna vulgaris*) supports spider diversity of oligotrophic peat bogs. *Journal of Insect Conservation* 27 (3): 415–422. DOI: 10.1007/s10841-023-00465-z
- Valéry L., Bouchard V. & Lefeuvre J.-C. (2004): Impact of the invasive native species *Elymus athericus* on carbon pools in a salt marsh. *Wetlands* 24 (2): 268–276. DOI: 10.1672/0277-5212(2004)024[0268:10TINS]2.0.CO;2
- Valldor P., Miethling-Graff R., Martens R. & Tebbe C. C. (2015): Fate of the insecticidal Cry1Ab protein of GM crops in two agricultural soils as revealed by <sup>14</sup>C-tracer studies. *Applied Microbiology and Biotechnology* 99 (17): 7333–7341. DOI: 10.1007/s00253-015-6655-5
- Vanermen I., Kessels R., Verheyen K., Muys B. & Vranken L. (2021): The effect of information transfer related to soil biodiversity on Flemish citizens' preferences for forest ma-

- nagement. *Science of The Total Environment* 776 (NA): 145791. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145791
- Vannette R. L., Leopold D. R. & Fukami T. (2016): Forest area and connectivity influence root-associated fungal communities in a fragmented landscape. *Ecology* 97 (9): 2374–2383. DOI: 10.1002/ecy.1472
- Vavoulidou E., Avramides E. J., Dimirkou A. & Papadopoulos P. (2006): Influence of Different Cultivation Practices on the Properties of Volcanic Soils on Santorini Island, Greece. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 37 (15–20): 2857–2866. DOI: 10.1080/00103620600832837
- VDI (2014): Monitoring der Wirkungen von gentechnisch veränderten Organismen (GVO) – Wirkung auf Bodenorganismen. *Technologies of Life Science*. 72 S.
- Veldkamp E., Schmidt M., Markwitz C., Beule L., Beuschel R., Biertümpfel A., Bischel X., Duan X., Gerjets R., Göbel L., Groß R., Guerra V., Heinlein F., Komainda M., Langhof M. et al. (2023): Multifunctionality of temperate alley-cropping agroforestry outperforms open cropland and grassland. *Communications Earth & Environment* 4 (1): 1–10. DOI: 10.1038/s43247-023-00680-1
- Venter Z. S., Jacobs K. & Hawkins H.-J. (2016): The impact of crop rotation on soil microbial diversity: A meta-analysis. *Pedobiologia* 59 (4): 215–223. DOI: 10.1016/j.pedobi.2016.04.001
- Verbruggen E., Kuramae E. E., Hillekens R., de Hollander M., Kiers E. T., Röling W. F. M., Kowalchuk G. A. & van der Heijden M. G. A. (2012): Testing Potential Effects of Maize Expressing the *Bacillus thuringiensis* Cry1Ab Endotoxin (Bt Maize) on Mycorrhizal Fungal Communities via DNA- and RNA-Based Pyrosequencing and Molecular Fingerprinting. *Applied and Environmental Microbiology* 78 (20): 7384–7392. DOI: 10.1128/AEM.01372-12
- Vickerman G. (1992): The effects of different pesticide regimes on the invertebrate fauna of winter wheat. In: G. Greig-Smith, G. Frampton & T. Hardy (Hrsg.): *Pesticides, cereal farming and the environment: the Boxworth project*. HMSO MAFF. London: 82–109
- Vickery J. A., Feber R. E. & Fuller R. J. (2009): Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133 (1–2): 1–13. DOI: 10.1016/j.agee.2009.05.012
- Visser S. & Parkinson D. (1992): Soil biological criteria as indicators of soil quality: Soil microorganisms. *American Journal of Alternative Agriculture* 7 (1–2): 33–37. DOI: 10.1017/S0889189300004434
- Voigtländer K., Iorio E., Decker P. & Spelda J. (2017): The subgenus *Monotarsobius* in the Iberian Peninsula with a description of a new pseudo-cryptic species from Northern Spain revealed by an integrative revision of *Lithobius crasipes* L. Koch 1862 (Chilopoda, Lithobiomorpha, Lithobiidae). *ZooKeys* (681): 1–38. DOI: 10.3897/zookeys.681.12942
- Vos M., Wolf A. B., Jennings S. J. & Kowalchuk G. A. (2013): Micro-scale determinants of bacterial diversity in soil. *FEMS Microbiology Reviews* 37 (6): 936–954. DOI: 10.1111/1574-6976.12023
- de Vries F. T., Hoffland E., van Eekeren N., Brussaard L. & Bloem J. (2006): Fungal/bacterial ratios in grasslands with contrasting nitrogen management. *Soil Biology and Biochemistry* 38 (8): 2092–2103. DOI: 10.1016/j.soilbio.2006.01.008
- Vuidot A., Paillet Y., Archaux F. & Gosselin F. (2011): Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation* 144 (1): 441–450. DOI: 10.1016/j.biocon.2010.09.030
- Wagg C., Jansa J., Schmid B. & van der Heijden M. G. A. (2011): Belowground biodiversity effects of plant symbionts support aboveground productivity. *Ecology Letters* 14 (10): 1001–1009. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01666.x
- Wagg C., Bender S. F., Widmer F. & van der Heijden M. G. A. (2014): Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111 (14): 5266–5270. DOI: 10.1073/pnas.1320054111
- Walimbe S. (2021): Formation Processes of the Human Skeletal Record in Archaeology. *Man and Environment XLV(2)*
- Wall D. H., Nielsen U. N. & Six J. (2015): Soil biodiversity and human health. *Nature* 528 (7580): 69–76. DOI: 10.1038/nature15744
- Walter R., Burmeister J. & Wolfrum S. (2017): Maisanbau regenwurmfreundlich gestalten – auf Bodenruhe und gute Humusversorgung achten. *Mais* 04 (17): 181–185
- Wanner A. (2009): Management, biodiversity and restoration potential of salt grassland vegetation of the Baltic Sea: Analyses along a complex ecological gradient. *Dissertation*. Universität Hamburg
- Wanner M. & Dunger W. (2002): Primary immigration and succession of soil organisms on reclaimed opencast coal mining areas in eastern Germany. *European Journal of Soil Biology* 38 (2): 137–143. DOI: 10.1016/S1164-5563(02)01135-4
- Wanner M. & Xylander W. E. R. (2003): Transient fires useful for habitat-management do not affect soil microfauna (testate amoebae)—a study on an active military training area in eastern Germany. *Ecological Engineering* 20 (2): 113–119. DOI: 10.1016/S0925-8574(02)00124-6
- Wanner M., Elmer M., Kazda M. & Xylander W. E. R. (2008): Community Assembly of Terrestrial Testate Amoebae: How is the Very First Beginning Characterized? *Microbial Ecology* 56 (1): 43–54. DOI: 10.1007/s00248-007-9322-2
- Ward J. v., Tockner K. & Schiemer F. (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity1. *Regulated Rivers: Research & Management* 15 (1–3): 125–139. DOI: 10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3<125::AID-RRR523>3.0.CO;2-E
- Wardle D. A., Bardgett R. D., Klironomos J. N., Setälä H., Putten W. H. van der & Wall D. H. (2004): Ecological Linkages Between Aboveground and Belowground Biota. *Science* 304 (5677): 1629–1633. DOI: 10.1126/science.1094875
- Weber C. J. (2022): Spatial Distribution of Meso- and Microplastics in Floodplain Soils: Novel Insights from Rural to Urban Floodplains in Central Germany. *Dissertation*. Philipps-Universität Marburg. Marburg
- Wei H., Wu L., Liu Z., Saleem M., Chen X., Xie J. & Zhang J. (2022): Meta-analysis reveals differential impacts of mic-

- roplastics on soil biota. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 230: 113150. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.113150
- Weigmann G., Horak F., Franke K. & Christian A. (2015): Acarofauna Germanica – Oribatida; Verbreitung und Ökologie der Hornmilben (Oribatida) in Deutschland. Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung. Görlitz. 171 S.
- Wesener T., Voigtländer K., Decker P., Oeyen J.P., Spelda J. & Lindner N. (2015): First results of the German Barcode of Life (GBOL) – Myriapoda project: Cryptic lineages in German *Stenotaenia linearis* (Koch 1835) (Chilopoda, Geophilomorpha). *ZooKeys* 510: 15–29. DOI: 10.3897/zookeys.510.8852
- Westermann L., Baber K., Wesenberg J. & Xylander W.E.R. (2018): »Abenteuer Bodenleben« – Virtual Reality (VR) zur digitalen Wissenschaftsvermittlung im Museum. In: A. Bienert, A. Börner, E. Emenlauer-Blömers & J. Hemsley (Hrsg.): EVA Berlin 2018: 27–32
- Whalen J. K., Kernecker M. L., Thomas B. W., Sachdeva V. & Ngosong C. (2013): Soil food web controls on nitrogen mineralization are influenced by agricultural practices in humid temperate climates. *CABI Reviews* 2013: 1–18. DOI: 10.1079/PAVSNNR20138023
- White H. J., León-Sánchez L., Burton V.J., Cameron E. K., Caruso T., Cunha L., Dirilgen T., Jurburg S.D., Kelly R., Kumaresan D., Ochoa-Hueso R., Ordonez A., Phillips H. R. P., Prieto I., Schmidt O. et al. (2020): Methods and approaches to advance soil macroecology. *Global Ecology and Biogeography* 29 (10): 1674–1690. DOI: 10.1111/geb.13156
- Wiesmeier M., Mayer S., Burmeister J., Hübner R. & Kögel-Knabner I. (2020a): Feasibility of the 4 per 1000 initiative in Bavaria: A reality check of agricultural soil management and carbon sequestration scenarios. *Geoderma* 369 (NA): 114333. DOI: 10.1016/j.geoderma.2020.114333
- Wiesmeier M., Mayer S., Paul C., Helming K., Don A., Franko U., Franko M. & Kögel-Knabner I. (2020b): CO<sub>2</sub>-Zertifikate für die Festlegung atmosphärischen Kohlenstoffs in Böden. Methoden, Maßnahmen und Grenzen. *BonaRes Series* 2020/1: 25. DOI: 10.20387/BONARES-F8T8-XZ4H
- Willett W., Rockström J., Loken B., Springmann M., Lang T., Vermeulen S., Garnett T., Tilman D., DeClerck F., Wood A., Jonell M., Clark M., Gordon L. J., Fanzo J., Hawkes C. et al. (2019): Food in the Anthropocene: the EAT – Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet* 393 (10170): 447–492. DOI: 10.1016/S0140-6736(18)31788-4
- Williams T. G., Bui S., Conti C., Debonne N., Levers C., Swart R. & Verburg P.H. (2023): Synthesising the diversity of European agri-food networks: A meta-study of actors and power-laden interactions. *Global Environmental Change* 83: 102746. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2023.102746
- Windisch S., Sommermann L., Babin D., Chowdhury S. P., Grosch R., Moradtalab N., Walker F., Höglinger B., El-Hassan A., Armbruster W., Nesme J., Sørensen S. J., Schellenberg I., Geistlinger J., Smalla K. et al. (2021): Impact of Long-Term Organic and Mineral Fertilization on Rhizosphere Metabolites, Root – Microbial Interactions and Plant Health of Lettuce. *Frontiers in Microbiology* 11 (NA): 597745. DOI: 10.3389/fmicb.2020.597745
- Wolters M., Garbutt A. & Bakker J.P. (2005): Salt-marsh restoration: evaluating the success of de-embankments in north-west Europe. *Biological Conservation* 123 (2): 249–268. DOI: 10.1016/j.biocon.2004.11.013
- Wolters V. & Ekschmitt K. (1997): Gastropods, Isopods, Diplopods, and Chilopods: Neglected Groups of the Decomposer Food Web. In: G. Benckiser (Hrsg.): *Fauna in Soil Ecosystems*. CRC Press. New York: 265–306
- Wu L., Zhang Y., Guo X., Ning D., Zhou X., Feng J., Yuan M.M., Liu S., Guo J., Gao Z., Ma J., Kuang J., Jian S., Han S., Yang Z. et al. (2022): Reduction of microbial diversity in grassland soil is driven by long-term climate warming. *Nature Microbiology* 7 (7): 1054–1062. DOI: 10.1038/s41564-022-01147-3
- Wu X., Cao R., Wei X., Xi X., Shi P., Eisenhauer N. & Sun S. (2017): Soil drainage facilitates earthworm invasion and subsequent carbon loss from peatland soil. *Journal of Applied Ecology* 54 (5): 1291–1300. DOI: 10.1111/1365-2664.12894
- Xylander W.E.R. (2020): Society's awareness for protection of soils, its biodiversity and function in 2030 – We need a more intrinsic approach. *Soil Organisms* 92 (3): 203-212-203-212. DOI: 10.25674/so92iss3pp203
- Xylander W.E.R. & Zumkowski-Xylander H. (2018): Increasing awareness for soil biodiversity and protection: The international touring exhibition »The Thin Skin of the Earth«. *Soil Organisms* 90 (2): 79–94. DOI: 10.25674/KKY5-A011
- Xylander W.E.R., Zumkowski-Xylander H., Wesenberg J., Havlik P. & Herkner B. (2018): Fast wie im Leben-Senckenberg testet virtuelle Realitäten. *Natur Forschung Museum* 148 (1–3): 28–30
- Yamaki M., Miwa M., Ishiguro K. & Takagi S. (1994): Antimicrobial activity of naturally occurring and synthetic phloroglucinols against *Staphylococcus aureus*. *Phytotherapy Research* 8 (2): 112–114. DOI: 10.1002/ptr.2650080214
- Yang G., Ryo M., Roy J., Lammel D. R., Ballhausen M.-B., Jing X., Zhu X. & Rillig M. C. (2022): Multiple anthropogenic pressures eliminate the effects of soil microbial diversity on ecosystem functions in experimental microcosms. *Nature Communications* 13 (1): 4260. DOI: 10.1038/s41467-022-31936-7
- Yang J., Schrader S. & Tebbe C. C. (2024): Legacy effects of earthworms on soil microbial abundance, diversity, and community dynamics. *Soil Biology and Biochemistry* 190: 109294. DOI: 10.1016/j.soilbio.2023.109294
- Yin R., Eisenhauer N., Schmidt A., Gruss I., Purahong W., Siebert J. & Schädler M. (2019): Climate change does not alter land-use effects on soil fauna communities. *Applied Soil Ecology* 140: 1–10. DOI: 10.1016/j.apsoil.2019.03.026
- Yin R., Kardol P., Thakur M. P., Gruss I., Wu G.-L., Eisenhauer N. & Schädler M. (2020): Soil functional biodiversity and biological quality under threat: Intensive land use outweighs climate change. *Soil Biology and Biochemistry* 147: 107847. DOI: 10.1016/j.soilbio.2020.107847
- Yun W. & Hall I. R. (2004): Edible ectomycorrhizal mushrooms: challenges and achievements. *Canadian Journal of Botany* 82 (8): 1063–1073. DOI: 10.1139/b04-051
- Zaitsev A. S., Wolters V., Waldhardt R. & Dauber J. (2006): Long-term succession of oribatid mites after conversion

- of croplands to grasslands. *Applied Soil Ecology* 34 (2): 230–239. DOI: 10.1016/j.apsoil.2006.01.005
- Zak D., Goldhammer T., Cabezas A., Gelbrecht J., Gurke R., Wagner C., Reuter H., Augustin J., Klimkowska A. & McInnes R. (2018): Top soil removal reduces water pollution from phosphorus and dissolved organic matter and lowers methane emissions from rewetted peatlands. *Journal of Applied Ecology* 55 (1): 311–320. DOI: 10.1111/1365-2664.12931
- Zaller J. G., Heigl F., Ruess L. & Grabmaier A. (2014): Glyphosate herbicide affects belowground interactions between earthworms and symbiotic mycorrhizal fungi in a model ecosystem. *Scientific Reports* 4 (1): 5634. DOI: 10.1038/srep05634
- Zeiss R., Eisenhauer N., Orgiazzi A., Rillig M., Buscot F., Jones A., Lehmann A., Reitz T., Smith L. & Guerra C. A. (2022): Challenges of and opportunities for protecting European soil biodiversity. *Conservation Biology* 36 (5): e13930. DOI: 10.1111/cobi.13930
- Zeiss R., Briones M. J. I., Mathieu J., Lomba A., Dahlke J., Heptner L.-F., Salako G., Eisenhauer N. & Guerra C. A. (2023): Effects of climate on the distribution and conservation of commonly observed European earthworms. *Conservation Biology*. e14187. DOI: 10.1111/cobi.14187
- Zell H. (1989): Lebensraum Buchenwaldboden 13. Die Nematoden. *Verh. Ges. Ökol* 17: 125–130
- Zhu X., Jackson R. D., DeLucia E. H., Tiedje J. M. & Liang C. (2020): The soil microbial carbon pump: From conceptual insights to empirical assessments. *Global Change Biology* 26 (11): 6032–6039. DOI: 10.1111/gcb.15319
- Zinger L., Taberlet P., Schimann H., Bonin A., Boyer F., De Barba M., Gaucher P., Gielly L., Giguet-Covex C., Iribar A., Réjou-Méchain M., Rayé G., Rioux D., Schilling V., Tymen B. et al. (2019): Body size determines soil community assembly in a tropical forest. *Molecular Ecology* 28 (3): 528–543. DOI: 10.1111/mec.14919
- Zumkowski-Xylander H., Pilz M., Paczos A., Christian A. & Xylander W. E. R. (2017): Die dünne Haut der Erde. Unsere Böden. Ausstellungsführer zur Wanderausstellung des Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz



# 9

# INDIREKTE TREIBER DER BIODIVERSITÄTS- ENTWICKLUNG

## **Autor:innen**

Sebastian Lakner, Sven Grüner, Pia Sommer, Ute Hasenöhr, Zachary Turk, Hannah Böhner, Bernd Klauer, Menko Koch, Marie Meyer-Jürshof, Anne-Christine Mupepele, André Mascarenhas, Alexandra-Maria Klein, Carola Paul, Florian Jansen, Marion Mehring

## **Beitragende Autor:innen**

Franziska Tanneberger, Helmut Winkler, Guy Pe'er, Hubertus Paetow

## Kapitelzusammenfassung

Indirekte Treiber beeinflussen menschliche Entscheidungen, die sich mittelbar auf die Biodiversität (d.h. biologische Vielfalt) auswirken. Die indirekten Treiber werden in politisch-rechtliche, wirtschaftlich-technologische und gesellschaftliche Treiber gegliedert. Zwischen den indirekten Treibern gibt es vielfältige Wechselwirkungen. Beispielsweise setzt politisches Handeln ein Mindestmaß an gesellschaftlicher Akzeptanz voraus und beruht in demokratischen Systemen auf Mehrheiten in Wahlen. Zudem lassen sich politische Rahmenbedingungen und gesellschaftliche Treiber nicht losgelöst von wirtschaftlichen Prozessen, wie beispielsweise technologischen Innovationen, Änderungen von Angebot und Nachfrage oder Globalisierung, betrachten. Indirekte Treiber beeinflussen die direkten Treiber (z.B. Landnutzung oder Umweltressourcen) sowie unmittelbar die Gesundheit des Lebensraums, die Entwicklungen der Biodiversität und die damit in Verbindung stehenden Ökosystemfunktionen und -leistungen. Darüber hinaus betrachtet das Kapitel die globalen Krisen der Covid-19-Pandemie und des Kriegs in der Ukraine. Beide Krisen weisen indirekte Auswirkungen auf die Biodiversität auf bzw. beeinflussen die oben beschriebenen indirekten Treiber.

**Die vorhandene Literatur zu den indirekten Treibern der Biodiversität ist zumeist vage (*allgemein anerkannt*) {9.1.4.2}.**

Ein wichtiges Charakteristikum von indirekten Treibern ist ihre mittelbare und teilweise nicht intuitive Wirkung auf die biologische Vielfalt. Die Wirkungen indirekter Treiber sind aufgrund der Komplexität der Zusammenhänge schlecht beobachtbar und messbar, da sich oftmals keine einfachen Ursache-Wirkungs-Ketten identifizieren lassen. Es gibt nur wenige Studien, welche die komplexe Wirkungskette von den globalen Wirkmechanismen bis zu den Veränderungen der Biodiversität untersuchen. Es kommt erschwerend hinzu, dass für die Analyse erforderliche Daten häufig nur mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung verfügbar sind.

**Verschiedene Hindernisse und Schwierigkeiten müssen überwunden werden, damit Instrumente und Maßnahmen zur Biodiversitätsförderung ihre Wirkung entfalten (*allgemein anerkannt*) {9.1.3}.**

Um das Ziel des Schutzes der Biodiversität zu erreichen, sind zunächst Instrumente und Maßnahmen zu identifizieren oder zu entwickeln, die geeignet sind, das Ziel zu erreichen. Hierzu müssen nicht nur Ursache-Wirkungs-

Beziehungen beachtet werden, sondern auch nicht intendierte Nebeneffekte des politischen Handelns (z.B. Telecoupling-Effekte) einbezogen werden. Es ist weiterhin zu berücksichtigen, dass die Reaktion der biologischen Vielfalt auf politische Instrumente komplex ist, da die indirekten Treiber einem kontinuierlichen Wandel unterliegen. Der Schutz der Biodiversität fordert darüber hinaus politische Akzeptanz bei den betroffenen Akteur:innen. Staatliche Instrumente und Maßnahmen müssen demokratisch legitimiert sein. Damit geht einher, dass staatliche Instrumente und Maßnahmen des Biodiversitätsschutzes politische Zustimmungen und Mehrheiten benötigen. So kann es sein, dass als sinnvoll identifizierte Instrumente und Maßnahmen im politischen Prozess an Widerständen scheitern. Es ist außerdem von Bedeutung, dass die Förderung von Biodiversität eher ein langfristiges Ziel ist, das zunächst kurzfristige Kosten verursacht, dessen Wirkung jedoch erst nach mehreren Jahren zu beobachten ist. Damit staatliche Instrumente und Maßnahmen des Biodiversitätsschutzes wirksam werden, müssen sie jedoch nicht nur politisch beschlossen, sondern auch erfolgreich umgesetzt werden. Voraussetzung für eine erfolgreiche Implementierung ist eine generelle Akzeptanz der Regeln. Institutionelle Veränderungen sind teilweise mit sozialen Konflikten zwischen verschiedenen Akteuren verbunden. Dies kann den Schutz der Biodiversität verlangsamen.

**Die Bewertung von Biodiversität bietet Chancen, die gesellschaftliche Debatte um die biologische Vielfalt informierter zu gestalten (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) und die Herausforderungen in der Kommunikation abzumildern (*noch nicht vollständig nachgewiesen*). Allerdings ist die Bewertung der Biodiversität methodisch anspruchsvoll und komplex (*allgemein anerkannt*), und die Studienlage zu diesem Thema weist verschiedene Mängel auf (*allgemein anerkannt*) {9.1.4}.**

Die ökonomische Bewertung von Biodiversität ermöglicht es, Umweltgütern einen monetären Wert zuzuweisen. Biodiversitätsbewertung wird aufgrund ethischer Bedenken und der hohen Komplexität (z.B. Wissensproblem) mitunter kritisch gesehen. Dieser Blickwinkel vernachlässigt allerdings die Chancen der Bewertung von Biodiversität. Denn hierdurch können Güter und Leistungen gegeneinander abgewogen (quantifiziert) werden, die ansonsten nicht oder kaum vergleichbar sind. Dies kann zu einer Versachlichung von Diskussi-

onen beitragen, da klar definiert wird, worüber gesprochen wird – Kommunikationsdefizite können somit abgebaut werden. Anders ausgedrückt, hat die Bewertung von Biodiversität das Potenzial, dass Debatten informierter geführt werden, da beispielsweise ein möglicher Schaden durch den Rückgang der biologischen Vielfalt besser vermittelt werden kann.

Die Studienlage zur Bewertung der Biodiversität im Allgemeinen und zu den indirekten Treibern im Speziellen weist verschiedene Mängel bzw. Herausforderungen auf. Beispielsweise lassen sich mithilfe der Theorie der externen Effekte (d.h. Marktversagen) Grenzen des Preismechanismus bei der Bewertung von Biodiversität aufzeigen. So führt eine fehlende Einpreisung gesellschaftlich (un)erwünschter Effekte auf unbeteiligte Dritte zu einem Unterangebot an Biodiversität. Darüber hinaus lässt sich in Befragungsstudien beobachten, dass es eine Tendenz im Antwortverhalten in Richtung sozialer Erwünschtheit gibt. Eine Person könnte eine Präferenz und hohe Zahlungsbereitschaft für den Biodiversitätserhalt in einer Befragung angeben (d.h. positives Selbstbild), jedoch ein davon abweichendes tatsächliches Verhalten aufweisen. Ferner bestehen Herausforderungen bei der Weiterentwicklung von innovativen Ansätzen, wie Textanalysen. In der jüngeren Vergangenheit nimmt die Bedeutung von Textanalysen zu. Für die Biodiversitätsforschung ist das beispielsweise nützlich, um gesellschaftliche Aufmerksamkeit und Risikowahrnehmung im Bereich der biologischen Vielfalt zu untersuchen. Zu den Herausforderungen des noch relativ jungen Feldes der Textanalysen zählt die Identifikation von kausalen Beziehungen.

**Es lässt sich zeigen, dass Fachpolitiken übergreifend auf verschiedene Lebensräume wirken und daher zentral für den Schutz der Artenvielfalt sind (*nicht vollständig nachgewiesen*) {9.2.1}.**

Die Naturschutz- und Umweltpolitik wirken durch ordnungspolitische Regelungsansätze überwiegend positiv auf den Schutz der biologischen Vielfalt. Die Agrarpolitik ist ebenso übergreifend wirksam, erzielt jedoch ihre Hauptwirkung im Offenland sowie mittelbare Wirkungen auf Binnengewässer und Küstengewässer. Während die ältere marktregulierende Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) vor 2005 einen negativen Einfluss auf die Artenvielfalt hatte, wird die GAP in der Förderperiode 2023–2027 voraussichtlich einen eher neutralen bis leicht positiven Einfluss auf die Artenvielfalt haben. Allerdings wird dieser Einfluss keineswegs ausreichen, um die langjährigen rückläufigen Trends einzelner Arten

umzukehren. Auch die Energiepolitik wirkt sich lebensraumübergreifend mit häufig überwiegend negativen Nebeneffekten aus. Das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) übt einen eher negativen Einfluss auf die Artenvielfalt aus. Spezifische Fachpolitiken wie die Wasser-Rahmenrichtlinie oder die Nährstoffpolitik wirken ebenfalls lebensraumübergreifend. Ihre potenzielle Wirkung ist positiv, allerdings ist auch hier der Einfluss insgesamt noch eher gering. Insbesondere bei der Wasserrahmenrichtlinie bedarf es noch erheblicher Umsetzungsschritte, um die Ziele zu erreichen.

**In vielen Lebensräumen liegen sogenannte Mehrebenenstrukturen vor (*allgemein anerkannt*). Die Gestaltung von politischen und rechtlichen Instrumenten auf mehreren Ebenen (EU-Bund-Länder) führt häufig zu Komplexität und Intransparenz (*allgemein anerkannt*) {9.2.1.2; 9.2.1.5, 9.3.1.3}.**

In vielen Lebensräumen werden die politischen und rechtlichen Instrumente auf mehreren Ebenen entschieden und gestaltet (sog. Mehrebenenstruktur). Relevante Gestaltungsebenen sind die internationale, die europäische, die nationale und die Bundeslandebene. Besonderes Augenmerk verdient die heutige Mehrebenenstruktur der Küsten- und Meeresgovernance, da hier Institutionen auf allen Ebenen von Gemeinden bis global Einfluss auf politisch-rechtliche Rahmenbedingungen haben. Sowohl die Küstenbereiche als auch die Gewässer befinden sich fast ausschließlich in öffentlicher Hand, weshalb wirtschaftliche, politische und gesellschaftliche Entwicklungen sich dort zum Beispiel über die maritime Raumordnungsplanung deutlicher auswirken können, als das bei Privatbesitz der Fall ist. Auch im Offenland und in der Agrarpolitik führt das komplexe Zusammenspiel von EU, Bund und Ländern zu einem Verlust an Effektivität, Intransparenz und starker Bürokratie, was im Ergebnis die Förderung der biologischen Vielfalt erschwert.

Die Überschneidungen und Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Ebenen, aber auch zwischen verschiedenen Ressorts führen in manchen Politikbereichen zu hoher Komplexität und Intransparenz. Besonders im Umweltrecht und in der Beziehung zwischen EU und Nationalstaaten wurde das Vollzugs- und Umsetzungsdefizit konstatiert. Die Umsetzungs- und Vollzugsdefizite haben erheblichen Einfluss auf die Biodiversität, da sich die Defizite u.a. negativ auf den Zustand der Lebensräume auswirken. Die Nichtumsetzung und unzureichende Verankerung von EU-Richtlinien in nationales Recht stellt einen erheblich hemmenden Faktor dar.

**Für bestimmte Lebensräume sind spezielle Politiken erforderlich, um die lebensraumspezifischen Besonderheiten zu adressieren (noch nicht vollständig nachgewiesen) {9.2.1; 9.2.2.3}.**

Es gibt aber auch rechtliche Rahmenbedingungen, die ihre Wirkung vor allem in bestimmten Lebensräumen entfalten. Beispielsweise sind für den Lebensraum Küste und Küstengewässer aufgrund internationaler Verflechtungen formale Governance (Steuerungs-)Strukturen bedeutsam. Hierbei haben Institutionen auf allen Ebenen von Gemeinden bis global Einfluss auf politisch-rechtliche Rahmenbedingungen. Sowohl die Küstenbereiche als auch die Gewässer befinden sich fast ausschließlich in öffentlicher Hand, weshalb wirtschaftliche, politische und gesellschaftliche Entwicklungen sich dort zum Beispiel über die maritime Raumordnungsplanung deutlicher auswirken können, als das bei Privatbesitz der Fall ist. Dagegen ist die Stadtplanung sowohl im positiven als auch negativen Sinne primär für die urbanen Räume relevant. In den urbanen Räumen wurde in der Stadtplanung das Konzept der doppelten Innenentwicklung verfolgt, was dem Verbrauch von Siedlungsfläche entgegenwirken soll. Die Eigentumsstruktur in Waldökosystemen ist breit gestreut, Biodiversitätsmaßnahmen können nur mithilfe der privaten Waldeigentümer erreicht werden. Darüber hinaus stehen verschiedene ordnungsrechtliche, ökonomische und informationelle Instrumente in der Waldpolitik zur Verfügung und können integrativ auf den Schutz der Artenvielfalt in forstlich genutzten Waldbeständen hinwirken oder auch segregativ auf eine räumliche Trennung von wirtschaftlicher Nutzung und Naturschutzfunktion abzielend eingesetzt werden.

**Wirtschaftswachstum und Marktversagen wirken sich überwiegend negativ auf die Biodiversität aus (noch nicht vollständig nachgewiesen). Zudem besteht oftmals ein Zielkonflikt aus ökonomischer Vorteilhaftigkeit und Biodiversität (noch nicht vollständig nachgewiesen) {9.2.2.2; 9.2.2.7; 9.2.2.8; 9.3.2.1}.**

Das globale Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstum führt zu einer höheren Nachfrage nach Energie und Materialien mit der Folge der Ausbeutung natürlicher Ressourcen und Übernutzung von Habitaten. Das kontinuierliche Wachstum des Pro-Kopf-BIP über weite Strecken des 20. Jahrhunderts war ein globales Phänomen, das auf der Ausbeutung nicht erneuerbarer Ressourcen basierte. Laut Umweltprogramm der Vereinten Nationen hat sich der weltweite Ressourcenverbrauch seit 1970 verdreifacht. Mit Ausnahme des jüngsten, durch die Covid-19-Pandemie bedingten Rückgangs

stiegen die deutschen Konsumausgaben in den letzten 30 Jahren kontinuierlich an. Mit dem erweiterten Mobilitätsradius und dem Ausbau des Individualverkehrs der Bürger:innen stieg die Suburbanisierung des stadtnahen Umlands, und der Flächenverbrauch für Wohnraum, Verkehrswege und Freizeitinfrastrukturen wuchs. Der Wohnungsbau und der Ausbau gewerblicher Immobilien (als Folge des gestiegenen Wohlstandes) führen zu einem Flächennutzungsdruck in städtischen Gebieten, der meist zulasten von Rückzugsflächen für die Artenvielfalt geht. Der Ressourcenverbrauch in Deutschland ist so groß, dass drei Erden erforderlich wären, wenn alle Erdenbürger:innen den gleichen Lebensstil hätten.

Marktpreise sind jedoch oftmals ein unzureichender Indikator, die mit der Produktion verbundenen Kosten adäquat zu quantifizieren. Die biologische Vielfalt ist ein öffentliches Gut, für das kein Marktwert existiert und deren Wert bei privaten oder betrieblichen Entscheidungen nicht oder nicht ausreichend berücksichtigt wird. Bei Angebot und Nachfrage spielt z. B. eine biodiversitätsfreundliche Produktion in der Landwirtschaft bisher eine untergeordnete Rolle. Diese Form des Marktversagens aufgrund externer Effekte ist aus ökonomischer Sicht die Erklärung für den Rückgang der Artenvielfalt. Das Problembewusstsein gegenüber Ressourcen war lange Zeit gering. So wurde die Ressource Boden oftmals als exogen bzw. unendlich verfügbares Material angesehen. Insbesondere tragen ökonomische Aktivitäten (z. B. internationaler Handel) dazu bei, dass invasive Arten transportiert und eingeführt werden, welche wiederum nicht nur die Natur an sich (Biodiversität, lokale Ökosysteme), sondern auch Leistungen der Natur für den Menschen (Ökosystemleistungen) negativ beeinflussen. Auch treten Telecoupling-Effekte auf, die in der Betrachtung von Nachhaltigkeit und Umwelt-/Biodiversitätsschutz zu berücksichtigen sind. So zum Beispiel: Während Biodiesel mit Palmöl möglicherweise die Abkehr von fossilen Kraftstoffen in Deutschland förderte, kam es zu negativen Effekten auf die Biodiversität in einem anderen Land. Die Befragten des *Faktencheck-Artenvielfalt*-Konsortiums nahmen die Bewertung des Lebensraums durch wirtschaftliche Akteure eher hemmend wahr.

**Durch technologischen Fortschritt und Effizienzsteigerungen sind sowohl negative als auch positive Effekte auf die Biodiversität zu beobachten (allgemein anerkannt) {9.2.2.3; 9.3.2.2}.**

Technologische Entwicklungen beeinflussen die Art des Wirtschaftens, was sich wiederum auf die Biodiversität

(fast) aller Lebensräume auswirkt. So haben z. B. technologische Entwicklungen in der Säge- und Holzindustrie einen Einfluss auf die Holzernte und somit den Lebensraum Wald. Entwicklungen in Technologien des Fischfangs und der Ortung haben Einfluss auf den Lebensraum der (Küsten-)Gewässer. Eine relativ moderne Entwicklung stellt die Digitalisierung in der Landwirtschaft (Präzisionslandwirtschaft, Smart Farming) dar. Diese birgt eine Chance, Chemikalien gezielter einzusetzen und den Boden weniger zu belasten. Anders ausgedrückt, hat die moderne Landwirtschaft das Potenzial, nicht nur die Rentabilität zu steigern, sondern ebenso die negativen Folgen des Eintrags von Chemikalien zu reduzieren und somit die Biodiversität zu fördern.

Die Evaluierung des Einflusses der Wirtschaft auf die Biodiversität erfordert die Berücksichtigung von Handelsbeziehungen über Importe und Exporte. Mit Blick auf die Landwirtschaft kann festgestellt werden, dass von der zunehmenden Marktorientierung eine gemischte Bilanz ausgeht. Vielfache Flächenansprüche aus verschiedenen wirtschaftlichen Interessen sowie durch den Ausbau von Siedlung und Infrastruktur wirken auf die Bodenmärkte, erhöhen dort den Flächendruck und erschweren so einen effektiven Schutz der Artenvielfalt. Technischer Fortschritt und Effizienz kann aber auch zur Einsparung von belastenden Inputs in der Landwirtschaft führen.

**Gesellschaftliche Entwicklung wie ein zunehmendes Naturbewusstsein (*allgemein anerkannt*), der Rückgang des Fleischkonsums (*allgemein anerkannt*), höhere Bildung (*allgemein anerkannt*) sowie partizipative Ansätze (*allgemein anerkannt*) wirken sich positiv auf die Biodiversität aus. Aber auch Umwelt- und Klimaaktivismus haben das Potenzial zur Förderung der Biodiversität (*allgemein anerkannt*) {9.2.3.2; 9.2.3.3; 9.2.3.4; 9.2.3.5; 9.3.3.1}.**

In der Bevölkerung lässt sich ein zunehmendes Naturbewusstsein feststellen. Als ein Ergebnis ist eine erhöhte Akzeptanz von Instrumenten und Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität zu beobachten. Veränderte Werte stellen einen Erklärungsansatz für die zurückgehende Nachfrage nach Fleisch und zunehmende Nachfrage nach regionalen Produkten dar. Es ist einschränkend anzumerken, dass der Rückgang der Fleischnachfrage teilweise auch durch die hohen Fleischpreise der letzten zwei Jahre erklärt werden kann. Ferner lässt sich zwischen Bildung und Bewusstsein/ Problembewusstsein gegenüber der Biodiversität ein positiver Zusammenhang feststellen. So ist der Kennt-

nisstand zu den Ursachen für den Rückgang von Insekten in der Erwachsenenbevölkerung mit niedriger Bildung stark unterrepräsentiert und bei hoher Bildung stark überrepräsentiert.

Der aktive Einbezug von Laien und Personen aus der Praxis in der Politikgestaltung (partizipative Ansätze) ermöglicht die Förderung der Biodiversität durch die breitere Berücksichtigung eines Sachverhaltes aus verschiedenen Perspektiven. Aber auch zivilgesellschaftliches Engagement in Form von Umwelt- und Klimaaktivismus bietet die Chance, verhaltenswirksam auf Probleme in der Biodiversität aufmerksam zu machen. Allerdings kann Aktivismus auch auf gesellschaftliche Ablehnung stoßen, wenn die Mittel als zu extrem empfunden werden oder die Vorbildfunktion verletzt wird. Selbst Äußerungen über andere gesellschaftliche Herausforderungen und Krisen können den Vorbildcharakter (negativ) beeinflussen.

**Eine unzureichende Kommunikation (*allgemein anerkannt*) und Pfadabhängigkeit von Entscheidungen und Investitionen können sich negativ auf die Biodiversität auswirken (*noch nicht vollständig nachgewiesen*). Der Einfluss des demografischen Wandels auf die Biodiversität ist komplexer als bislang bekannt (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {9.2.3.1; 9.2.3.7; 9.2.3.8}.**

Die Art und Weise, wie Akteure mit gegensätzlichen Interessen und Zielen miteinander kommunizieren, ist bedeutsam für die Biodiversität. Kommunikation kann auch zu einem Defizit an Vertrauen beitragen und schließlich zu einer fehlenden Zustimmung zu Instrumenten und Maßnahmen, obwohl sie prinzipiell nützlich für eine breite Bevölkerung wären. So kann z. B. die Kommunikation von Gesetzesentscheidungen auch zur Etablierung und zum Ausbau von »Feindbildern« und Narrativen beitragen. Es lässt sich zeigen, dass die Klimabewegung Fridays for Future sich auch immer wieder in Naturschutzdebatten wie etwa die Diskussion um das Nature Restoration Law der EU eingeschaltet hat. Das Thema der Kommunikation wird aber auch im Zusammenhang mit dem Umsetzungsdefizit diskutiert. So kann fehlende Transparenz in der Informationsweitergabe und Kommunikation zwischen den Akteur:innen als Barriere bei der Umsetzung der FFH-Richtlinie wirken.

Pfadabhängigkeit von Entscheidungen in Politik und Gesellschaft kann sich ebenfalls negativ auf die Biodiversität auswirken. Situationen, in denen vergangene





und Trends der Artenvielfalt, die Gesundheit eines Lebensraums und dadurch die Ökosystemleistungen.

Die mittelbare und teilweise nicht intuitive Wirkung indirekter Treiber auf die biologische Vielfalt lässt sich häufig nur schlecht quantitativ messen. Des Weiteren werden indirekte Treiber häufig als sehr allgemeine und teilweise internationale Trends beschrieben, deren Wirkung auf die biologische Vielfalt nur in relativ wenigen Studien beschrieben wird. Viele dieser Studien sind interdisziplinär angelegt oder stammen aus den Disziplinen der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften.<sup>1</sup> Zusammenfassend lässt sich sagen, dass anders als bei der Bestimmung von Status und Trends von Arten oder bei der Beschreibung der Wirkung von direkten Treibern der Zusammenhang bei indirekten Treibern weniger konkret ist.

Instrumente und Maßnahmen gehören im DPSIR-Modell zur Reaktion auf mögliche Probleme. Der Status vieler Arten hängt davon ab, wie effektiv, effizient und zielgenau politische Instrumente und Maßnahmen sind. Daher sind auch Instrumente und Maßnahmen als indirekte und direkte Treiber zu untersuchen. In Abbildung 9.2 sind politische Instrumente und Maßnahmen als Teil der indirekten und direkten Treiber bzw. als Reaktion dargestellt. Die politischen Instrumente wir-

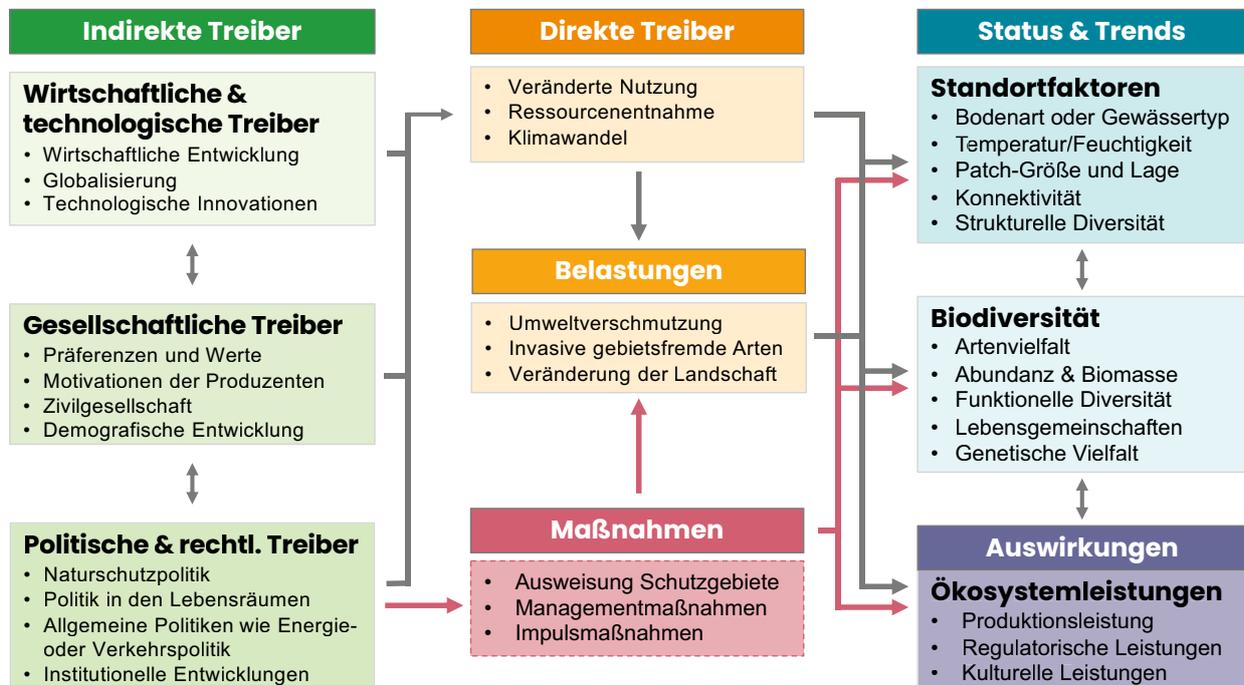
ken allgemein und werden daher als »indirekter Treiber« dem »politischen Rahmen« zugeordnet. Teilweise wirken politische Instrumente über wirtschaftspolitische Eingriffe, sodass man ihre Wirkung auch über die wirtschaftlichen Kräfte beobachten kann. Während die politischen Instrumente allgemein wirken, d. h. auf der Ebene der indirekten Treiber, finden die Maßnahmen in der Regel mit direktem Bezug zur Fläche statt und werden daher auf der Ebene der direkten Treiber eingeordnet und beschrieben (Kap. 2.4).

Die folgende Abbildung 9.3 zeigt beispielhaft die theoretische Wirkungskette von indirekten Treibern über direkte Treiber oder Belastungen auf Status und Trends der Artenvielfalt und Lebensräume.

### 9.1.2 Zeitliche und räumliche Dimensionen von indirekten Treibern

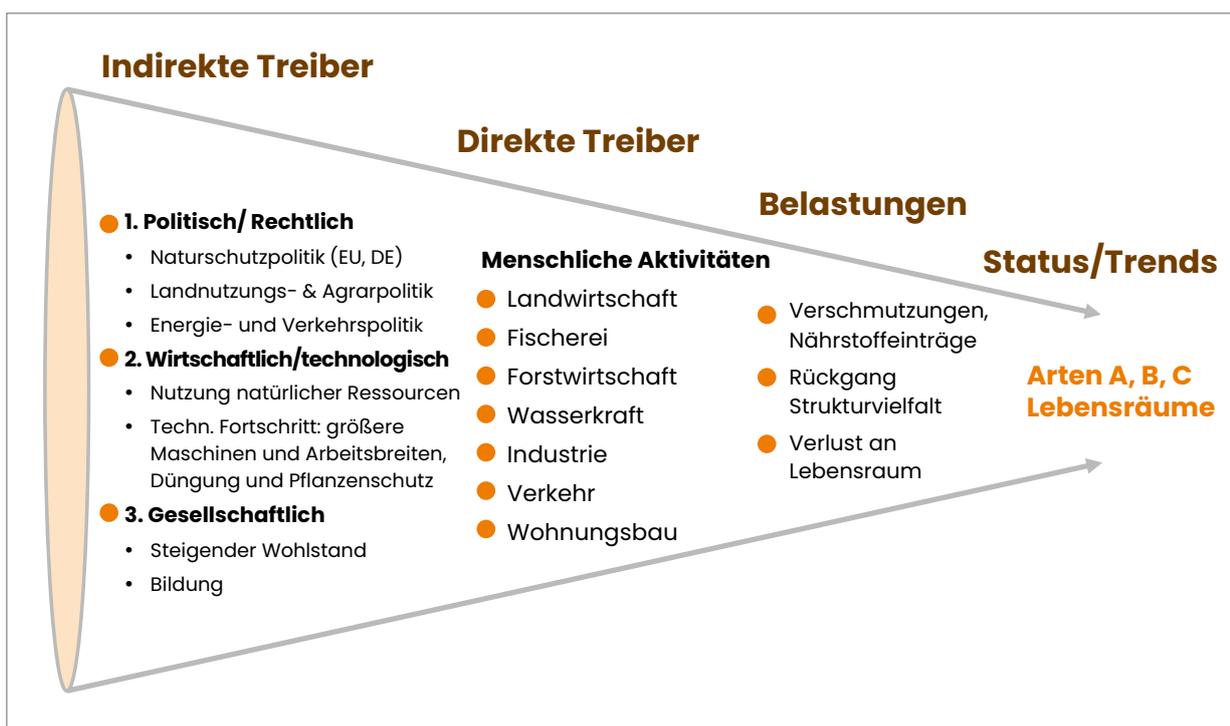
#### 9.1.2.1 Zeitliche Dimension

Die indirekten Treiber wirken sich nicht unmittelbar auf die Biodiversität aus. Beispielsweise kann Bildung zum Thema Biodiversität zwar helfen, dass Menschen mehr Bewusstsein für das Thema entwickeln. Jedoch ist der Erfolg solcher Investitionen oftmals nicht unmittelbar sichtbar. Es besteht die Gefahr einer Unterinvestition in Biodiversität im Allgemeinen und einer zu geringen



**Abbildung 9.2:** Wirkungen der direkten und indirekten Treiber und der Belastungen auf die biologische Vielfalt. Quelle: eigene Darstellung, basierend auf Mupepele et al. (2019).

<sup>1</sup> Diese Disziplinen arbeiten mit aus der Empirie hergeleiteten Theorien und Hypothesen, die mithilfe von Daten falsifiziert werden (vgl. Popper 1935). Lakatos (vgl. Curd und Cover 1998) merkt einschränkend jedoch an, dass Falsifikation nicht unmittelbar zum Verwerfen von ganzen Theorien führt (anders ausgedrückt: Es werden lediglich bedingte Hypothesen getestet, sog. Duhem-Quine-Hypothese). Ferner kann Erkenntnisgewinn beispielsweise auch durch Induktionsschluss (von der Beobachtung zur Theorie) mithilfe von Einzelstudien erfolgen.



**Abbildung 9.3:** Zusammenhang zwischen indirekten und direkten Treibern, Belastungen und Status und Trends in der Artenvielfalt (konzeptionelle Darstellung); Quelle: eigene Darstellung.

Wertschätzung der indirekten Treiber. Relevant in diesem Zusammenhang sind mindestens drei Sachverhalte.

1. Bürger:innen und Wähler:innen haben kurzfristige Erwartungshorizonte (Levine et al. 2015; Mischel 2015). Allerdings sprechen Sachzusammenhänge dafür, dass Wirkungen von politischen Instrumenten sich eher mittelfristig einstellen und daher kurzfristig eben nicht sichtbar sind.
2. Handlungen in der Politik sind tendenziell kurzfristig angelegt. Politische Akteure in Parlamenten sind für eine Legislaturperiode gewählt und richten ihre Politik häufig auf diese Zeitspanne aus (d. h. Orientierung an Wahlzyklen). Institutionelle Rahmenbedingungen und politische Instrumente sind insofern auf kurzfristigen Erfolg ausgerichtet. Fennel (1997) drückt es wie folgt aus: »As a rule, policy-makers – whether bureaucrats or politicians – build on the past and have very short time-horizons.«
3. Die Wirkungen indirekter Treiber auf Biodiversität sind aufgrund der Komplexität der Zusammenhänge schlecht beobachtbar und messbar. Anders ausgedrückt, lassen sich oftmals keine einfachen Ursache-Wirkungs-Ketten identifizieren. Es gibt nur wenige Studien, welche die komplexe Wirkungskette von den globalen Wirkmechanismen bis zu den Veränderungen der Biodiversität untersuchen. Als ein solches Beispiel kann die ökonometrische Analyse zum Einfluss landwirtschaftlicher Praktiken auf Vogelpopula-

tionen durch Rigal et al. (2023) genannt werden. Außerdem kommt erschwerend hinzu, dass Daten der Makroökologie und der Biodiversität zeitlich versetzt vorliegen.

#### 9.1.2.2 Räumliche Dimension

Der Fokus des *Faktencheck Artenvielfalt* liegt auf Deutschland. Aufgrund der hohen Komplexität und Verflechtungen mit (scheinbar) weit entfernten Regionen (Kap. 9.2.2.7 zu Leakage-Effekten sowie dem Konzept Policy Coherence for Development, PCD) ist dieser Fokus bei den indirekten Treibern jedoch nicht immer ausreichend. Als bedeutsamer Importeur und Exporteur von Waren und Leistungen ist es erforderlich, dass Entwicklungen in Wirtschaft und Technologie von Deutschland unter Berücksichtigung anderer Länder erfolgen. Als offene Volkswirtschaft und Mitglied der EU sind Politik und Recht in Deutschland nicht losgelöst von internationalen und europäischen Entwicklungen. Gesellschaftliche Veränderungen in anderen Ländern (z. B. Demonstrationen für mehr Klimaschutz) beeinflussen die nationale Bevölkerung in ihrer Meinungsbildung. Besonders deutlich zeigt sich der internationale Bezug beim Thema Konflikte (z. B. Auswirkungen des Kriegs in der Ukraine) und Pandemien (z. B. Covid-19). Auch wenn Entwicklungen in Deutschland im Fokus stehen, wird der Blickwinkel ausgedehnt, sofern dies erforderlich ist.

### 9.1.3 Relevanz indirekter Treiber: Gesellschaftliche Veränderungen und Politik

Mit Instrumenten und Maßnahmen wird versucht, das Verhalten von Menschen oder des Ökosystems gezielt zu verändern, um den Biodiversitätsschutz zu verbessern. Ein gutes Verständnis des politisch-rechtlichen, wirtschaftlich-technologischen, sozial-gesellschaftlichen Systems einer Gesellschaft im Allgemeinen und der indirekten Treiber im Besonderen ist erforderlich, um wirksame Instrumente und Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität zu entwickeln. Verschiedene Hindernisse und Schwierigkeiten müssen dabei überwunden werden, damit Instrumente und Maßnahmen ihre fördernde Wirkung auf Biodiversität entfalten (Klauer 1999).

#### 1. Identifizierung von Instrumenten und Maßnahmen

Zunächst sind Instrumente und Maßnahmen zu identifizieren und zu programmieren, die geeignet sind, das Ziel des Schutzes der Biodiversität zu erreichen. Hierzu müssen nicht nur Ursache-Wirkungs-Beziehungen beachtet werden (d. h. kausale Beziehungen zwischen dem Instrument/der Maßnahme und der Wirkung auf die Biodiversität), sondern auch nicht intendierte Nebeneffekte des Handelns (siehe Diskussion zu Telecoupling bzw. Leakage-Effekten, Kap. 9.2.2) einbezogen werden. Instrumente und Maßnahmen zur Erreichung eines Umweltziels können im Widerspruch zur Erreichung anderer Politikziele stehen und damit erhebliche Zielkonflikte auslösen. Wichtig ist eine gesamtheitliche Betrachtungsweise. Beispielsweise können Subventionen zur Förderung der Umweltverträglichkeit des Fischfangs (z. B. durch saubere Antriebstechnologien) dazu führen, dass mehr finanzielle Ressourcen für den Fischfang vorhanden sind und somit die Subvention indirekt zu einer Zunahme der Fischfänge führt (Clark et al. 2005).

Für die Ausgestaltung von Instrumenten und Maßnahmen kann es bedeutsam sein, die Biodiversität in Lebensräumen mit kritischen Grenzwerten oder standortspezifischen Basiswerten bewerten zu können. Nicht immer ist die vorhandene Datenbasis hierfür ausreichend, wie sich am Beispiel der Bodenbiodiversität zeigen lässt (Guerra et al. 2021). Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass die Analyse des Rückgangs der biologischen Vielfalt eine Herausforderung darstellt, da die indirekten Treiber einem kontinuierlichen Wandel unterliegen. Hierzu zählen gesellschaftliche Veränderungen (z. B. weniger Fleischkonsum und damit einhergehende Anpassung der Produktionsprozesse) sowie institutionelle (d. h. Veränderungen von Gesetzen) und technologische Innovationen. Ferner beeinflussen unerwartete Schocks wie beispielsweise Covid-19 oder

der Krieg in der Ukraine den Erfolg von Instrumenten und Maßnahmen für den Schutz und die Förderung der Biodiversität.

#### 2. Politische Akzeptanz

Biodiversität ist ein öffentliches Gut (Kap. 9.1.4), das in privatwirtschaftlichen Entscheidungen in der Regel nicht ausreichend berücksichtigt wird. Daher liegt der Biodiversitätsschutz nicht ausschließlich, aber doch in weiten Bereichen in der Verantwortlichkeit des Staates (Kap. 9.3.2). Staatliche Instrumente und Maßnahmen müssen demokratisch legitimiert sein und erfordern somit eine gesetzliche Grundlage. Damit geht einher, dass die staatlichen Instrumente und Maßnahmen des Biodiversitätsschutzes politische Zustimmungen und Mehrheiten benötigen. So kann es sein, dass von Wissenschaftler:innen und Expert:innen als sinnvoll identifizierte Ziele, Instrumente und Maßnahmen im politischen Prozess an Widerständen scheitern (z. B. Sustainable Use Regulation [SUR], Farm-to-Fork-Strategie und Nature Restoration Law [NRL]; vgl. Hering et al. 2023; Péter et al. 2024). Dies kann sich daraus begründen, dass ihnen starke Partikularinteressen entgegenstehen, aber eventuell auch, dass die Sinnhaftigkeit nicht erfolgreich kommuniziert wurde (siehe hierzu sog. Neue Politische Ökonomie der Interessengruppen [Olson 1971]). Außerdem kann es von Bedeutung sein, dass die Förderung von Biodiversität ein eher langfristiges Ziel ist, aber schon kurzfristig Kosten verursachen kann (Kap. 9.1.2).

#### 3. Implementierung von Instrumenten und Maßnahmen

Damit staatliche Instrumente und Maßnahmen des Biodiversitätsschutzes wirksam werden, müssen sie nicht nur politisch beschlossen, sondern auch erfolgreich umgesetzt werden. Eine erfolgreiche Implementierung erfordert die generelle Akzeptanz von Regeln. Darüber hinaus ist es erforderlich, dass keine Fundamentalopposition gegründet wird und Korruption oder mangelnde Überwachung die Implementierung bzw. Umsetzung nicht verhindern. Ein mangelnder Wille zur Einhaltung von Regeln kann zuweilen durch das Konzept der mentalen Buchführung (Thaler 1985; 1999) erklärt werden. Unter mentaler Buchführung lässt sich die Kodierung, Kategorisierung und Bewertung von Ereignissen in Form von gedachten Konten (z. B. Konto für Umweltschutz) verstehen. Demnach sinkt die Bereitschaft, Einschränkungen durch strikte Umweltregelungen hinzunehmen, wenn die Meinung und das subjektive Empfinden bestehen, in anderen Bereichen bereits hinreichend viel für die Umwelt getan zu haben.

Institutionelle Veränderungen sind teilweise mit sozialen Konflikten zwischen verschiedenen Akteur:innen verbunden. Beispielsweise haben die Diskussion und Durchführung der sogenannten Deichrückverlegungsprojekte und der damit einhergehenden Wiederherstellung natürlicher Feuchtbiotope gezeigt, dass Interessenkonflikte (wie beispielsweise zwischen Landeigentümer:innen, Landwirt:innen, Vertreter:innen von Gemeinden, Naturschutzbefürworter:innen und den verantwortlichen Landesbehörden) auftreten können (de la Vega-Leinert et al. 2018, Kap. 6.5.4). Ein anderes Beispiel stellt der Lebensraum Wald dar, welcher durch Interessenkonflikte und Konfrontation zwischen Naturschutz und Forstsektor geprägt ist (Kap. 4.7.2). Transaktionskosten in Form von sozialen Auseinandersetzungen können zwar dem Austausch von Informationen dienen (Überwindung von Informationsasymmetrie), aber ebenso Prozesse zum Schutz der Biodiversität verlangsamen. Ferner sei auf Zielkonflikte in der Energiepolitik hingewiesen. Die Energiepolitik (Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG) strebt eine Eindämmung der Erderwärmung an und ist damit grundsätzlich im Sinne des Biodiversitätsschutzes. Aktuell kommt es jedoch durch den zunehmenden Ausbau von erneuerbaren Energien aus Wind, Wasser, Biomasse und Sonnenlicht zu zahlreichen Flächenkonkurrenzen und lokalen Zielkonflikten.

### 9.1.4 Exkurs: Biodiversitätsbewertung

#### 9.1.4.1 Potenzial und Grenzen der Biodiversitätsbewertung

Der Mensch ist abhängig von der Natur, und zugleich beeinflusst er diese absichtlich oder unabsichtlich auf vielfältige Weise. Um die indirekten Treiber durch Instrumente und Maßnahmen gezielt zu verändern, ist es sinnvoll, die Einflüsse auf die Biodiversität zu bewerten. Bewerten bedeutet dabei, die Einflüsse auf normativen Skalen einzuordnen, von erwünscht bis unerwünscht oder von gut bis schlecht, von schwerwiegend bis unbedenklich, von teuer bis billig usw. Häufig, aber nicht zwingend ist die Einordnung mit einer Quantifizierung verbunden.

Systematische Bewertungen ermöglichen es, den Entscheidungsprozess transparenter zu machen, indem sie nachvollziehbar werden lassen, wie Wertvorstellungen und Fakten bei Entscheidungen zusammenspielen. Bei Konflikten hat die Anwendung von Methoden der Bewertung und Entscheidungsunterstützung daher das Potenzial, zur Versachlichung von Diskussionen beizutragen.

Durch die Bewertung mit Preisen können Objekte miteinander verglichen werden, die eigentlich als nicht vergleichbar gelten. Vor allem können auf diese Weise sehr unterschiedliche Vor- und Nachteile verschiedener Handlungsalternativen quantifiziert und gegeneinander aufgerechnet werden, um zu einer nachvollziehbaren Entscheidung zu kommen.

#### Die neoklassische Werttheorie

Es gibt verschiedene Methoden der Bewertung. Besonders häufig werden in politischen und ökonomischen Kontexten Bewertungsmethoden verwendet, die auf der in den Wirtschaftswissenschaften entwickelten, neoklassischen<sup>2</sup> Werttheorie fußen, wie etwa Kosten-Nutzen-Analysen, Schadensbewertungen oder Zahlungsbereitschaftsanalysen. Sie alle fußen, vereinfacht gesagt, auf der Idee, Werte durch Geldeinheiten auszudrücken. Solche Bewertungen haben auch im Umwelt- und Naturschutzbereich eine breite Anwendung gefunden. Beispielsweise schätzt der Weltbiodiversitätsrat den ökonomischen Wert der Bestäubungsleistung durch Tiere auf rund 235 bis 577 Mrd. US-Dollar pro Jahr (IPBES 2019).

Gegenstand der Bewertung sind in den Wirtschaftswissenschaften immer Güter und Leistungen, d. h. Wertgegenstände, mit denen Bedürfnisse von Menschen befriedigt werden können. Der Wert eines Gutes – sein Preis – ist ein Maß für seine Knappheit. Wenn etwas häufig ist und wenige Menschen es erwerben wollen, wird das Gut zu einem niedrigen Preis gehandelt. Ist ein Gut dagegen selten, und viele Menschen fragen das Gut nach, stellt sich ein hoher Preis am Markt ein. Anders ausgedrückt, für Güter, die auf Märkten gehandelt werden, bildet sich der Preis dort durch einen Ausgleich von Angebot und Nachfrage aus.

Kontrovers diskutiert wird die Frage, ob sich die neoklassische Preistheorie zur Bewertung von Ökosystemleistungen, Naturkapital und Biodiversität eignet. Hier ist eine differenzierte Betrachtung notwendig. Zunächst ist das Problem zu betrachten, dass viele dieser Naturgüter sogenannte öffentliche Güter sind. Öffentliche Güter lassen sich durch eine Nichtausschließbarkeit und fehlende Nutzungskonkurrenz charakterisieren. Bei öffentlichen Gütern versagen die Koordinierungsmechanismen der Märkte, die zu einem Ausgleich von Angebot und Nachfrage führen. Deshalb bilden sich dort auch keine Preise aus, die die Knappheit des öffentlichen Gutes angemessen abbilden. Allerdings wurden seit den 1960er-Jahren eine Reihe von Methoden entwickelt, mit

<sup>2</sup> Die Neoklassik ist die zentrale normative Theorie menschlichen Entscheidens in den Wirtschaftswissenschaften. Das zugrunde liegende Menschenbild des Homo oeconomicus geht davon aus, dass Menschen rational agieren und ihren Erwartungsnutzen maximieren. Eine andere Perspektive stellt die Verhaltensökonomik dar, welche die Neoklassik als beschreibende Theorie des realen Verhaltens kritisiert (Dhami 2016).

denen sich die ökonomischen Werte öffentlicher Güter auch ohne Märkte relativ zuverlässig ermitteln lassen. Das Problem der Bewertung öffentlicher Güter im Rahmen der neoklassischen Werttheorie ist also im Großen und Ganzen kein grundsätzliches, sondern eher ein methodisch-technisches Problem.

Der Vorteil der neoklassischen Werttheorie, nämlich alle Bewertungsobjekte durch Preise miteinander vergleichbar und verrechenbar gemacht zu haben, ist zugleich auch ein entscheidender Nachteil, nämlich dann, wenn Dinge grundsätzlich nicht vergleichbar sind.

### Drei Arten von Wertgegenständen: das Wesentliche, das Nützliche und das Einzigartige

Im Kontext von Nachhaltigkeitsproblemen unterscheiden Klauer et al. (2017) zwischen drei Arten von Wertgegenständen, die sie als »das Wesentliche«, »das Nützliche« und »das Einzigartige« bezeichnen. Während das Nützliche mit den üblichen Instrumenten der neoklassischen Werttheorie gut bewertet werden kann, ist dies für das Wesentliche und das Einzigartige nicht möglich, wie im Folgenden erläutert wird.

Die nützlichen Dinge sind diejenigen, die austauschbar sind. Etwas, was nützlich ist, trägt zum menschlichen Wohlbefinden bei, aber man kann auf sie mehr oder weniger leicht verzichten oder sie durch andere, ähnliche Güter ersetzen. Die meisten Produkte von Industrie und Gewerbe fallen in diese Kategorie sowie auch viele versorgende Ökosystemleistungen, zumindest solange deren Nutzung sich nicht in der Nähe kritischer Schwellenwerte bewegt.

Als »wesentlich« bezeichnen Klauer et al. (2017) alle Dinge, die für ein menschenwürdiges Leben unverzichtbar sind, was auch von der Natur bereitgestellte Leistungen einschließen kann. Bei diesen wesentlichen Gütern und Leistungen können keine Kompromisse geschlossen werden. Eine Person oder eine Gruppe kann nicht mehr oder weniger vom Wesentlichen haben; sie kann nur genug oder zu wenig davon haben (alles, was »mehr« als das Wesentliche ist, gehört dann zu der Kategorie des Nützlichen). In gewissem Sinne besteht das Wesentliche aus einer feststehenden Menge von Gütern und Leistungen, die unabdingbare Voraussetzung für ein menschenwürdiges Leben ist.<sup>3</sup> Beispiele sind das Wasser und die Luft, die ein Mensch zum Leben benötigt. Nussbaums (2003; 1997) »List of Capabilities« (Liste der Grundfähigkeiten) und Max-Neefs (1992) »Matrix of Needs and

Satisfiers« (Matrix der Bedürfnisse und Bedürfnisbefriedigung) sind zwei Konzepte, die versuchen, physiologische und psychologische Grundbedingungen für ein menschenwürdiges Leben aufzulisten. In ähnlicher Weise will das Konzept der planetaren Grenzen (Rockström et al. 2009) beschreiben, was wesentliche und unverhandelbare Bedingungen für die Stabilität der Ökosysteme der Erde sind. Auch die planetaren Grenzen entziehen sich einer vergleichenden Bewertung.

Neben den wesentlichen Dingen gibt es aber noch eine weitere Kategorie von Dingen, die unbezahlbar sind: »einzigartige Dinge«. Um diese Kategorie zu illustrieren, ist eine Analogie hilfreich: die des UNESCO-Welterbes. Denkmäler, seien es natürliche oder vom Menschen geschaffene, werden zum Welterbe erklärt, wenn sie von »außergewöhnlichem universellem Wert« sind und bestimmte Kriterien wie Einzigartigkeit, Ästhetik, kulturelle Bedeutung und Anfälligkeit für irreversible Veränderungen erfüllen (Unesco 2023). Monumente, die zum Welterbe gehören, sind unbezahlbar – ihr Wert kann nicht in Geld ausgedrückt werden, da sie per definitionem nicht austauschbar sind. Diesen Dingen wird häufig ein intrinsischer Wert zugemessen. Vom Aussterben bedrohte Arten und einmalige Landschaften wie der Grand Canyon in den USA oder der große Geysir auf Island fallen in die Kategorie der einzigartigen Dinge (Klauer et al. 2017).

Bei der praktischen Bewertung von wesentlichen, nützlichen und einmaligen Gegenständen können sich weitere Probleme auftun. Voraussetzung für die Unterscheidung in diese drei Wertkategorien auf einen konkreten Fall ist, dass der Bewertungsgegenstand schon hinreichend gut verstanden ist. Man muss erkannt haben, ob der Gegenstand oder Teile davon wesentlich oder einmalig sind. Die hohe Komplexität von Mensch-Natur-Systemen und Unwissen erschweren die Anwendung dieser Unterscheidung oder machen sie sogar ganz unmöglich.

Eine weitere praktische Schwierigkeit ist, dass ein Ökosystem gleichzeitig alle drei Wertkategorien in sich tragen kann. Ein geschützter, schöner und einmaliger Landschaftsausschnitt kann gleichzeitig wesentliche Ökosystemleistungen erbringen, kann nützliches Holz liefern und bleibt trotzdem einmalig. Es kommt dann stark auf den Bewertungs- und Entscheidungskontext an, wenn man wählen muss, welche Bewertungsperspektive angemessen ist.

<sup>3</sup> Ein »menschenwürdiges Leben« ist eine recht vage Kategorie. Es ist mehr als nur das »nackte Überleben«, aber es ist definitiv kein Leben im Luxus. Wir bieten keine spezifische Definition des Begriffs »menschenwürdiges Leben« an, weil eine solche Definition das Ergebnis eines (deliberativen) gesellschaftlichen Prozesses sein sollte (Klauer et al. 2017).

## TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity

Aus Sicht der Kapitelautor:innen wäre eine systematische Untersuchung der Werte der Biodiversität und der positiven und negativen Veränderungen der Biodiversität wünschenswert. Die 2008 gegründete Forschungsinitiative »The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)« hatte genau das zum Ziel, nämlich die Werte der biologischen Vielfalt und der Ökosystemleistungen in die Entscheidungsfindung auf allen Ebenen einzubeziehen. Dieses Ziel sollte durch einen strukturierten Bewertungsansatz erreicht werden, der den Entscheidungsträger:innen dabei hilft, die vielfältigen Vorteile von Ökosystemen und biologischer Vielfalt zu erkennen, ihre Werte in wirtschaftlicher Hinsicht darzustellen und diese Werte gegebenenfalls in die Entscheidungsfindung einzubeziehen. Auf nationaler Ebene startete im Jahr 2011 das Vorhaben »Naturkapital Deutschland – TEEB DE« (BfN 2023a). Das Ziel bestand darin, die ökonomische Bedeutung der Ökosystemleistungen in Deutschland aufzuhellen. Zu den Produkten von TEEB DE zählen beispielsweise die Untersuchungen der Ökosystemleistungen für die gesellschaftliche Wohlfahrt sowie Ausführungen über Ansätze, den Wert von Ökosystemleistungen in Entscheidungen über Land- und Ressourcennutzung besser einzubeziehen.

### Forschungsbedarf

Im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* wurden keine eigenen Bewertungsuntersuchungen durchgeführt. Für die zukünftige Forschung erscheint es naheliegend, mit dem TEEB-Ansatz bzw. mit den oben skizzierten Bewertungsansätzen die Ergebnisse des *Faktencheck Artenvielfalt* zu analysieren, um daraus Rückschlüsse für die Politik zu ziehen. Darüber hinaus besteht aufgrund des Potenzials von Bewertungsstudien die Notwendigkeit, Herausforderungen in der Bewertung methodisch stärker zu untersuchen. Dazu zählen der Umgang mit Komplexität und der Wandel von Zielen und Präferenzen im Laufe der Zeit. Ferner besteht Forschungsbedarf in der Wissenschaftskommunikation: So werden monetäre Bewertungsstudien teilweise als unethisch abgelehnt (für eine kritische Diskussion siehe beispielsweise Sandel 2012).

### 9.1.4.2 Studienlage zur Biodiversitätsbewertung: eine kritische Diskussion

Die Studienlage zur Bewertung der Biodiversität im Allgemeinen und zu den indirekten Treibern im Speziellen weist folgende Mängel bzw. Herausforderungen auf:

### 1. Zahlungsbereitschaften: häufig genutzt, aber nicht perfekt

In ökonomischen Studien werden oftmals Zahlungsbereitschaften gemessen, um Rückschlüsse auf die individuelle Wertschätzung von Gütern oder Leistungen (z. B. Ökosystemleistungen) zu ziehen. Zahlungsbereitschaftsanalysen sind insofern nützlich, als sie nicht nur einen groben Überblick über die Wertschätzung von Ökosystemleistungen geben, sondern diese auch vergleichbar machen. Allerdings werden sie in der Literatur auch kritisch gesehen (für einen Überblick siehe Sunstein 2020). So weisen Zahlungsbereitschaftsanalysen ein Informationsproblem auf. Um Zahlungsbereitschaften anzugeben, müsste der zukünftige Wert einer Ökosystemleistung vollständig bekannt sein. Es ist aber denkbar, dass sich Menschen über verschiedene Sachverhalte bisher wenig Gedanken gemacht haben und es daher nur eingeschränkt einschätzen können. Zudem können Erfahrungswerte zu einer Veränderung der Wertschätzung führen (z. B. zunehmende Wertschätzung für die Erholungsfunktion des Waldes während der Covid-19-Pandemie). Darüber hinaus wird in der Literatur darauf hingewiesen, dass zwischen Zahlungsbereitschaft (*willingness to pay*) und Bereitschaft zum Verkauf (*willingness to accept*) eine größere Diskrepanz besteht (vgl. z. B. Plott & Zeiler 2005). Dies steht im Widerspruch zur Standardtheorie in der Ökonomik (*rational choice*), wonach in einer Modellwelt mit rationalen Nutzenmaximierern kein Unterschied zwischen beiden bestehen sollte. Beobachten lässt sich empirisch und experimentell jedoch, dass die Wertschätzung größer ist, sofern sich etwas im Besitz befindet. Dies wird des Öfteren auf Verlustaversion (d. h., Verluste werden psychologisch stärker gewichtet als gleich große Gewinne; Kahneman & Tversky 1979) zurückgeführt. Zahlungsbereitschaftsanalysen können darüber hinaus problematisch sein, wenn Individuen mit unterschiedlichem Vermögen verglichen werden. Ärmere Menschen geben wahrscheinlich unter sonst gleichen Bedingungen eine geringere Zahlungsbereitschaft an als reichere Personen. Anders ausgedrückt: Zahlungsbereitschaften und Wertschätzung sind nicht immer identisch.

### 2. Marktversagen erschwert die Bewertung der Biodiversität

Mithilfe der Theorie des Marktversagens lassen sich Grenzen des Preismechanismus bei der Bewertung von Biodiversität aufzeigen. So profitieren oftmals nicht nur Durchführende von einer Umweltschutzmaßnahme, sondern auch unbeteiligte Dritte (positive externe Effekte). Das Marktversagen besteht im Falle positiver ex-

terner Effekte in der fehlenden Einpreisung gesellschaftlich erwünschter Effekte, was zu einem Unterangebot an Biodiversität führt. Aber auch die fehlende Internalisierung von negativen externen Effekten in Preisen führt zu einem Unterangebot an Biodiversität. So kann es zum Beispiel im Falle einer intensiven Landwirtschaft zu gesellschaftlich unerwünschten Effekten kommen: Unbeteiligte Dritte werden durch den Stickstoffeintrag in das Grundwasser negativ beeinflusst.

Der Schutz der Biodiversität hat den Charakter eines globalen öffentlichen Guts (vgl. Buchholz & Sandler 2021). So kann der Erhalt der biologischen Vielfalt durch den Schutz von Wildtierrückzugsgebieten und geschütztem Lebensraum helfen, den direkten Kontakt zwischen Wildtieren mit Nutztieren und Menschen – und somit auch die Gefahr von Zoonosen – zu reduzieren (van Langevelde et al. 2020; Manning & Ando 2022). Die Vorteile der Biodiversität sind globaler Natur, und es profitieren ebenso Individuen und Staaten, die keinen oder nur einen geringen Beitrag zur Biodiversität leisten (sog. Trittbrettfahrerproblematik), was tendenziell ebenfalls zu einem Unterangebot an Biodiversität führt (d. h. Marktversagen).

### 3. Zur Lücke von Statements und tatsächlichem Handeln

In Befragungsstudien lässt sich beobachten, dass es eine Tendenz im Antwortverhalten in Richtung sozialer Erwünschtheit gibt (sog. Consumer-Citizen-Gap, andere genutzte Terme sind *hypothetical Bias* oder *social-desirability Bias*, Bergen & Labonté 2020; Vesely & Klöckner 2020). Eine Person könnte eine Präferenz und hohe Zahlungsbereitschaft für den Biodiversitätserhalt in einer Befragung angeben (d. h. positives Selbstbild), jedoch ein davon abweichendes tatsächliches Verhalten aufweisen. Kemper et al. (2014) haben eine Skala zur Erfassung des psychologischen Merkmals soziale Erwünschtheit entwickelt. Die Befragten geben dabei an, wie sehr sie einer Reihe von Aussagen zustimmen. Eine Aussage lautet: »Wenn ich mich mit jemandem unterhalte, höre ich ihm immer aufmerksam zu.« Ein hohes Ausmaß an Zustimmung zu der Aussage deutet darauf hin, dass die befragten Personen sozial erwünscht antworten. Mit dieser Skala kann eine mögliche Erwünschtheitsverzerrung in statistischen/ökonomischen Analysen sichtbar gemacht und teilweise korrigiert werden.

Eine Befragung der Bearbeitenden des *Faktencheck Artenvielfalt* im Jahr 2023 (Kap. 9.1.5) hat ergeben, dass die gesellschaftliche Wertschätzung für das Thema biologische Vielfalt in Deutschland deutlich größer ist als das Engagement in der Bevölkerung. Die Diskrepanz

zwischen Wertschätzung und Engagement im Bereich der biologischen Vielfalt wurde insbesondere mit Begrenzungen oder Engpässen persönlicher Ressourcen wie Zeit und Geld begründet. Am zweithäufigsten wurden Begrenzungen des Wissens über konkrete Möglichkeiten des Engagements sowie Mangel in der (kausalen) Messbarkeit des Erfolgs von Aktivitäten genannt. Die dritthäufigste Antwort war Bequemlichkeit/Aufwand, welcher mit Engagement verbunden ist oder wäre.

### 4. Bisherige ökonomische Bewertungsstudien: Fehlender Dialog zwischen Forschung und Politik sowie thematisch verengt

In ihrem Literaturüberblick finden Förster et al. (2019), dass der Großteil der ökonomischen Bewertungsstudien zum Thema regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen zentralen Qualitätsstandards nicht genügt, um sie für politische Entscheidungsunterstützung verwenden zu können. Genauer gesagt, erfüllen lediglich 5,5 % der Studien diese Kriterien. Ein Problem stellt die Datenverfügbarkeit dar: Informationen über regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen sind knapp. Das Autorenkollektiv empfiehlt, dass zukünftige Bewertungsstudien zu Ökosystemleistungen gezielter auf die spezifischen Informationsbedürfnisse der Entscheidungsträger:innen ausgerichtet sein sollen.

Der Schwerpunkt der Studien konzentriert sich nicht notwendigerweise auf Bereiche mit der größten Relevanz. Das systematische Review von Förster et al. (2019) umfasst vor allem Studien über Wälder und Feuchtgebiete. Jedoch sind landwirtschaftliche Flächen, gefolgt von Wäldern, die wichtigsten Landnutzungsformen in Deutschland. Feuchtgebiete nehmen einen wesentlich geringeren Anteil der Fläche ein.

### 5. Fehlen von kausalen Beziehungen

Bei der Interpretation von Studienergebnissen ist die Unterscheidung zwischen Korrelationen und Kausalitäten bedeutsam. Bei der Korrelation liegt zwar ein statistischer Zusammenhang vor, jedoch führt eine Änderung von A nicht zwangsläufig zu einer Änderung von B. Dagegen geht es bei Kausalitäten um Ursache-Wirkungs-Beziehungen. Dies betrifft im Bereich der Biodiversität beispielsweise den Einfluss von Politikinstrumenten. Den Idealzustand stellen randomisierte kontrollierte Experimente dar, in denen Ursache-Wirkungs-Beziehungen relativ einfach identifiziert werden können. Die Durchführung eines Experiments ist jedoch längst nicht bei allen Forschungsfragen möglich/sinnvoll, sodass versucht werden kann, kausale Effekte ökonomisch zu identifizieren (vgl. quasiexperiment-

telle Ansätze; Reichardt 2019). Allerdings wird die Analyse kausaler Beziehungen oftmals durch das Fehlen von längerfristigen Daten erschwert.

## 6. Publikationsverzerrung

Beiträge mit statistisch signifikanten Effekten (sog. positive Effekte) haben eine größere Wahrscheinlichkeit, publiziert zu werden (Mervis 2014). In einer Science-Publikation fasst Mervis (2014) das Problem mit dem Titel »Why null results rarely see the light of day« zusammen. In diesem Zusammenhang wird auch von Publikationsverzerrung gesprochen (vgl. Hirschauer et al. 2022). Hierbei handelt es sich zwar um ein relevantes, jedoch kein neues Phänomen (Sterling 1959). Publikationsverzerrung ist eine Ursache für die geringe Replizierbarkeit von Studien in den Sozialwissenschaften.

## 7. Weiterentwicklung innovativer Ansätze

In der jüngeren Vergangenheit nimmt die Bedeutung von Textanalysen zu (Gentzkow et al. 2019). Während Statistiken oftmals zeitlich verzögert vorliegen, besteht bei Textanalysen die Chance, früher auf Informationen für wissenschaftliche Analysen zurückzugreifen. Als Datenbasis werden hierbei u. a. Kommunikationsplattformen (z. B. Twitter), Google-Suchanfragen und Online-tageszeitungen genutzt. Für die Biodiversitätsforschung ist das beispielsweise nützlich, um gesellschaftliche Aufmerksamkeit und Risikowahrnehmung im Bereich der biologischen Vielfalt zu untersuchen (Giglio et al. 2023). Zu den Herausforderungen des noch relativ jungen Feldes der Textanalysen zählt die Identifikation von kausalen Beziehungen.

### 9.1.5 Weitere Vorgehensweise im Kapitel

#### 9.1.5.1 Kommentierte Gliederung

Der Rest des Kapitels vertieft die Ausführungen aus der Perspektive der indirekten Treiber und ist wie folgt aufgebaut. Kapitel 9.2 gibt einen Überblick über begünstigende und hemmende Faktoren der Biodiversität. Diese werden aus den Blickwinkeln Politik und Recht, Wirtschaft und Technologie sowie Gesellschaft betrachtet. Anschließend werden in Kapitel 9.3 Instrumente und Maßnahmen der Biodiversitätsförderung – ebenfalls aus den Blickwinkeln Politik und Recht, Wirtschaft und Technologie sowie Gesellschaft – aufgezeigt. Neben geschichtlichen Hintergründen und aktuellen Studien fließen in die Kapitel 9.2 und 9.3 auch Ergebnisse einer Befragung der Bearbeitenden des *Faktencheck Artenvielfalt*

mit ein. Kapitel 9.4 beinhaltet abschließend einen Exkurs über die Relevanz des Kriegs in der Ukraine<sup>4</sup> und der Covid-19-Pandemie für die Biodiversität und weist einen vorläufigen Charakter auf. Insbesondere der Krieg in der Ukraine ist zum Zeitpunkt des Verfassens dieses Kapitels noch im Verlauf, und weitere Entwicklungen bei Covid-19 lassen sich nur mit erheblicher Unsicherheit prognostizieren. Daher können die von uns gemachten Ausführungen (aus dem Blickwinkel eines späteren Zeitpunkts) unvollständig bzw. unpräzise sein.

#### 9.1.5.2 Hintergrund zur Befragung der Bearbeitenden des *Faktencheck Artenvielfalt*

Bearbeitende des *Faktencheck Artenvielfalt* wurden im Sommer 2023 (1.6.2023 – 2.7.2023) im Rahmen einer webbasierten Studie zu verschiedenen Aspekten der Biodiversität befragt. Der Schwerpunkt im Bereich der indirekten Treiber lag auf Erkenntnissen zu begünstigenden und hemmenden Faktoren der Biodiversität sowie der Relevanz von Instrumenten und Maßnahmen zur Biodiversitätsförderung. Zur Einschätzung einer Vielzahl von Sachverhalten wurde eine siebenstufige Skala, von stark negativer Einfluss (-3) bis stark positiver Einfluss (+3), genutzt. Die subjektive Einschätzung der Befragten wurde als Mittelwert aggregiert. Da eine eindeutige Einschätzung nicht immer möglich ist, konnten die Befragten angeben, inwieweit sie einen Sachverhalt als »widersprüchlich« empfanden. Die Information, ob ein Sachverhalt eher von wenigen oder von relativ vielen Befragten als widersprüchlich eingeschätzt wurde, ist ebenso Bestandteil der Auswertung.

Mehr als 40 Expert:innen der Biodiversitätsforschung haben Angaben zu Fragen im Bereich der indirekten Treiber gemacht. Insbesondere im Bereich der Biodiversität gibt es kaum einen Datensatz mit einer vergleichbaren Anzahl an Fachleuten. Obwohl keine Zufallsstichprobe vorliegt, kann davon ausgegangen werden, dass die externe Validität der vorliegenden Studie hoch ist. Zu beachten ist, dass empirische Studien in den Sozialwissenschaften aus Gründen der Praktikabilität oftmals mit Studierenden durchgeführt werden oder auf quotenrepräsentative Befragungen der »allgemeinen Bevölkerung« zurückgreifen (Zack et al. 2019; Pennycook et al. 2022; van der Linden et al. 2023). Der Rückgriff auf eine Befragung neben der Ausarbeitung der aktuellen Literatur erscheint sinnvoll, da es zu manchen Themen nur wenige Studien in der Literatur gibt und die Befragten mit der Biodiversität in Deutschland sehr vertraut

<sup>4</sup> Innerhalb des Kapitels bezeichnen wir den am 24. Februar 2022 beginnenden völkerrechtswidrigen Angriff Russlands auf die Ukraine als »Krieg in der Ukraine«.

sind. Anders ausgedrückt, können die indirekten Treiber der Biodiversität hierdurch aus verschiedenen Blickwinkeln heraus betrachtet werden.

## 9.2 Begünstigende und hemmende Faktoren

### 9.2.1 Politik und Recht

Politische und rechtliche Treiber beeinflussen auf unterschiedliche Weise den Bestand der biologischen Vielfalt. Die Naturschutzpolitik ist diejenige fachliche Politik, die in allen untersuchten Lebensräumen das Ziel verfolgt, den Schutz gefährdeter Arten und Lebensräume zu gewährleisten. Landnutzungspolitiken in den Lebensräumen wirken auf unterschiedliche Weise positiv oder negativ auf die biologische Vielfalt. Insbesondere die Landnutzungspolitiken wie z. B. Agrarpolitik und die Wasserpolitik wirken dabei über den einzelnen Lebensraum hinaus auf die biologische Vielfalt. Die allgemeine Umweltpolitik hat ebenfalls Einfluss auf Arten und Lebensräume. Die Energiepolitik wirkt auf die Artenvielfalt eher indirekt und überwiegend in Form von unerwünschten Nebeneffekten. Komplexe Governancestrukturen spielen durch die Mehrebenenstruktur eine wichtige Rolle. Einerseits verstärken sich die verschiedenen Ebenen im Bereich der Naturschutzpolitik. An-

dererseits entsteht durch Regulierungen auf mehreren Ebenen zusätzliche Komplexität. Die folgende Tabelle 9.1 zeigt die Wirkungen verschiedener Politiken auf die Biodiversität in Lebensräumen.

#### 9.2.1.1 Naturschutzpolitik und ihre Umsetzung

Die Naturschutzpolitik übt auf verschiedenen Ebenen Einfluss auf die Entwicklung der Biodiversität aus. Gesetzgebung auf internationaler, europäischer, nationaler und Bundeslandebene setzt einen komplexen Rahmen an Zielsetzungen und Maßnahmen zur Förderung/zum Schutz der Biodiversität. Unterschiedliche Zuständigkeiten in den ausführenden Behörden (Governance-Struktur) führen häufig zu Überschneidungen und fehlender Abstimmung zwischen den Ressorts. Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD) von 1992 ist das internationale Rahmenabkommen zum Schutz der Artenvielfalt. Auf EU-Ebene gibt es Rechtsetzungen, die den Schutz von seltenen Arten und Lebensräumen von europäischer Bedeutung sicherstellen sollen (Vogelschutzrichtlinie und Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie). Auf nationaler Ebene wirken das Bundesnaturschutzgesetz sowie die Landesnaturschutzgesetze in den Bundesländern. Die Umsetzung der gesetzlichen Naturschutzpolitik weist zahlreiche Defizite auf Bundes- und Landesebene auf

**Tabelle 9.1:** Relevanz politisch-rechtlicher Treiber für unterschiedliche Lebensräume (LR) im Überblick.

	Agrar- & Offenland	Wald	Binnengewässer & Auen	Küste & Küstengewässer	Urbane Räume
<b>Recht und Politik</b>					
<b>Naturschutzpolitik</b>					
EU-Naturschutzpolitik	X	X	X	X	X
Nationale Naturschutzpolitik		X	X	X	X
LR-spezifische Naturschutzpolitik	X	X	X	X	X
Naturschutz- und Umweltstrategien	X	X		X	X
Ausgleichsmaßnahmen	X	X		X	X
<b>Politiken in den LR</b>					
Gemeinsame Agrarpolitik (GAP)	X	(X)	X	X	
Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)	X		X	X	
Gemeinsame Fischereipolitik (GFP)				X	
Waldpolitik		X			
Bau- und Städteplanung					X
<b>Allg. Umweltpolitik</b>	X	X	X	X	X
<b>Erneuerbare Energiepolitik</b>	X	X	X	(X)	
<b>Governance-Strukturen</b>	X	X	X	X	X

Quelle: eigene Darstellung; **Legende:** X = Politisch-rechtlicher Treiber ist relevant für den jeweiligen Lebensraum, (X) = Relevanz des politisch-rechtlichen Treibers ist weniger stark ausgeprägt in dem jeweiligen Lebensraum, »Leeres Kästchen« = Es liegt keine oder nur eine geringe Relevanz des jeweiligen politisch-rechtlichen Treibers für den konkreten Lebensraum vor.

(Vollzugsdefizit der Naturschutzpolitik). Ein weiteres Instrument der Naturschutzpolitik sind die Eingriffs- ausgleichsmaßnahmen, die die Träger von Eingriffen in die Natur zu Ausgleichsmaßnahmen verpflichten.

### Internationale Naturschutzpolitik

Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) wurde 1992 auf dem Gipfel von Rio de Janeiro, Brasilien, beschlossen und gilt als bahnbrechendes Abkommen im Bereich der internationalen Naturschutzpolitik. Ziele liegen im länderübergreifenden Schutz der Artenvielfalt, der nachhaltigen Nutzung der Artenvielfalt und der Teilung der Vorteile, die aus der Nutzung von biologischer Vielfalt und genetischen Ressourcen entstehen (CBD 2020). Die CBD enthielt 2011–2020 die Aichi-Ziele, die eine Realisierung verschiedener biodiversitätsrelevanter Ziele u. a. in der Landwirtschaft, Forst oder bei Gewässern bis 2020 vorsahen, nicht erreicht wurden. Das Abkommen wurde im Dezember 2022 auf dem Treffen der Mitgliedstaaten in Montreal, Kanada, überarbeitet (Global Biodiversity Framework, GBF). Der neue globale Biodiversitätsrahmen bis 2030 enthält 23 Handlungsziele, die sich in folgende drei Kategorien einteilen lassen: (i) Werkzeuge und Lösungen für die Umsetzung und das Mainstreaming, (ii) Erfüllung der Bedürfnisse der Menschen durch nachhaltige Nutzung und Vorteilsausgleich und (iii) Verringerung der Bedrohung für die Biodiversität (vgl. CBD 2022). Beispielsweise zählt zur letzten Kategorie das Ziel, dass 30 % der Land- und Wasserflächen unter Schutz gestellt werden sollen, oder auch die Reduktion von Umweltverschmutzung bei Nährstoffen und Pestiziden um jeweils 50 %.

Auf europäischer Ebene ist die EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 das zentrale Zieldokument, das eine Reihe wichtiger Ziele für die unterschiedlichen Lebensräume wie Offenland, Wälder, urbane Räume und Gewässer ausweist. Insgesamt werden 14 Ziele definiert (EU-Kommission 2020), hierzu zählen zum Beispiel, dass bis 2030 Lebensräume und Arten keine Verschlechterung und mindestens 30 % einen günstigen oder zumindest einen positiven Trend des Erhaltungszustands verzeichnen sollen (Ziel 1). Ziel 3 beschreibt z. B., dass das Risiko und der Einsatz chemischer und gefährlicher Pestizide um 50 % verringert werden soll. Laut Ziel 4 sollen mindestens 10 % der landwirtschaftlichen Fläche Landschaftselemente mit großer biologischer Vielfalt aufweisen. Ziel 8 gibt vor, dass 25.000 Flusskilometer als freifließend wiederhergestellt werden sollen. Ziel 10 sieht vor, dass die Nährstoffverluste aus Düngemitteln um 50 % verringert werden sollen, was wiederum zu einer Verringerung des Düngemittleinsatzes um mindes-

tens 20 % führen soll. Ziel 11 beschreibt, dass Städte ab 20.000 Einwohner:innen über einen ehrgeizigen Plan zur Begrünung verfügen sollen (ebenda).

Auf EU-Ebene ist die Naturschutzpolitik von zwei Richtlinien geprägt: der Fauna-Flora-Habitat-(FFH-) Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie. Im Jahr 1979 setzte die Vogelschutzrichtlinie (EU-Richtlinie 79/409/EWG) einen ersten wichtigen Standard für den europäischen Naturschutz. Ziel der Richtlinie ist der Erhalt der im europäischen Gebiet der Mitgliedstaaten wild lebenden Vogelarten.

Die Fauna-Flora-Habitat-(FFH-)Richtlinie von 1992 (EU-VO 92/43/EWG) stellt Pflanzen- und Tierarten und Lebensräume von europäischer Bedeutung unter Schutz. Die zu schützenden Lebensräume von europäischer Bedeutung sind in Anhang I der Richtlinie gelistet. Die Lebensräume betreffen das Offenland, den Wald, die Binnengewässer und Auen sowie die Küstengewässer. Urbane Räume sind nur insofern betroffen, als dass sich bestimmte Lebensraumtypen (LRT) auch auf städtischen Gebieten befinden können. Durch die Richtlinie geschützte Pflanzen- und Tierarten sind in den Anhängen III–VI aufgeführt. Da die Richtlinie ein Verschlechterungsverbot definiert, sind die Mitgliedstaaten dazu verpflichtet, Maßnahmen zu treffen, damit sich der Zustand der Arten nicht verschlechtert. Die national ausgewiesenen FFH-Gebiete müssen an die EU-Kommission gemeldet werden. Aktuell sind 9,3 % der Landfläche Deutschlands und 14 % der Fläche der EU unter dem Schutz der FFH-Richtlinie (BMU & BfN 2020; EEA 2020).

Die FFH-Richtlinie wirkt mittelbar; die Mitgliedstaaten sind verpflichtet, diese in nationales Recht umzusetzen und dem vorgeschriebenen Verschlechterungsverbot nachzukommen. Die FFH-Richtlinie und die Vogelschutzrichtlinie bilden gemeinsam das europäische Schutzgebietsnetzwerk »Natura 2000«, das flächenmäßig das umfassendste seiner Art ist (Kap. 2.5.2; BfN 2010). Es sollen für alle Natura-2000-Schutzgebiete Managementpläne erstellt werden, in denen Maßnahmen zum Erhalt der schützenswerten Arten und Lebensräume gelistet sind (Vischer-Leopold et al. 2015; 2018). Die FFH-Managementpläne können bei der Ausarbeitung von umzusetzenden Maßnahmen »betriebliche Pläne« berücksichtigen und in der Planung unter Umständen »Kompromissvarianten« für den Fall erarbeiten, dass die Optimalvariante nicht umsetzbar ist (Lakner & Kleinknecht 2012; Lakner et al. 2020).

Aus der Richtlinie ergibt sich weiterhin eine regelmäßige Meldepflicht der Mitgliedstaaten an die EU-Kommission. In den Berichten nach Artikel 17 der FFH-Richtlinie wird der Zustand der zu schützenden Arten

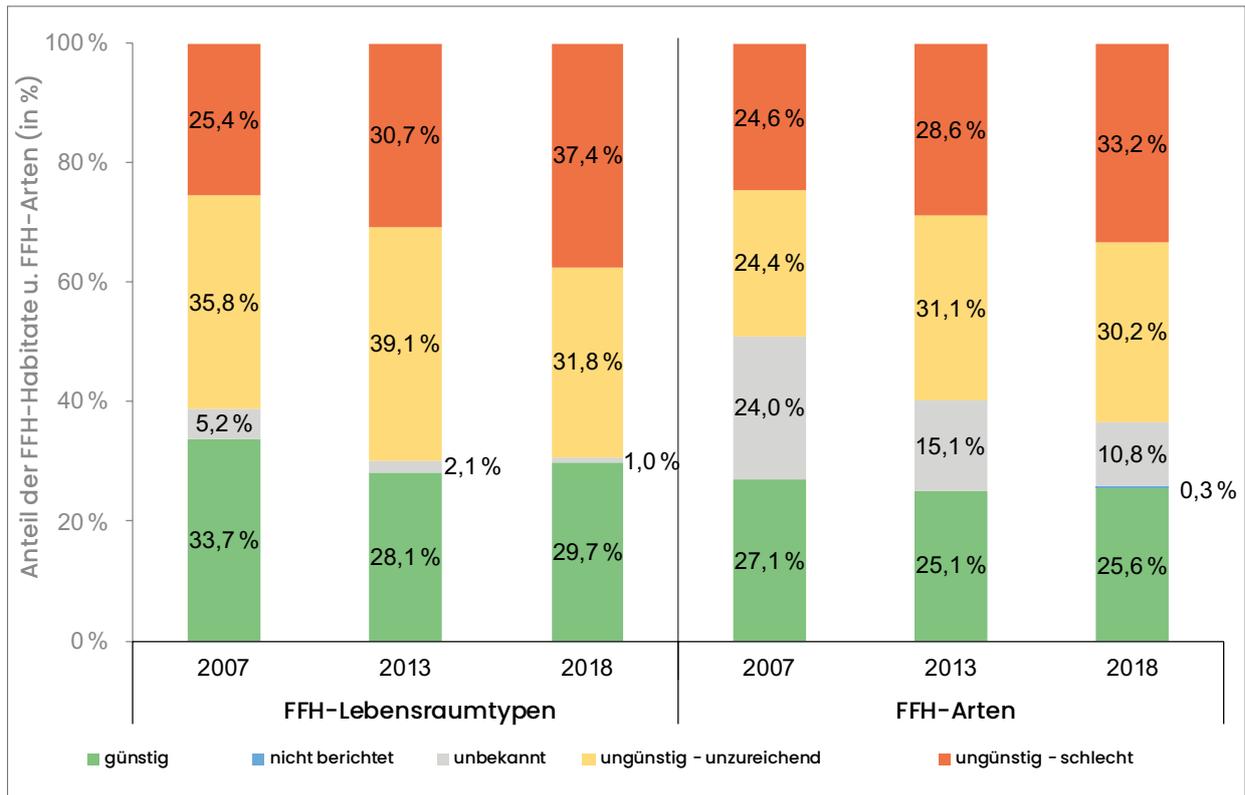


Abbildung 9.4: Erhaltungszustand der Lebensräume und Arten Deutschlands.

Quelle: eigene Darstellung nach Daten von BMU & BfN (2020); **Anmerkung:** Vorkommen von Lebensräumen und Naturgebieten in mehreren biogeografischen Regionen werden einzeln bewertet.

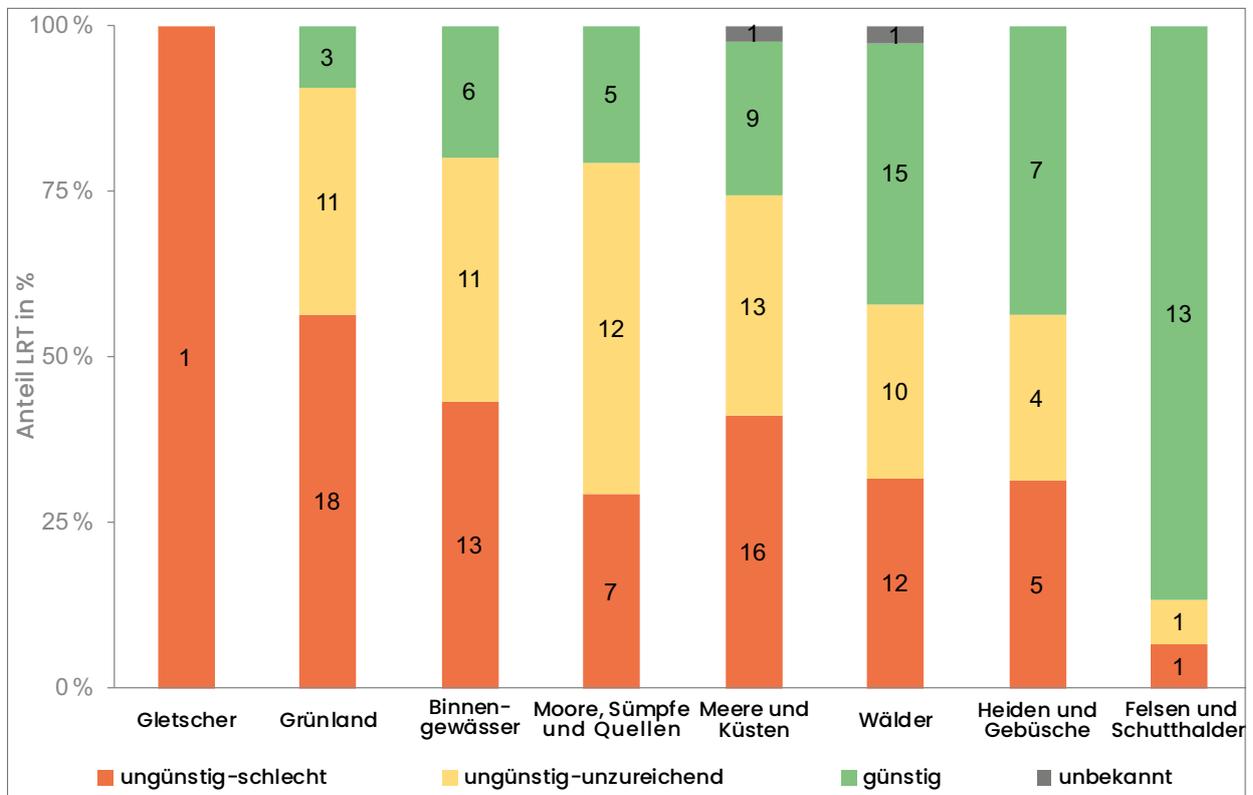


Abbildung 9.5: Erhaltungszustand verschiedener Lebensräume und Naturgebiete nach Formationen in Deutschland 2018.

Quelle: eigene Darstellung nach Daten des BMU & BfN (2020); **Anmerkung:** 1) Lebensraumtypen wird als LRT abgekürzt. 2) Das Vorkommen von Lebensräumen und Naturgebieten in mehreren biogeografischen Regionen wird einzeln bewertet. 2) Die dargestellte Zahl entspricht der Anzahl von Lebensraumtypen mit einem bestimmten Erhaltungszustand innerhalb einer biogeografischen Region.

und Lebensräume dokumentiert. Von der Bundesregierung liegen FFH-Berichte von 2007, 2013 und 2019 vor (BMU & BfN 2020). Zudem ergibt sich aus der Richtlinie auch die Verpflichtung, bei Eingriffen in die Natur eine mögliche Betroffenheit von in der FFH-Richtlinie geschützten Arten oder Lebensräumen zu prüfen (FFH-Verträglichkeitsprüfung; Köppel et al. 2004).

Die Umsetzung der FFH-Richtlinie ist seit Jahrzehnten Gegenstand einer Debatte über ein großflächiges Umsetzungs- und Vollzugsdefizit im Naturschutzrecht (Kap. 9.3.1.3). Zunächst erfolgte die Meldung der FFH-Gebiete aus Deutschland mit erheblicher Verspätung. Des Weiteren ist die Umsetzung der FFH-Richtlinie defizitär. Vor diesem Hintergrund ist die Betrachtung des Erhaltungszustands der Arten und Lebensräume in Deutschland seit 2007 aufschlussreich (Abb. 9.4).

Die Darstellung zeigt, dass der überwiegende Teil (63,3 % und 69,2 %) der über die FFH-Richtlinie geschützten Arten und Lebensräume in einem »ungünstig-unzureichenden« oder in einem »ungünstig-schlechten« Zustand sind. Dies hat sich über die letzten zwölf Jahre in der Tendenz noch weiter verschlechtert. Seit dem ersten FFH-Bericht 2007 hat der Anteil der Lebensräume in günstigem Zustand um 4 Prozentpunkte, die Arten in günstigem Zustand um 1,5 Prozentpunkte abgenommen (BMU & BfN 2020). Die Zahlen verdeutlichen, dass Deutschland bisher die Ziele der FFH-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie nur in geringem Maß erreicht hat. Allerdings trifft dieser Befund auch auf viele andere Staaten der EU zu. Nach Daten aus dem EU-weiten FFH-Monitoring sind EU-weit 61 % der geschützten FFH-Arten und 81 % der FFH-Lebensraumtypen in einem ungünstig-unzureichenden und ungünstig-schlechten Zustand (EEA 2020). Eine Datenanalyse zeigt auch, dass EU-weit in verschiedenen Landschaften die Zielwerte für den Naturschutz nicht ausreichend erreicht werden und Mitgliedstaaten häufig die Zielwerte nur unter Berücksichtigung von Landschaften ohne Nutzungsalternativen erreichen (Cazzolla Gatti et al. 2023).

Innerhalb der verschiedenen Lebensräume und Naturgebiete gibt es jedoch einige Unterschiede, die in Abbildung 9.5 dargestellt sind.

Die Abbildung zeigt, dass der Zustand der Lebensräume im Grünland, in den marinen und Küstenlebensräumen und den Binnengewässern überwiegend ungünstig-schlecht bzw. ungünstig-unzureichend ist. Auch die Moore und Sümpfe und die Gletscher sind überwiegend in einem ungünstigen Zustand. In den Waldlebensräumen fällt der Zustand nach Methodologie des FFH-Monitorings gemischt aus, da zumindest ein größerer Anteil in günstigem Erhaltungszustand ist. Aller-

dings können auch die rechtliche Absicherung und die naturschutzfachliche Bewirtschaftung der FFH- und Vogelschutzgebiete im Wald als unzulänglich und ineffektiv bezeichnet werden (Sotirov et al. 2011; Borrass et al. 2015; Sotirov 2017; Fischer-Hüftle 2021; Panek 2021; Kap. 4.5.2). Die Lebensräume Felsen und Schutthalden sind dagegen überwiegend in positivem Zustand.

Die Umsetzung der FFH-Richtlinie ist seit 2019 Gegenstand einer rechtlichen Auseinandersetzung der EU-Kommission und der Bundesrepublik Deutschland. Ein erstes Mahnschreiben zur unzureichenden Umsetzung erfolgte im Januar 2019. Kritisiert wurde der Zustand der Grünlandlebensraumtypen »Magere Flachland-Mähwiesen« (LRT 6510) und »Berg-Mähwiesen« (LRT 6520) (Schumacher & Schumacher 2022). Im Dezember 2021 strengte die EU-Kommission eine Klage im Rahmen eines Vertragsverletzungsverfahrens gegen Deutschland an (EU-Kommission 2021).

### Nationale Naturschutzpolitik

Die nationale Naturschutzpolitik wird über das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) sichergestellt. Das BNatSchG wurde 1976 beschlossen und löste das Reichsnaturschutzgesetz von 1936 ab. Die Tradition dieser Schutzgebiete reicht insofern sehr viel länger zurück als die Rechtsetzung der europäischen Naturschutzpolitik. Auch in der DDR wurde 1970 ein Gesetz für Landeskultur erlassen. Die folgende Tabelle 9.2 gibt einen Überblick über die verschiedenen Schutzkategorien in Deutschland.

Während strenge Schutzgebietskategorien wie Nationalparks und Naturschutzgebiete etwa 1,6 Mio. ha umfassen, haben die weniger strikten Schutzkategorien Biosphärenreservate, Naturparks und Landschaftsschutzgebiete einen deutlich größeren Gebietsumfang, wobei es hier allerdings Überschneidungen in den Schutzkategorien gibt.

Ein besonders umfangreiches Projekt, das mehrere dieser Schutzkategorien in sich vereint, entstand nach der Friedlichen Revolution, dem Mauerfall 1989 und der Wiedervereinigung 1990 mit dem Grünen Band Deutschland, dem ersten gesamtdeutschen Naturschutzprojekt. Auf der Fläche ehemaliger Grenzstreifen zwischen Ost- und Westdeutschland wurde ein 1.400 km langes streifenförmiges Naturschutzgebiet mit Busch- und Waldlandschaften, Sümpfen und Heiden geschaffen, das wiederum Teil des insgesamt 12.500 km langen Grünen Bandes Europas ist. Es fungiert unter anderem als Wanderkorridor für bedrohte Tiere und Pflanzen (Geidezis et al. 2015). Dieses Projekt wird im Kapitel Transformationspotenziale (Kap. 10.3, 10.8.4) ausführlich behandelt.

**Tabelle 9.2:** Schutzgebietskategorien und Umfang in Deutschland 2022.

Schutzgebietstyp 1)	Terrestrische Fläche (ha in 1.000)	Anteil an der Landfläche (in %)
FFH-Gebiete 2)	3.371	9,4
Vogelschutzgebiete 3)	4.048	11,3
Nationalparks 4)	208	0,6
Naturschutzgebiete 5)	1.439	4,0
Nationale Naturmonumente 6)	13	0,0
Biosphärenreservate 7)	1.343	3,8
Naturparks 8)	10.225	28,6
Landschaftsschutzgebiete 9)	10.080	28,2

Quelle: Statistisches Jahrbuch Landwirtschaft (BLE 2022, BMEL 2001, 2005, 2011); **Anmerkung:** Die Werte basieren auf GIS-Daten und beziehen sich auf die Landfläche. Die einzelnen Typen der Schutzflächen können nicht summiert werden, da sie sich z.T. überschneiden. Nicht berücksichtigt sind die Flächen in den marinen Bereichen. 1) Die Berechnung erfolgt auf Grundlage des Koordinatenreferenzsystems ETRS 89 / UTM 32N. 2) Fauna-Flora-Habitat-Gebiete gem. Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen, Datenstand: 2019. 3) Gem. Vogelschutzrichtlinie 2009/147/EG, Datenstand: 2019. 4) Nach § 14 (1) BNatSchG rechtsverbindlich festgesetzte, einheitlich zu schützende Gebiete, Datenstand: 2022. 5) Nach § 13 (1) BNatSchG rechtsverbindlich festgesetzte Gebiete, in denen ein Schutz von Natur und Landschaft (...) erforderlich ist, Datenstand: 2020. 6) Datenstand: 2022. 7) Datenstand: 2022. 8) Nach § 16 (1) BNatSchG einheitlich zu entwickelnde und zu pflegende Gebiete, Datenstand: 2022. 9) Datenstand: 2020.

### Eingriffsausgleichsmaßnahmen

Ein weiteres Instrument der Naturschutzpolitik vor allem im Offenland sind die Eingriffsausgleichsmaßnahmen, welche die Träger von Eingriffen in die Natur zu Ausgleichsmaßnahmen verpflichten. Bei Eingriffen in den Naturhaushalt (z. B. Infrastrukturmaßnahmen wie Straßenbau) sind die Bauträger:innen verpflichtet, ausgleichende Maßnahmen im Naturschutz in räumlicher Nähe durchzuführen. Die Ausgleichsmaßnahmen ermöglichen mit zusätzlichen finanziellen Mitteln die Umsetzung von Maßnahmen zugunsten des Naturschutzes, die weniger an gesetzliche Vorgaben gebunden sind als die klassische Naturschutzpolitik (Prager et al. 2020). Das Instrument bietet auch die Möglichkeit einer Kooperation zwischen landwirtschaftlichen Betrieben und Akteuren des Naturschutzes, z. B. über produktionsintegrierte Kompensation (Sponagel et al. 2021; Kap. 3.6.4). In der Landwirtschaft ist dieses Instrument nicht unumstritten, da Betriebe zweimal Produktionsfläche verlieren, einerseits durch die Infrastrukturmaßnahme und andererseits durch die Ausgleichsmaßnahmen.

#### 9.2.1.2 Politiken in den Lebensräumen

Verschiedene Landnutzungs- sowie Fischerei- und Gewässerpolitiken für die spezifische Nutzung von Umweltressourcen in einem Lebensraum üben einen wichtigen Einfluss auf den Zustand der biologischen Vielfalt in dem entsprechenden Lebensraum aus.

#### Politik für Agrar- und Offenland

Die Agrarpolitik prägt die landwirtschaftliche Nutzung des Offenlandes. Durch die Anreize der protektionisti-

schen nationalen Agrarpolitik nach dem 2. Weltkrieg und der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP) nach 1968 kam es zu einer Intensivierung des Betriebsmitteleinsatzes (Abb. 9.6), zur Entfernung von Landschaftselementen und zur Homogenisierung von Fruchtfolgen. All dies übte einen negativen Einfluss auf die Biodiversität aus. Erst mit den Agrarreformen nach 1992 wurden diese ökonomischen Anreize reduziert. Die Biodiversität spielt spätestens seit der Reform 2013 eine wichtigere Rolle im Förderrecht und könnte auf bestimmten Standorten zu einer Förderung von Arten und damit potenziell zu einer Stabilisierung führen.

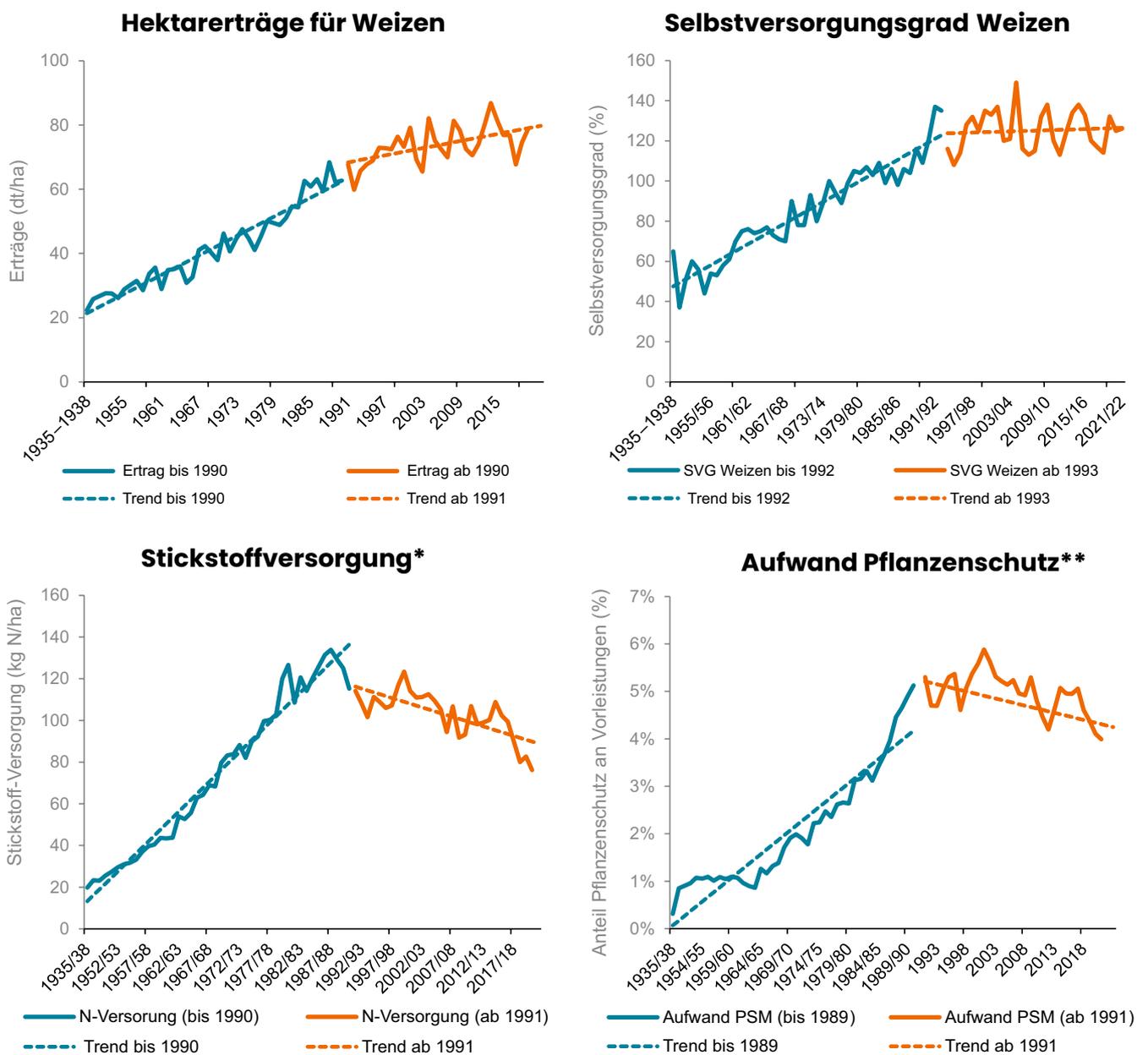
Die Agrarpolitik spielt im Offenland eine besonders prominente Rolle, da sie einerseits die Landnutzung im Bereich Offenland historisch entscheidend geprägt hat. Andererseits werden Ziele des Erhalts der Artenvielfalt seit etwa 30 Jahren in zunehmendem Maße gefördert. Die Darstellung im Kapitel Agrar- und Offenland (3.5.2) zeigt die lange Geschichte der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP), die zunächst bis in die 1990er-Jahre zu einer Intensivierung des Betriebsmitteleinsatzes geführt hat. Diese Intensität des Betriebsmitteleinsatzes und die Entfernung von Landschaftsstrukturen sind zwei wichtige (direkte) Treiber des Artenrückgangs. Die folgende Abbildung 9.6 zeigt die Entwicklung der Selbstversorgung und des Betriebsmitteleinsatzes in Deutschland seit Mitte des 20. Jahrhunderts.

Die auf hohe Agrarpreise ausgerichtete GAP durchlief in den 1980er-Jahren eine tiefe Krise. Beginnend mit der MacSharry-Reform 1992, wurde die GAP in den 1990er- und 2000er-Jahren daher grundlegend reformiert. Der Außenschutz durch Zölle wurde abgebaut, die Agrar-

preise schrittweise gesenkt und die Einkommenspolitik durch Direktzahlungen ersetzt. Durch die Senkung der Agrarpreise in der EU wurden die ökonomischen Anreize zur Intensivierung zurückgefahren.

Seit der MacSharry-Reform 1992 spielt die Agrarumweltpolitik in der GAP eine zunehmend wichtige Rolle und kann zumindest auf den geförderten Standorten zu einer auf die Erfordernisse des Artenerhalts angepassten Wirtschaftsweise führen. Das Thema biologische Vielfalt wurde über die Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) der 2. Säule ab 1992 in zunehmendem Maße ad-

ressiert. Die Ausgaben für AUKM in Deutschland wurden von 24 Mio. € im Jahr 1998 auf 506 Mio. € im Jahr 2004 gesteigert (Zahlen inklusive Bundes- und Landesmittel [Osterburg & Stratmann 2002]). Der Trend seit 2000 zeigt, dass die Ausgaben im Rahmen der GAP in zunehmendem Maße auf Umweltziele ausgerichtet wurden. Der Anteil der Umweltausgaben lag 2000 noch bei 6,1%, Umweltziele wurden ausschließlich über AUKM sowie über Landesförderprogramme erzielt. Durch die Reformen 2013 und 2021 sowie die nationalen Entscheidungen in der Umsetzung der GAP 2023–2027 wurden

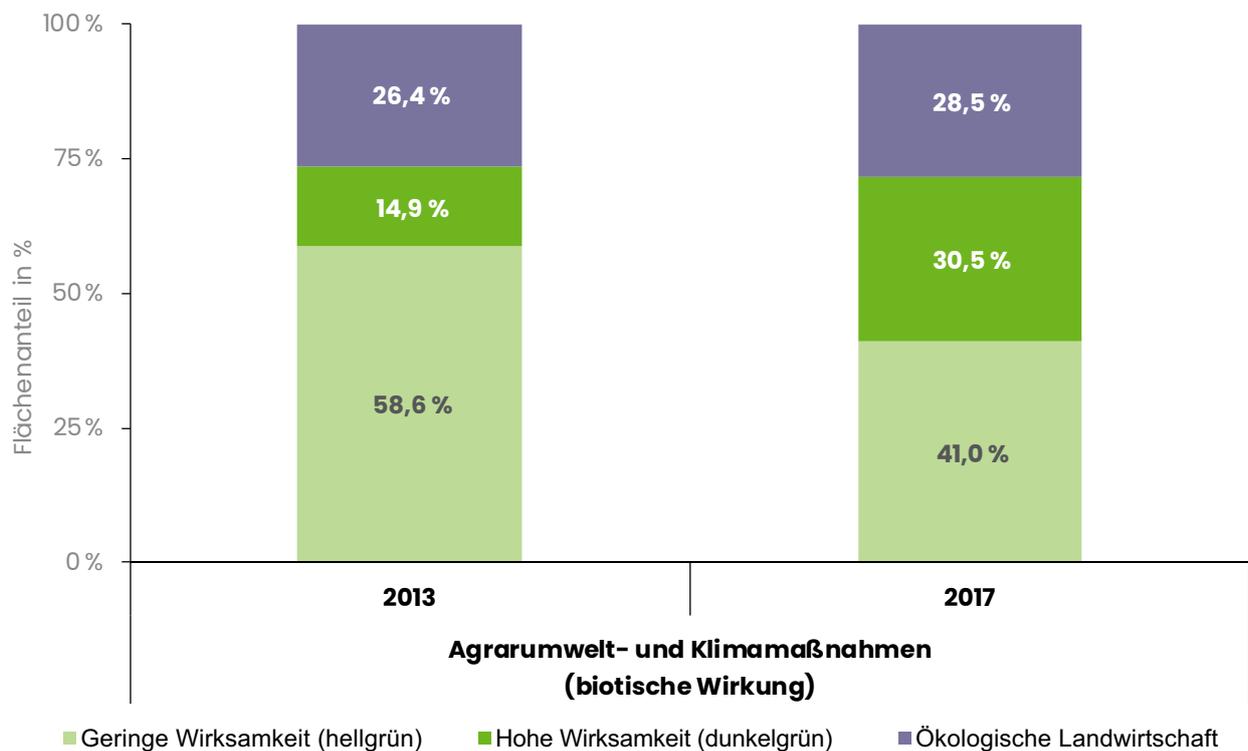


**Abbildung 9.6:** Entwicklung von Erträgen, des Selbstversorgungsgrades und des Inputeinsatzes in der Landwirtschaft ab 1935 in Deutschland\*\*\*.

Quelle: eigene Darstellung nach Daten des Statistischen Jahrbuchs Landwirtschaft div. Jg. (BLE 2022, BMEL 2001, 2005, 2011); **Anmerkung:** \* Stickstoffversorgung ist als Absatz von Stickstoffhandelsdüngern je Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche (kg N pro ha) definiert.

\*\* Der Aufwand an Pflanzenschutz ist als Anteil des Pflanzenschutzes an den gesamten landwirtschaftlichen Vorleistungen in % definiert.

\*\*\* Bis 1990 alte Bundesländer; ab 1991 Gesamtdeutschland. Bei SVG Weizen erst ab 1993 Gesamtdeutschland.“



**Abbildung 9.7:** Flächenanteile von wirksamen und weniger wirksamen Agrarumweltmaßnahmen in ausgewählten Bundesländern. Quelle: eigene Berechnung, auch in Röder et al. 2022; **Anmerkung:** Die Analyse bezieht sich auf AUKM in den Bundesländern Brandenburg/Berlin, Hessen, Niedersachsen/Bremen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein.

die Ausgaben für AUKM und der Öko-Regelungen 2023 vorläufig auf etwa 1,79 Mrd. € gesteigert, der Anteil der Umweltausgaben innerhalb beider Säulen der GAP liegt in Deutschland bei 30,2 % (Abb. 9.7).

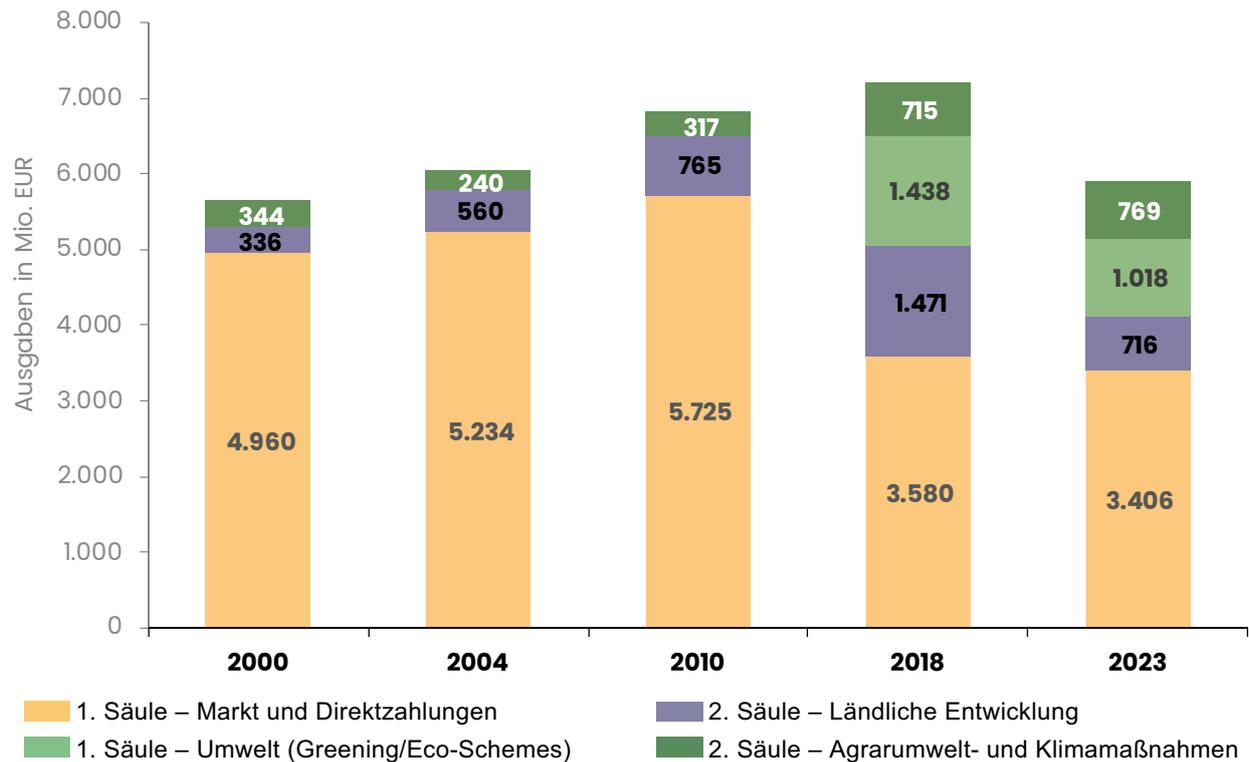
Auch die Förderinstrumente haben sich in den letzten zehn bis fünfzehn Jahren stark verändert: Mit der Förderperiode 2014–2020 wurde die Artenvielfalt innerhalb der GAP auch über das sogenannte Greening und die Ökologische Vorrangfläche gefördert. Diese Instrumente wurden jedoch als weitgehend unwirksam kritisiert. Es lässt sich zunächst zeigen, dass Ausnahmen im Rahmen des Greenings 88 % der Betriebe EU-weit und etwa 48 % der bewirtschafteten Flächen betreffen, was die Wirksamkeit des Greenings von vornherein stark einschränkt (Peèr et al. 2014). Eine Analyse der Ökologischen Vorrangfläche zeigt, dass vor allem Brachen, Streifenelemente und Landschaftselemente effektive Maßnahmen zum Schutz der Artenvielfalt sind, die jedoch in Deutschland nur etwa 20 % der Vorrangflächen belegen. Andere Optionen wie Zwischenfrüchte und Leguminosen, die keine Wirkung auf die Artenvielfalt ausüben (Peèr et al. 2017a), belegen 80 % der Ökologischen Vorrangfläche in Deutschland und 75 % der Ökologischen Vorrangfläche EU-weit (Lakner et al. 2021).

Über die 2. Säule der GAP wurden in der letzten Förderperiode 2014–2021 insg. 3,58 Mrd. € für Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) ausgegeben.

Hiervon wurden 866 Mio. € (= 24,1 %) innerhalb von Natura-2000-Gebieten ausgegeben, was zeigt, dass über die AUKM auch die Naturschutzziele des Natura-2000-Netzwerks gefördert werden können (BMEL 2023d). Es lässt sich auch zeigen, dass aufgrund der Verlagerung von einfachen, weniger komplexen (»hellgrünen«) Programmen wie dem Greening in die 1. Säule in der 2. Säule mehr Gelder für spezifische und komplexe (»dunkelgrüne«) Programme zur Verfügung standen. Die folgende Abbildung 9.8 zeigt den Flächenanteil von hellgrünen und dunkelgrünen Maßnahmen im Rahmen der AUKM.

Basierend auf einer Untersuchung von AUKM in den Bundesländern Brandenburg/Berlin, Hessen, Niedersachsen/Bremen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein, konnte gezeigt werden, dass der Flächenanteil der Maßnahmen mit hoher Eingriffstiefe und hohen Prämiensätzen (dunkelgrün) von 14,9 auf 30,5 % in etwa verdoppelt wurde (Röder et al. 2022). Es ist daher davon auszugehen, dass die Wirksamkeit der AUKM im biotischen Bereich gegenüber der Förderperiode 2007–2013 gesteigert wurde.

Die Förderinstrumente 2014–2020 wurden im Hinblick auf die Artenvielfalt in verschiedenen Analysen als ungenügend beschrieben (Peèr et al. 2019; ECA 2017; Peèr & Lakner 2020; Scown et al. 2020). Der Europäische Rechnungshof betitelt seinen Sonderbericht 13/2020 zum Einfluss der GAP auf die Artenvielfalt wie



**Abbildung 9.8:** Umweltausgaben im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) 2000–2023; Quelle: eigene Berechnung nach Daten des Statistischen Jahrbuchs Landwirtschaft (BMEL 2001, 2005, 2011, BMEL 2019 und BMEL 2022b).

folgt: »Biodiversität landwirtschaftlicher Nutzflächen: Der Beitrag der GAP hat den Rückgang nicht gestoppt«. Der Bericht zeigt, dass die GAP auch durch ihre Priorisierung der Direktzahlungen nur wenig auf die EU Biodiversitätsstrategie ausgerichtet ist und die positiven Wirkungen der GAP auf die Artenvielfalt zu wenig gesteuert und daher »unzuverlässig« sind (ECA 2020).

Seit der Förderperiode 2023–2027 ist die Förderung von Landschaft und biologischer Vielfalt eines von neun operativen Zielen der GAP. Es wurde eine neue »Grüne Architektur« eingeführt, mit der innerhalb der Agrarumweltinstrumente neue Ziele und Schwerpunkte gesetzt wurden. Über GLÖZ 8 (Direktzahlungen) wurde eine Verpflichtung eingeführt, 4 % der Ackerfläche als Brachfläche bereitzustellen. Diese Verpflichtung wurde für 2023 aufgrund des Kriegs in der Ukraine teilweise ausgesetzt (Kap. 9.4.2 sowie Kap. 3.5.3). Auch über die Öko-Regelungen der 1. Säule wird die Artenvielfalt gefördert, die AUKM wurden mit einer höheren Finanzierung ausgestattet. Die breiter angelegten Förderangebote der GAP könnten potenziell einen Beitrag zum Erhalt der biologischen Vielfalt leisten, was jedoch in der Förderperiode 2023–2027 sehr viel stärker von den politischen Entscheidungen der EU-Mitgliedstaaten abhängt (Peèr et al. 2019).

Die Förderung der Stilllegung von Ackerflächen durch Brachen verfolgte zwischen 1988 und 2008 zwar primär

das Ziel, die Überproduktion der EU zu reduzieren. Auf diese Weise wurden jedoch auch Rückzugsräume für Arten geschaffen, wie bereits in den 1990er-Jahren durch verschiedene Studien belegt wurde (Henderson et al. 2000). Aufgrund steigender Weltmarktpreise für Agrargüter 2006/07 beschloss die EU 2007/08 aber, die Stilllegung zunächst auszusetzen und ab 2009 abzuschaffen. Es ist mehrfach gezeigt worden, dass Brachen einerseits positiv mit dem Vorkommen von Feldvögeln und Insekten korreliert sind. Andererseits ist die Beendigung der Stilllegung 2008 eng mit dem Rückgang verschiedener Feldvogelarten verknüpft (Traba & Morales 2019; Busch et al. 2020; Hertzog et al. 2023).

Die Umweltmaßnahmen innerhalb der GAP wurden in Deutschland seit den späten 1980er-Jahren schrittweise ausgebaut. Jedoch hat die GAP vor 1992 durch ihre Preisanreize für intensive Bewirtschaftung erheblich zu einem Rückgang der Artenvielfalt beigetragen. Durch die Senkung der Interventionspreise wurde dieser Einfluss bis 2005 deutlich zurückgedrängt. Die Abschaffung der sogenannten Stilllegungsflächen (Brachflächen) 2008/09 hat einen relevanten negativen Einfluss auf Insekten oder Bodenbrüter ausgeübt (zur Relevanz von Brachflächen für Insekten siehe Kuussaari et al. 2011). Die Brachenpflicht (GLÖZ 8) wurde 2022 ausgesetzt und ist aus der Sicht des Artenschutzes kritisch zu bewerten (Lakner 2023). Die Wiedereinführung der Brachflächen

über das Greening war in Bezug auf Umfang und Erfolg eher begrenzt, da der Ansatz, 4 % der Ackerflächen als Brachflächen bereitzustellen (GLÖZ 8), bereits zu Beginn der Förderperiode ab 2023 teilweise wieder ausgesetzt wurde. Für den Rest der Förderperiode ist unklar, ob diese Verpflichtung noch in Kraft gesetzt wird. Wie stark sich die neue grüne Architektur der GAP mit den neuen Förderinstrumenten 2023–2027 auf die Artenvielfalt auswirkt, kann gegenwärtig nicht abschließend eingeschätzt werden.

Die Agrarpolitik wirkt im Lebensraum Offenland auch über die Instrumente der Nährstoffpolitik auf die Artenvielfalt ein. Die Nährstoffpolitik reguliert über die Nitratrichtlinie und die Düngeverordnung den Einsatz von Nährstoffen in der Landwirtschaft (Kap. 3.6.2). Die Düngeverordnung wurde 2017 und 2021 novelliert, jeweils mit strengeren Vorgaben und Grenzwerten für den landwirtschaftlichen Nährstoffeinsatz. Durch Cross Compliances wird die Einhaltung der Grenzwerte über die Direktzahlungen kontrolliert, was die Reichweite und Effektivität der Kontrollen erhöht. Betriebe, die Direktzahlungen erhalten, müssen zeigen, dass sie die Grenzwerte einhalten. Die ordnungsrechtlichen Instrumente der Nährstoffregulierung werden somit durch förderpolitische Anreize der GAP ergänzt.

Die Nährstofffrachten im Offenland wirken sich auf die Artenvielfalt aus. Arten von lokal typischen Magerstandorten gehen mitsamt ihrer angepassten Flora und Fauna verloren (Meyer et al. 2014; Leopoldina 2020; Kap. 3.4.4). Ein großer Teil (70 %) der in Deutschland heimischen Pflanzenarten kommt nur auf eher stickstoffarmen Standorten vor (BfN 2018; Kap. 3.4.4). Umgekehrt sollte sich eine Rückführung von Nährstoffüberschüssen positiv auf die Arten von Magerstandorten auswirken. Die letzte Novellierung der Düngeverordnung von 2021 könnte sich mittelfristig positiv auf die Artenvielfalt auswirken (Zinnbauer et al. 2023); aufgrund des geringen Zeithorizonts liegen jedoch noch keine empirischen Ex-post-Politikfolgenabschätzungen vor.

#### Politik für Binnengewässer und Auen

Die Agrarpolitik wirkt auch auf die Lebensräume Binnengewässer und Auen sowie Küste und Küstengewässer. Hierbei spielt vor allem der Umgang mit Nährstoffen in der Landwirtschaft eine zentrale Rolle. Auch hier hat, historisch betrachtet, zunächst die Förderung einer intensiven Landwirtschaft von 1968 bis 1992 zu schädlichen Nährstoffeinträgen in Binnengewässer und mit räumlicher und zeitlicher Verzögerung auch in Küstengewässer und so potenziell zum Rückgang der Artenvielfalt geführt. Das Nährstoffproblem wurde seit 1990

viele Jahre lang nicht konsequent angegangen, sodass die EU-Kommission in den 2010er-Jahren ein Vertragsverletzungsverfahren gegen die Bundesrepublik anstrebte. Erst mit den Novellierungen der Düngeverordnung 2017 und 2021 wurde der Nährstoffeinsatz in der Landwirtschaft erheblich eingeschränkt. Insgesamt wirkt die Agrarpolitik über das Förderrecht (GAP) und das Ordnungsrecht (EU-Nitratrichtlinie, Düngeverordnung) auf andere Lebensräume. Ob die Novellierungen der Düngeverordnung mittelfristig zu einer Erholung der Artenvielfalt in Binnen- und Küstengewässer führen, kann aktuell noch nicht abschließend bewertet werden.

#### Politik für Küsten- und Küstengewässer

Im Bereich der Küstengewässer spielen vor allem die Gemeinsame Fischereipolitik der EU (GFP) sowie auch einige Landesgesetze eine zentrale Rolle. Über eine Festlegung der Fangmengen wirtschaftlich relevanter Arten und über die Einschränkung schädlicher Fangmethoden (v. a. über Landesgesetze) wird die Anzahl der entnommenen Fische eingeschränkt.

Ein zentraler Mechanismus besteht in der regelmäßigen Festlegung von Fangmengen in der Nord- und Ostsee im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik der EU (GFP), mit der auch Fangobergrenzen gemäß dem internationalen Seerechtsabkommen umgesetzt werden. Die Fangmengen für wirtschaftlich relevante Fischarten werden jährlich auf EU-Ebene durch das EU-Parlament und den Ministerrat für Landwirtschaft und Fischerei festgelegt. Die Entscheidung soll sich an den Empfehlungen des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES) und des wissenschaftlich-technisch-ökonomischen Komitees für Fischerei (STECF) durch die Europäische Kommission orientieren. In der Vergangenheit lagen jedoch die politisch festgelegten Fangmengen häufig über den von wissenschaftlichen Gremien empfohlenen Mengen (Voss et al. 2015) und übten teilweise keine wirksame Restriktion der Fangmengen in der Praxis aus, sodass das Instrument vielfach eine geringe Wirkung hatte (Opitz et al. 2016). Erst im Oktober und Dezember 2022 wurden die Fangmengen für einige Fischarten in der Ostsee und in Abstimmung mit Großbritannien in anderen Gewässern deutlich reduziert, gleichzeitig aber auch für einzelne Arten erhöht (für einen Überblick über Fangmöglichkeiten in der EU siehe Europäischer Rat 2024). Neben den europäischen Regulierungen gibt es auch Regulierungen auf Bundesländerebene für Arten, die nicht unter die Europäischen Fangquoten fallen, sowie Regulierungen hinsichtlich der Fangmethoden innerhalb der Drei-Meilen-Zone. Eine Begrenzung der Fangmengen könnte sich positiv auf die Entwicklung

der Fischbestände und damit auch der Individuenzahl in Nord- und Ostsee auswirken (siehe auch Kap. 6.6).

### Politik für Waldökosysteme

Im Bereich der Landnutzungspolitiken wirkt auch die Waldpolitik auf die Artenvielfalt. In den letzten Jahrzehnten gab es einen Trend in Bundes- und Landespolitiken in Richtung einer nachhaltigen und multifunktionalen Nutzung von Waldflächen vor allem auf den Bundes- und Landeswaldflächen. Auch äußert sich diese Tendenz einerseits in einer verstärkten Zertifizierung von nachhaltiger Produktion auf Landeswaldflächen, der Überarbeitung der internen waldbaulichen Richtlinien der Landeswälder und andererseits in relevanten Schutzgebietsverordnungen (z. B. über Sicherung der Natura-2000-Gebiete; Hubo & Göhrs 2022). Klima- und naturschutzpolitische Zielsetzungen spielen in der Umsetzung von Waldpolitik und von Waldgesetzen eine steigende Rolle und tragen somit potenziell zu einer Stabilisierung der Artenvielfalt im Lebensraum Wald bei (siehe auch Kapitel 4.5.2). Verschiedene politische Zielsetzungen (insbesondere in den Bereichen Klimapolitik und Naturschutzpolitik) können aber auch Zielkonflikte mit Biodiversitätszielen hervorrufen.

Ein bedeutender Anteil naturschutzpolitischer Steuerung wird im Lebensraum Wald durch forstpolitische Instrumente geleistet. Über das Bundeswaldgesetz und die Landeswaldgesetze wurden Grundsätze der ordnungsgemäßen und nachhaltigen Waldwirtschaft definiert, die den Artenschutz aktiv einbeziehen. Das Bundeswaldgesetz, ursprünglich von 1975, wird derzeit im Hinblick auf Klimaschutz und Naturschutzziele überarbeitet (Kap. 4.5.2.1). Auch auf Ebene der Bundesländer gibt es eine Tendenz in Richtung Naturschutz: Einen naturschutzorientierten Politikwandel mit verstärktem Schwerpunkt des Artenschutzes gab es in nahezu allen Bundesländern in ihren Regierungsprogrammen, Wald- und Naturschutzgesetzen, themenrelevanten Verordnungen und Erlassen, Waldbaurichtlinien und Richtlinien für die forstliche Förderung. Verschiedene ordnungsrechtliche, ökonomische und informationelle Instrumente (Kap. 4.6) stehen in der Waldpolitik zur Verfügung und können integrativ auf den Schutz der Artenvielfalt in forstlich genutzten Waldbeständen hinwirken oder auch segregativ auf eine räumliche Trennung von wirtschaftlicher Nutzung und Naturschutzfunktion abzielend eingesetzt werden (Sotirov & Arts 2018).

Die Gemeinsame Agrarpolitik wirkt auch in gewissem Umfang auf Waldökosysteme. Im Rahmen des Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) wurden in Deutschland

2014–2020 46,5 Mio. € für Forstmaßnahmen ausgegeben, was einen Anteil an den gesamten Ausgaben von 1,9 % ausmacht. Viele Bundesländer nutzen diese Option, vor allem Brandenburg (9 % der ELER-Ausgaben im Bundesland), Sachsen (4,4 %) und Nordrhein-Westfalen (3,5 %), wohingegen Bayern, Hessen und Schleswig-Holstein keine Forstausgaben ausgewiesen haben (eigene Auswertung von EU-Kommission 2021, siehe Anhang A9). Inhaltlich handelt es sich in vielen Bundesländern um Biodiversitätsmaßnahmen.

### Politik für urbane Räume

Stadtentwicklungspolitik und die daraus folgende Bau- und Städteplanung mit deren Kernelementen der Wohnungsbau- und Immobilienpolitik sowie Mobilitätspolitik zählen zu den wichtigsten indirekten Treibern in urbanen Räumen (Weber et al. 2014; Breuste et al. 2016). Auch EU/UN-Programme sowie Bundes-, Landes-, Kommunal- und Lokalpolitik beeinflussen urbane Lebensräume, da sie beispielsweise eine Reduktion der Flächenversiegelung verfolgen oder mit gezielten Programmen Auswirkungen auf die Flächennutzung und den Grünanteil und damit die Potenziale für Biodiversität haben (Rall & Haase 2011), jedoch kann dies in der Praxis auch mit Stadtentwicklungszielen konkurrieren.

Instrumente und Maßnahmen zu Klimaschutz und -anpassung führen in vielen Städten zu einer Zunahme von Begrünung, beispielsweise auf Dächern und an Straßenrändern. Jedoch ist das Grünflächenmanagement mancher Kommunen nicht auf gesamtstädtische Natur- bzw. Umweltstrategien und -programme abgestimmt. Auf konkrete Programme und Strategien wird in Kapitel 7.6 eingegangen.

#### 9.2.1.3 Energiepolitik

Die Energiepolitik wirkt sich in vielen Lebensräumen auf unterschiedliche Weise auf die Biodiversität aus. Im Offenland werden Rohstoffe für Biogas und Biokraftstoffe gewonnen, was zu einer Verarmung von Fruchtfolgen und damit auch mittelbar zum Rückgang von Feldvögeln führt. Darüber hinaus weisen Hurst et al. (2020) und Veith et al. (2023) auf einen Konflikt zwischen dem Ausbau der Windenergie im Wald und dem Fledermausschutz hin. Stromtrassen und Leitungsnetze führen zum Flächenverbrauch von landwirtschaftlichen Nutzflächen und haben ebenfalls Barrierewirkungen für fliegende Arten. In den Lebensräumen Binnengewässer und Küstengewässer wird direkt Strom aus Wasser gewonnen, was die Artengemeinschaften von Flüssen beeinträchtigt. Des Weiteren beeinflussen die Offshore-Windanlagen an der Küste den Lebensraum

von marinen Säugern und beeinträchtigen den Lebensraum und die Zugrouten von Seevögeln (Kap. 6.4.3.5. für weitere Ausführungen).

Im Offenland ist das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) ein wichtiger Einflussfaktor. So wurden 2022/23 9,2 % des landwirtschaftlichen Getreides für die Energiegewinnung genutzt (BMEL 2023c). Die Förderung von Biogas über eine konstante Einspeisevergütung hat seit 2000 zu einer deutlichen Zunahme von Biogasanlagen geführt. Im Jahr 2021 trug Biogas zu 5,8 % zum deutschen Strommix bei (Destatis 2022b). Neben Gülle wird Mais als Substrat für die Vergärung genutzt, was zu einem zusätzlichen Anbau und damit zu einer Zunahme von Mais in landwirtschaftlichen Fruchtfolgen geführt hat (Steinmann und Dobers 2013). In manchen Regionen wird der hohe Maisanteil in der Agrarlandschaft als monoton beschrieben. Es lässt sich zeigen, dass die regionale Konzentration von Biogasanlagen z. B. in Nordwestniedersachsen zu regional erhöhten Stickstoffüberschüssen und einer Verdrängung der Nahrungsmittelproduktion durch Mais für die Biogasproduktion geführt hat (Thiering & Bahrs 2011). Zur Förderung der erneuerbaren Energien gehört auch die Förderung von Biokraftstoffen (Biodiesel und Bioethanol), die bis 2006 durch einen reduzierten Steuersatz auf Mineralöl, danach durch eine Beimischungsquote für die Mineralölindustrie geregelt wurde. Problematisch an dieser Förderung sind die hohen CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten (im Durchschnitt 250 € pro t CO<sub>2</sub>, vgl. Zimmer et al. 2022: 58) und der aus der Nachfrage nach Rohstoffen resultierende Landnutzungsdruck. Etwa 4–5 % der Rohstoffmenge bei Getreide, Mais und Raps werden in Deutschland für Biokraftstoffe verwendet. Eine Studie von Busch et al. (2020) zeigt, dass höhere Anteile von Mais und Raps in der Fruchtfolge sowie eine intensive Bewirtschaftung negativ mit dem Vorkommen ausgewählter Feldvogelarten korreliert sind.

Das EEG lässt eine Nutzung von Holz in Pelletheizungen zu, was (unter Berücksichtigung der Preise und Verfügbarkeit für alternative Energieträger) zu einer höheren Nachfrage nach Holz in Deutschland führen kann. Hohe Öl- und Energiepreise haben bereits in den vergangenen 20 Jahren zu einer Verschiebung der Holzsortimente geführt (siehe Modellstudien von Härtl & Knoke 2014), seit Februar 2022 auch aufgrund des Ukrainekriegs. Dies kann zu einem erhöhten Nutzungsdruck auf Waldökosysteme führen. Das EEG wirkt sich auch auf die Landnutzung im Offenland aus. Die Windkraftanlagen nutzen Standorte im Offenland und (seltener) im Wald, die potenziell die Routen von Zugvögeln beeinflussen können, was wiederum zu einem Verlust ihres funktionalen Lebensraums führen kann (Marques et al. 2020).

Das EEG fördert auch die Gewinnung von Strom aus Wasserkraft in Binnen- und Auengewässern, indem es finanzielle Anreize in Form von Einspeisevergütungen für den Bau bzw. Ausbau und die Erneuerung von Wasserkraftanlagen fest schreibt. Der Anteil der Wasserkraft an der gesamten Stromproduktion in Deutschland lag 2021 allerdings nur bei 3,3 % (AEE 2024). Gleichzeitig ist die Nutzung der Wasserkraft mit erheblichen Eingriffen in die Gewässermorphologie verbunden, da diese zur Stromgewinnung aufgestaut werden. Natürliche Gewässer, Ufer- und Auenstrukturen werden verändert. Die Durchgängigkeit der Gewässer für Wanderorganismen wird eingeschränkt und unterbunden, was z. B. die Wanderung von Fischarten in ihre Laichgründe einschränkt. Die natürliche Hydraulik und Gewässerdynamik werden erheblich gestört. Die Stromgewinnung aus Wasserkraft wirkt sich hemmend auf die Artenvielfalt von Flüssen, Bächen und Auen aus.

Die Nutzung von küstennahen Standorten für Offshore-Windkraftanlagen stellt einen Eingriff in die küstennahen Lebensräume dar (z. B. durch die Flächenutzung, Kabelleitungen, Aufbauarbeiten). Pläne der Bundesregierungen sehen vor, mindestens 30 Gigawatt bis 2030 und 40 Gigawatt bis 2035 zu installieren. Die potenziellen Auswirkungen dieser Anlagen auf Biodiversität sind vielseitig und betreffen sowohl den Auf- und Abbau als auch den Betrieb (Bennun et al. 2021). Durch den zusätzlichen Lärm bei der Errichtung von Windkraftanlagen erleiden echolokalisierende marine Säuger wie Schweinswale Hörschäden und werden von den Konstruktionsorten verdrängt (Carstensen et al. 2006). Eine Erholung der Bestände findet nur sehr langsam statt (Teilmann & Carstensen 2012). Ein großer Teil der Vögel fliegt nachts, es besteht daher für Vögel ein zusätzliches Risiko einer Kollision mit Rotorblättern. Bei Ausweichmanövern verlieren die Vögel Energie (Hüppop et al. 2006). Seevögel wie Taucher, Tölpel oder Alke werden aus den Anlagegebieten vertrieben (Peschko et al. 2020a; Peschko et al. 2021). Auch hier findet eine Gewöhnung und damit eine Abnahme des negativen Einflusses der Windfarmen nur langsam statt (Peschko et al. 2020b). Kürzliche Untersuchungen mit GPS-Sendern zeigten, dass Offshore-Windanlagen bei vielen Vögeln innerhalb ihrer direkten Flugrouten, d. h. auch in Bezug auf die Flughöhe, liegen und viele Tiere deshalb Ausweichbewegungen ausführen (Schwemmer et al. 2023). Direkte Kollisionen konnten zwar bisher kaum beobachtet werden, aber aus Totfunden kann auf ein erhebliches Kollisionsrisiko mit Bauten auf dem Wasser wie Ölplattformen und Offshore-Windanlagen bei Vögeln geschlossen werden. Eine Abschätzung auf der Basis von

Totfunden auf einer einzelnen Offshore-Plattform zeigt eine Mortalität von jährlich mindestens 150 Vögeln, bei über 1.000 solcher Strukturen allein in der Nordsee zu einer Mortalität im Bereich von 100.000 Vögeln (Hüppop et al. 2016). Gleichzeitig ersetzen Offshore-Windfarmen andere, nicht erneuerbare Energiequellen (Förderung von Öl und Gas aus Meeren) und reduzieren damit deren schädliche Wirkung auf die Artenvielfalt.

#### 9.2.1.4 Umweltpolitik

Die Umweltpolitik umfasst eine Reihe von Politikinstrumenten, die zunächst auf allgemeine und spezielle Aspekte der Umweltpolitik gerichtet sind, die sich jedoch indirekt auch auf die Situation der Artenvielfalt auswirken. Die Instrumente betreffen vor allem die stoffliche Umweltpolitik, die etwa die Nutzung von Nährstoffen in der Düngung regelt und einschränkt. Auch die Wasser-Rahmenrichtlinie fällt als Rahmengesetzeswerk für Gewässer in diesen Bereich und wirkt sich mit ihrem Ziel der Erreichung des guten ökologischen Zustands positiv auf die Artenvielfalt aus.

#### Nährstoffpolitik

Die Nitratrichtlinie (91/676/EWG) von 1991 zielt auf den Schutz der Oberflächengewässer und des Grundwassers vor zu hohen Nitrateinträgen aus landwirtschaftlichen Quellen ab. Der Grenzwert für den Nitratgehalt wird mit 50 mg Nitrat pro l Wasser festgelegt. Die Richtlinie verpflichtet die Mitgliedstaaten, eine Ausweisung von gefährdeten Gebieten vorzunehmen und verbindliche Aktionsprogramme zur Reduktion von Überschüssen festzulegen. In Deutschland erfolgte die Umsetzung 1996 durch die Düngeverordnung, die den Umgang mit organischen und mineralischen Düngemitteln sowie Pflanzenhilfsstoffen regelt.

In Deutschland wird der Grenzwert an vielen Messstellen überschritten: Der Nitratbericht von 2016 zeigt, dass zwischen 2012 und 2014 in 28 % der damaligen Messstellen der Nitratgrenzwert überschritten wurde (BMU & BMEL 2016). Seit 2016 gibt es zwischen der EU-Kommission und der Bundesregierung Streit, ob die Düngeverordnung für die Umsetzung der Nitratrichtlinie ausreichend ist. 2017 überarbeitete die Bundesregierung die Düngeverordnung. Der Europäische Gerichtshof stellte im Juni 2018 fest, dass diese nicht ausreicht (Zeit Online 2018), sodass sie 2020 nachgebessert wurde. Der letzte Nitratbericht der Bundesregierung von 2020 zeigt, dass die Nitratgrenzwerte noch bei 17,3 % der deutschen Messstellen überschritten werden (BMU & BMEL 2020). Das Vertragsverletzungsverfahren gegen Deutschland wegen Nichteinhaltung der

EU-Nitratrichtlinie wurde dennoch am 1. Juni 2023 eingestellt (EU-Kommission 2023). Aktuelle Nährstoffberichte aus Niedersachsen zeigen, dass der Nährstoffeinsatz in den letzten Jahren zurückgegangen ist, dass es aber immer noch eine starke Nährstoffkonzentration in Nordwestniedersachsen gibt (LWK Niedersachsen 2023), sodass hier bei zahlreichen Messstellen die Richtwerte überschritten werden (BMU & BMEL 2020: 19). Ob die Nachbesserungen an der Düngeverordnung mittelfristig ausreichend sind, um die Vorgaben der Nitratrichtlinie umzusetzen und darüber hinaus die regional stark konzentrierten Nährstoffüberschüsse zu reduzieren, bleibt umstritten. Auch die Nährstoffüberschüsse führen in Gewässern zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung und im Extremfall auch zu einem Verschwinden nährstoffsensibler Arten. Ein erhöhtes Nährstoffangebot führt zu einer Ausbreitung nitrophiler Pflanzen zulasten anderer Artengruppen. Mit übermäßigem Nährstoffangebot wird die Produktion von pflanzlicher Biomasse angeregt, was beim Abbau von Biomasse den Sauerstoffgehalt im Wasser reduziert und im Extremfall zu einem Umkippen von Gewässern führen kann (weitere Ausführungen zur Nährstoffpolitik/Nitratrichtlinie können Kap. 3.6.2 entnommen werden).

#### Gewässerpolitik

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (Richtlinie 2000/60/EG) ist ein europäisches Regelwerk, das den Rahmen für eine europäische Gewässerpolitik festlegt. Dieses wurde über das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) in nationales Recht umgesetzt. Das Ziel der WRRL besteht im Schutz und in der Wiederherstellung der guten ökologischen und chemischen Gewässerqualität und betrifft sowohl Oberflächengewässer als auch das Grundwasser. Die EU-Mitgliedstaaten sind bzw. waren verpflichtet, bis 2015 und in Ausnahmefällen bis 2027 die Gewässer in einen guten ökologischen und chemischen Zustand zu versetzen, es sei denn, dass von speziellen Ausnahmeregelungen Gebrauch gemacht wird. Hierbei gilt sowohl ein Verschlechterungsverbot als auch ein Verbesserungsgebot, dass die Sicherung bzw. Herstellung des guten ökologischen und des guten chemischen Zustands von Oberflächengewässern fordert. Die ökologische Bewertung beruht auf einer möglichst natürlichen Artenzusammensetzung und Abundanz ausgewählter Tier- und Pflanzengruppen und zielt somit direkt auf die Biodiversität in Binnengewässern (Kap. 5.5.2.4) ab.

Die Kommunalabwasserrichtlinie (RL 91/271/EWG) dient dem Schutz der Gewässer vor schädlichen Wirkungen von kommunalem Abwasser (z. B. Eutrophierung durch erhöhten Nährstoffeintrag). Zur Beurteilung

des »guten chemischen Zustands des Grundwassers« werden in der Grundwasserrichtlinie (GWRL, 2006/118/EG) Kriterien definiert und Maßnahmen zur Verhinderung bzw. Begrenzung des Schadstoffeintrags in das Grundwasser verlangt.

Die Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (2007/60/EG) über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken verfolgt das Ziel, nachteilige Folgen von Hochwasser nicht nur auf die menschliche Gesundheit und die Wirtschaft, sondern auch auf die Umwelt zu verringern und der Entstehung schädlicher Hochwasser und Überschwemmungen vorzubeugen. Bei den Hochwasserrisikomanagementplänen soll der Schwerpunkt auf der Vermeidung von Hochwässern, dem Schutz von Mensch und Natur und der Vorsorge liegen. Um den Flüssen mehr Raum zu geben, sollen nach Möglichkeit natürliche Retentionsräume in den Flussauen erhalten oder wiederhergestellt werden. Dies dient dem Erhalt und der Förderung von auenspezifischen Arten. Das nationale Hochwasserschutzprogramm bietet einen politischen Rahmen zur Schaffung von Retentionsflächen und damit zum Schutz von Gewässerauen (Kap. 5.5.3.3).

#### 9.2.1.5 Governance und Mehrebenenstruktur

In vielen Lebensräumen werden die politischen und rechtlichen Instrumente auf mehreren Ebenen entschieden und gestaltet (sog. Mehrebenenstruktur). Relevante Gestaltungsebenen sind die internationale, die europäische, die nationale und die Bundeslandebene. Die Überschneidungen und Wechselwirkungen zwischen diesen Ebenen, aber auch zwischen verschiedenen Ressorts führen in manchen Politikbereichen zu hoher Komplexität und Intransparenz. Besonderes Augenmerk verdient die heutige Mehrebenenstruktur der Küsten- und Meeresgovernance, da hier Institutionen auf allen Ebenen von Gemeinden bis global Einfluss auf politisch-rechtliche Rahmenbedingungen haben. Sowohl die Küstenbereiche als auch die Gewässer befinden sich fast ausschließlich in öffentlicher Hand, weshalb wirtschaftliche, politische und gesellschaftliche Entwicklungen sich dort zum Beispiel über die maritime Raumordnungsplanung deutlicher auswirken können, als das bei Privatbesitz der Fall ist (Kap. 6.5.2.1).

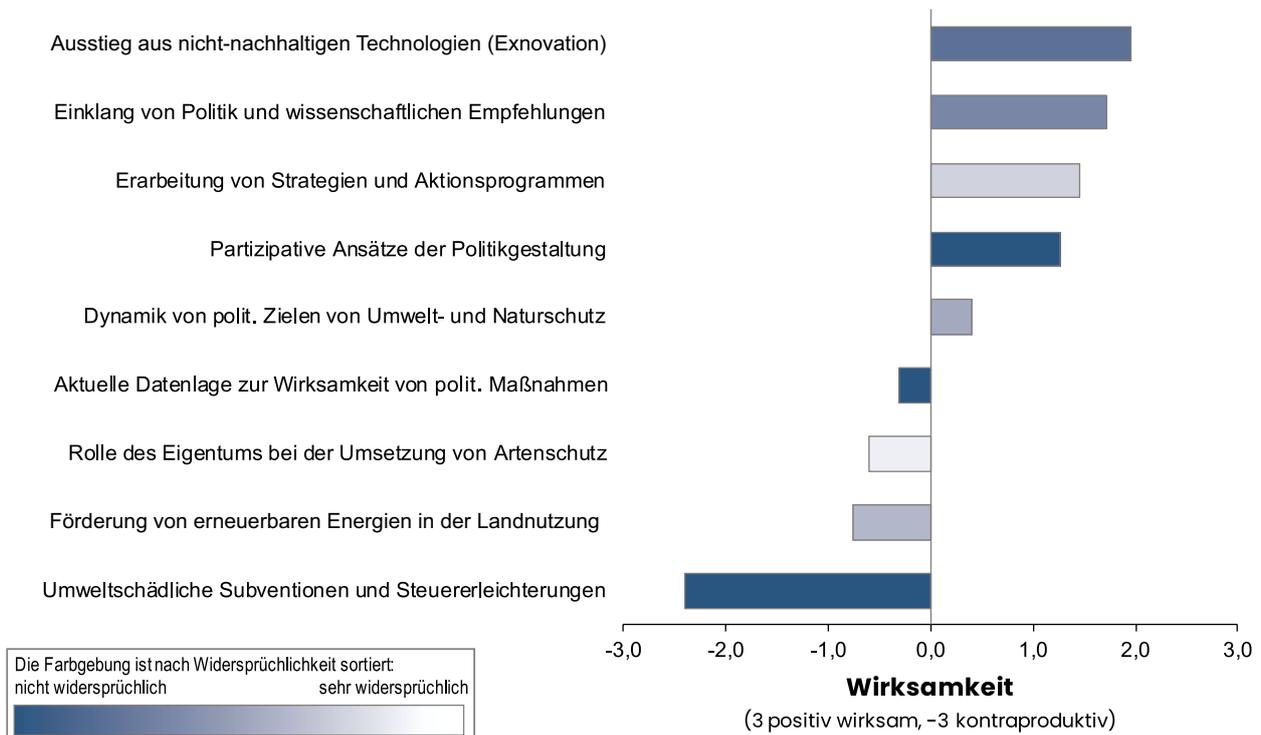
Auf internationaler Ebene sind die »Convention on Biological Diversity (CBD)« sowie das »Washingtoner Artenschutzübereinkommen« (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora; CITES) wichtige Abkommen. Auch andere wie das internationale Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (United Nations Convention on the Law of the Sea, UNCLOS) beeinflussen die Möglich-

keiten, z. B. in Küstengewässern Gebiete unter Schutz zu stellen und Nutzungen einzuschränken. Die europäische Ebene prägt inzwischen in vielen Bereichen die rechtlichen und politischen Instrumente. Für die Artenvielfalt sind vor allem die FFH-Richtlinie und die Vogelschutzrichtlinie wichtig, die in der Natura-2000-Strategie zusammengefasst werden. Das im Februar 2024 in Entscheidung befindliche »Gesetz zur Wiederherstellung der Natur« (Nature Restoration Law, NRL) könnte für den Naturschutz eine ähnliche Rolle spielen. Auch Rechtssetzungen aus anderen Politikfeldern wie die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) oder die Nitratrichtlinie wirken auf die Artenvielfalt ein und führen zu einer Reihe von Gesetzen auf nationaler und Bundesländerebene. Auch größere vergemeinschaftete Politiken wie die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) oder die Gemeinsame Fischereipolitik (GFP) regulieren wichtige Nutzungsformen an Land und in Küstengewässern und beeinflussen insofern die Artenvielfalt. Auf nationaler Ebene wird das Naturschutzrecht über das Bundesnaturschutzgesetz und die Landesnaturschutzgesetze umgesetzt. Die europäische Nitratrichtlinie wird über die nationale Düngeverordnung umgesetzt. Das Kapitel 4.5.2 zeigt beispielsweise die politischen und rechtlichen Konflikte und Synergien auf globaler und EU-Ebene am Beispiel des Lebensraums Wald.

Neben den unterschiedlichen Ebenen der Politikgestaltung spielt auch die Politikverflechtung zwischen unterschiedlichen Fachpolitiken eine wichtige Rolle und macht den Schutz der biologischen Vielfalt zu einer komplexen Aufgabe. Im vorangegangenen Abschnitt wurde deutlich, dass bei den indirekten rechtlich-politischen Treibern sehr unterschiedliche Politikfelder auf die Biodiversität einwirken. Neben dem Kernbereich der Naturschutzpolitik wirken andere Bereiche der Umweltpolitik wie die Gewässerpolitik oder die Nährstoffpolitik auf die biologische Vielfalt. Andere übergreifende Fachpolitiken wie die Agrarpolitik, Waldpolitik, Fischereipolitik, Energiepolitik oder die Verkehrspolitik spielen eine Rolle. Dies drückt sich auch im Ressortzuschnitt auf Bundes- und Landesebene aus, bei dem das Fachressort Umwelt mit anderen Politikbereichen kombiniert wird.

#### 9.2.1.6 Einschätzung innerhalb des *Faktencheck*-Artenvielfalt-Konsortiums

Die Bearbeitenden des *Faktencheck Artenvielfalt* haben im Durchschnitt insbesondere den Ausstieg aus nicht nachhaltigen Technologien, den Einklang von Politik und wissenschaftlichen Empfehlungen, die Erarbeitung von Strategien und Aktionsprogrammen sowie partizipative Ansätze der Politikgestaltung als begünstigend



**Abbildung 9.9:** Begünstigende und hemmende Faktoren: Politik und Recht, Befragung Bearbeitende des *Faktencheck Artenvielfalt*, 2023.

Quelle: eigene Darstellung, basierend auf einer Befragung von 45 Bearbeitenden des *Faktencheck Artenvielfalt*.

für die Biodiversität eingeschätzt. Die begünstigenden Faktoren wurden überwiegend als nicht widersprüchlich in ihrer Wirksamkeit bewertet. Eine Ausnahme bildet die Erarbeitung von Strategien und Aktionsprogrammen, wo die Befragten eine gewisse Widersprüchlichkeit in der Wirkung angegeben haben (Abb. 9.9).

Insbesondere umweltschädliche Subventionen und Steuererleichterungen wurden als hemmende Faktoren für die Biodiversität eingeschätzt. Aber auch die Rolle des Eigentums bei der Umsetzung von Artenschutz und die Förderung von erneuerbaren Energien in der Landnutzung wurden kritisch bewertet – wenngleich auch mit einer größeren Widersprüchlichkeit als bei den umweltschädlichen Subventionen.

## 9.2.2 Wirtschaft und Technologie

### 9.2.2.1 Wirtschaftliche und technologische Dynamik seit 1945

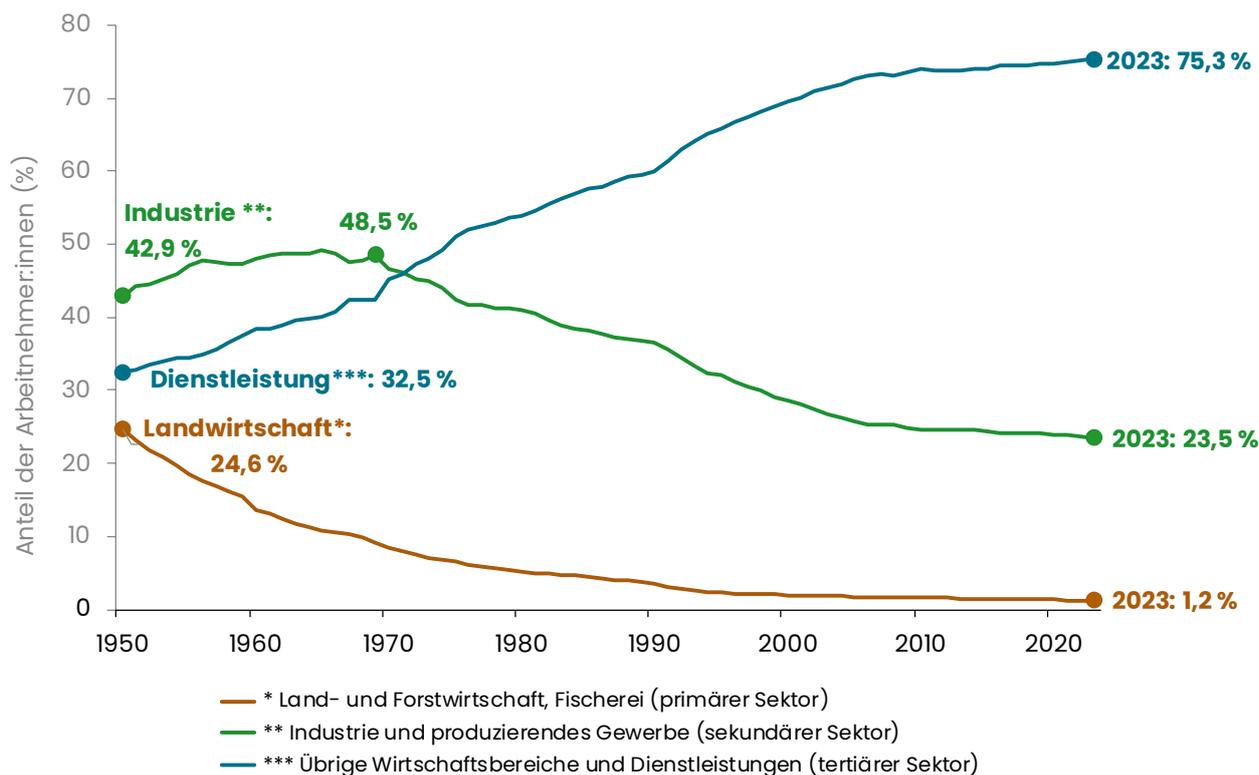
Noch Ende des 19. Jahrhunderts waren je nach Region zwischen 40 und 80 % der Bevölkerung im primären Sektor (Land- und Forstwirtschaft und Fischerei) tätig. Im Jahr 1950 waren etwa 24,6 % der Menschen in Deutschland im Primärssektor beschäftigt, 2023 sind es nur noch 1,2 % (Abb. 9.10) (Destatis 2024c).

Die Nachkriegszeit war in Ost wie West von einer enormen wirtschaftlichen und technologischen Dynamik geprägt (vgl. Hasenöhr 2011). Innerhalb weniger Jahrzehnte entwickelte sich die vormalige Sparsamkeitsgesellschaft

zur Wohlstands-, Konsum- und Freizeitgesellschaft – und zumindest in Westdeutschland auch zur Wegwerfgesellschaft. Mitentscheidend für den wirtschaftlichen Boom war die zunehmende Verfügbarkeit preisgünstigen Mineralöls als wichtigsten Energieträgers seit den späten 1950er-Jahren, was bestehende Prozesse einer Technisierung und Mechanisierung des Alltags und der Landwirtschaft enorm beschleunigte und intensiverte.

Nach dem Zweiten Weltkrieg baute die Bundesrepublik Deutschland ihre Industrien im Zuge des Wirtschaftswunders aus, die größte Ausdehnung der Industriearbeiterschaft war 1968 mit 48,5 % der Arbeitnehmer:innen (Abb. 9.10). Folglich stammte der Großteil umweltschädigender Substanzen bis in die 1960er-Jahre hinein aus Industrie und produzierendem Gewerbe, jedoch nahm der Anteil der Privathaushalte am Energie- und Ressourcenverbrauch seit den 1950er-Jahren stark zu. Gravierend waren vor allem die Auswirkungen des Individualverkehrs (auch jenseits der Abgasemissionen der Fahrzeuge). Mit dem erweiterten Mobilitätsradius der Bürger:innen stieg die Suburbanisierung des stadtnahen Umlands. Der Flächenverbrauch für Wohnraum, Verkehrswege und Freizeitinfrastrukturen wuchs.

Besonders augenscheinlich waren die Veränderungen in der Landwirtschaft. Maschinen lösten traditionelle Formen der Handarbeit oder des Vieheinsatzes ab. Um diese Geräte wirtschaftlich einsetzen zu können, wurden die zu bearbeitenden Flächen im Rahmen der hoch sub-



**Abbildung 9.10:** Entwicklung der Wirtschaftssektoren in Deutschland 1950–2023 nach der Anzahl der Erwerbstätigen; Quelle: eigene Berechnung nach Destatis (2024c).

ventionierten Flurbereinigung zu immer größeren Flächen zusammengelegt und auf Monokulturen umgestellt, die wiederum verstärkt mit chemischen Düngemitteln und Pestiziden behandelt wurden. Die aufgelockert-kleinteilige Struktur der Kulturlandschaft, welche durch die Tradition der Erbteilung in Süddeutschland ausgeprägter gewesen war als im Nordosten, wich bis Ende der 1960er-Jahre immer größeren Flächeneinheiten, denen gliedernde Elemente wie Hecken- und Baumgruppen ebenso zum Opfer fielen wie mäandrierende Bäche, extensive Anbauformen wie Streuobst- und Buckelwiesen oder »unwirtschaftliches Ödland« wie Moore. Auch kleine Höfe verschwanden vielerorts zugunsten größerer Betriebe. Der arbeitsintensive Bauernhof der Vergangenheit wandelte sich in eine hochtechnisierte Produktionsstätte. Zu dieser Entwicklung trug seit den 1960er-Jahren auch die staatlich geförderte Flurbereinigung bei, die zur Entfernung von Landschaftselementen und insgesamt zu einer Homogenisierung der Landschaft führte. Der personell wie finanziell schwach ausgestattete Naturschutz stand dieser Gesamtentwicklung von landwirtschaftlicher Intensivierung und Strukturwandel bis in die 1970er-Jahre hinein weitgehend hilflos gegenüber. Neben Flurbereinigung und Wasserbau trugen aber auch der Ausbau der touristischen Infrastruktur und die Stadtfucht dazu bei, das Antlitz der Landschaft – und dessen Biodiversität – einschneidend zu verändern (für

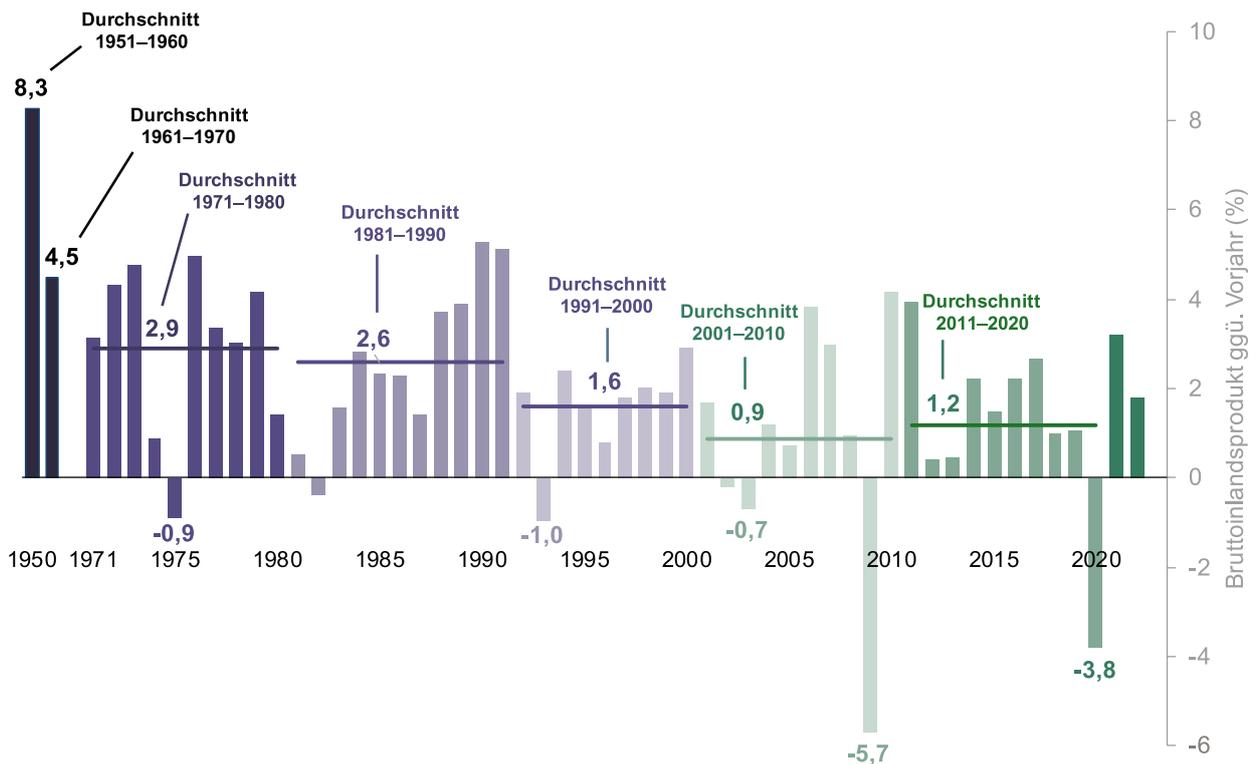
einen Überblick über die Agrargeschichte des 20. Jahrhunderts siehe Mahlerwein 2016).

Wie bereits angedeutet, beeinflussen technologische Entwicklungen die Art des Wirtschaftens, was sich wiederum auf die Biodiversität auswirkt. Beispiele hierfür sind z. B. der Trend in der Sägeindustrie im Lebensraum Wald in Richtung niedrigere Durchmesser (Kap. 4.5.3.1). Eine relativ moderne Entwicklung ist die Digitalisierung in der Landwirtschaft. Diese stellt eine Chance dar, Chemikalien gezielter einzusetzen und den Boden weniger zu belasten. Anders ausgedrückt, hat die moderne Landwirtschaft (Smart Farming/Precision Conservation; vgl. Basso 2021) das Potenzial, nicht nur die Rentabilität zu steigern, sondern ebenso die negativen Folgen des Eintrags von Chemikalien zu reduzieren und somit die Biodiversität zu fördern (Kap. 8.7.3)

#### 9.2.2.2 Wirtschaftswachstum und die Nutzung natürlicher Ressourcen

Das Wirtschaftswachstum der Nachkriegszeit hat in vielen Lebensräumen eine verstärkte Nutzung natürlicher Ressourcen vorangetrieben. Die folgende Abbildung 9.11 stellt das Wirtschaftswachstum in Westdeutschland (1950–1990) und Gesamtdeutschland (1991–2022) anhand der Entwicklung des BIP dar.

Das Wachstum der Wirtschaft der Bundesrepublik Deutschland, gemessen am Bruttoinlandsprodukt, zeigt



**Abbildung 9.11:** Entwicklung des Bruttoinlandsprodukts in der Bundesrepublik Deutschland 1950–2022; Quelle: eigene Darstellung in Anlehnung an Daten des Statistischen Bundesamts (Destatis 2024a). Dargestellt ist das Bruttoinlandsprodukt preisbereinigt, verkettet, als Veränderung gegenüber dem Vorjahr in Prozent.

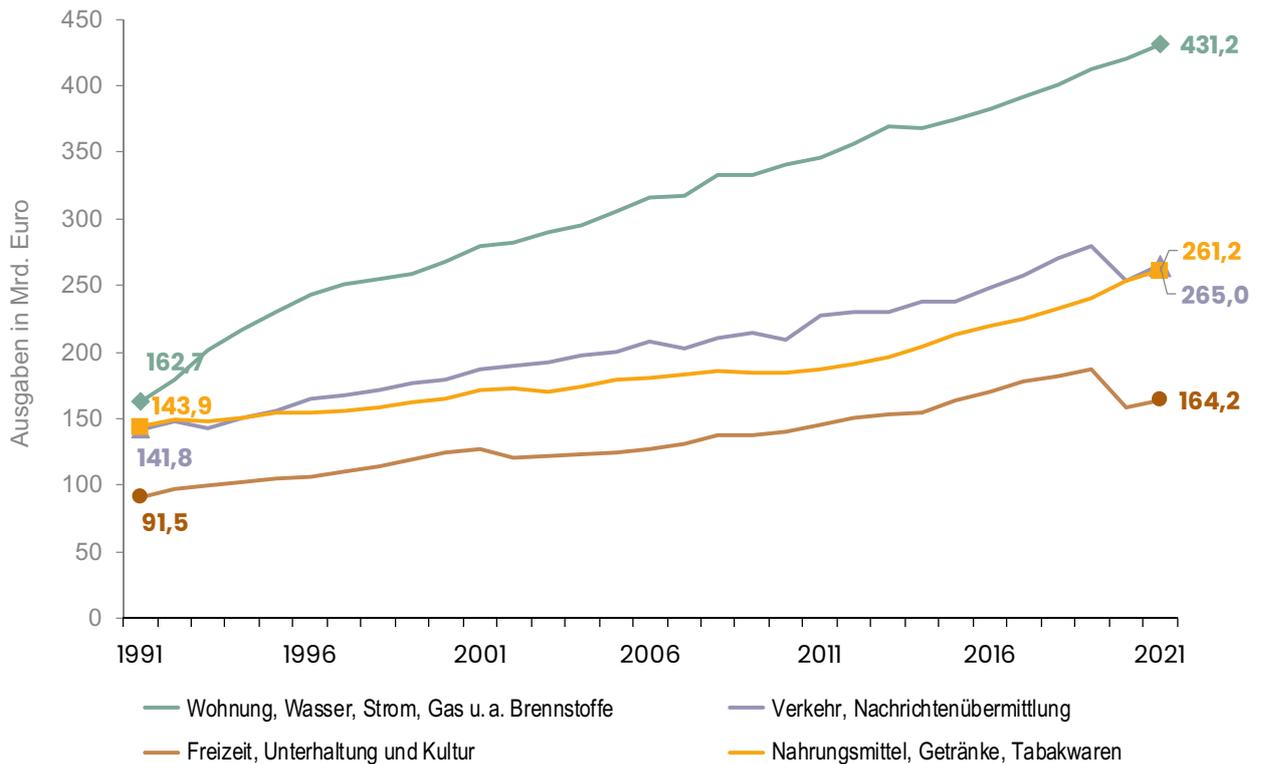
eine längerfristige Stabilität auf. Seit Anfang der 2000er-Jahren durchlief Deutschland jedoch eine Wirtschaftskrise, in der die Wirtschaft über mehrere Jahre kaum wuchs und strukturelle Reformen durchgeführt wurden. Ein weiterer Wachstumseinbruch erfolgte 2009 als Folge der internationalen Finanzkrise. Der Durchschnitt von 2001 bis 2010 lag folglich nur bei 0,9 % pro Jahr. Das wirtschaftliche Wachstum schlug sich auch in den Konsumausgaben nieder, wie Abbildung 9.12 anhand verschiedener Konsumbereiche für die Zeit nach 1990 verdeutlicht.

Mit Ausnahme des jüngsten, durch die Covid-19-Pandemie bedingten Rückgangs weisen die Konsumausgaben in den letzten 30 Jahren einen positiven Trend auf. Hierbei zeigt sich jedoch, dass der Bereich Wohnung, Wasser, Strom, Gas und Brennstoffe überproportional wuchs, was sich einerseits in der erhöhten Nachfrage nach Wohnraum zeigt. Andererseits führen die erhöhten Ausgaben für Energie auch zu einer erhöhten Nachfrage nach erneuerbaren Energien, sodass ein Zusammenhang mit der Landnutzung besteht. Nachfolgend werden exemplarisch mögliche Wirkungen des Wirtschaftswachstums auf verschiedene Lebensräume im Hinblick auf die biologische Vielfalt skizziert.

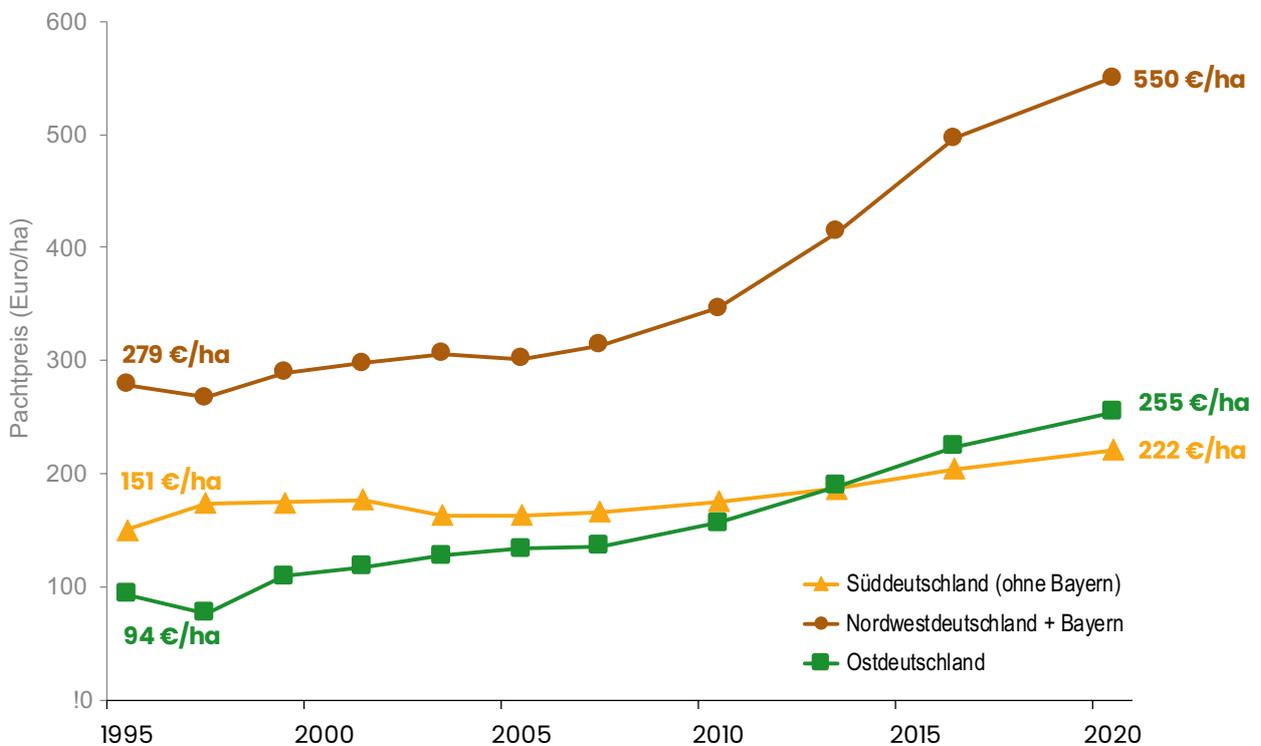
Die Landwirtschaft nutzt aktuell 50,6 % der Landesfläche und hat damit eine große Wirkung auf die biologische Vielfalt. Die agrarpolitischen Ziele nach dem 2. Weltkrieg bestanden zunächst national (vgl. Landwirt-

schaftsgesetz 1955) und ab 1957 über die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) im Rahmen der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft (EWG) in einer Steigerung der Produktion, der Sicherung landwirtschaftlicher Einkommen und der sicheren Versorgung der Bevölkerung. Durch den technischen Fortschritt, strukturellen Wandel und die Anreize des Interventionspreissystems der GAP nach 1968 kam es zu einer Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion. Technischer Fortschritt und Produktionsanreize führten auf vielen Teilmärkten zu einem hohen Selbstversorgungsgrad und einem hohen Einsatz von Betriebsmitteln. Der Einsatz der Betriebsmittel ist erst seit den Agrarreformen ab 1992 leicht rückläufig (Abb. 9.6).

Die Flurbereinigungsprogramme seit den 1960er-Jahren haben zu einem Entfernen von Landschaftselementen und Rückzugsflächen für die Arten des Offenlandes geführt. Diese Programme und Verfahren können aber auch genutzt werden, um Moorwiedervernässungsvorhaben umzusetzen, wie z. B. das Pfrunger-Burgweiler Ried (Kapfer et al. 2011; Kapfer 2017). Ab den 1970er-Jahre wurde die Flurbereinigung intensiviert, die zu einer Zusammenlegung von Feldern und einer Vergrößerung der Schlaggrößen führte. Teilweise wurden Landschaftselemente aus der Agrarlandschaft entfernt. Der technische Fortschritt in der Landwirtschaft führte zu einer Steigerung des Betriebsmitteleinsatzes, zu hö-



**Abbildung 9.12:** Konsumausgaben der privaten Haushalte nach Verwendungszwecken in Mrd. EUR 1991–2021; Quelle: eigene Darstellung, nach Daten des Statistischen Bundesamts (Destatis 2024b); **Anmerkung:** Die Ausgaben sind in jeweiligen Preisen angegeben.



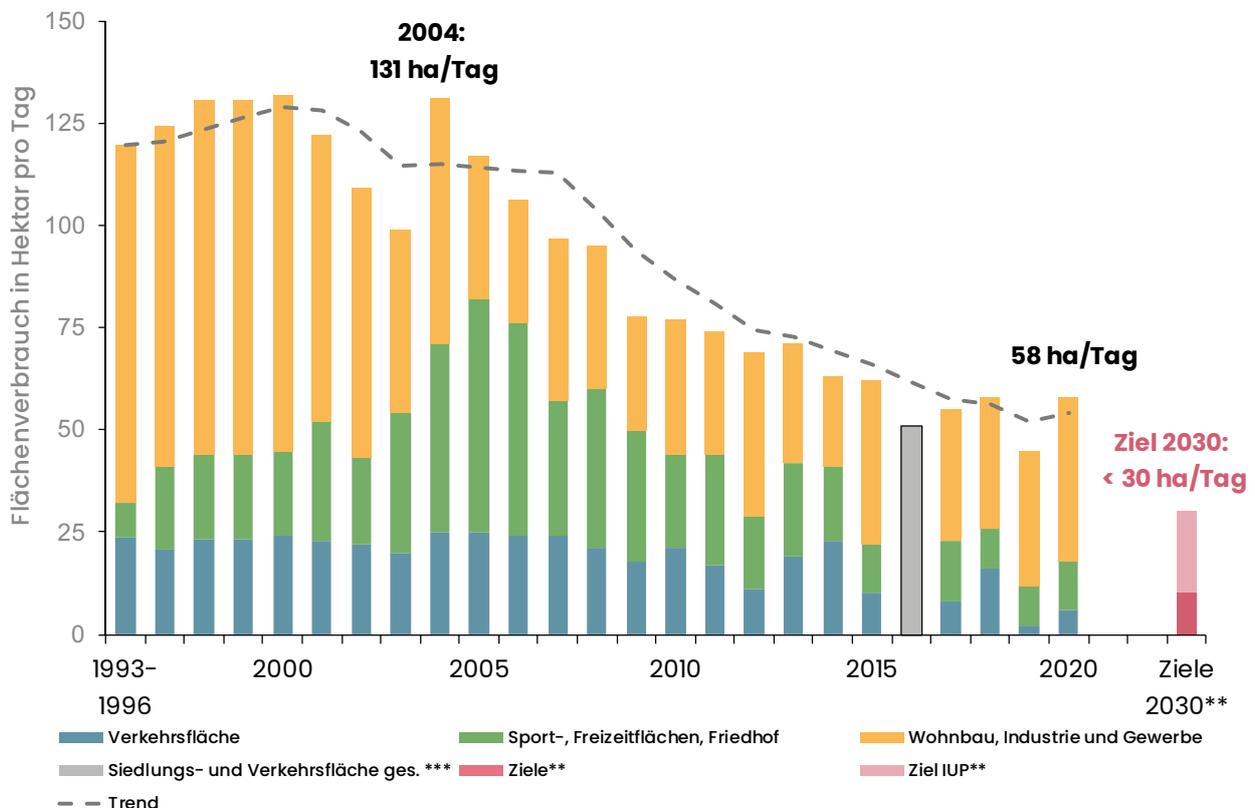
**Abbildung 9.13:** Entwicklung landwirtschaftlicher Pachtpreise in Deutschland; Quelle: eigene Berechnung, nach Daten des Statistischen Bundesamts, div. Jahre (Destatis 2023a), Fachserie 3, Reihe 2.1.6.; **Anmerkung:** Süddeutschland: Baden-Württemberg, Hessen, Rheinland-Pfalz, Nordwestdeutschland: Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Schleswig-Holstein sowie Bayern, Ostdeutschland: Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen. Saarland wurde aufgrund unvollständiger Daten nicht berücksichtigt. Ebenso wurden die Stadtstaaten (Berlin, Hamburg, Bremen) nicht berücksichtigt.

heren Erträgen und trieb gleichzeitig den betriebsstrukturellen Wandel an (Kap. 3.5.3). Seit der Liberalisierung in den 2000er-Jahren sind die europäischen Agrarmärkte zunehmend international verflochten. Seit 2005 machen sich Schwankungen im Angebot von Agrargütern sowie daraus folgende Preisschwankungen direkt auf den europäischen Märkten bemerkbar. Gerade hohe Preise auf den Weltmärkten haben in den letzten 15 Jahren zu einem höheren Landnutzungsdruck geführt. Dies führt einerseits dazu, dass weitere Rückzugsflächen für Arten im Agrarraum verschwinden. Andererseits fällt es zunehmend schwer, Flächen für den Naturschutz bereitzustellen, da es vielfach ökonomisch attraktive Nutzungsalternativen (sog. Opportunitätskosten des Naturschutzes) gibt. Ausdruck des ökonomischen Drucks auf die Fläche sind die seit Jahrzehnten ansteigenden Pacht- und Landpreise (Abb. 9.13).

### 9.2.2.3 Wohlstand, Flächenverbrauch und Versiegelung von Flächen

Auch in den urbanen Räumen trieb der zunehmende Wohlstand den Immobilienmarkt an. Seit 1950 wurden in der Bundesrepublik Deutschland durchschnitt-

lich 405.000 neue Wohnungen pro Jahr fertiggestellt (Destatis 2023b). Seit der deutschen Wiedervereinigung ist die durchschnittliche Wohnfläche pro Kopf um 37 % auf 47,7 m<sup>2</sup> Ende 2021 gestiegen (Destatis 2023b). Der Wohnungsbau und der Ausbau gewerblicher Immobilien (als Folge des gestiegenen Wohlstandes) führen zu einem Flächennutzungsdruck in städtischen Gebieten, der meist zulasten von Rückzugsflächen für die biologische Vielfalt geht. In vielen größeren Städten in Deutschland war zumindest bis Ende der 2010er-Jahre ein Anstieg der Bevölkerungszahl zu beobachten. Allerdings zeigte eine Studie von Rink et al. (2021), dass sich der Bevölkerungszuwachs seit 2018 in den 15 größten deutschen Städten verlangsamt oder sogar invertiert (d. h. Bevölkerungsschrumpfung) hat. 2020 betrug die mittlere Bevölkerungsveränderung der 15 Großstädte -0,18 %. Am stärksten ist die Bevölkerung in Stuttgart, Nürnberg und Duisburg geschrumpft. In der Studie argumentieren Rink et al. (2021), dass die Covid-19-Pandemie das Städtewachstum ausgebremst habe. Der Wohnungsmarkt bleibt trotzdem angespannt. Das Ziel der Bundesregierung, jährlich 400.000 neue Wohnungen in Deutschland zu schaffen, wurde (noch) nicht er-



**Abbildung 9.14:** Flächenverbrauch durch Siedlungs- und Verkehrsfläche 1993–2020 in Hektar pro Tag.

Quelle: eigene Darstellung nach Daten des Statistischen Bundesamts (Destatis 2023d); **Anmerkung:** \*\* Die Ziele 2030 leiten sich aus der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie 2016 ab, die als Ziel »30 minus x Hektar pro Tag« vorgibt, das integrierte Umweltprogramm 2030 spricht von 20. \*\*\* Die Unterscheidung zwischen verschiedenen Flächenkategorien entfällt im Jahr 2016 aufgrund der Umstellung vom automatisierten Liegenschaftsbuch (ALB) auf das automatisierte Liegenschaftskataster-Informationssystem (ALKIS). Diese Umstellung der Statistik schränkt die Vergleichbarkeit der Daten etwas ein (vgl. UBA 2023).

reicht. Im Jahr 2022 wurden 295.300 Wohnungen gebaut (Destatis 2023c). Entsprechend kommt es oft in urbanen Räumen zu einer Versiegelung von Flächen, was zu einem Verlust der Arten und Lebensräume auf den betroffenen Flächen führt.

Der Flächenverbrauch und die Versiegelung von Flächen sind jedoch nicht rein städtische Phänomene, sondern stellen ein übergreifendes Problem dar, das weit ins Umland greift. Hierzu trug auch der Ausbau der Infrastrukturen (Straßenbau, Ausbau Schienennetz sowie Ausbau der Stromtrassen) bei, der die Suburbanisierung vorantrieb und seinerseits auch mit einem erhöhten Verbrauch von Flächen einherging (Abb. 9.14). Hervorzuheben ist auch die Bedeutung der Versiegelung von Flächen für Wohnraum und Industrie für die Bodenbiodiversität (Kap. 8.7.4).

In der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung wurde im Jahr 2021 erneut das Ziel gesetzt, den Flächenverbrauch auf 30 ha pro Tag zurückzuführen. Aktuell beträgt der Flächenverlust ca. 58 ha pro Tag und ist dabei seit 2005 rückläufig. In den urbanen Räumen wurde in der Stadtplanung das Konzept der doppelten Innenentwicklung (Kap. 7.4.3) verfolgt, was dem Verbrauch von Siedlungsfläche entgegenwirken soll.

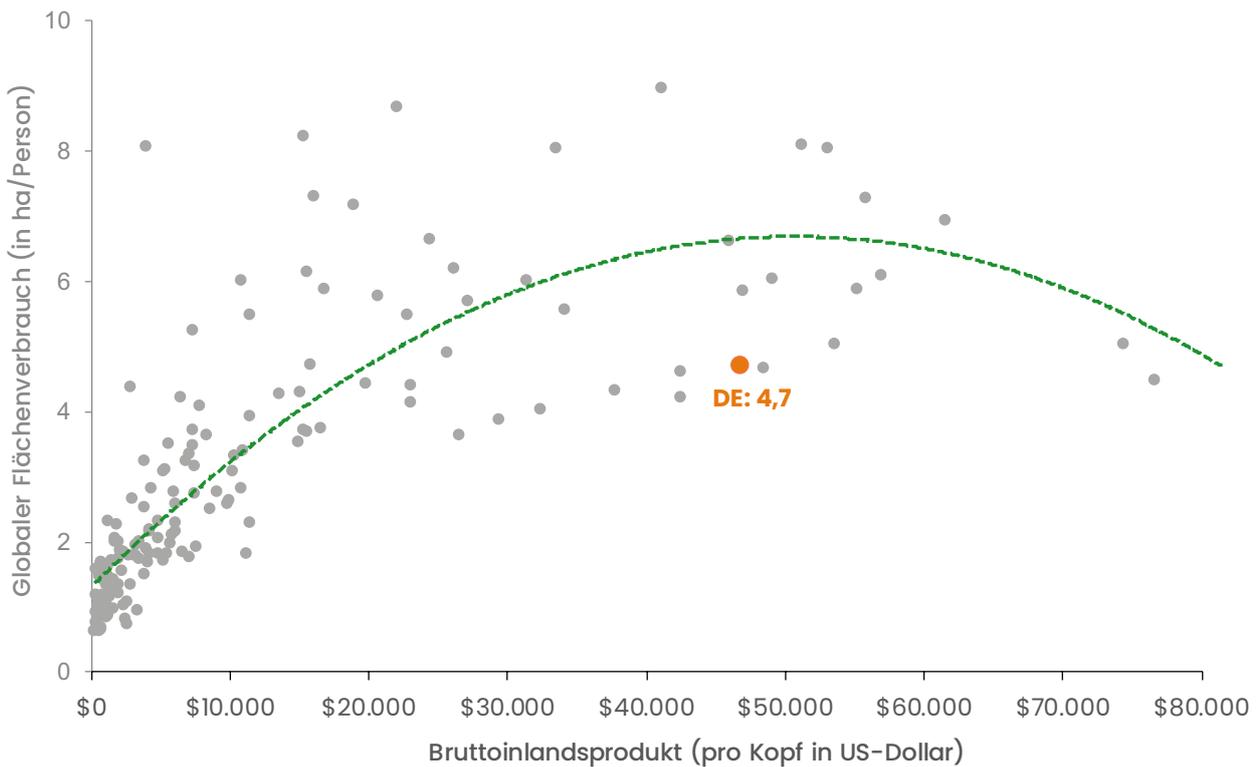
#### 9.2.2.4 Auswirkungen des Wachstums auf den ökologischen Fußabdruck

Die Globalisierung und der Welthandel stellen in vielen Ländern eine wesentliche Triebfeder für wirtschaftlichen Wohlstand dar. Dies trifft insbesondere für Deutschland zu. Mehrere Jahrzehnte lang (bis Ende 2021, als es von China überholt wurde) hatte Deutschland – gemessen am BIP die viertgrößte Volkswirtschaft – den größten Leistungsbilanzsaldo weltweit (bpb 2024, Statista 2024). Der Nettohandelsüberschuss Deutschlands ist in den letzten Jahren weiter gestiegen. In Ländern mit relativ hohen Standards an Umweltregulierung und Produktionseffizienz führt die Herstellung von Produkten unter ansonsten gleichen Bedingungen in der Regel zu weniger Umweltschäden, als wenn sie von Ländern mit geringerem Standard hergestellt würden. Voraussetzung ist hier jedoch, dass die Produkte tatsächlich in Deutschland hergestellt werden und nicht nur Forschung oder Design in Deutschland erfolgen. Gleichzeitig sind die Grenzvermeidungskosten für Umweltschäden in Ländern mit einem hohen Umweltstandard höher. In der Literatur werden gelegentlich die hohen Standards in Deutschland betont (für eine Diskussion siehe EU-Kommission 2019). Anders ausgedrückt, kann ein Umwelt- und Naturschutz in Ländern mit niedrigen Grenzvermeidungskosten aus ökonomischer Sicht auch

günstiger erreicht werden. Trotz der Rolle als Nettoexporteur importiert Deutschland jedoch jährlich Produkte im Wert von über 1 Billion €. Hinzu kommt, dass die Produktion zu negativen Effekten auf die Natur und Umwelt innerhalb Deutschlands führt.

Es ist bekannt, dass das kontinuierliche Wachstum des Pro-Kopf-BIP über weite Strecken des 20. Jahrhunderts ein globales Phänomen war. Wie das Umweltprogramm der Vereinten Nationen feststellt, hat sich der weltweite Ressourcenverbrauch seit 1970 verdreifacht. Mindestens drei Viertel der Landoberfläche und zwei Drittel der Ozeane sind davon betroffen (UN Environment Program 2021). Die UN stellen außerdem fest, dass sich der Welthandel in diesem Zeitraum verzehnfachte. Eine negative Folge ist, dass die Produktion von Gütern – und die damit einhergehende Umweltverschmutzung – zunehmend vom Konsum von Gütern abgekoppelt wird. Stärker entwickelte Länder sind in der Lage, ein höheres Konsumniveau aufrechtzuerhalten, während die damit verbundenen Umweltauswirkungen vermehrt bzw. zu einem Großteil im Ausland entstehen. Insgesamt sind viele Messgrößen für Wirtschaftsleistung und Konsumpotenzial, z. B. das Pro-Kopf-BIP, gegenüber den damit verbundenen Umweltauswirkungen »blind« (Giannetti et al. 2015; van den Bergh 2022).

Es gibt eine Reihe von Vorschlägen, ökonomische Kategorien wie das BIP sensibler gegenüber den »dunklen Seiten« des Wirtschaftswachstums, wie etwa dessen Auswirkungen auf Umwelt und Natur und hier insbesondere die Artenvielfalt, zu gestalten. In Abbildung 9.15 wird anstatt des BIP/Kopf der Pro-Kopf-Flächenverbrauch jedes Landes in Form der benötigten Hektarzahl pro Person (ökologischer Fußabdruck) angegeben. Um die internationale Vergleichbarkeit zu verbessern, wurde das Konzept eines globalen standardisierten Hektars pro Person entwickelt (York University Ecological Footprint Initiative & Global Footprint Network 2021). Es lässt sich feststellen, dass die Mehrheit der Länder mit einem kleineren Fußabdruck pro Person auch ein wesentlich niedrigeres Produktions- und Konsumniveau als Deutschland hat und nach den meisten Maßstäben einen geringeren Lebensstandard aufweist. Im Vergleich zu den wenigen Nationen mit einem mit Deutschland vergleichbaren Pro-Kopf-BIP ist der globale Flächenbedarf pro Person in Deutschland allerdings niedriger, was gegenüber vergleichbaren Volkswirtschaften das Potenzial eines geringeren Umweltverbrauchs bedeutet. Was in Abbildung 9.15 jedoch fehlt, ist ein Vergleich mit dem Niveau der heimischen Umweltressourcen. Das heißt: Übersteigen die Konsuminteressen/Bedürfnisse Deutschlands die nationalen Ressourcen? Wenn



**Abbildung 9.15:** Gesamter ökologischer Fußabdruck des Konsums; Quelle: basierend auf einem Datensatz von 177 Nationen in der York University Ecological Footprint Initiative & Global Footprint Network 2021. **Anmerkung:** Der Datenpunkt für Deutschland ist rot hervorgehoben. Jeder Datenpunkt stellt einen nationalen Mittelwert dar. Die y-Achse gibt die standardisierten »globalen« Hektar Land an, die pro Person benötigt werden, um das Verbrauchsniveau im Datenjahr 2017 zu erreichen. Auf der x-Achse ist das BIP pro Kopf abgebildet. Eine Trendlinie des gleitenden Durchschnitts von 10 Datenpunkten ist enthalten.

ja, kann dies bedeuten, dass Deutschland über den Handel Umwelt- und Naturschäden ins Ausland exportiert.

#### 9.2.2.5 Bewertung des Lebensraums durch wirtschaftliche Akteure: Produktion und verfügbare Ressourcen

Das Problembewusstsein gegenüber Ressourcen war lange Zeit gering. So wurde die Ressource Boden oftmals als exogen bzw. unendlich verfügbares Material angesehen. Dies ist jedoch problematisch aufgrund von Flächenverlust und zunehmender Bodendegradation (Kap. 8.7.4). Darüber hinaus besteht zwischen den verfügbaren Ressourcen auf der einen Seite und produzierten und konsumierten Gütern auf der anderen Seite eine Lücke. Beispielsweise ist der Ressourcenverbrauch in Deutschland so groß, dass drei Erden erforderlich wären, wenn alle Erdenbürger:innen den gleichen Lebensstil hätten (Statista 2023a). Marktpreise sind jedoch oftmals ein unzureichender Indikator, um die mit der Produktion verbundenen Kosten adäquat zu quantifizieren (siehe Marktversagen, Kap. 9.3.2.1). Anders ausgedrückt, Marktpreise sind in der Regel nicht die relevanten Kosten, um die Auswirkungen auf die Biodiversität angemessen abzubilden. Unter dem Stichwort

»True Cost Accounting« (TCA) wird ein gesamtheitlicher Ansatz verfolgt (Editorial Nature Food 2021). Für den Lebensmittelbereich bedeutet das: Es wird versucht, »versteckte Kosten« (d. h. negative externe Effekte) von Produktion, Verarbeitung, Verteilung und Konsum einzubeziehen. Dies erfordert einen intensiven Austausch zwischen Forschung und Praxis. In Deutschland wurde TCA im Sommer 2023 durch den Lebensmitteldiscounter Penny in Kooperation mit der TH Nürnberg und der Universität Greifswald im Rahmen einer Kampagnenwoche zu »wahren Kosten« ausprobiert, basierend auf wissenschaftlichen Studien (Pieper et al. 2020, Michalke et al. 2023). Bei allen 2.150 Märkten wurden bei neun ausgewählten Produkten die berechneten »wahren Kosten« als Verkaufspreis ausgewiesen. Solche Initiativen können dazu beitragen, das Bewusstsein für umweltfreundliche und nachhaltige Produktion in der Bevölkerung zu fördern. Mit zunehmender gesellschaftlicher Wertschätzung wird Nachhaltigkeit auch immer mehr zu einem bedeutsamen Produktionsfaktor für Unternehmen. Allerdings besteht bei TCA eine zentrale Herausforderung darin, den Wert von Biodiversität und sozialer Gerechtigkeit zu quantifizieren (d. h. Wissensproblem; siehe Kap. 9.1.4).

### 9.2.2.6 Biologische Invasion

Gemäß IPBES (2023) gibt es Evidenz für einen negativen Einfluss von über 3.500 gebietsfremden Arten (sog. biologische Invasion – Transport und Einfuhr von Arten in neue Regionen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes oftmals durch menschliche Aktivitäten). Zu den Beispielen mit Relevanz für Deutschland zählen beispielsweise Jakobskreuzkraut, Asiatische Riesenhornisse und Riesen-Bärenklau. Invasive Tiere, Pflanzen und andere Organismen haben nicht nur die Natur an sich (Biodiversität, lokale Ökosysteme) negativ beeinflusst, sondern auch Leistungen der Natur für den Menschen (Ökosystemleistungen). Indirekte Treiber sind bedeutsam, um die Ursachen der biologischen Invasion zu verstehen und Instrumente/Maßnahmen zu gestalten, die den negativen Einfluss invasiver Arten reduzieren. Insbesondere tragen ökonomische Aktivitäten (z. B. internationaler Handel) dazu bei, dass invasive Arten transportiert und eingeführt werden. Obwohl das Thema der invasiven Arten oftmals Gegenstand nationaler Biodiversitätsstrategien ist, so fehlt es an wirksamen Instrumenten/Maßnahmen, oder sie werden nur unzureichend umgesetzt. Zu den hemmenden Faktoren zählen u. a. mangelndes Problembewusstsein (mit Blick auf Relevanz und Dringlichkeit), Lücken in Daten und Wissen, unzureichende Überwachung nationaler Grenzen sowie Abstimmung und Koordination zwischen Ländern und Regionen. Gemäß IPBES (2023) stellt Prävention die beste Option gegen biologische Invasion dar. Gleichzeitig ist die Erhöhung der öffentlichen Aufmerksamkeit und Bildung bedeutsam. Jedoch führt eine Veränderung der individuellen Wahrnehmung und Werte auch zu Komplexität: Die Einschätzung der Wirkung der indirekten Treiber (inkl. Wechselwirkungen mit den direkten Treibern, wie beispielsweise dem Klimawandel) stellt eine große Herausforderung dar.

### 9.2.2.7 Leakage-Effekte<sup>5</sup> im Umweltbereich

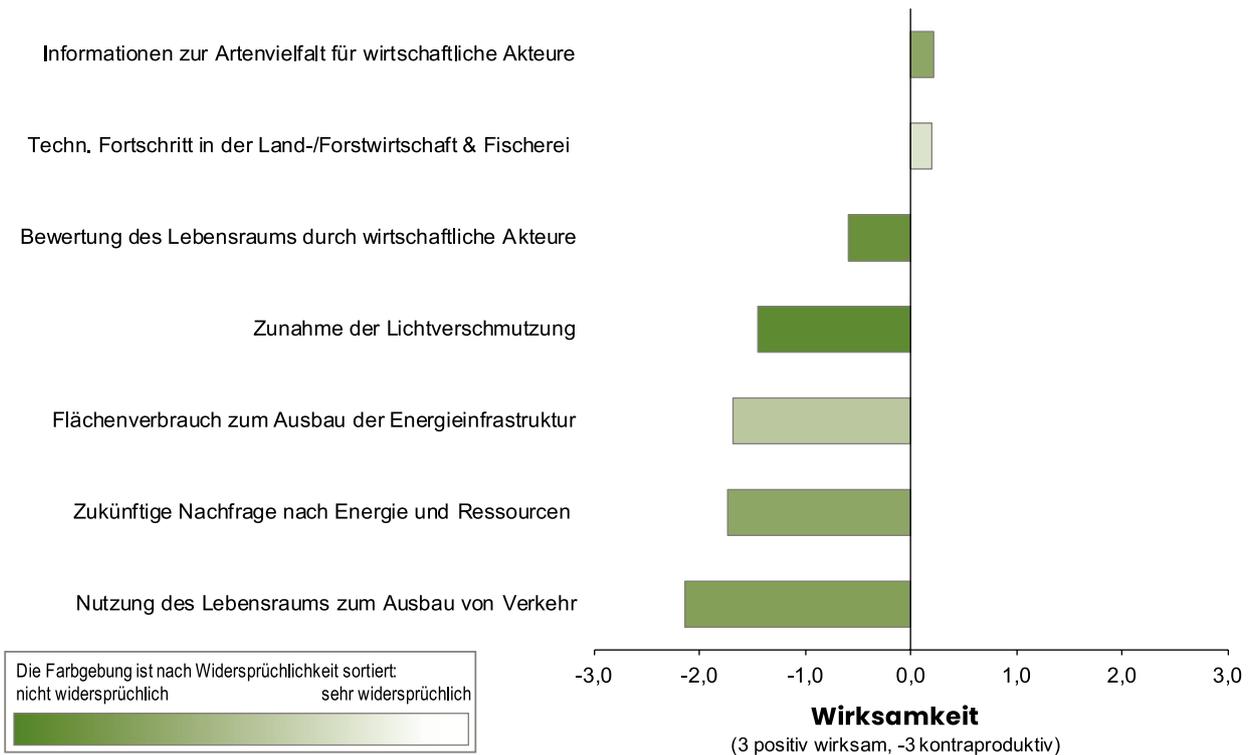
Der Begriff Leakage-Effekt beschreibt positive Umweltwirkungen durch wirtschaftliche oder politische Aktivitäten für eine Region unter Vernachlässigung von unerwünschten Nebeneffekten (sog. negative Externalitäten) für andere Regionen. In Deutschland wird im Rahmen der Energiewende die Abkehr von fossilen Brennstoffen zugunsten erneuerbarer Energien (z. B. Biokraftstoffe) angestrebt. In der Vergangenheit war Palmöl bei der Produktion von Biodiesel relevant. Der weltweit größte Exporteur von Palmöl ist Indonesien (ca.

53 % des Marktanteils auf dem Exportmarkt). Im Jahr 2021/22 wurden in Indonesien mehr als 45 Mio. t Palmöl erzeugt (Statista 2023h). Grass et al. (2020) untersuchen die Umstellung der Raumnutzung in Indonesien von Wald- und Agroforstsystemen auf Kautschuk- und Ölpalmenmonokulturen. Das Autorenkollektiv stellt fest, dass die Umstellung zwar Gewinnsteigerung ermöglicht, aber die Biodiversität erheblich belastet (d. h., der Preismechanismus ist unzureichend). Konkret wurde herausgefunden, dass über 26.000 ober- und unterirdische Arten sowie die gesamte Ökosystemvielfalt belastet wird. Hier zeigen sich Leakage-Effekte: Während Biodiesel mit Palmöl möglicherweise die Abkehr von fossilen Verbrennungsstoffen in Deutschland förderte, kam es zu negativen Effekten auf die Biodiversität in einem anderen Land. Auch die Unterschützstellung von Waldflächen kann zu Leakage-Effekten der Holznutzung in Ländern mit weniger scharfen Richtlinien bezüglich des Artenschutzes führen (Dieter et al. 2020). Ein Erklärungsansatz für die beschriebenen Fernwirkungen stellt die Abwesenheit eines globalen Gesamtkonzepts dar. Letzteres ist jedoch erforderlich, damit eine nachhaltige Transformation gelingen kann und die damit einhergehenden politischen Ziele zur Förderung der biologischen Vielfalt erreicht werden (sog. Policy Coherence for Development – PCD; Coscieme et al. 2021).

### 9.2.2.8 Einschätzung innerhalb des Faktencheck-Artenvielfalt-Konsortiums

Begünstigende Aspekte wie Informationen zur Artenvielfalt für wirtschaftliche Akteure sowie technischer Fortschritt in der Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Fischerei wurden von den Befragten als nur sehr schwach positiv wirksam für die Biodiversitätsentwicklung eingeschätzt. Technischer Fortschritt wurde jedoch als eher widersprüchlich wahrgenommen (Abb. 9.16). Dagegen nehmen die Befragten die Bewertung des Lebensraums durch wirtschaftliche Akteure als eher hemmend wahr. Im Mittel wirken jedoch (gemäß den Befragten) eine Zunahme der Lichtverschmutzung, Flächenverbrauch zum Ausbau der Energieinfrastruktur, die zukünftige Nachfrage nach Energie und Ressourcen sowie die Nutzung des Lebensraums zum Ausbau von Verkehr noch stärker negativ auf die Biodiversität. Insgesamt ist der Anteil der Befragten, die widersprüchliche Entwicklungen im Bereich der hemmenden Faktoren sehen, gering. Die größten Widersprüche wurden beim Flächenverbrauch zum Ausbau der Energieinfrastruktur genannt.

<sup>5</sup> Bei den Termini Leakage und Telecoupling geht es um Übertragungseffekte (zumeist negative Effekte für eine andere Region). Beide Begriffe weisen eine relativ hohe Ähnlichkeit zueinander auf. Sie werden daher in dem Kapitel synonym verwendet.



**Abbildung 9.16:** Begünstigende und hemmende Faktoren: Wirtschaft und Technologie, Befragung Bearbeitende des *Faktencheck Artenvielfalt*, 2023; Quelle: eigene Darstellung, basierend auf einer Befragung von 45 Bearbeitenden des *Faktencheck Artenvielfalt*.

## 9.2.3 Gesellschaft

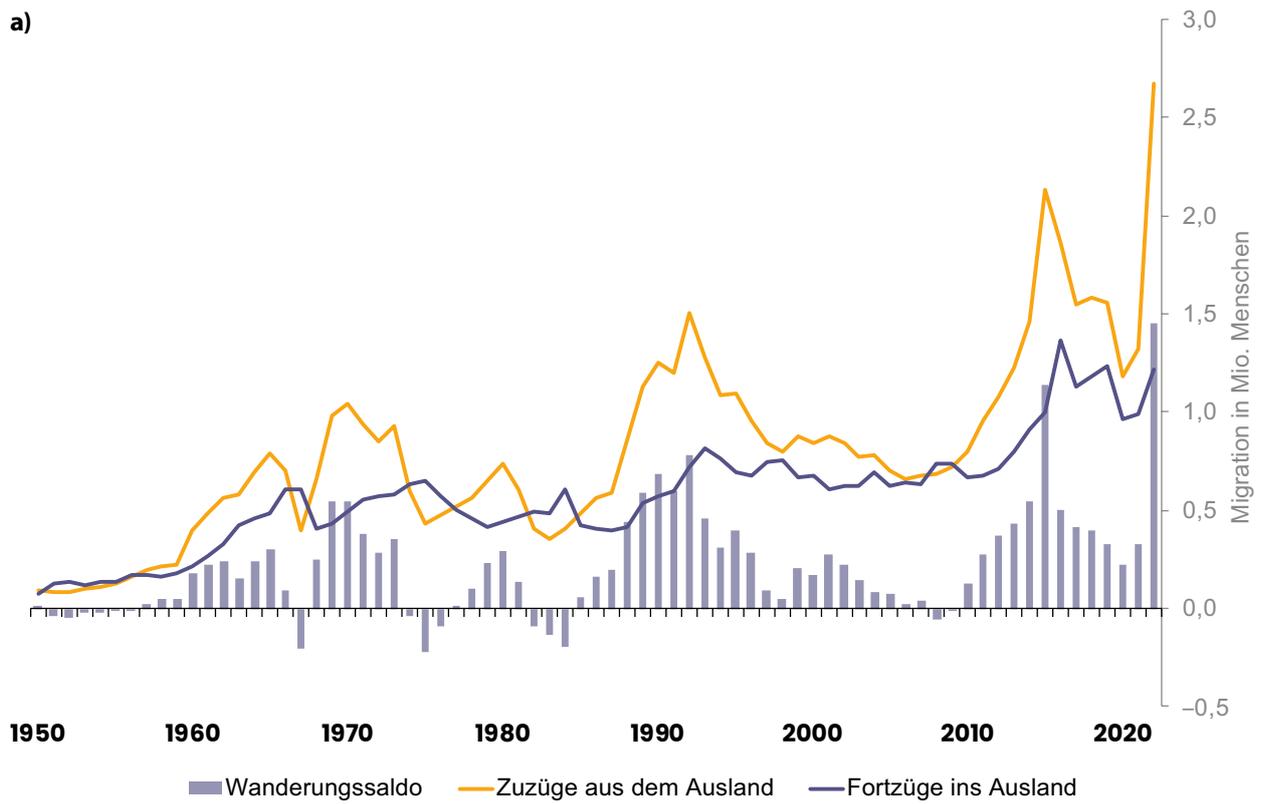
### 9.2.3.1 Bevölkerungsentwicklung (demografischer Wandel)

Die Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland umfasste im Jahr 1990 79,1 Mio. Menschen. Bis zum Jahr 2000 nahm die Bevölkerung auf 81,5 Mio. Menschen zu und ging bis 2010 auf 80,2 Mio. Menschen zurück. Im Jahr 2020 lebten 83,2 Mio. Menschen in Deutschland, im Jahr 2022 waren es 84,3 Mio. Menschen (Destatis 2023e) – Letzteres resultierte primär aus der Nettozuwanderung (Abb. 9.17a), insbesondere aus der Ukraine. Angemerkt sei, dass seit 1972 auf dem Gebiet der heutigen Bundesrepublik Deutschland mehr Menschen sterben als geboren werden – Bevölkerungswachstum ergibt sich demnach ausschließlich aus der Nettozuwanderung, ohne diese würde die Bevölkerung in Deutschland schrumpfen. Oftmals werden demografische Veränderungen (z. B. Bevölkerungswachstum) als bedeutsame indirekte Treiber für Veränderungen der Biodiversität angesehen (vgl. Millennium Ecosystem Assessment 2005). In ihrem systematischen Review finden Mehring et al. (2019) nach der Analyse von 148 Studien (globale Studie), dass zwischen Bevölkerungswachstum und Biodiversität häufig ein negativer Zusammenhang besteht. Allerdings weist das Autorenkollektiv auch darauf hin, dass der wissenschaftliche Diskurs zu wenig auf die Kontextabhängigkeit eingeht. Mehring et al. (2019)

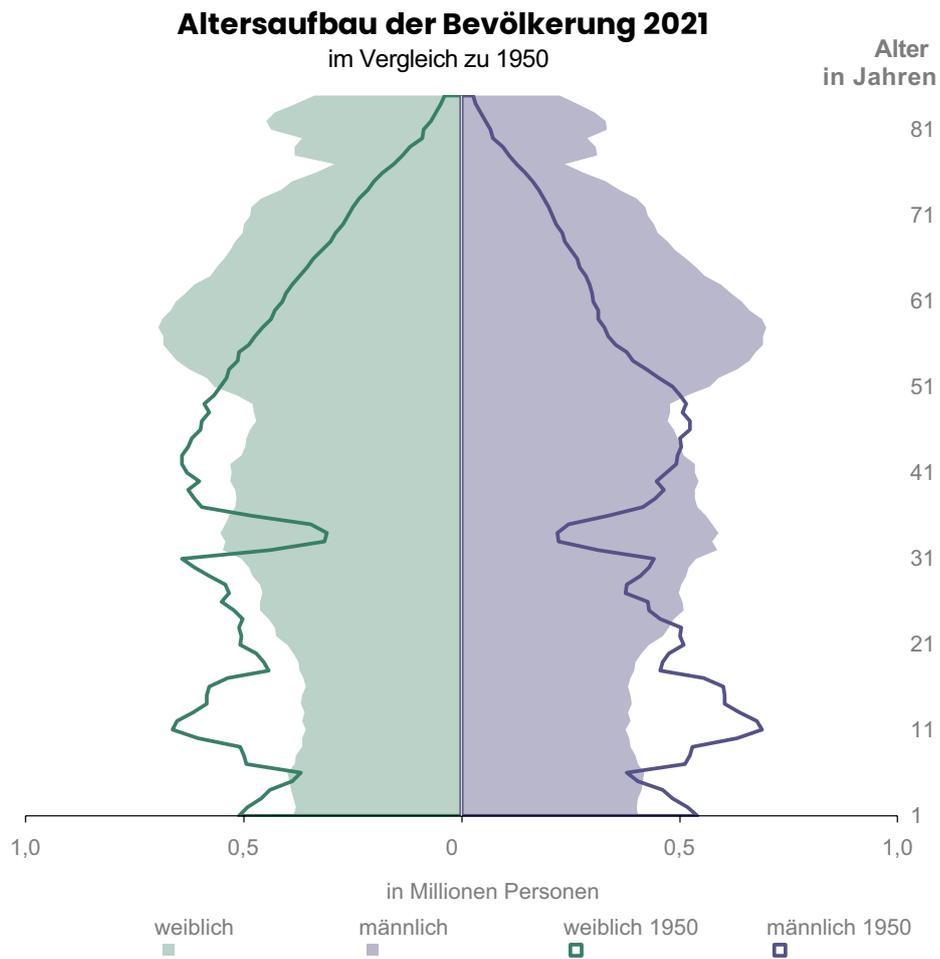
betonen, dass nicht nur die Anzahl der Menschen, sondern auch die Art und Weise der Nutzung durch Menschen bedeutsam ist. So können Gesetze und Regulierungen sehr unterschiedlich wirken. Insbesondere sind die Langzeiteffekte von demografischen Veränderungen auf Biodiversität noch weitestgehend unbekannt.

In den letzten Jahrzehnten erhöhte sich auf dem Gebiet der heutigen Bundesrepublik Deutschland das durchschnittliche Alter der Bevölkerung (Alterung der Bevölkerung). Während 1950 lediglich 10 % der Bevölkerung 65 Jahre oder älter waren, waren es im Jahr 2021 bereits 22 %. Diese Entwicklung lässt sich auf die gestiegene Lebenserwartung zurückführen. So hatten Mädchen bei Geburt um das Jahr 2020 83,4 Jahre (1950: 68,5 Lebensjahre) und Jungen 78,5 Jahre zu erwarten (1950: 64,6 Lebensjahre) (Destatis 2023f). Des Weiteren lässt sich ein Rückgang der jüngeren Bevölkerung beobachten. Im Jahr 1950 waren noch 23 % der Bevölkerung unter 15 Jahre alt, im Jahr 2021 lediglich 14 % (Abbildung 9.17b). Ursächlich hierfür ist ein Geburtenrückgang auf dem Gebiet der heutigen Bundesrepublik Deutschland: Im Jahr 1950 wurden ca. 1,1 Mio. Kinder geboren, 1964 ca. 1,4 Mio. (sog. Babyboom), im Jahr 2022 waren es lediglich 739.000 Neugeborene. Laut Mehring et al. (2019) ist der Zusammenhang zwischen der Alterung der Bevölkerung und der Biodiversität noch unklar. Die unzureichende (globale) Studien-

a)



b)



**Abbildung 9.17:** a) Migration Deutschland – Ausland, b) Bevölkerungsstruktur nach Alter; Quelle: eigene Darstellung a) nach Destatis (2022a), b) Daten des Statistischen Bundesamtes (Destatis 2023h).

lage ermöglicht es derzeit nicht, genauere Aussagen zu treffen. Für Deutschland werden aber unterschiedliche Auswirkungen des demografischen Wandels für den Naturschutz diskutiert (Demuth et al. 2010). Neben direkten negativen Auswirkungen wie beispielsweise auf die Mitgliederzahl, die Altersstruktur sowie die Zahl der aktiven Ehrenamtlichen in Naturschutzverbänden – insbesondere in Regionen mit Bevölkerungsrückgang – werden zudem die indirekten Auswirkungen anderer gesellschaftlicher Faktoren angemahnt, wie z. B. ein generell verändertes gesellschaftliches Verhältnis zum Ehrenamt (Demuth et al. 2010).

Insgesamt ist der demografische Wandel in Deutschland geprägt von großen regionalen Unterschieden; während Metropolregionen Zuwachs durch jüngere Menschen verzeichnen, sind vor allem ländliche Gebiete in Nord- und Ostdeutschland vom Wegzug junger Menschen und von einer stark alternden Bevölkerung betroffen. Zudem äußern sich Veränderungen der deutschen

Bevölkerung neben der reinen Anzahl und Verteilung der Menschen auch in der Art, wie diese zusammenleben. So haben sich auch Lebensformen und Haushaltsstrukturen verändert. Insgesamt machten im Jahr 2022 Ein- und Zweipersonenhaushalte 75 % der Haushalte aus. Im Vergleich zum Jahr 1950 ist die Zahl der Einpersonenhaushalte in Deutschland stark gestiegen; machten diese 1950 noch einen Anteil von 19 % an der Gesamtzahl der Haushalte aus, so waren es im Jahr 2022 41 %. In Bezug auf den Anteil der allein lebenden Personen bedeutet dies einen Anstieg von 6 auf 20 % (Destatis 2023 g). Obwohl man bei rückgängiger Bevölkerung in bestimmten Regionen Deutschlands auch mit rückgängiger Flächennutzung rechnen könnte, zeigen sich in aktuellen Entwicklungen und zukünftigen Modellierungen gegenteilige Muster (Kroll & Haase 2010; Behnisch et al. 2018). In strukturschwachen Regionen führt der Bevölkerungsrückgang häufig zu mehr Leerstand von Wohn- und Gewerbeflächen, welche nicht nachgenutzt

### **Box 9.1:** Fallstudie – Wachsender Druck auf den urbanen Lebensraum durch Immobilien- und Wohnungsmärkte

Im Jahr 2019 wurden in Deutschland 293.000 Wohnungen gebaut – knapp 85 % mehr als im Jahr 2009. Der Schwerpunkt des Wohnungsneubaus liegt in den Großstädten und deren Umland. In den Städten über 500.000 Einwohnern wurden im Jahr 2019 durchschnittlich 33 Wohnungen je 10.000 Einwohner fertiggestellt – dreimal so viele wie 2009. Die Zahl der Baugenehmigungen stieg in der gleichen Periode stärker als die Zahl der fertiggestellten Wohnungen. Damit waren Ende 2019 insgesamt 740.000 Wohnungen genehmigt, aber noch nicht fertiggestellt, das heißt, der Neubau wirkt zeitverzögert. Allerdings befinden sich die Wohnungsmärkte in Deutschland in unterschiedlicher Lage. In den meisten Regionen ist eine Anspannung des Wohnungsmarktes zu beobachten. Einige Regionen sind jedoch mit einem Rückgang der Wohnungsnachfrage konfrontiert (BBSR 2021). Das Ziel der Bundesregierung, jährlich 400.000 neue Wohnungen in Deutschland zu schaffen, wurde nicht erreicht. In Berlin und anderen Städten, die mit der Finanzierung ihrer Defizite zu kämpfen haben, üben beispielsweise die veränderten Bedingungen des Immobilienmarktes, die eine rasche Privatisierung von Grundstücken in öffentlichem Besitz mit sich bringen, Druck auf städtische Grünflächen wie Gemeinschaftsgärten aus.

Grünflächen gehören zu den Kriterien, die die Wahl des Wohnstandortes neben den Eigenschaften der Wohnung oder des Hauses und den Lagekriterien beeinflussen. So war beispielsweise die Nähe zu Parks für Familien mit Kindern, Alleinerziehende und Rentnerpaare wichtiger als für andere Haushaltstypen (Schwarz et al. 2021). Dies kann zu einer Zunahme des anthropogenen Drucks auf Grün- und Naturflächen führen, indem der Abstand zwischen bebauten und natürlichen Flächen

verringert wird, die Zahl der Menschen, die die Grünflächen nutzen, steigt oder die Grünflächen sogar weiter bebaut werden (Rückkopplungsschleife) (Schwarz et al. 2021). Es kann auch Ökogentrifizierungsprozesse vorantreiben (Haase et al. 2017).

Die Zersplitterung und Versiegelung der städtischen Landschaft machen das Leben in städtischen Grünflächen schwierig, selbst für Arten, die sich im Allgemeinen an städtische Umgebungen angepasst haben. Natürlich sind Immobiliennachfrage und -angebot im Allgemeinen ein Problem, das jedoch nicht überall in unserer Bevölkerung gleich stark ausgeprägt ist. Stadtteile mit hohem sozioökonomischen Status liegen oft entlang von Wäldern, Parks und Flüssen, die über eine hohe Quantität und Qualität von Grünflächen verfügen. Infolgedessen ist der Artenreichtum in diesen Gebieten oft höher als in Vierteln mit niedrigerem sozioökonomischen Status (Strohbach et al. 2009). Die Größe von Grünflächen, die Entfernung zur nächstgelegenen Grünfläche und ihre Form hängen mit den Wohnungspreisen zusammen (Liebelt et al. 2018a; 2018b). Infolgedessen erhalten wohlhabendere Haushalte, die bereits über mehr Möglichkeiten verfügen, private Formen von Umweltgütern zu erwerben und/oder zu reisen, um die Natur zu erleben, auch einen höheren Anteil und/oder eine höhere Qualität an öffentlichen Gütern in städtischen Grünflächen. In der Stadtentwicklungspolitik und -planung können Konzepte wie die »doppelte Innenentwicklung« eingesetzt werden, bei der Wohnraum geschaffen und gleichzeitig Grünflächen in den Städten erhalten werden. Es scheint in der Tat so zu sein, dass ein starkes Eingreifen erforderlich ist, um städtische Grünflächen für viele Stadtbewohner zu erhalten oder zu erweitern.

werden. Aktuelle Studien kommen zu dem Schluss, dass sowohl lokal als auch deutschlandweit der Flächenverbrauch bis 2030 auch in Kommunen mit rückläufiger und stagnierender Bevölkerung gleich bleiben oder steigen wird (UBA 2022).

Der Anteil der Stadtbevölkerung an der Gesamtbevölkerung in Deutschland (d.h. Grad der Urbanisierung) stieg von 75 (Jahr 2000) auf 77,2 % (Jahr 2011) an, blieb bis zum Jahr 2016 konstant und stieg nachfolgend auf 77,7 % (Jahr 2022) (Statista 2023a). In ihrem Literaturreview (N = 922 Studien) fanden McDonald et al. (2019) heraus, dass Städte weniger artenreich sind als naturbelassene Gegenden (direkte Konsequenz des Städtewachstums). Dennoch gibt es Belege dafür, dass Städte einen höheren Artenreichtum aufweisen können als ihr Umland (Kühn et al. 2004; McKinney 2008; Planchuelo et al. 2019). Es gibt auch negative indirekte Konsequenzen des Städtewachstums: der zunehmende Ressourcenverbrauch in Städten (insbesondere durch die Versorgung der Stadtbevölkerung). In diesem Zusammenhang ist das Konzept der Urban Land Teleconnections (Seto et al. 2012) bzw. der Urban Telecouplings (Haase 2019) erwähnenswert. Es beinhaltet, dass sich sowohl der urbane Landnutzungswandel als auch die Nutzung ökologischer, wirtschaftlicher und kultureller Ressourcen

durch die Stadtbewohner:innen nicht ausschließlich in den Städten selbst oder deren direktem Umland vollzieht, sondern im globalen Städtensystem selbst und über weit entfernte Distanzen (Kap. 7.5.2.). McDonald et al. (2019) argumentieren, dass der Einfluss der indirekten Konsequenzen möglicherweise weitreichender, jedoch weniger oft Gegenstand wissenschaftlicher Studien ist. Mit Blick auf die Biodiversität ist zudem anzumerken, dass die allmählich steigende Marktdurchdringung der Hybrid- und Elektrofahrzeuge möglicherweise positive Effekte auf die Stadtnatur hat, was sich beispielsweise aus der zurückgehenden Lärmverschmutzung ergibt (Kap. 7.5.3).

### 9.2.3.2 Naturbewusstsein in der Bevölkerung

Das Naturbewusstsein in der Bevölkerung wird seit 2009 in einem zweijährigen Turnus erhoben (BfN 2024a). Der Gesamtindikator Naturbewusstsein setzt sich dabei aus den drei Dimensionen Wissen um biologische Vielfalt, Einstellungen gegenüber Biodiversität und Verhaltensbereitschaft zu deren Schutz zusammen. Derzeit kennen 48 % der Deutschen mindestens einen der drei Teilaspekte biologischer Vielfalt (Wissensindikator), 55 % sind demnach ausreichend für die Erhaltung sensibilisiert (Einstellungsindikator), und 53 % äußern eine

#### Box 9.2: Fallstudie – Reetablierung des Störs (*Acipenseridae*) aufgrund gestiegenen Problembewusstseins

Seit Jahrzehnten gilt der Stör in Deutschland als ausgestorben. Er ist eine vergleichsweise leicht zu fangende Art, die sich erst im Alter von mindestens zehn Jahren zu vermehren beginnt und aufgrund des starken Nutzungsdrucks weltweit vom Aussterben bedroht ist. Seit Kurzem gibt es Bemühungen, den Stör in der Ost- und Nordsee wieder anzusiedeln. Ein wichtiger Teil dieser Bemühungen wurde vom Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei in Berlin geleistet, das Störe in Laichgebiete in der Oder und der Elbe aussetzt. Das verwendete Besatzmaterial beruht auf Nachzuchten aus Frankreich bzw. Kanada. Trotz dieser Bemühungen gibt es mehrere Treiber, die einer Erholung der Art im Wege stehen.

Der Stör ist in Deutschland und in der EU streng geschützt. Die Überfischung war jedoch eine der Hauptursachen für das Aussterben des Störs und ist auch im Meer weiterhin ein Problem. Vor 1939 wurden in der Fischerei Mindestfanggrößen und Sperrgebiete eingeführt, die jedoch nicht ausreichten. Seit 1945 wurde der Stör zunächst in Deutschland und dann im Rahmen der gemeinsamen EU-Fischereipolitik, der Bonner CMS-Konvention und des Naturschutzrechts geschützt (siehe BfN 2024b für einen Überblick zum Schutz der Störe).

Jedoch gibt es immer noch erhebliche Probleme, insbesondere in Bezug auf die kurze, aber kritische Zeitspanne, in der Störe zum Laichen in die Bundeswasserstraßen kommen. Störe benötigen saubere Wasserstraßen, aber vielleicht noch

wichtiger, sandige Gebiete zum Laichen. Die umfangreiche Begradigung der Wasserstraßen in früheren Jahren wurde als große Errungenschaft angesehen, da sie die Wasserstraßen besser schiffbar machten und die Überschwemmungsgefahr in den Niederungen verringerte. Diese Bemühungen führten jedoch auch zu einer erheblichen Verringerung der Sandflächen, die früher als Laichplätze dienten.

Darüber hinaus kam es in früheren Jahren zu einer erheblichen Fragmentierung der Wasserstraßen, insbesondere der kleineren. Auch dies diente entweder dem Hochwasserschutz, der Verbesserung der Schiffbarkeit oder anderen produktiven Zwecken. Durch die Sperrung dieser Wasserwege ist es für Störe praktisch unmöglich, ihre Laichgründe zu erreichen.

Allerdings hat sich die Wahrnehmung der Natur durch die Bevölkerung allmählich gewandelt. Während die »Zähmung der Natur« früher als Errungenschaft betrachtet wurde, macht man sich heute Sorgen über die Auswirkungen auf die Umwelt und die Arten, insbesondere über irreversible Folgen wie das Aussterben von Arten. Zunehmend werden Fischtreppen eingerichtet, Überschwemmungsgebiete vergrößert und Wehre, wo möglich, beseitigt. Diese Bemühungen und die Beteiligung der Fischerei an der Wiederansiedlung des Störs sind vielversprechend für die Zukunft der Art in Deutschland und Nordeuropa (für einen Überblick über Populationstrends von Fischen, Kap. 5.2.2.2).

hohe oder sehr hohe Bereitschaft, einen eigenen Beitrag zum Schutz der Biodiversität zu leisten (Verhaltensindikator); insgesamt haben 26 % der Deutschen ein ausreichend hohes Bewusstsein für die Bedeutung der biologischen Vielfalt (BfN 2023b). Gemäß BfN (2023b) lag der Gesamtindikator im Zeitraum 2009 bis zur Messung im Jahr 2019 relativ stabil zwischen 22 und 25 % der Bevölkerung. 2019 lag er mit 28 % erstmals höher und ist 2021 wieder gesunken (26 %). Gegenüber 2019 hat vor allem der Teilindikator »Verhaltensbereitschaft« abgenommen (2019: 63 %, 2021: 53 %). Demgegenüber hat der Wissensindikator um vier Prozentpunkte zugelegt (2019: 44 %, 2021: 48 %) und erreicht damit den seit Beginn der Messung höchsten errechneten Wert.

Darüber hinaus ist das Bewusstsein für nachhaltige und lokal produzierte Lebensmittel gestiegen (vgl. Naturbewusstseinsstudie 2021; BMUV & BfN 2023). Vor dem Hintergrund des Klimawandels rückte auch das Thema des Umgangs mit dem Lebensraum Wald (»Waldkrise 2.0«) zunehmend in den Fokus der Bevölkerung (Sotirov et al. 2021). Ein anderes Beispiel sind Küsten, in denen das gesellschaftliche Interesse an und deren Akzeptanz von naturbasierten Lösungen (z. B. Anpassungen zum Erhalt von natürlichen dissipativen Küsten- und Meeresökosystemen; Temmerman et al. 2013; Spalding et al. 2014) angestiegen ist. Das höhere Bewusstsein für Natur in der Bevölkerung (inkl. Zunahme des Problembewusstseins) wirkt sich indirekt fördernd auf die Biodiversität aus. So nimmt die Akzeptanz von Instrumenten und Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität zu (Kap. 9.2.3.2). Die wachsende Nachfrage für Waren aus nachhaltiger Produktion stellt zugleich für Unternehmen einen bedeutenden Produktionsfaktor dar. Allerdings ist einschränkend anzumerken, dass gesellschaftliche Veränderungen, wie beispielsweise die Zunahme des Naturbewusstseins, ein relativ langsamer Prozess sein kann, welcher für sich genommen noch nicht aussagt, inwieweit Alltagspraktiken (z. B. Konsum, Tourismus) aktiv biodiversitätsfördernd gestaltet werden.

### 9.2.3.3 Partizipative Ansätze

Der aktive Einbezug von Laien und Personen aus der Praxis in die Wissensgewinnung sowie Identifikation und Definition von Herausforderungen gewinnt in der Wissenschaft zunehmend Anerkennung und Beachtung. Im Lebensraum Binnengewässer und Auen lässt sich beispielsweise eine breitere Diskussion partizipativer Ansätze bei der Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL Art. 14) beobachten, bei der explizit die aktive Einbindung aller interessierter Stellen bei der Aufstellung der Bewirtschaftungspläne gefordert wird (Kap. 5.5.5.2).

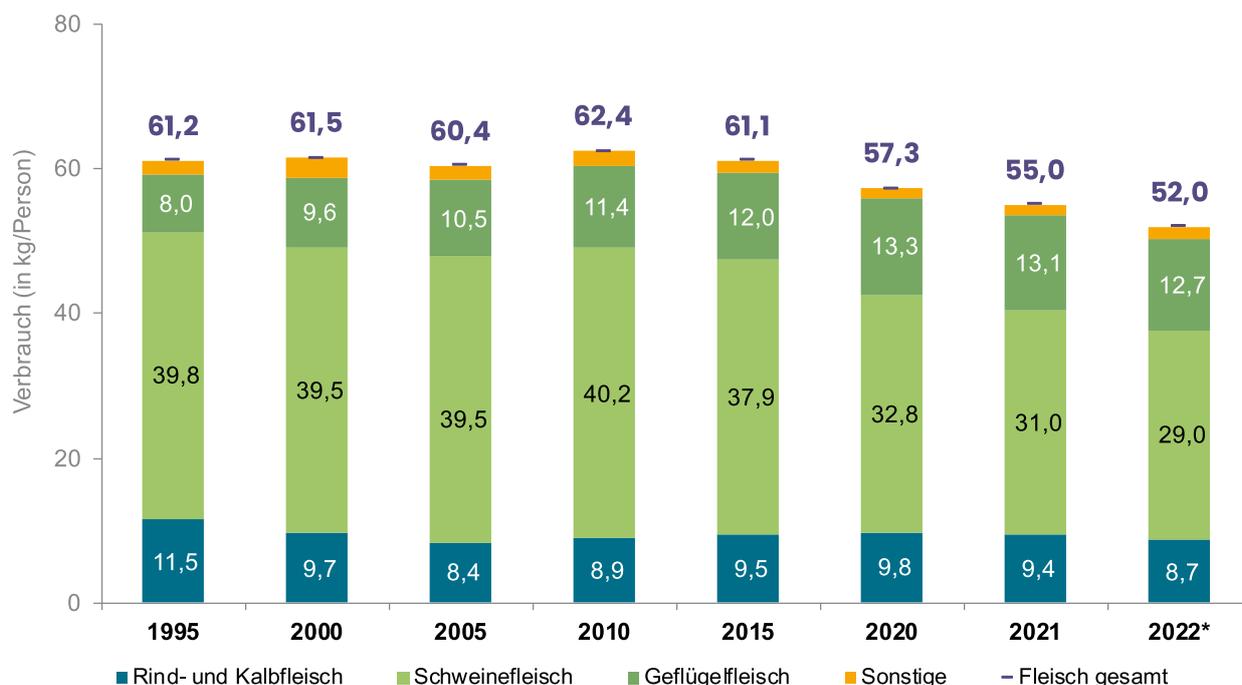
Aber auch die Biodiversität der urbanen Räume (wie beispielsweise die Insektenvielfalt) profitiert von der Partizipation in Bürgerinitiativen, Bürgerbeteiligungen und vergleichbaren Gruppierungen (Kap. 7.5.3). In anderen Lebensräumen, wie beispielsweise Boden, wird eine Stärkung des Wissenstransfers zwischen Wissenschaft, Praxis und Gesellschaft gefordert. Formate wie Citizen Science ermöglichen die Betrachtung der Biodiversität aus verschiedenen Perspektiven (Kap. 8.9.4.4). Für weitere Ausführungen siehe Transformationskapitel (Abschnitt 10.3.4).

### 9.2.3.4 Konsum von Fleisch und Ersatzprodukte

Der Konsum von Fleisch (dessen Produktion sich negativ auf die Biodiversität auswirkt; Machovina et al. 2015; Kozicka et al. 2023) ist in Deutschland rückläufig (Abb. 9.18). Dieser Trend lässt sich insbesondere auf gesundheitliche, ethische und ökologische Motive der Bevölkerung zurückführen. Allerdings könnte ein Teil des Rückgangs auch auf die hohen Fleischpreise 2022/23 zurückzuführen sein, sodass unklar ist, wie langfristig dieser Rückgang sein wird. Gleichzeitig nimmt der Pro-Kopf-Absatz an Fleischersatzprodukten (beispielsweise auf Basis von Soja, Erbsen und Seitan) auf niedrigem Niveau zu. Die geringfügig gestiegene Nachfrage beeinflusst auch die Produktion in Deutschland. So hat sich die Anbaufläche von Sojabohnen mit 51.500 ha im Jahr 2022, verglichen mit 2016, mehr als verdoppelt (Statista 2023b). Gemäß Schätzungen des Bundesinformationszentrums Landwirtschaft (BZL) wurden zwar lediglich 11,3 % der Sojabohnenernte des Wirtschaftsjahres 2021/22 für Ernährung verwendet (Großteil für Futterzwecke), der Anteil ist jedoch steigend (Grieger 2023). Ferner sei angemerkt, dass es neben der Fleischersatzproduktion weitere Bestrebungen im Ernährungsbereich gibt, auf Fleisch zu verzichten. Hierzu zählt die Herstellung von Laborfleisch und Speiseinsekten (van Huis 2019; Ismail et al. 2020). Hier ist die Akzeptanz der Bevölkerung jedoch (noch) gering ausgeprägt.

### 9.2.3.5 Zunahme von zivilgesellschaftlichem Engagement für mehr Umwelt- und Klimaschutz

Das Thema Umweltaktivismus (d. h. zivilgesellschaftliches Engagement in Form von Klimaaktivismus, Bürgerinitiativen, Unterstützung von NGOs usw.) hat seit den 1970er-Jahren erheblich an Aufmerksamkeit gewonnen (Kap. 3.5.4). Im Jahr 2022 gaben über 16 Mio. Menschen in Deutschland an, sich aktiv für den Natur- und Umweltschutz einzusetzen (Statista 2023c). Beteiligung im Bereich Umwelt- und Klimaschutz umfasst eine Vielzahl an Aktivitäten und Akteuren. Zu den wichtigsten



**Abbildung 9.18:** Jährlicher Fleischverbrauch pro Person in Deutschland; Quelle: nach Daten der BLE (2021; 2022, 2023), \* 2022: vorläufige Werte.

Initiativen der letzten Jahre zählen neue Organisationen wie Fridays for Future oder Letzte Generation. Die soziale Bewegung Fridays for Future ruft für mehr Klimaschutz durch Demonstrationen und Kundgebungen (z. B. Schulstreiks) auf. Die Letzte Generation greift auf andere Instrumente zurück (sog. ziviler Ungehorsam). Beispielsweise wird der Straßen- und Flugverkehr durch Festkleben blockiert und Schutzglas von berühmten Kunstwerken mit Lebensmitteln beschmutzt. Verschiedene Formen des Protests werden von der Gesellschaft unterschiedlich bewertet. In einer Umfrage der Bevölkerung in Deutschland (Erhebungszeitraum Anfang November 2022) wurde die Form der Klimaproteste der Letzten Generation jedoch von über 80 % als falsch bewertet (Statista 2023d).

In einer im März 2023 in Deutschland durchgeführten Befragung gaben lediglich 24 % der Individuen an, der Auffassung zu sein, dass die Politik in Deutschland aufgrund der Klimademonstrationen und Proteste (z. B. Fridays for Future) mehr für den Klimaschutz tun werde (Statista 2023e). Doch was sagen wissenschaftliche Studien zur Wirksamkeit von Bewegungen im Bereich Umwelt- und Klimaschutz, insbesondere für die Biodiversität? In ihrer Mehrländerstudie finden Sisco et al. (2021), dass Klimamärsche die Aufmerksamkeit für den Klimawandel (gemessen über Informationssuche im Internet) erhöhen. Der Effekt von politischen Ereignissen (z. B. UN-Klimakonferenz) und Temperaturschwankungen wirke dagegen weniger stark auf die Informa-

tionsnachfrage zum Klimawandel. Umweltaktivismus im Rahmen des Tags der Erde (Earth day) trägt zu Gesetzesinitiativen bei, wie beispielsweise zum Schutz bedrohter Arten oder Schutz von Oberflächengewässern (Hungerman & Moorthy 2023). Darüber hinaus fanden Hungerman & Moorthy längerfristig positive Effekte auf die Wertschätzung und Unterstützung der Umwelt. Faber et al. (2022) untersuchen die Proteste in Deutschland im Zuge der Fridays-for-Future-(FFF-)Bewegung. Das Autorenkollektiv identifiziert einen Einfluss auf das Wahlverhalten (insbesondere wurden vermehrt Bündnis 90/Die Grünen gewählt). Ein zentraler Mechanismus ist hierbei die Übertragung der Wertschätzung für Umwelt durch die Kinder auf die Eltern. Insgesamt lassen sich positive Effekte von Umweltaktivismus auf die Umwelt und Biodiversität feststellen. Allerdings fehlen systematische Untersuchungen, die verschiedene Protestformen miteinander vergleichen. So könnte es sein, dass FFF-Bewegungen gesellschaftlich positiv wahrgenommen werden, während die Letzte Generation oder Extinction Rebellion aufgrund der radikaleren Form des Protests auf weitgehende Ablehnung in der Gesellschaft stoßen. Es kann aber auch sein, dass durch diese Formen des Protests Personengruppen erreicht werden, die durch mildere Formen des Protests nicht erreicht werden. Die gemachten Ausführungen weisen insgesamt einen vorläufigen Charakter auf, da es sich nicht um abgeschlossene Prozesse handelt. Ferner hängen die gesellschaftliche Zustimmung oder Ablehnung gegen-

über zivilgesellschaftlichem Engagement für mehr Umwelt- und Klimaschutz und somit der Einfluss auf die Biodiversität auch vom Vorbildcharakter der jeweiligen Personengruppen ab. Beispielsweise können auch Äußerungen über andere politische oder gesellschaftliche Themen (z. B. Kriege und Konflikte) den Vorbildcharakter zum Ursprungsthema negativ beeinflussen, was sich anhand der Äußerungen von Greta Thunberg zum Nahostkonflikt zeigen lässt (vgl. Kluge & Paulus 2023).

### 9.2.3.6 Relevanz von Narrativen

Narrative lassen sich als Denk- und Interpretationsmuster in Form von Erzählungen definieren (Shiller 2019). Damit weisen Narrative eine höhere Aggregationsebene als Einzelaussagen auf. Oftmals ist mit den Narrativen eine emotionale Reaktion verbunden. Ein zeitgenössisches Narrativ mit hoher Verbreitung in Deutschland lautet: »Der Klimawandel ist eine existenzielle, menschengemachte Bedrohung.« Hierbei haben Individuen negative Szenarien über mögliche Konsequenzen des Klimawandels vor Augen (z. B. Klimaangst, Wullenkord et al. 2021) und verbinden direkt menschliche Aktivitäten mit dieser Problematik. Dies beeinflusst die individuelle Werthaltung (z. B. Ablehnen von Kurzstreckenflügen oder zunehmende Wertschätzung vegetarischer Ernährungsweisen) und kann handlungsrelevant sein (z. B. Teilnahme an Demonstrationen). Das weniger verbreitete Narrativ »Die Ursachen des Klimawandels sind unsicher« bildet hingegen einen Anker für Skepsis gegenüber Umweltaktivismus und anderen Aktivitäten zur Eindämmung des Klimawandels. In der jüngeren Vergangenheit werden Narrative verstärkt in den Wirtschaftswissenschaften genutzt, um Verhalten zu erklären. Die Bedeutung von Narrativen ist auch in den Disziplinen Geschichte, Anthropologie und Soziologie intensiv untersucht worden (Shiller 2019). Ein besseres Verständnis der Relevanz von Narrativen in den Umweltwissenschaften und für die Biodiversität erfordern daher eine interdisziplinäre Perspektive.

Bereits Lakoff (2010) argumentiert, dass der Schutz der Umwelt Erzählungen erfordert, die Werte vermitteln und Emotionen wecken, anstatt Fakten zu präsentieren. Den hohen Stellenwert von Emotionen betont ebenfalls Loewenstein (2010), indem er darauf hinweist, dass zu wenig Emotionen eine mögliche Ursache für globale Probleme (und zu wenig Aktivitäten) sind. Die Forschung zu Narrativen kann dazu beitragen, die Art und Weise der Kommunikation des Biodiversitätsverlustes zu überdenken, d. h. eine zielgruppengerechte Anspra-

che für unterschiedliche Akteure und Interessengruppen zu entwickeln. Louder & Wyborn (2020) kritisieren die Verwendung von zu negativer Sprache (»Verluste«, »Abgrundnarrative«) – besser sei es, zum Handeln anregende, inspirierende Geschichten zu kommunizieren. Dies illustrieren Louder & Wyborn (2020) bildlich anhand der berühmten Rede von Martin Luther King, welche wohl weniger wirksam gewesen wären, wenn er statt »*I have a dream*« die Wendung »*I have a problem*« genutzt hätte.

Die Bedeutung von Narrativen im Kontext Biodiversität ist unzureichend erforscht. Von besonderer Relevanz ist es, den Zusammenhang zwischen Narrativen und der Akzeptanz von Politikmaßnahmen näher zu untersuchen (Kap. 10.3.1). In der Landwirtschaft lässt sich mitunter eine skeptische Haltung gegenüber »der Politik« beobachten: »Viele Landwirte empfinden die Politik als Gegner« (Preuße 2021). Ausgehend von diesem Narrativ, kann es passieren, dass neue Gesetzesinitiativen zunächst als negativ/ablehnend empfunden werden, unabhängig von der zugrunde liegenden Faktenbasis. Eine gemeinsame Entwicklung von neuen zukünftigen Narrativen kann daher helfen, bestehende Gräben und Gegensätze zu überwinden (Kap. 10.3.1).

### 9.2.3.7 Pfadabhängigkeit

Situationen, in denen vergangene Ereignisse heutige Entscheidungen beeinflussen, werden als pfadabhängig bezeichnet (Drechsler & Wätzold 2020). Mit dem Konzept der Pfadabhängigkeit lässt sich erklären, warum gesellschaftliche Veränderungen teilweise nur langsam erfolgen. So weisen technologische Entwicklungen (Ruttan 1997), wie beispielsweise die Nutzung und Entwicklung von Maschinen in der landwirtschaftlichen Produktion oder der Ernte von Holz, aufgrund der relativ hohen Anschaffungskosten eine gewisse Persistenz auf. Institutionelle Innovationen, d. h. Veränderungen von informellen und formellen Regeln (North 1991), erfolgen schrittweise, da die Entwicklung von Werten und Normen in der Gesellschaft Zeit benötigt. In der sogenannten Verhaltensökonomik<sup>6</sup> wird Pfadabhängigkeit mithilfe des sogenannten Status-quo-Bias (d. h. der Präferenz für den Istzustand gegenüber Veränderungen [Samuelson & Zeckhauser 1988]) erklärt. So konnte Gigerenzer (2010) anhand der Stromversorgung der Stadt Schönau zeigen, dass bei der Abstimmung, ob von fossilen Brennstoffen auf regenerative Energiequellen umgestellt werden soll, sich nur etwas mehr als die Hälfte (von allen Abstimmenden) für die Einführung

6 Für einen umfassenden Überblick über grundlegende Konzepte der Verhaltensökonomik siehe Dhimi (2016).

eines Ökostromnetzes entschieden. Als die regenerative Energie eingeführt wurde, entschieden sich nahezu alle für den Bezug regenerativer Energie (d.h. Status quo). Das Konzept der Pfadabhängigkeit ist relevant für die Biodiversität. So zeigten Bidaud et al. (2013) einen Zusammenhang zwischen Zahlungen für Ökosystemleistungen und Pfadabhängigkeit. In einer jüngeren Studie haben Drechsler & Wätzold (2020) Effizienzverluste bei Erhaltung der biologischen Vielfalt unter Nutzung eines dynamischen Zweiperiodenmodells für zwei Regionen mithilfe der Pfadabhängigkeit erklärt.

### 9.2.3.8 Fake News

Mit der Etablierung des Internets nahmen die Grenzkosten der Generierung und Verbreitung von Informationen ab. Heutzutage sind Menschen einer Fülle an Informationen ausgesetzt. Es wird oftmals auch vom Zeitalter der Massenmedien gesprochen. Die redaktionellen Prozesse traditioneller Printmedien sind bei internetbasierten Medien nicht immer im selben Maße gegeben. Anders ausgedrückt: Es lässt sich schwieriger kontrollieren, wie und von wem welche Informationen verbreitet werden. Trotz ihrer Aktualität stellen Falschmeldungen kein neues Phänomen dar. Jedoch wurde der Terminus Fake News im Zuge des US-Wahlkampfs 2016 ausgedehnt auf Journalismus/Medien (vorwiegend jedoch politische Informationen), die nicht im Einklang mit der eigenen Auffassung stehen. Ein Vertreter dieser Strömung ist Donald Trump. Im Rahmen dieser Arbeit folgen wir der traditionellen und häufig verwendeten Definition von Fake News, wonach irreführende oder falsche Informationen mit Täuschungsabsicht – oftmals unter Nachahmung des Erscheinungsbildes von korrekten Meldungen – verbreitet werden (vgl. Lazer et al. 2018; Waldman 2018). Die Gründe für die bewusste Verbreitung von Falschmeldungen sind vielfältig. Dazu zählen ökonomische Motive (z.B. höhere Einnahmen durch Klicks auf werbeunterstützten Webseiten) und Einfluss auf öffentliche Meinung bzw. politische Ziele. Vosoughi et al. (2018) untersuchen die Geschwindigkeit der Verbreitung von faktisch-korrekten und falschen Meldungen auf Twitter (im Zeitraum 2006 bis 2017) und gelangen zu der Erkenntnis, dass sich Falschmeldungen schneller verbreiten als wahre Meldungen. Dies wird begründet mit dem Neuheitsgrad der Meldungen (d.h. hohe Aktualität der Falschmeldungen) sowie der emotionalen Reaktion der Empfänger:innen (z.B. Angst, Neugier).

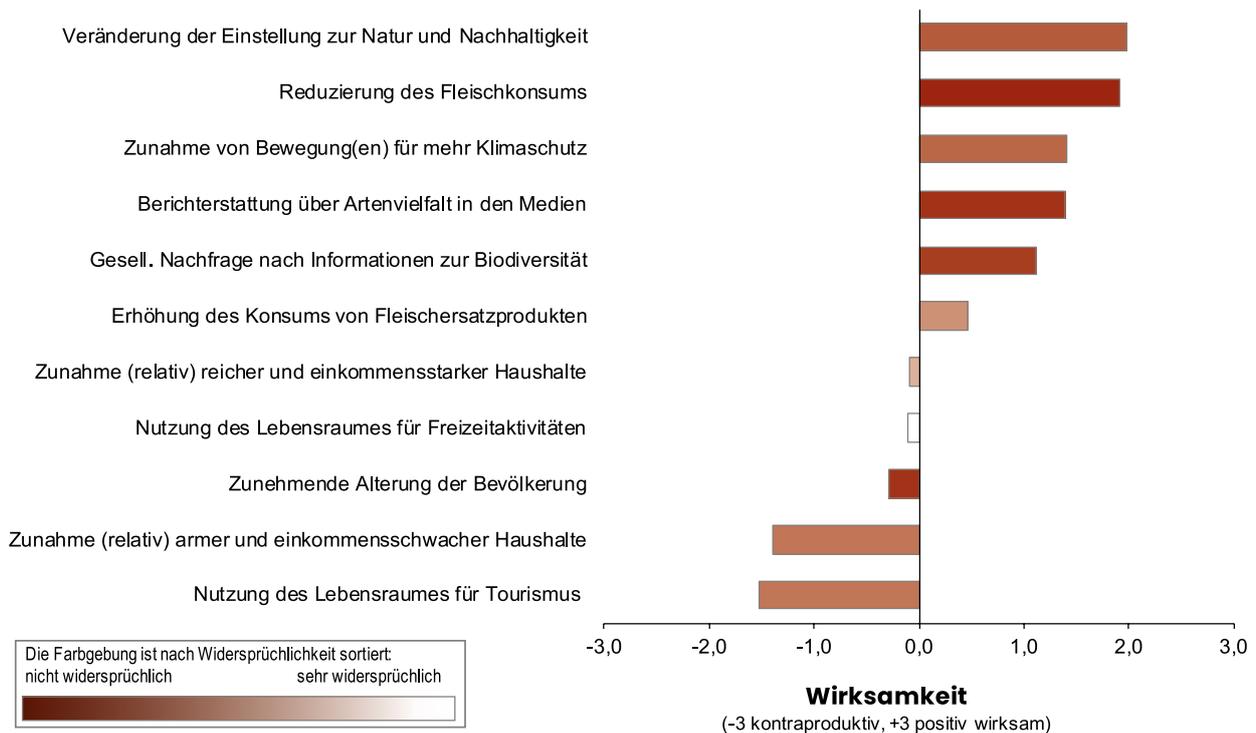
Worin bestehen die ökonomischen Kosten von Falschmeldungen? Erstens, Falschmeldungen schwächen die Demokratie (Lazer et al. 2018; Napoli 2018). Entscheidungsgrundlage in demokratischen Prozessen

sollten akkurate Informationen sein. Negative Folgen von Falschmeldungen können gesellschaftliche Fehlallokationen sein, wie beispielsweise Einfluss auf öffentliche Meinungen und Abstimmungen. Zudem verhindern Falschmeldungen gut informierte Entscheidungen. Anders ausgedrückt, Handlungen im Einklang mit den eigenen Präferenzen werden erschwert, was einen Wettbewerb von Ideen begrenzt und wiederum die Funktionsweise von Märkten einschränkt. Zweitens, Falschmeldungen schwächen das Vertrauen in Medien. Allein die Kenntnis, dass Falschmeldungen im Umlauf sind, kann das generelle Vertrauen in Medien reduzieren. Eine mögliche Konsequenz davon ist die verstärkte Selektion von Medien, die im Einklang mit den eigenen Überzeugungen stehen (Allcott & Gentzkow 2017; Napoli 2018; Waldman 2018).

Der Schwerpunkt der Forschung zu Fake News konzentrierte sich in den letzten Jahren auf politische Themen (Allcott & Gentzkow 2017; Mosleh & Rand 2022), Covid-19 (van der Linden et al. 2020; Pennycook et al. 2022) und Klimawandel (Lutzke et al. 2019; Maertens et al. 2020). Bisher liegen jedoch kaum Untersuchungen vor, die systematisch Falschmeldungen im Bereich der Biodiversität untersuchen. In einer experimentellen Studie untersuchte Grüner (2021) Pressemitteilungen aus dem Bereich Umwelt (z.B. Honigbienen, Nutzung von Flugzeugen, Export von Müll). Den Teilnehmenden wurden dabei sachlich-korrekte Meldungen gezeigt sowie Meldungen, in denen Fakten verfälscht waren. Es wurde herausgefunden, dass die wahrgenommene Vertrautheit zu einer Pressemitteilung die Wahrscheinlichkeit erhöht, dass die Meldung als wahr akzeptiert wird. Das heißt, wenn eine Person glaubte, eine Meldung bereits gesehen zu haben, die in Wirklichkeit jedoch Falschmeldungen enthält, dann gelingt die Identifizierung von Falschmeldungen schlechter. Darüber hinaus wurde herausgefunden, dass die Art der kognitiven Informationsverarbeitung bedeutsam ist. Sofern Personen bereit sind, ihren eigenen Standpunkt bei neuer Evidenz anzupassen (sog. *actively open-minded thinking*; Haran et al. 2013), gelingt die Unterscheidung zwischen faktisch korrekten und falschen Informationen besser.

### 9.2.3.9 Einschätzung innerhalb des Faktencheck-Artenvielfalt-Konsortiums

Der Einschätzung der Befragten zufolge gibt es eine Vielzahl von gesellschaftlichen Faktoren, die positiv auf die Biodiversität wirken. Dazu zählen die Veränderung der Einstellung zur Natur und Nachhaltigkeit, Reduzierung des Fleischkonsums, Zunahme von Bewegungen



**Abbildung 9.19:** Begünstigende und hemmende Faktoren: Gesellschaft, Befragung Bearbeitende des *Faktencheck Artenvielfalt*, 2023; , basierend auf einer Befragung von 45 Bearbeitenden des *Faktencheck Artenvielfalt*.

für mehr Klimaschutz, Berichterstattung über Artenvielfalt in den Medien, gesellschaftliche Nachfrage nach Informationen zur Biodiversität sowie (in geringerem Ausmaß) die Erhöhung des Konsums von Fleischersatzprodukten. Mit Ausnahme der Erhöhung des Konsums von Fleischersatzprodukten ist der Anteil derjenigen, die die Wirksamkeit als widersprüchlich einschätzen, eher gering (Abb. 9.19).

Als biodiversitätshemmend werden die Zunahme armer und einkommensschwacher Haushalte<sup>7</sup> sowie die Nutzung von Tourismusangeboten angesehen. Die zunehmende Alterung der Bevölkerung wird im Mittel als leicht negativ wirkend erachtet. Vernachlässigbar sind die Zunahme reicher und einkommensstarker Haushalte sowie die Nutzung des Lebensraums für Freizeitaktivitäten, wobei Letztere als sehr widersprüchlich angesehen werden.

## 9.3 Instrumente und Maßnahmen

### 9.3.1 Politik und Recht

#### 9.3.1.1 Veränderung der Energieversorgung

Die Grundlage der deutschen Energieversorgung hat sich in den letzten Jahrzehnten durch gezielte und umfangreich finanzierte politische Anstrengungen mehrfach erheblich verändert. Das »fossile Zeitalter«, das bereits Mitte des 19. Jahrhunderts eingeläutet worden war, erlebte in der industriellen Welt der 1950er-Jahre den endgültigen Durchbruch. Traditionelle Energieträger wie Biomasse verloren gegenüber fossilen Brennstoffen wie Kohle und vor allem Mineralöl nun spürbar an Bedeutung (sog. Great Acceleration; siehe hierzu auch Kap. 3.1.1). Ein hoher Energieverbrauch wurde zum Symbol und Garanten von Wirtschaftswachstum und Fortschritt stilisiert. Ein breites Umdenken setzte hier in den 1970er-Jahren ein. Die beiden Ölkrisen von 1973/74 und 1979/80 demonstrierten die Verletzlichkeit – und Importabhängigkeit – einer auf Mineralöl basierenden

<sup>7</sup> Das Antwortverhalten steht im Einklang mit der sog. Pyramide der Sorgen von Marasco et al. (2023), welche die Idee der Bedürfnispyramide von Maslow weiterentwickelt. Ganz unten in der Pyramide sind wirtschaftliche Sorgen. Sofern sich Menschen über wirtschaftliche Angelegenheiten Sorgen machen, treten Sorgen über andere Themen (z. B. Gesellschaft) in den Hintergrund. Die oberste Kategorie der Pyramide besteht aus Sorgen über die Umwelt. Anders ausgedrückt, Sorgen um die Umwelt (was auch Biodiversität einschließt) gehen andere Sorgen voraus. Ein möglicher Erklärungssatz liegt in der menschlichen Aufmerksamkeit, welche gemäß Loewenstein & Wojtowicz (2023) eine knappe Ressource darstellt. Darüber hinaus ist das Antwortverhalten der Befragten auch nicht überraschend, wenn man berücksichtigt, dass in der Literatur oftmals positive Zusammenhänge zwischen Bildung und Wertschätzung von Biodiversität sowie Bildung und Einkommen beschrieben werden (Kap. 9.3.3). Es ist jedoch zu beachten, dass hier lediglich Mittelwerte des Antwortverhaltens abgebildet werden. Es lassen sich keine Rückschlüsse auf Einzelpersonen und deren Wertschätzung von Biodiversität ziehen.

Energieversorgung. Die Umweltdebatte der 1970er- und 80er-Jahre wiederum problematisierte deren ökologische Schattenseiten – von Schadstoffemissionen («saurem Regen», «Waldsterben») bis zu den Risiken nuklearer Verstrahlung. Die Atomenergie, in den 1970er-Jahren von Politik und Energiewirtschaft als Königsweg der Energiepolitik propagiert, wandelte sich in der gesellschaftlichen Wahrnehmung innerhalb kürzester Zeit von einer Ideallösung zu einem Fundamentalproblem (Kap. 5.5.4.2). Parallel dazu wuchsen »bottom-up« wie »top-down« die Bemühungen, alternative, nachhaltige Energieformen wie Solarenergie, Windkraft oder Geothermie technologisch voranzutreiben und zur Marktreife zu bringen.

Auch politische Instrumente wie das Stromeinspeisungsgesetz von 1991 sowie insbesondere das Erneuerbare-Energien-Gesetz von 2000 trugen maßgeblich dazu bei, Deutschland zeitweise zu einem Vorreiter der sogenannten grünen Energiewende zu machen. Abbildung 9.20 stellt die Entwicklung der Zusammensetzung des deutschen Strommixes von 1990 bis 2022 dar. Hier zeigen sich eine deutliche Abnahme der Kohle- und Kernenergie und eine Zunahme an erneuerbaren Energiequellen wie Wind- und Solarenergie. Von besonderem Interesse ist, dass die politischen Entscheidungen zur Ermöglichung einer grünen Energiewende getroffen wurden, als die Preise für Wind- und Solarenergie noch vergleichsweise hoch waren. Heute bilden diese Ener-

geträger zugleich auch die kostengünstigsten verfügbaren Energiequellen.

### 9.3.1.2 Potenziale der GAP nutzen

Im Hinblick auf die Förderung der biologischen Vielfalt gab es innerhalb der GAP Potenziale. Seit 2015 wurde der Schwerpunkt Biodiversität in den Agrarumweltprogrammen finanziell ausgebaut (Röder et al. 2022), allerdings ist deren Ausrichtung auf die spezifischen Ziele des Artenschutzes (z. B. über die FFH-Richtlinie) bisher defizitär, auch wenn es Beispiele von guter Praxis gibt (Lakner 2020; Lakner et al. 2020). Die GAP-Reform 2021 bietet das Potenzial für Verbesserung (Peër et al. 2019), was bisher jedoch nicht ausreichend genutzt wird (EEB & Birdlife International 2022). Wichtige Debatten behandeln die Frage, in welchem Maße finanzielle Mittel innerhalb der GAP für die Agrarumweltpolitik bereitgestellt werden sollen. Die Vorgaben der aktuellen Reform besagen, dass 25 % innerhalb der 1. Säule und 35 % der Mittel innerhalb der 2. Säule für Umweltziele bereitgestellt werden müssen.

Auf EU-Ebene entfielen 2022, vor der letzten Reform, etwa 18 % der Ausgaben der Gemeinsamen Agrarpolitik (9,9 Mrd. €) auf Umweltziele (Tab. 9.3). Basierend auf den GAP-Strategieplänen, ist davon auszugehen, dass in der aktuellen Förderperiode 2023–2027 etwa 26 % der Ausgaben einen direkten Umweltbezug haben.

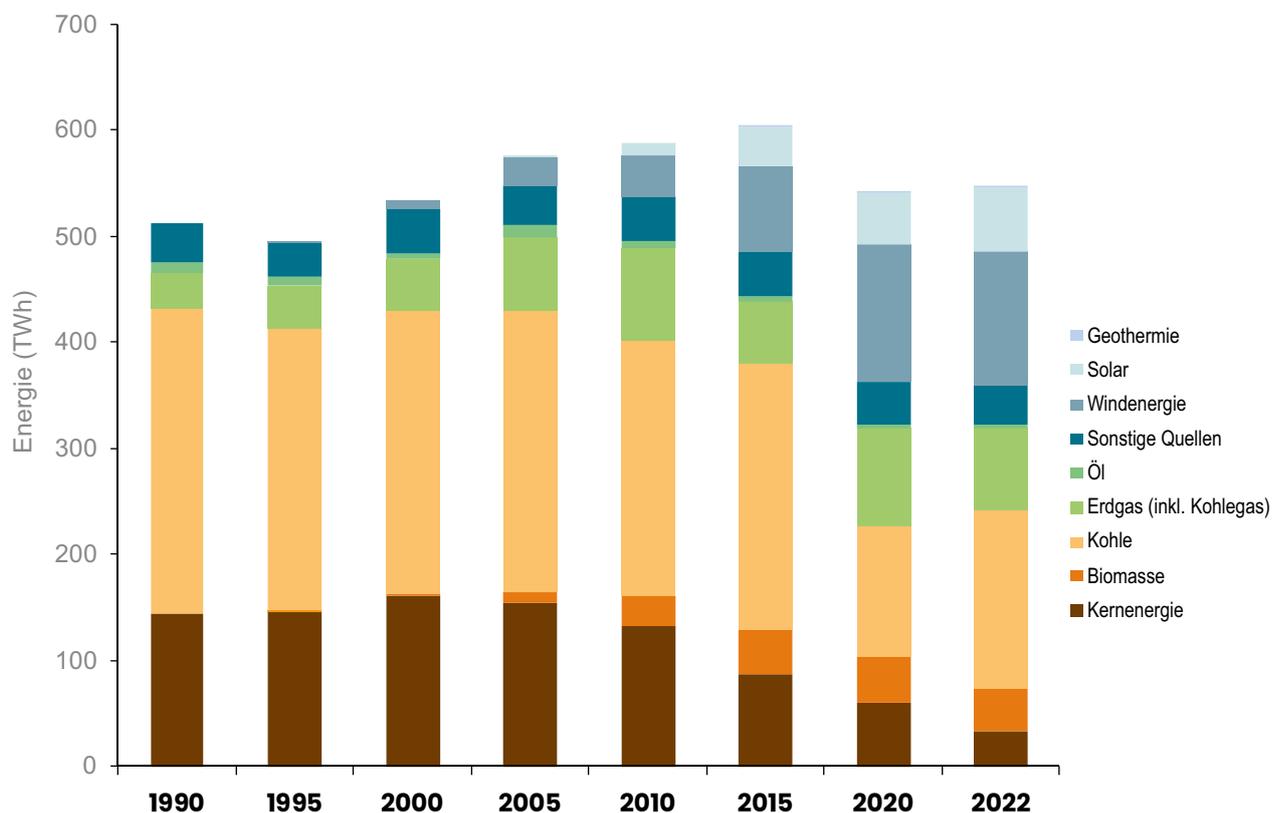


Abbildung 9.20: Änderung des deutschen Energiemix seit 1990; Quelle: Fraunhofer-Institute for Solar Energy Systems ISE (2024).

**Tabelle 9.3:** Verteilung der Ausgaben nach Zielen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU 2022.

GAP-Ziele	Ausgaben 2021 (in Mrd. €)	Anteil (in %)
<b>1. Einkommenspolitische Maßnahmen</b> Basisprämie, Umverteilung, Junglandwirt:innenförderung, Kleinbetriebe	30.167	55,2
<b>2. Marktmaßnahmen</b>	2.691	4,9
<b>3. Förderung der Produktivität</b>	4.689	8,6
<b>4. Sonstige Ländliche Entwicklung:</b> Innovation und Wissen	2.927	5,4
<b>5. Schädliche Subventionen:</b> gekoppelte Zahlungen, Zahlungen für Baumwolle	4.256	7,8
<b>6. Dunkelgrüne Umweltmaßnahmen</b> Effektiver Teil des Greenings (1. Säule), Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (2. Säule)	5.751	10,5
<b>7. Hellgrüne Umweltmaßnahmen</b> Weniger effektive Teile des Greenings (1. Säule)	4.159	7,6

Quelle: eigene Berechnung, basierend auf Daten der EU-Kommission zum EU-Haushalt 2022 (EU-Kommission 2022).

Gleichzeitig bestehen 8,7 % der Zahlungen (4,6 Mrd. €) im gleichen Zeitraum aus gekoppelten Zahlungen, die marktverzerrend sind und häufig mit negativen Umwelteffekten assoziiert werden können (vgl. auch Peèr et al. 2019; vgl. Tab. 9.3). Die produktgekoppelten Zahlungen werden in der Literatur daher als Beispiel für umweltschädliche Subventionen genannt (Schmid et al. 2007). Das 2015 eingeführte Greening der Direktzahlungen hat kaum positive Effekte auf die Biodiversität gezeigt (Peèr et al. 2017). Allerdings hat sich der Anteil der Zahlungen im Rahmen der Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM), die Biodiversitätsziele verfolgen, seit 2014 erhöht (Röder et al. 2022).

### 9.3.1.3 Abbau der Umsetzungs- und Vollzugsdefizite

Besonders im Umweltrecht und in der Beziehung zwischen EU und Nationalstaaten wurde das Vollzugs- und Umsetzungsdefizit konstatiert. So beschreibt das Umsetzungsdefizit eine inhaltlich nicht korrekte Umsetzung oder ein Nichteinhalten der Umsetzungsfrist, was u. a. auf fehlenden politischen Willen auf nationaler Ebene und das Konterkarieren gemeinschaftlicher europäischer Übereinkünfte und Zielsetzungen zurückzuführen ist. Als Vollzugsdefizit wird die unzureichende Anwendung des Gesetzes oder einzelner seiner Normen in der Praxis bezeichnet, wenn also das Gesetz besser ist als die Wirklichkeit. Die Vollzugsdefizite lassen sich u. a. auf fehlende zeitliche und finanzielle Kapazitäten von Behörden, die Komplexität der Übereinkunft, die hohe Anzahl der durch das Gesetz Adressierten (z. B. landwirtschaftliche Betriebe) sowie die Übertragung von Kontrollaufgaben auf Landwirtschaftskammern zurückführen (Leopoldina 2018).

Die Umsetzungs- und Vollzugsdefizite haben erheblichen Einfluss auf die Biodiversität, da sich die Defizite

u. a. stark negativ auf den Zustand der Lebensräume auswirken. Die Nichtumsetzung und unzureichende Verankerung von EU-Richtlinien in nationales Recht stellt einen erheblich hemmenden Faktor dar. Ebenso bedeutend ist die Frage, ob das nationale Umwelt-Rechtsbehelfsgesetz (UmwRG) die Aarhus-Konvention (AK) umsetzt und somit völkerrechtskonform ist. Insbesondere geht es hier um die Frage, ob das UmwRG den Vorgaben des Art. 9 Abs. 3 AK genügt, den Zugang zu Gerichten gegen die Verletzung umweltbezogener Bestimmungen zu gewähren (DNR & UfU 2018).

Als Beispiel für das Umsetzungs- und Vollzugsdefizit im Naturschutz kann das Urteil des Gerichtshofs der Europäischen Union (EuGH) vom 21. September 2023 genannt werden. Gegenstand der Rechtssache C-116/22 zwischen den Parteien Europäische Kommission gegen Bundesrepublik Deutschland war die »Vertragsverletzung eines Mitgliedstaats – Umwelt – Richtlinie 92/43/EWG – Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen – Art. 4 Abs. 4 und Art. 6 Abs. 1 – Unterbliebene Ausweisung der besonderen Schutzgebiete – Unterbliebene Festlegung der Erhaltungsziele – Unterbliebene oder nicht ausreichende Erhaltungsmaßnahmen – Verwaltungspraxis«. Im Urteil des Gerichtshofs heißt es unter anderem, dass die Bundesrepublik Deutschland (i) 88 Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung nicht als besondere Schutzgebiete ausgewiesen hat, (ii) für 88 Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung keine detaillierten Erhaltungsziele festgelegt hat sowie (iii) für 737 Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung nicht die nötigen Erhaltungsmaßnahmen festgelegt hat. Hervorzuheben ist, dass Deutschland die Richtlinie zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen nicht hinreichend umgesetzt sowie unzureichend durchgesetzt hat, was sich wiederum negativ

auf die Biodiversität auswirkt. Das Urteil des Gerichtshofs, welches mit keinen Geldstrafen verbunden war, illustriert die fehlende Zielerreichung bzw. das Aufschieben der Zielerreichung Deutschlands. Dies stellte jedoch keine Ausnahme dar und ist wohl auch in der Zukunft zu erwarten. Beispielsweise geht das Bundesumweltministerium für das Jahr 2027 davon aus, dass lediglich 18 % der Oberflächenwasserkörper das gesetzliche Ziel (des sog. guten ökologischen Zustands) erreichen werden (Kap. 5.5.2.4) und somit die Zielvorgaben der europäischen Wasserrahmenrichtlinie verfehlt werden. Auch das Vertragsverletzungsverfahren gegen Deutschland wegen Nichteinhaltung der EU-Nitratrachrichtlinie ist ein Beispiel für ein Umsetzungsdefizit. Durch die mehrfache Novellierung der nationalen Düngeverordnung von 2017 bis 2022 konnten eine Verurteilung und damit verbundene hohe Strafzahlungen von pauschal 17 Mio. € plus ein tägliches Zwangsgeld von 1 Mio. € abgewendet werden (BMEL 2023b; EU-Kommission 2023).

#### 9.3.1.4 Natur mit Rechten ausstatten

Die deutsche Verfassung (Grundgesetz) schützt in Art. 20a GG die natürlichen Lebensgrundlagen und die Tiere durch die Gesetzgebung und nach Maßgabe der Gesetze durch die Exekutive und Judikative. Durch zivilgesellschaftliches Engagement wie im Falle des sogenannten Klimabeschlusses des Bundesverfassungsgerichts kann das transformative Potenzial bestehender Umweltgesetzgebungen gesteigert werden (Kap. 10.4.1.3). Zudem gibt es verschiedene Verordnungen, wie beispielsweise die Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV). Allerdings haben sich Umweltgesetzgebungen oftmals als unzureichend herausgestellt, um globale Umweltkrisen zu adressieren (Chapron et al. 2019). Unter dem Schlagwort »Rechte der Natur« werden globale Bewegungen zum Schutz der Natur zusammengefasst, bei denen nicht Menschen, sondern die Natur (z. B. Flüsse, Ökosysteme, Berge) mit Rechten (*legal rights*) ausgestattet und somit als eigenständiges Rechtssubjekt anerkannt werden.

#### **Box 9.3:** Fallstudie – Seggenrohrsänger (*Acrocephalus paludicola*): Erklärung des Verlustes des Lebensraums mithilfe der indirekten Treiber

Der Seggenrohrsänger ist ein Zugvogel, der vor allem aufgrund des Verlusts seines Lebensraums, den Mooren mit Seggenbewuchs, stark zurückgegangen ist. Früher war der Seggenrohrsänger in vielen Ländern Europas verbreitet, heute nur noch in vier Ländern. Die Art überwintert in Westafrika. Der Seggenrohrsänger brütet im Niedermoor und findet dort über die Sommermonate seine Nahrung. Diese Lebensräume sind durch den Menschen stark unter Druck geraten.

Der Verlust von Lebensraum für die Art ist auf mehrere Faktoren zurückzuführen. Die politisch geförderte Entwässerung von Mooren steht in engem Zusammenhang mit dem Rückgang der Art. Eine weitere Auswirkung auf die Lebensräume sind Veränderungen in der Moorlandschaft aufgrund von Nährstoffveränderungen. Eine der charakteristischen Eigenschaften von Mooren ist der niedrige Nährstoffgehalt, der zu einer einzigartigen Umwelt führt. Die Nährstoffkonzentration in der Landschaft hat jedoch zugenommen, was überwiegend auf die Landwirtschaft, aber auch Ablagerung aus der Atmosphäre zurückzuführen ist. Weitere Faktoren sind die Mahd während der Brutzeit (und damit Zerstörung der bodennah gebauten Nester) und der allgemeine Rückgang der biologischen Vielfalt, der zu einem geringeren Nahrungsangebot für Arthropoden führt.

Der Druck, der von indirekten Treibern ausgeht, hat zu mehreren direkten Treibern geführt: Entwässerung von Mooren für die landwirtschaftliche Nutzung, allgemeine Intensivierung der Landwirtschaft in den Einzugsgebieten von Mooren, die zu Veränderungen im Nährstoffkreislauf führt, und erhebliche Emissionen aus der Industrie, die zu einer erhöhten Ablagerung aus der Atmosphäre führen. Mehrere in-

direkte Treiber führen zum Rückgang des Lebensraums des Seggenrohrsängers.

Zu den politischen/rechtlichen Treibern gehört die staatlich gesteuerte Entwässerungspolitik (»Kultivierung«), z. B. Emslandplan und Komplexmelioration. Vor 2022 förderte auch die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) nur die Produktion auf entwässerten Böden. Politische Instrumente im Zusammenhang mit der COP, der CBD, dem Ramsar-Übereinkommen und dem CMS-Übereinkommen haben potenziell Auswirkungen auf den Seggenrohrsänger.

Zu den wirtschaftlich-technologischen Treibern gehört das tiefe Pflügen als gängige landwirtschaftliche Praxis, wodurch der Boden- und Nährstoffkreislauf weiter gestört wird. Wir stellen auch fest, dass vor 1945 die »leichte Drainage« üblicher war, die Drainage aber seither mit der Verbesserung der Drainagetechnik erheblich zugenommen hat.

Zu den gesellschaftlichen Treibern gehört die Überzeugung, dass Land trocken sein muss oder sollte, damit es für die menschliche Nutzung verwendbar und/oder wertvoll ist. Die Entwässerung gilt dann als die beste Option, wird aber in einigen Regionen traditionell auch als eine kulturelle Errungenschaft des Menschen gegenüber den natürlichen Gegebenheiten angesehen. Der hohe ökologische Wert unserer verbliebenen Feuchtgebiete wird erst seit Kurzem anerkannt. Um den Seggenrohrsänger und seinen Lebensraum zu erhalten, sind Maßnahmen zur Verbesserung des Lebensraums und der Wahrnehmung von Feuchtgebieten, aber auch direkte Bestandsstützung erforderlich. Für eine ausführliche Darstellung des in dieser Fallstudie beschriebenen Themas siehe Tanneberger & Kubacka (2018).

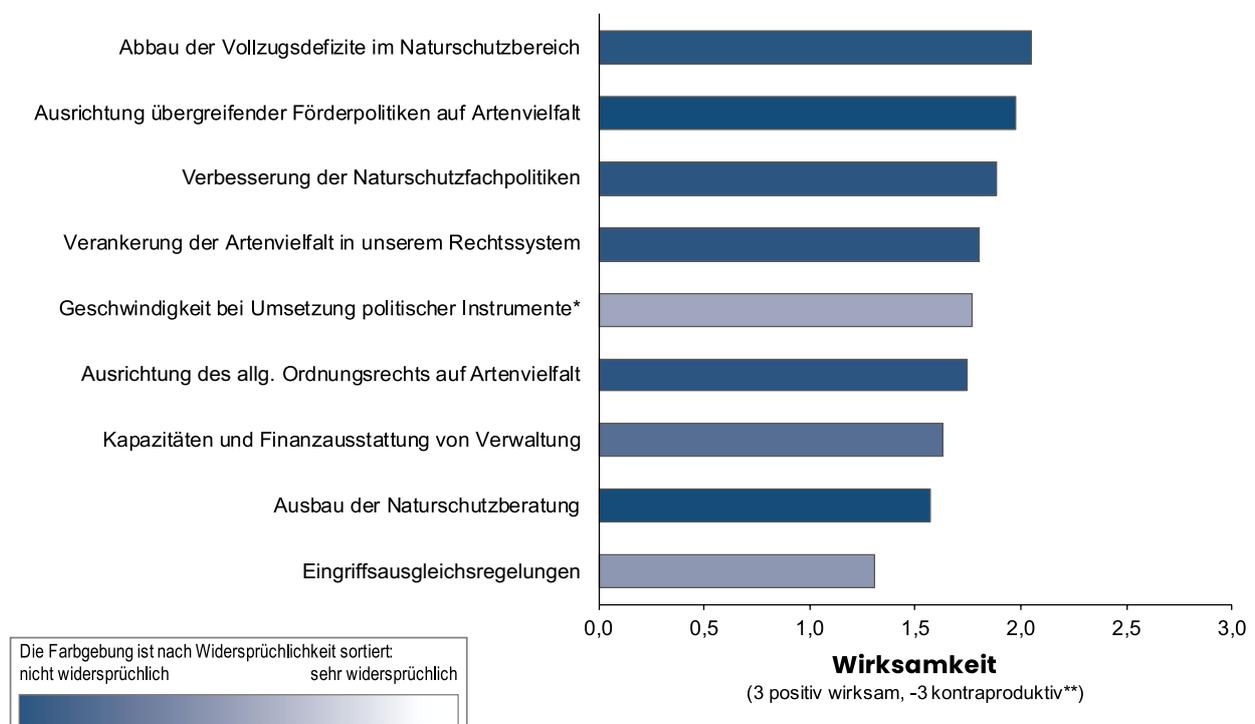
Dieser Ansatz trägt dazu bei, die Schlechterstellung der nichtmenschlichen Umwelt zu reduzieren (d. h. Aufweichen der Trennung zwischen Mensch und Natur).

Ein frühes Beispiel, wo natürliche Entitäten zu Rechtspersönlichkeiten erklärt wurden, ist die Gemeinde Tamaqua Borough (Pennsylvania, USA), welche im Jahr 2006 als Maßnahme gegen Giftmüllentsorgung durch Unternehmen verboten hat, »natürliche Gemeinschaften oder Ökosysteme« zu schädigen (Knauß 2018; 2020). Seitdem lassen sich eine Vielzahl weiterer Beispiele in der Literatur finden (für einen Überblick siehe Rights of Nature Law Library, cder 2024). So hat Neuseeland den Fluss Whanganui als Rechtspersönlichkeit gesetzlich anerkannt, und der Atrato-Fluss wurde durch ein Verfassungsgericht in Kolumbien als Rechtssubjekt anerkannt. In Deutschland wurde das Thema Rechte der Natur zumeist über Debatten thematisiert. Hierzu zählt die Initiative »Rechte der Natur«, welche anstrebt, Rechte der Natur in der Landesverfassung von Bayern zu etablieren. Darüber hinaus fordert der Verfassungsrechtler Jens Kersten eine ökologische Transformation des Grundgesetzes (Kersten 2020). Mit Blick auf die Wirkung der Biodiversität lässt sich festhalten, dass die Etablierung und Zunahme von weltweiten Gerichtsurteilen zum Thema Rechte der Natur die gesellschaftliche Aufmerksamkeit erhöht haben. Auch wenn in Deutsch-

land Eigenrechte von Ökosystemen und Arten nach wie vor ein Nischenthema sind, so machen vorhandene Debatten auf das Transformationspotenzial aufmerksam (Kap. 10.4.1.4) und führen zu einer Bildung und Kommunikation von Werten (Knauß 2023).

### 9.3.1.5 Politische Gestaltung des Ausstiegs aus nicht nachhaltigen Technologien (Exnovation)

Exnovation wird auch als die Kehrseite der Medaille von Innovation bezeichnet. Der Begriff beschreibt das aktive und politisch vorangetriebene Auslaufenlassen von ehemals innovativen Techniken, Prozessen oder Praktiken. Für einen Transformationsprozess, in dem ein soziotechnisches Regime aufgebrochen werden soll, sind sowohl Innovation als auch Exnovation von Bedeutung. Derzeit kann eine Art »Innovationsbias« in Politik und Wissenschaft verzeichnet werden, jedoch können Innovationen ohne Exnovation dazu führen, dass alte und neue Technologien/Prozesse/Praktiken parallel nebeneinander bestehen bleiben, ohne dass die Innovation (schnell genug) das Alte verdrängen kann. Dieser Ansatz kann genutzt werden und ein Bewusstsein sowohl für die Notwendigkeit von Innovationsförderung als auch Exnovationsstrategien schaffen, um multidimensionale Transformationen und Paradigmenwechsel gesellschaft-



**Abbildung 9.21:** Instrumente und Maßnahmen: Politik und Recht, Befragung Bearbeitende des *Faktencheck Artenvielfalt*, 2023.

Quelle: eigene Darstellung, basierend auf einer Befragung von 45 Bearbeitenden des *Faktencheck Artenvielfalt*; **Anmerkung:** \* Die Bezeichnung in der Befragung lautete »Geschwindigkeit bei Umsetzung politischer Maßnahmen«. Die Terminologie des *Faktencheck Artenvielfalt* lautet jedoch »politische Instrumente«, dieser folgen wir. \*\* Zur Messung der Wirksamkeit waren Werte von -3 bis +3 zulässig. Da die durchschnittliche Wirksamkeit stets größer als 0 war, beschränken wir unsere Darstellung auf diesen Wertebereich.

lich akzeptieren und sozial gerecht gestalten zu können. Ein aktuelles Beispiel, bei dem ein Exnovationsprozess gestaltet werden könnte, ist der Ausstieg aus der Moor-entwässerung (insbesondere bei landwirtschaftlich genutzten Flächen [Sommer & Frank 2024; Sommer et al. 2024]). Auch Graaf et al. (2021) stellen Politikmaßnahmen für einen sozialökologischen Wandel des Ernährungssystems in Deutschland dar und zeigen sowohl Innovations- als auch Exnovationsinstrumente auf.

### 9.3.1.6 Einschätzung innerhalb des *Faktencheck-Artenvielfalt-Konsortiums*

Die durchschnittliche Einschätzung der Befragten des *Faktencheck Artenvielfalt* deutet an, dass eine Vielzahl an Instrumenten und Maßnahmen im Bereich Politik und Recht wirksam sind. Hierzu zählen insbesondere der Abbau der Vollzugsdefizite im Naturschutzbereich, die Ausrichtung übergreifender Förderpolitiken auf die Artenvielfalt sowie die Verbesserung der Naturschutzfachpolitiken. Aber auch die Verankerung der Artenvielfalt in unserem Rechtssystem und die Erhöhung der Geschwindigkeit bei der Umsetzung politischer Instrumente und einiger anderer Instrumente und Maßnahmen erscheinen aussichtsreich. Die Instrumente und Maßnahmen werden überwiegend als nicht widersprüchlich wahrgenommen. Lediglich die Geschwindigkeit bei der Umsetzung politischer Instrumente und Eingriffsausgleichsregelungen weisen ein gewisses Ausmaß an Widersprüchlichkeit auf (Abb. 9.21).

## 9.3.2 Wirtschaft und Technologie

### 9.3.2.1 Marktversagen und Korrektur

Die biologische Vielfalt ist ein öffentliches Gut, für das kein Marktwert existiert und deren Wert bei privaten oder betrieblichen Entscheidungen nicht oder nicht ausreichend berücksichtigt wird (Kap. 9.1.4 für eine Diskussion zum Thema Potenzial und Grenzen der Biodiversitätsbewertung). Bei Angebot und Nachfrage spielt z. B. eine biodiversitätsfreundliche Produktion in der Landwirtschaft bisher eine untergeordnete Rolle. Diese Form des Marktversagens aufgrund externer Effekte ist aus ökonomischer Sicht eine zentrale Erklärung für den Rückgang der biologischen Vielfalt (Buchholz & Sandler 2021). Daneben sind auch Informationen über mögliche Effekte der Produktion auf die Artenvielfalt nicht verfügbar und können somit für die Vermarktung von Produkten nicht genutzt werden, was eine zweite Form des Marktversagens aufgrund asymmetrisch verteilter Informationen darstellt. Aus diesen zwei Formen des Marktversagens ergeben sich in Kombination zwei praktische Probleme für den Erhalt der biologischen Viel-

falt und die Produktion und Nachfrage biodiversitätsfreundlicher Güter:

1. In der Angebotserstellung wird Biodiversität nicht oder nicht in ausreichendem Maße berücksichtigt (sog. Unterproduktion), die biologische Vielfalt geht zurück.
2. In der Nachfrage können Verbraucher:innen ihre Präferenz z. B. nach biodiversitätsfreundlichen Produkten nicht äußern, da hierzu keine Informationen verfügbar sind (vgl. Munschek et al. 2023). Es kann daher dazu kommen, dass Verbraucher:innen dem Markt nicht ausreichend Anreize zum Schutz von Biodiversität signalisieren werden.

Ein marktwirtschaftliches Instrument für die Korrektur von Marktversagen besteht in der Schaffung von Zertifizierungssystemen. Verbraucher:innen bekommen durch Zertifizierung die Möglichkeit, sich über den Produktionsprozess im Hinblick auf Biodiversität zu informieren und entsprechend ihre Konsumententscheidung auch am Erhalt der biologischen Vielfalt auszurichten. Es gibt eine Reihe von Zertifizierungssystemen, die den Schutz der biologischen Vielfalt zumindest in groben Zügen berücksichtigen. Dazu zählt das Zertifikat »Landwirtschaft für Artenvielfalt«, in dem Betriebe nach einem komplexen, auf Naturschutz ausgerichteten System zertifiziert werden. Das Siegel baut auf dem Zertifizierungssystem der ökologischen Landwirtschaft auf. Mit diesem Siegel werden in Nordostdeutschland Produkte in Supermärkten vermarktet. Eine weitere Option stellt die Kennzeichnung des ökologischen Landbaus dar. Der Ökolandbau trägt potenziell zum Erhalt der biologischen Vielfalt bei. Die Literatur zeigt, dass auf Biobetrieben eine höhere Biodiversität vorzufinden ist (Tuck et al. 2014; Sanders & Heß 2019). Die Stärke des Ökolandbaus besteht des Weiteren darin, prüfbare Nachhaltigkeitskriterien am Markt zu platzieren (vgl. Seufert & Ramanakutty 2017; Reganold & Wachter 2016). Allerdings gibt es im Hinblick auf die biologische Vielfalt eine hohe Bandbreite (vgl. Batary et al. 2017; Tschardt et al. 2021).

### 9.3.2.2 Produktionstechnische Innovationsentwicklung

Die Etablierung von produktionstechnischen Innovationen erfordert ein Zusammenspiel aus institutionellen Rahmenbedingungen (Staat definiert Spielregeln) und ökonomischer Relevanz. Insbesondere die Wirtschaftlichkeit ist von hoher Bedeutung, da freiwillige Veränderungen auf Unternehmensseite tendenziell nur dann erfolgen, wenn es monetär vorteilhaft ist. Aber selbst dann kann es sein, dass die Pfadabhängigkeit von Unterneh-

**Box 9.4:** Der Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopteryx nassidator*):  
Negative Einflüsse durch Produktivitätszunahme und technologischen Fortschritt

Der Wiesenknopf-Ameisenbläuling benötigt ganz bestimmte Lebensraumbedingungen, vor allem weil er auf eine Wirtsameisenart – die Rotgelbe Knotenameise (*Myrmica rubra*) – angewiesen ist. Diese Wirtsameisenart wird dazu gebracht, ihn zu füttern und aufzuziehen, bis er bereit ist, sich von der Raupe in einen Falter zu entwickeln. Er bevorzugt zwar feuchte Gebiete, Moore und Ränder von Gräben und Wasserläufen sowie allgemein feuchte Wiesen, aber wenn der Lebensraum zu feucht ist, ist die Wirtsameisenart nicht verfügbar. Dadurch werden die Standorte, an denen sich der Wiesenknopf-Ameisenbläuling entwickeln kann, erheblich eingeschränkt.

Für eine Art mit solch spezifischen Anforderungen an ihr Habitat gibt es mehrere Bedrohungen. Die Verdichtung des Bodens durch landwirtschaftliche Geräte stört die Ameisen und die sich verpuppenden Larven. Die Entwässerung oder übermäßige Wiederbefeuchtung von Moorgebieten zerstört Lebensräume, ebenso wie übermäßige Landschaftspflege und Rodung. Auch eine abnehmende biologische Vielfalt in der Landschaft (Homogenisierung) verringert die Quantität und Qualität des Lebensraums des Wiesenknopf-Ameisenbläulings.

Insbesondere seit 1945 wurden umfangreiche Anstrengungen unternommen, die landwirtschaftlichen Kapazitäten

im Land zu erweitern. Ein Hauptziel der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) war die Steigerung der Produktivität der Landwirtschaft, was zu einer Umgestaltung der Landschaft führte. Die Flurbereinigung und Standardisierung in der Landwirtschaft seit den 1970er-Jahren, die Spezialisierung und Homogenisierung der landwirtschaftlichen Betriebe sowie die technologische Entwicklung (größerer und schwererer landwirtschaftlicher Geräte) haben die Menge an geeigneten Lebensräumen erheblich reduziert. Zudem sind die Wahrnehmung und Sichtbarkeit des Wiesenknopf-Ameisenbläulings in der Öffentlichkeit eher gering, da er in eher marginalen Gebieten lebt und daher weniger bekannt ist als viele andere Schmetterlingsarten.

Der Wiesenknopf-Ameisenbläuling wird durch die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU geschützt, Managementpläne sehen seinen Schutz vor. In Sachsen gibt es ein spezifisches Förderprogramm, das das Management von Grünland für den Schutz dieser Art fördert. Obwohl die Art in Deutschland geschützt ist, wäre jedoch zunächst zu prüfen, ob die Managementpläne die Vorgaben der FFH-Richtlinie hinreichend berücksichtigen. Daneben wäre eine Ausweitung adäquater Lebensräume wahrscheinlich notwendig, um ihr Überleben zu sichern (Lakner et al. 2020).

men zu einer Präferenz des Istzustandes führt (vgl. Ausführungen zur Pfadabhängigkeit im Kap. 9.2.3.7).

Die Bedeutung der produktionstechnischen Innovationsentwicklung lässt sich gut am Beispiel der Mechanisierung und Digitalisierung in den Bereichen Landwirtschaft und Forstwirtschaft illustrieren. Im Zuge der Mechanisierung der Landwirtschaft wurden Maschinen mit größeren Arbeitsbreiten eingesetzt. Die daraus resultierende Ausräumung von Landschaften führte zu einem Rückgang der Biodiversität (Kap. 3.5.3). Potenzial zur Steigerung der Nachhaltigkeit und Schutz der Biodiversität weist die Digitalisierung auf (Smart Farming/Precision Farming), da beispielsweise der Einsatz von Düngemitteln gezielter erfolgen kann. Im Lebensraum Wald erfolgt die Bewirtschaftung zunehmend durch den Einsatz moderner Technologien wie Harvester, Forwarder und Seilkrantechnik. Die Reduzierung der Nutzung der »Einmannmotorsäge« lässt sich mit Rationalisierungsmaßnahmen und Verringerung von Unfällen begründen. Zur Abmilderung der negativen Folgen für die biologische Vielfalt des Bodens wird dabei auf ein Feinerschließungsnetz aus Rückegassen und Maschinenwegen sowie spezielle Bereifungen zurückgegriffen (BMEL 2023a). Die allmählich zunehmende Digitalisierung im Lebensraum Wald (sog. Forstwirtschaft 4.0)

verbessert die Qualität und Nutzung von Erholungsinfrastruktur sowie Rettungspunkten. Hierfür ist es jedoch erforderlich, dass die Netzabdeckung flächendeckend gewährleistet und das Personal mit digitalen Lösungen vertraut ist (BMEL 2021a).

Darüber hinaus gibt es eine Vielzahl anderer Bereiche, in denen Innovationsentwicklung bedeutsam ist. Dazu zählt beispielsweise die zunehmende Nachfrage der Bevölkerung nach nachhaltigen Verpackungen von Lebensmitteln und Produkten der Körperpflege. Solche Formen des gestiegenen Umweltbewusstseins können Unternehmen als Produktionsfaktor nutzen und beispielsweise die Nutzung von recyceltem Plastik bewerben. Mit Blick auf die Biodiversität ist jedoch auch anzumerken, dass Deutschland weiterhin als größter Exporteur von Kunststoffabfällen in der EU gilt (Destatis 2022a). Dies ist aufgrund der Mikroplastik in der Natur problematisch.

### 9.3.2.3 Nudging

Mithilfe von Nudges (engl. Anstupser) wird eine zielgerichtete Verhaltensänderung angestrebt, die durch eine Änderung der Entscheidungsarchitektur (d.h. Design/Kontext, in dem Entscheidungen getroffen werden) erreicht werden soll (Thaler & Sunstein 2008). Insbeson-

dere stellen Nudges eine Form von Entscheidungsunterstützung dar, bei der die Wahlmöglichkeiten nicht eingeschränkt werden (d.h. keine Verbote), ökonomische Anreize (annähernd) unverändert bleiben und die Umsetzung zumeist relativ einfach und kostengünstig erfolgen kann. Grundsätzlich könnte Entscheidungsunterstützung nützlich sein in Situationen, in denen Menschen im Allgemeinen eher keine guten Entscheidungen treffen. Dazu zählen seltene Entscheidungen (d.h. Abwesenheit von Lerneffekten), Situationen mit relativ hoher Komplexität sowie Situationen ohne (unmittelbares) Feedback. Mit Blick auf die indirekten Treiber der Biodiversität sind insbesondere Situationen relevant, in denen kein unmittelbares Feedback erfolgt. Dies lässt sich damit begründen, dass die Wirkung der übergeordneten Faktoren hinter den menschlichen Entscheidungen auf die Biodiversität oftmals mit einer zeitlichen Verzögerung eintritt.

Geringfügige Änderungen der Entscheidungsarchitektur (d.h. Nudges) haben sich in experimentellen Studien und in der Praxis oftmals als verhaltenswirksam herausgestellt (DellaVigna & Linos 2022). Insbesondere in der Verhaltensökonomik (d.h. Schnittmenge aus Psychologie und Ökonomie) werden die Relevanz und Wirkungsweise von Nudges untersucht. Traditionelle Menschenbilder in der Ökonomie können die Relevanz von geringfügigen Änderungen der Entscheidungsumgebung für das menschliche Verhalten weniger gut erfassen. Beispielsweise geht die Mainstreamtheorie in der Ökonomie vom Menschenbild des Homo oeconomicus aus, wonach rationale Individuen ihren Erwartungsnutzen maximieren. Gemäß der Rational-Choice-Theorie sind Nudges wie Standards oder Vorgaben entscheidungsirrelevant: »From a rational choice perspective, however, this should have little effect because people are assumed to ignore a default if it is inconsistent with their preference« (Gigerenzer 2010: 539). Es hat sich herausgestellt, dass die Verhaltensökonomik eine bessere Beschreibung des tatsächlichen Verhaltens von Menschen darstellt und Nudges eine große praktische Relevanz haben.

Nachfolgend werden einige Nudges vorgestellt und auf ihre Relevanz für die Biodiversität eingegangen (Sunstein 2014; OECD 2017b). Dabei ist zu berücksichtigen, dass es in der Realität keine neutralen Designs gibt: Eine (aktive oder passive) Entscheidung für ein Design bedeutet die Nichtanwendung eines anderen Designs. Es ist denkbar, verschiedene Nudges in der Praxis miteinander zu kombinieren (z.B. die Kommunikation der Energieabrechnung möglichst einfach und transparent zu gestalten und darüber hinaus auf gesellschaft-

liche Vergleiche zurückzugreifen). Nudges bieten eine Chance, traditionelle Methoden der Umweltökonomik sinnvoll zu ergänzen (d.h. komplementäres Verhältnis beider Ansätze). Beispielsweise könnte Ordnungsrecht mit einem geeigneten Framing verknüpft werden.

(i) **Standards (Defaults).** Das individuelle Entscheidungsverhalten orientiert sich oftmals an gesellschaftlichen Standards/Vorgaben. Anders ausgedrückt, es wurde herausgefunden, dass Menschen eine Präferenz für den Istzustand aufweisen. Die umweltökonomische Relevanz von Standards ist vielfältig. Beispielsweise konnte gezeigt werden, dass eine Umstellung der Standardeinstellung auf doppelseitiges Drucken in Hochschulen zu Papiereinsparungen führt. Zudem sind Energieeinsparungen in Gebäuden durch eine niedrigere Basistemperatur als Standardeinstellung bei Thermostaten möglich.

(ii) **Feedbackmechanismen.** Die Transparenz der Konsequenz von Handlungen kann durch Feedbackmechanismen erhöht werden. Hierbei wird die Kopplung von Handlungen und Kenntnis über deren Auswirkungen gestärkt. Dadurch kann das Bewusstsein der Auswirkungen auf die Umwelt gefördert werden. Zu den Feedbackmechanismen zählen beispielsweise Informationen über die Temperatur und den aktuellen Wasser- und Energieverbrauch beim Duschen. Ein weiteres Beispiel ist die Angabe von Informationen über den zu erwartenden durchschnittlichen CO<sub>2</sub>-Verbrauch alternativer Verkehrsmittel. Feedback kann grundsätzlich nützlich sein, bessere Entscheidungen zu treffen. Allerdings ist zu beachten, dass zu viele Rückmeldungen auch dazu führen können, dass Menschen ihnen weniger Aufmerksamkeit zuwenden.

(iii) **Gesellschaftliche Normen und Vergleiche (Use of social Norms and Comparisons).** Durch den Rückgriff auf gesellschaftliche Normen wird betont, was viele Menschen tun oder als wünschenswert erachten. Der Hinweis auf das »gute Verhalten« von anderen Menschen wird oftmals durch einen Verweis auf relevante andere (z.B. Menschen im gleichen Wohnort) ergänzt. Gesellschaftliche Normen lassen sich beispielsweise im Flugverkehr beobachten. Es wird zunehmend darauf hingewiesen, das Flugzeug als Mittel des Transports bei Kurzstrecken zu überdenken. Ein anderes Beispiel bezieht sich auf die Kommunikation des Energieverbrauchs. Im Zuge der Novellierung der Heizkostenverordnung sind Vermieter:innen verpflichtet, monatlich über den Verbrauch für Heizung und Warmwasser zu

informieren, sofern fernablesbare Ausstattungen zur Verbrauchserfassung installiert wurden. Oftmals wird dies kombiniert mit Vergleichen: »In vergleichbaren Wohnungen liegt der durchschnittliche monatliche Verbrauch bei [##] Einheiten (## kWh).« Jedoch ist hierbei kritisch zu verfolgen, ob besonders sparsame Haushalte durch den Vergleich sich den vergleichbaren Wohnungen anpassen. Beispielsweise beschreiben Thaler & Sunstein (2008) eine Studie, in der Haushalte mit unterdurchschnittlichem Energieverbrauch ihren Energieverbrauch erhöhten, nachdem sie auf den durchschnittlichen Energieverbrauch der Haushalte in der Region hingewiesen worden waren. Thaler & Sunstein bezeichnen dies als »Boomerang Effect«. Dieser Effekt verschwindet jedoch, wenn die verbale Kommunikation um eine Wertschätzung in Form eines lachenden Smiley (»*Emotional Nudge*«) kombiniert wurde.

**(iv) Warnungen (Warnings).** Um die Aufmerksamkeit zu erhöhen, können stilistische Instrumente wie Großbuchstaben, Fettdruck, helle Farben oder auch einprägsame Bilder genutzt werden. Solche Warnungen zielen darauf ab, unrealistischen Optimismus zu begrenzen. Warnungen werden beispielsweise auf Zigarettenpackungen in Form von Schockbildern und Sprüchen genutzt. Die unmittelbare Wirksamkeit ist umstritten, da es sich beim Rauchen um ein Suchtphänomen handelt und sich Menschen zumindest teilweise an die Sprüche und Bilder gewöhnen oder gewöhnt haben. Allerdings werden hierdurch gesellschaftliche Werte kommuniziert, dass Rauchen eher negativ ist. Dies kann dazu beitragen, dass die Akzeptanz für Rauchen abnimmt. Dies kann sich wiederum positiv auf die Biodiversität auswirken, wenn der durch Rauchen entstandene Müll zurückgeht.

**(v) Vereinfachung (Increase in Ease/Convenience).** Reduzierung von Komplexität kann dazu beitragen, dass Menschen Entscheidungen treffen, die im Einklang mit mittelfristigen Interessen sind. Um ein bestimmtes Verhalten zu fördern, sollte der Zugang zu dieser Handlungsalternative so einfach wie möglich sein. Sunstein (2014) beschreibt es wie folgt: »*Resistance to change is often a product not of disagreement or of skepticism, but of perceived difficulty or of ambiguity.*« Mit anderen Worten ist Einfachheit eine wichtige Voraussetzung für die Wirksamkeit von Siegeln und Labeln. Die Kernbotschaft muss einfach kommuniziert werden. Hintergrund ist die begrenzte menschliche Aufmerksamkeit (Loewenstein & Wojtowicz 2023). Zu den Vereinfachungen zählen die Platzierung von gesunden und nachhaltigen Produkten

auf Augenhöhe in der Mensa. Ein anderes Beispiel umfasst Siegel, wie beispielsweise nachhaltigen Fisch aus Wildfang oder verantwortungsvoller Zucht (MSC, ASC).

**(vi) Framing.** Die Variation der Darstellung bzw. Präsentation eines Sachverhalts bei Gleichhaltung der Konsequenzen wird auch als Framing bezeichnet (Tversky & Kahneman 1981). Objektiv betrachtet, ändert sich durch Framing (z. B. das Glas ist halb voll oder halb leer) die Entscheidungssituation nicht. Jedoch haben vielfältige Studien gezeigt, dass die Präsentation verhaltensrelevant ist. Der Fokus der Aufmerksamkeit ist ein anderer, wenn beispielsweise bei Produktverpackungen auf den Anteil recycelten Materials und nicht auf den Anteil nicht recycelten Materials hingewiesen wird. Von großer Relevanz ist die Beschreibung von Sachverhalten als Gewinne oder Verluste. Ein zentraler Bestandteil der Prospect Theory von Kahneman & Tversky (1979) ist die stärkere mentale Gewichtung von Verlusten (in etwa doppelt so stark wie gleich große Gewinne). Daher ist es wahrscheinlich, dass Wendungen wie »Wenn Sie keine energiesparenden Methoden verwenden, verlieren Sie 350 €« unter sonst gleichen Bedingungen stärker wahrgenommen werden (und möglicherweise eine größere Handlungsrelevanz aufweisen) als Wendungen wie »Wenn Sie energiesparende Methoden verwenden, sparen Sie 350 €«.

**(vii) Änderung der physischen Umgebung.** Die physische Umgebung kann das individuelle Entscheidungsverhalten erheblich beeinflussen. Das trifft insbesondere auf Kontexte zu, in denen Entscheidungen spontan erfolgen oder auf Gewohnheiten/automatisierten Mechanismen basieren. Beispielsweise können Hinweise angebracht werden, in denen Menschen erinnert werden, die Umgebung doch bitte sauber zu halten. Des Weiteren kann die Wahl der Farbe von Recyclingbehältern entscheidungsrelevant sein. Ein weiteres Beispiel für Veränderungen der physischen Umgebung ist die Installation von automatischen (sensorgestützten) Wasserhähnen zur Eindämmung des Wasserverbrauchs.

Nudges bieten zwar Chancen, das individuelle Verhalten zielgerichtet und kostengünstig zu steuern. Allerdings gibt es auch eine Vielzahl an Studien, die keinen Effekt oder sogar nicht intendierte Effekte finden. So zählen zu den potenziellen Einschränkungen von Nudges eine mögliche Verwirrung bei der Zielgruppe, Kurzzeitigkeit der Effekte, Reaktanz, fehlende Kenntnis über adäquate Designs sowie nicht intendierte Nebeneffekte (für eine Diskussion dieser fünf Punkte siehe Sunstein 2017).

9.3.2.4 Einschätzung innerhalb des *Faktencheck-Artenvielfalt-Konsortiums*

Die Befragten gaben überwiegend an, dass die Abschaffung schädlicher Subventionen, Etablierung von Marktstandards und Zertifizierungen im Umweltbereich, produktionstechnische Innovationsentwicklung sowie Nudges biodiversitätsfördernd sind. Allerdings gehen die Befragten auch davon aus, dass der Einfluss der produktionstechnischen Innovationsentwicklung deutlich widersprüchlicher auf die Biodiversität wirkt, als es bei den anderen Instrumenten und Maßnahmen der Fall ist (Abb. 9.22).

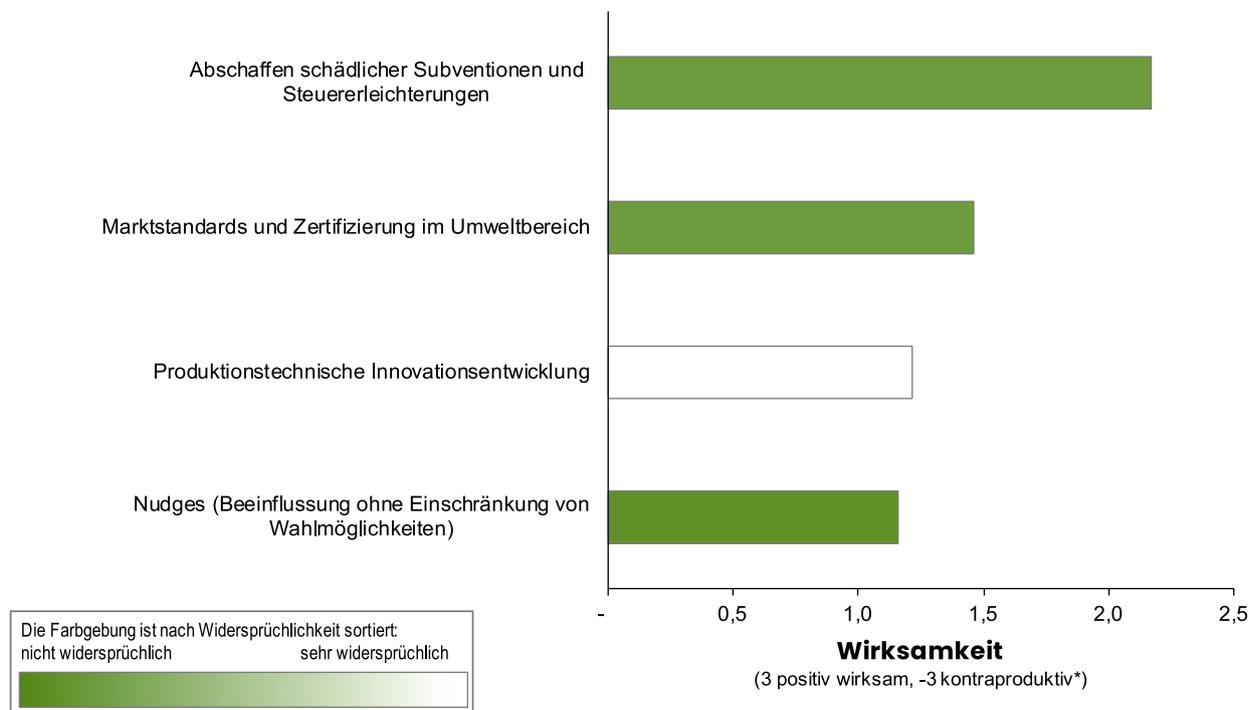
9.3.3 Gesellschaft

9.3.3.1 Bildung

Verschiedene Studien finden eine positive Korrelation zwischen Bildungsabschlüssen und Wertschätzung der Biodiversität (Gruener et al. 2024). Gemäß Naturbewusstseinsstudie 2021 (BMUV & BfN 2023) ist der wahrgenommene Kenntnisstand zu den Ursachen für den Rückgang von Insekten in der Erwachsenenbevölkerung mit niedriger Bildung stark unterrepräsentiert und bei hoher Bildung stark überrepräsentiert. Ein ähnliches Muster zeigt sich beim Einkommen: Der subjektive Kenntnisstand zu den Gründen für den Insektenrückgang ist bei einem Haushaltseinkommen bis 999 € unterrepräsentiert und bei einem Haushaltseinkommen

von 3.500 € und mehr stark überrepräsentiert. Weniger Evidenz liegt vor, ob sich auch ein kausaler Effekt zwischen Bildung und Wertschätzung für Biodiversität finden lässt. Eine bedeutsame Ausnahme stellt Meyer (2015) dar, der unter Rückgriff auf Eurobarometerumfragen (d.h. repräsentative Umfragen in den Mitgliedstaaten der EU) mithilfe quasiexperimenteller Ansätze eine positive Ursache-Wirkungs-Beziehung zwischen Bildung und umweltfreundlichem Verhalten findet. Von besonderer Relevanz sind dabei die Nutzung umweltfreundlicher Verkehrsmittel, Reduzierung von Einwegartikeln, Mülltrennung für das Recycling, Reduzierung des Energieverbrauchs, Kauf von Produkten mit Umweltlabeln, Kauf von Produkten aus der Region und Reduzierung der Autonutzung.

Abbildung 9.23 gibt einen Überblick über die relative Häufigkeit der Bildungsabschlüsse von 2010 bis 2022. Die Anzahl an Personen mit Fachhochschul-/Hochschulreife stieg von 18,3 Mio. im Jahr 2010 auf 26,1 Mio. im Jahr 2022 an. Die Akademikerquote Deutschlands nahm ebenfalls zu. Insgesamt wiesen 26 % der Bevölkerung im Jahr 2020 einen akademischen oder höheren beruflichen Abschluss auf – 5 Prozentpunkte mehr als noch im Jahr 2010 (Kulturministerkonferenz 2022). Die Anzahl an Personen, die gar keinen Bildungsabschluss aufweisen, ist in den Jahren 2010 und 2020 mit 2,9 Mio. identisch. In den Jahren 2021 (3,1 Mio.) und



**Abbildung 9.22:** Instrumente und Maßnahmen: Wirtschaft und Technologie, Befragung Bearbeitende des *Faktencheck Artenvielfalt*, 2023. Quelle: eigene Darstellung, basierend auf einer Befragung von 45 Bearbeitenden des *Faktencheck Artenvielfalt*; **Anmerkung:** \* Zur Messung der Wirksamkeit waren Werte von -3 bis +3 zulässig. Da die durchschnittliche Wirksamkeit stets größer als 0 war, beschränken wir unsere Darstellung auf diesen Wertebereich.

2022 (3,5 Mio.) nahm die Anzahl jedoch leicht zu (vgl. Destatis 2023i).

**Umweltschulen und Auszeichnungen.** Aussichtsreich scheint die Ausbildung zu Themen der Biodiversität an Schulen zu sein. Besonders interessant ist in diesem Zusammenhang die Umweltschule Hagenbeck-Schule in Berlin-Weißensee. Die Kernidee des Unterrichts besteht darin, die Fächer mit den Themen Arten und Ökosysteme zu verbinden. An der Schule befinden sich zudem vier sogenannte Erlebnisbereiche: Bauernhof (heimische Nutztiere), Vivarium (Tiere weltweit), Bauerngarten (Nutzpflanzen) sowie ein Wildbiotop (heimische Artenvielfalt). Hintergrundwissen sowie Bewusstsein für Biodiversität in jüngeren Altersstufen kann auch durch Preisausschreiben und Wettbewerbe gefördert werden. Beispielsweise haben der Berliner Zoo und der Tierpark Berlin 2023 den Biodiversitätspreis »Zurück zur Natur – junge Held\*innen gesucht!« verliehen (vgl. BMUV 2023). Zielgruppe waren Schüler:innen aus Berlin und Brandenburg der 3. bis 9. Klasse, welche aufgerufen waren, Konzepte für den Artenschutz auf Schulhöfen, Grünflächen oder für Kieze zu entwickeln. Neben einer feierlichen Verleihung waren die ersten fünf Preise mit einem Preisgeld verbunden (z. B. 5.000 € für Platz 1).

Darüber hinaus gibt es berufsbezogene Bildungsangebote. Dazu zählt der Ausbau der Naturschutzberatung

für die Landwirtschaft (BfN 2006). Solche Beratungsformen sind einerseits nützlich für die Biodiversität, bieten aber zugleich die Chance, umweltfreundliches Verhalten zu vermarkten, und liefern somit einen ökonomischen Mehrwert für Unternehmen (Naturschutz als Produktionsfaktor).

Neben den oben beschriebenen Bildungsabschlüssen und beruflichen Bildungsangeboten wird biologische Vielfalt mit Blick auf Freizeitverhalten und Gestaltung von Freizeiträumen thematisiert. Naturerleben durch Freizeitaktivitäten kann das Problembewusstsein gegenüber der Biodiversität erhöhen. Allerdings ist zu beachten, dass eine intensive Nutzung zu nicht intendierten Beeinträchtigungen der Ökosysteme führen kann (Kap. 5.5.5.1 sowie Kap. 4.3.1.2).

Nachfolgend listen wir verschiedene Formate auf, die das Potenzial aufweisen, dem Verlust der Interaktionen zwischen Mensch und Natur (*»extinction of experience«*) entgegenzuwirken. Eine stärkere Integration in das Bildungssystem bietet Chancen, das Bewusstsein für Herausforderungen und Probleme in verschiedenen Lebensräumen zu erhöhen (Kap. 3.6.2.3, 4.3.1.3, 5.5.5.1, 6.5.3.4 und 8.9.3).

### Sensibilisierung für Artenschutz durch Zoos

Zoos und Tiergärten bieten neben kommentierten Fütterungen und Informationstafeln zu den Tieren und

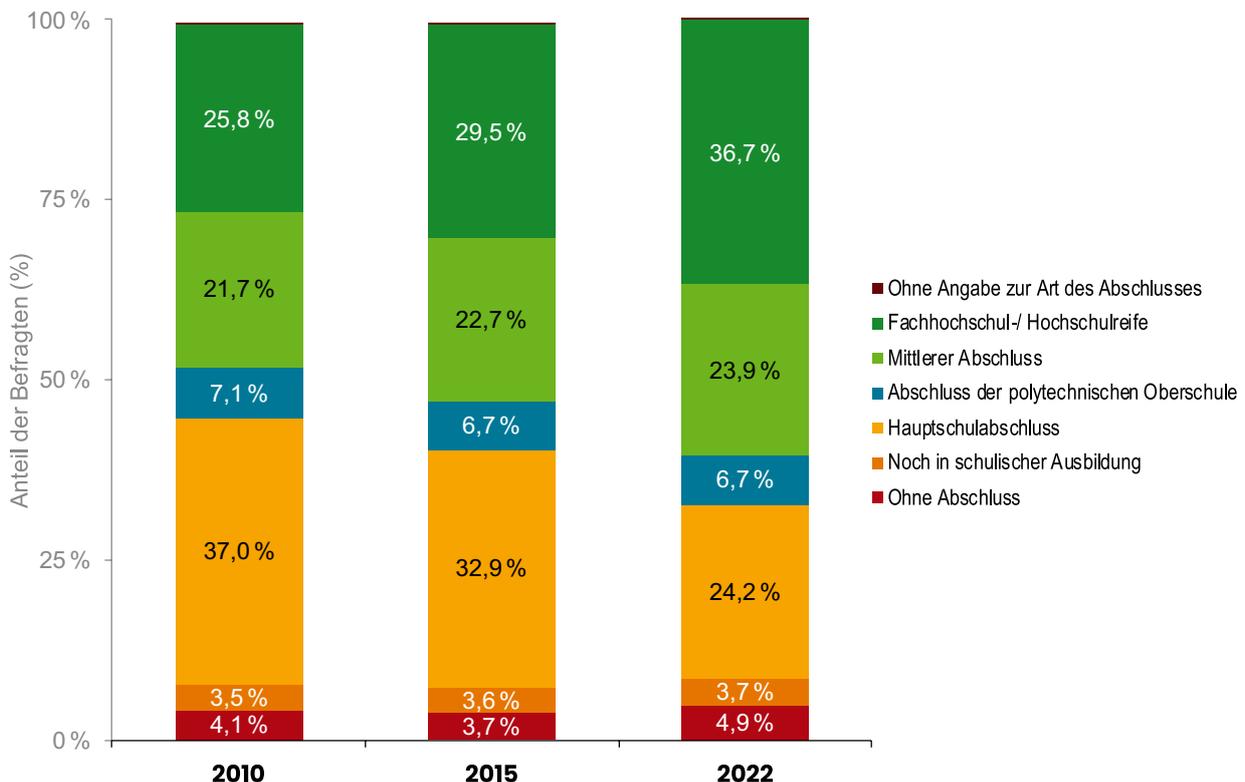


Abbildung 9.23: Bildungsabschlüsse in Deutschland 2010 bis 2022; Quelle: Destatis (2023i).

**Box 9.5:** »Artenschutz-Euro« im Zoo

Eine zunehmende Anzahl an Zoos verbindet die Kosten des Eintritts mit einem sogenannten Artenschutz-Euro. Der Zoo Leipzig, welcher den Artenschutz-Euro im Jahr 2017 eingeführt hat, nutzt beispielsweise die Einnahmen zur Unterstützung des internationalen Engagements zum Schutz bedrohter Tierarten (z.B. der Goldkopflanguren auf der Insel Cat Ba, Vietnam), aber auch zum Schutz der bedrohten Tierart Feldhamster.

Die Kommunikation des Artenschutz-Euro ist aus verhaltensökonomischer Sicht interessant. Beispielsweise heißt es auf der Webseite des Dresdner Zoos:

*»Der Artenschutzeuro ist ein freiwilliger Beitrag für den Artenschutz. Die Einnahmen kommen zu 100% Freilandprojekten zugute. Der Artenschutzeuro wird automatisch auf den Eintrittspreis aufgeschlagen. Davon ausgenommen sind Kita- und Schulgruppen. Besucher\*innen, die die-*

*sen Beitrag nicht zahlen möchten, müssen dies dem Einlasspersonal VOR DEM BEZAHLEN mitteilen. In diesem Fall wird der Artenschutzeuro von dem Eintrittspreis abgezogen. Spätere Reklamationen können nicht berücksichtigt werden.«*

<https://www.zoo-dresden.de/besuch-planen/preise/#toc-informationen>

Zunächst wird auf Standards zurückgegriffen. Sofern keine weiteren Aktionen unternommen werden, erfolgt die Zahlung des Betrags. Auf der Webseite des Zoos wird zudem auf die Relevanz von Artenschutz hingewiesen. Der aktive Vorgang, auf den Euro zu verzichten, erscheint daher wie ein Bruch von sozialen Normen. Anders ausgedrückt, es werden Instrumente des Nudgings genutzt, um die Bereitschaft der Besuchenden für den Artenschutz-Euro im Zoo zu erhöhen.

Pflanzen auch regelmäßige Informationsveranstaltungen und Thementage an (z. B. Entdeckertage Bienen & andere Wirbellose oder Artenschutztage). Aufgrund der relativ hohen Besuchendenzahlen kann davon ausgegangen werden, dass solche Informationen eine gewisse Breitenwirkung haben. Beispielsweise wurde der Zoologische Garten inkl. Aquarium in Berlin im Jahr 2021 ca. 2,3 Mio. Mal besucht (Statista 2023f). In ihrer wiederholten Befragungsstudie schlussfolgern Jensen et al. (2017), dass die Zunahme des Wissens und das Verständnis für Biodiversität aufgrund des Besuchs von Zoos und Aquarien nicht nur einen kurzfristigen, sondern auch einen längerfristigen positiven Effekt (d. h. mind. zwei Jahre) haben.

**Natur-Apps**

Mit der steigenden Leistungsfähigkeit von Mobiltelefonen hat auch das Angebot an Natur-Apps zugenommen. Der Naturschutzbund Deutschland bietet beispielsweise eine App zur Bestimmung von Vogelarten sowie Insekten an (NABU 2024). Mit dem »NABU-Siegel-Check« wird zudem die Auswahl umweltfreundlicher Lebensmittel unterstützt. Ferner informiert der NABU im Rahmen von »Naturschutz heute« über Schutzprojekte, die heimische Natur sowie über einen umweltfreundlichen Alltag. Eine offene Forschungsfrage stellen Übertragungseffekte dar. Die Entscheidung für eine Natur-App korreliert vermutlich mit einem hohen Interesse an der Biodiversität (d. h. Selbstselektion). Interessant wäre zu erfahren, inwieweit Apps durch Familien- und Freundeskreis verbreitet werden, insbesondere bei

Personen, die sich dafür (noch) nicht aktiv entschieden haben.

**Analoge Lehrpfade in natürlicher Umgebung**

Lehrpfade, beispielsweise in Wäldern, können das Wissen und das Umweltbewusstsein erhöhen. Dieser Effekt ist teilweise gespeist durch den direkten Kontakt mit der natürlichen Umgebung. Mit Blick auf botanische Gärten haben Zelenika et al. (2018) herausgefunden, dass interaktive Bildung zum Thema Nachhaltigkeit hilfreich sein kann, um individuelles Engagement im Bereich der Nachhaltigkeit zu mobilisieren.

**Kunst und Kultur**

Angeler (2016) weist darauf hin, dass interdisziplinäre Ansätze an der Schnittstelle zwischen Kunst und Wissenschaft dazu beitragen können, Bewusstsein und Verständnis für die derzeitige Krise der Biodiversität zu erhöhen. Ansätze aus Kunst und Kultur werden auch gezielt in der schulischen Ausbildung verwendet. Beispielsweise ist im Bundesland Bayern im Musikunterricht der Jahrgangsstufe 8 in den Realschulen der »Earth Song« von Michael Jackson vorgesehen (vgl. ISB Bayern 2022). Neben der kulturellen und sprachlichen Bildung ist hierbei die Bildung für nachhaltige Entwicklung (Umweltbildung, globales Lernen) ein übergreifendes Bildungs- und Erziehungsziel. Konkret heißt es im Lehrplan: »Die Schülerinnen und Schüler musizieren den »Earth Song« von Michael Jackson und diskutieren den inhaltlichen Appell zum Schutz der Umwelt und zu einem friedlichen Zusammenleben.«

Ferner können Erzählungen, Märchen und Legenden zur Wertebildung beitragen. Beispielsweise hat sich das Verhältnis der in Deutschland lebenden Bevölkerung zum Wald in der Epoche der Romantik grundlegend verändert. Malerei und Literatur aus dem 19. Jahrhundert tragen dazu bei, dass der Wald durch den Großteil der Bevölkerung als schutzwürdig und gefährdet wahrgenommen wird (Lehmann 2010; Zechner 2017).

**9.3.3.2 Einschätzung innerhalb des Faktencheck-Artenvielfalt-Konsortiums**

Die Befragten sehen für den Biodiversitätsschutz Potenzial in Instrumenten und Maßnahmen, die die Gesellschaft adressieren. Hierzu zählen insbesondere Umweltbildung zur Artenvielfalt, Wissenstransfer zwischen Praxis und Gesellschaft, Kommunikation und Information zur Artenvielfalt sowie partizipative Ansätze der Politikgestaltung. Ein geringerer, aber dennoch positiver Effekt geht der Einschätzung der Befragten zufolge von der Thematisierung von Artenvielfalt im Freizeitverhalten, in Berichten oder wissenschaftlichen Studien über Umweltkrisen und von der Thematisierung der Artenvielfalt in Kunst aus. Die Instrumente und Maßnahmen sind eher mit einer geringen Widersprüchlichkeit verbunden (Abb. 9.24).

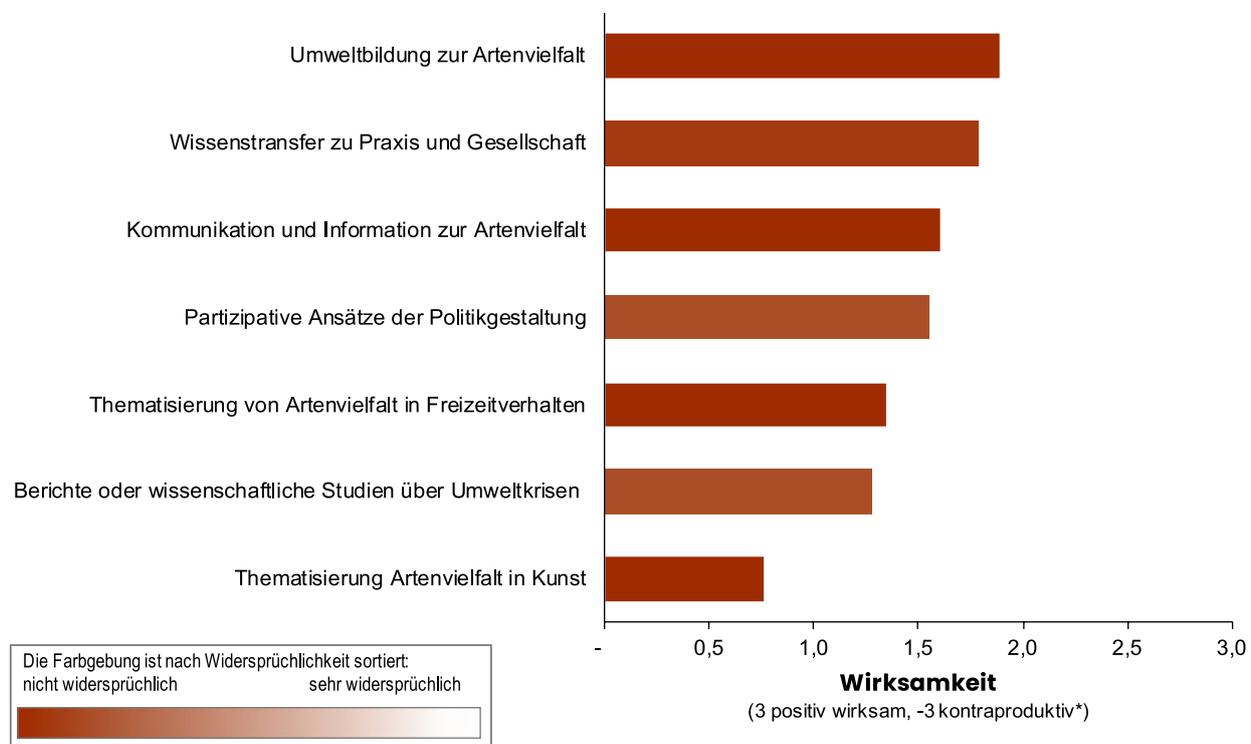
**9.4 Exkurs: Covid-19-Pandemie und Krieg in der Ukraine**

In diesem Abschnitt sollen die gesellschaftlichen Herausforderungen der Covid-19-Pandemie und des Kriegs in der Ukraine vertieft werden. Beide Krisen weisen indirekte Auswirkungen auf die Biodiversität auf bzw. beeinflussen die oben beschriebenen indirekten Treiber.

**9.4.1 Covid-19**

**Implikation 1: Zunahme Wertschätzung von Ökosystemleistungen**

Covid-19 beeinflusste die Freizeitgestaltung und den naturbasierten Tourismus (Pröbstl-Haider & Gugerell 2023). Kontaktbeschränkungen und Lockdowns erhöhten die individuelle Wertschätzung von Spaziergängen in der Natur (inkl. Bewusstsein für biologische Vielfalt) sowie Besuchen von urbanen und periurbanen Grünflächen. Gemäß Naturbewusstseinsstudie 2021 (BMUV & BfN 2023) erhöhte sich die Wertschätzung von Aufenthalt in der Natur im Zuge der Covid-19-Pandemie bei 44 % der befragten Jugendlichen und 38 % der befragten Erwachsenen. Eine Literaturlauswertung von Kleinschrot et al. (2024) zeigte jedoch, dass die Nutzung städtischer Grünflächen während der Covid-19-Pandemie an Orten mit einer strengeren Covid-19-Politik und



**Abbildung 9.24:** Instrumente und Maßnahmen: Gesellschaft, Befragung Bearbeitende des *Faktencheck Artenvielfalt*, 2023.

Quelle: eigene Darstellung, basierend auf einer Befragung von 45 Bearbeitenden des *Faktencheck Artenvielfalt*; **Anmerkung:** \*Zur Messung der Wirksamkeit waren Werte von -3 bis +3 zulässig. Da die durchschnittliche Wirksamkeit stets größer als 0 war, beschränken wir unsere Darstellung auf diesen Wertebereich.

einem niedrigeren Pro-Kopf-BIP zurückging. Die meisten Studien zeigten einen Rückgang der Nutzung städtischer Grünflächen in öffentlichen Parks, aber einen Anstieg in privaten Gärten, Wäldern und Naturgebieten.

### Implikation 2: Zunahme Problembewusstsein für Lebensmittelverschwendung

Im Rahmen einer Mehrländerstudie des Capgemini Research Institute im April und Mai 2022 wurde ein gestiegenes Problembewusstsein für Lebensmittelverschwendung festgestellt (Capgemini Research Institute 2022). Gemäß der Studie sind sich 73 % der Befragten in Deutschland der Lebensmittelverschwendung in ihrem Haushalt bewusst (vor der Pandemie waren es lediglich 34 %). Verschiedene Gründe, die im Zusammenhang mit Covid-19 stehen, sind für diese Entwicklung denkbar. Durch den begrenzten Zugang zur Gastronomie wurde verstärkt zu Hause gekocht und sich aktiv mit den Nahrungsmitteln auseinandergesetzt. Gestiegene Preise haben ebenso zu einem bewussteren Umgang mit Lebensmitteln beigetragen. Es lässt sich ferner ein gestiegenes Interesse an Themen der Nachhaltigkeit in der Gesellschaft feststellen (z. B. Kommunikation in den sozialen Medien nahm zu).

### Weitere Implikation im Überblick:

#### 1. Temporäre Erholung der Natur

Durch Covid-19 und weniger Reiseaktivitäten kam es zu einer kurzfristigen Erholung der Natur. Dazu zählen die Verbesserung der Wasserqualität von Flüssen (Chakraborty et al. 2021), Reduzierung der Lärmbelastung von Vögeln (Derryberry et al. 2020) sowie Abnahme der Lichtverschmutzung durch Lockdowns (Jechow & Höcker 2020).

#### 2. Temporäre Erhöhung der Lebensmittelverschwendung in der landwirtschaftlichen Produktion

Die Coronakrise inkl. Lockdowns führte zu einer Begrenzung der Arbeitsmigration. Die Arbeit in Schlachtbetrieben und auf Feldern (z. B. Spargel und Erdbeeren) durch Personen aus Osteuropa war aufgrund von Restriktionen in den Einreisebestimmungen und Sorgen vor dem Virus limitiert. Dies führte zu Verzögerungen in den Versorgungsketten sowie Lebensmittelverschwendung in der landwirtschaftlichen Produktion (Kalogiannidis & Melfou 2020).

#### 3. Temporäre Reduzierung der Bildung

Schließungen von Schulen und Universitäten reduzierten den Umfang von Bildung. Dies wurde teilweise kom-

### Box 9.6: Zur Relevanz von Mehrfachkrisen für die Biodiversität: Eine experimentelle Studie

In einem randomisierten kontrollierten Experiment wurde die Priorität für Biodiversität vor dem Hintergrund verschiedener Krisen (Krieg in der Ukraine und Covid-19) untersucht (Grüner et al. 2024). Die Teilnehmenden wurden in einer quotenrepräsentativen Studie für Deutschland per Zufall verschiedenen Szenarien zugeordnet, in denen die Kommunikation gesellschaftlicher Krisen systematisch variiert wurde. Die zufällige Zuordnung (auch als Randomisierung bezeichnet) ermöglicht es, kausale Beziehungen zu identifizieren. Während in der Kontrollgruppe lediglich an die Herausforderung der Biodiversität erinnert wurde, erfolgte in den anderen Szenarien zusätzlich die Kommunikation einer anderen Krise. Anschließend wurden den Teilnehmenden 100 Punkte zur Verfügung gestellt, die auf verschiedene Kategorien entsprechend der individuellen Wertschätzung aufzuteilen waren (z. B. Bildungswesen, Sicherheit und Verteidigung, Gesundheitswesen, Biodiversität). Die Zuordnung der Punkte für Biodiversität wird als Priorität für Biodiversität interpretiert. Die gewählte Methode misst die individuelle Wertschätzung unabhängig von dem vorhandenen Vermögen oder Einkommen. Die Kerneergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen: Die Erinnerung an zusätzliche Krisen führte zu einer leichten Reduzierung der Priorität für Biodiversität. Eine größere Relevanz ging allerdings von der individuellen Wertschätzung des Themas Biodiversität aus (»Das Thema Verlust der Biodiversität ist

mir wichtig«). Letzteres deutet an, dass Werte in der Gesellschaft von erheblicher Bedeutung sind. Im Rahmen der Studie konnte gefunden werden, dass die Wertschätzung des Themas Biodiversität positiv korreliert ist mit Geduld, formeller Bildung sowie Offenheit für Erfahrungen und negativ korreliert ist mit der Neigung zu politisch rechten Strömungen.

Eine zentrale Theorie in der Ökonomik (Prospect Theory, entwickelt von dem Nobelpreisträger D. Kahneman sowie A. Tversky) geht davon aus, dass Menschen Verluste stärker gewichten als gleich große Gewinne. Hieraus wurde oftmals die Empfehlung abgeleitet, negative Formulierungen zu verwenden, um eine möglichst große Verhaltenswirkung zu erzielen. In Zeiten von Mehrfachkrisen ist dies durchaus kritisch zu sehen. Eine Textanalyse des Autorenkollektivs ergab, dass Informationen über Krisen wie den Klimawandel, Krieg in der Ukraine und Covid-19 mitunter als belastend empfunden werden in der Bevölkerung. Teilweise wird daher versucht, solche Informationen zu vermeiden (sog. Information Avoidance, Sunstein 2020). Für die Biodiversität könnte es daher nützlich sein, positive Aspekte der Artenvielfalt und intakter Lebensräume (z. B. Gesundheit, Erholung oder auch die wirtschaftlichen Vorteile naturbasierter Lösungen) in den Vordergrund zu stellen (d. h. entgegen der Prospect Theory auf negative Framings zu verzichten) und so menschliche Aufmerksamkeit zu gewinnen.

persiert durch internetbasierte Bildungsformen. Aufgrund des positiven Zusammenhangs zwischen Bildung und Wertschätzung von Biodiversität (Kap. 9.3.3) kann davon ausgegangen werden, dass die Reduzierung von Bildung sich nachteilig auf die Biodiversität auswirkt.

#### 4. Temporärer Anstieg der Nachfrage nach Holz für private Bautätigkeiten

Homeoffice, Reisebeschränkungen und andere Restriktionen erhöhten die Nachfrage nach Holz für Bau- und Renovierungstätigkeiten (Kap. 4.5.3.1). Dies führte wiederum zu einer Übernutzung und Belastung von Waldökosystemen.

### 9.4.2 Krieg in der Ukraine

#### Implikation 1: Diskussion über den Umgang mit Brachflächen

Brachflächen sind für die Biodiversität von erheblicher Bedeutung. Dennoch lässt sich beobachten, dass der Anteil an Brachfläche an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche, verglichen mit dem Zeitraum 1991–2005, gering ausfällt. Beispielsweise betrug der Anteil der brachliegenden Fläche im Jahr 1994 noch 12,2 %, im Jahr 2021 dagegen lediglich 3,1 % (Destatis 2005–2021). Im Zuge des Kriegs in der Ukraine gab es intensive Diskussionen über den Umgang mit Brachflächen (Lakner 2023). Die Brachen spielen inzwischen eine wichtige Rolle für den Erhalt der biologischen Vielfalt im Agrar- und Offenland (vgl. Literatur dazu im Kap. 3.5.3).

Gleichwohl kam es in der Folge des Ukrainekriegs zu einer verstärkten Knappheit an den internationalen Agrarmärkten und einem starken Preisanstieg (dazu Lakner et al. 2022). Es entspann sich eine Diskussion, ob die Welternährungslage eine Nutzung der europäischen Brachflächen erfordere. Hierzu gab es unterschiedliche Positionen. So forderte der Bauern- und Winzerverband Rheinland-Nassau unter Verweis auf die kriegsbedingten Preisanstiege und damit verbundenen Konsequenzen für die Welternährung die Freigabe von brachliegenden Ackerflächen (neben der Futternutzung auch) zur Produktion von Nahrungsmitteln (SWR 2022). In Deutschland erfolgte die Freigabe von ökologischen Vorrangflächen für Futternutzung, jedoch nicht für die Lebensmittelproduktion (Lehmann 2022). NABU-Präsident Jörg-Andreas Krüger äußert sich hierzu wie folgt:

»Die Entscheidung des Bundesrates, ökologische Vorrangflächen nicht für die Produktion von Lebensmitteln zu nutzen, ist richtig und wichtig. Diese Flächen sind Grundlage für die Wiederherstellung der Artenvielfalt und des natürlichen Kli-

maschutzes. Sie müssen in den kommenden Jahren sogar von derzeit ein bis zwei Prozent auf bis zu zehn Prozent anwachsen, um mit gesunden Ökosystemen weiterhin Lebensmittel produzieren zu können. Die gegenwärtige Diskussion zeigt eindrucksvoll, wie wichtig es ist, die Flächennutzung stärker zu betrachten. Solange wir einen Großteil der zur Verfügung stehenden Ackerfläche nutzen, um Agro-Energie oder Futtermittel zu produzieren, läuft grundsätzlich etwas falsch« (NABU 2022).

Auch aus der Wissenschaft gab es eine Positionierung für eine weitere Förderung von Brachen. Bei einer Bundestagsanhörung sprachen sich die drei Vertreter der Agrarwissenschaften in der Tendenz für eine weitere Förderung von Brachen aus. Die Bedeutung des Potenzials für die Welternährung wurde als wenig bedeutend beschrieben (Deutscher Bundestag 2022).

Dieser Streit endete im August 2022 in einem Kompromiss, in dem das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft die Verpflichtung ab 2023, 4 % der Ackerfläche als »nicht produktive Fläche« (d. h. Brache) bereitzustellen, aussetzte und nur die bereits bis 2021 angelegten Brachen geschützt wurden (BMEL 2022). Es lässt sich zusammenfassen, dass im Zuge des Kriegs in der Ukraine die Biodiversität negativ durch die Reduzierung von Brachflächen betroffen ist.

#### Implikation 2: Preissteigerungen – Wertschätzung von Ressourcen sowie Verschiebung von Instrumenten/Maßnahmen

Durch den Krieg in der Ukraine kam es zu Versorgungsschwierigkeiten (z. B. Verfügbarkeit von Düngemitteln; vgl. Kap. 3.5.3) sowie Preissteigerungen (z. B. aufgrund der Verknappung der Getreideexporte aus der Ukraine). Die mit dem Krieg verbundene Versorgungunsicherheit wurde als Begründung für die EU-Notfallverordnung zum beschleunigten Ausbau erneuerbarer Energien herangezogen, welche u. a. verringerte Naturschutzauflagen beinhaltet (d. h. indirekt neue Zielkonflikte mit dem Biodiversitätsschutz aufgrund des kriegsbedingten politischen Umdenkens). Gestiegene Lebenshaltungskosten können zu einer zunehmenden Wertschätzung der Natur und Ressourcen führen, da sichtbar ist, dass Ressourcen nicht unbegrenzt zur Verfügung stehen. Allerdings stellen gemäß Statista (2023 g) steigende Lebenshaltungskosten einen bedeutsamen Treiber für Ängste in Deutschland dar. Aufgrund finanzieller Engpässe kann auch eine Abkehr von einer nachhaltigen Lebensmittelproduktion erfolgen. Letzteres ist jedoch zum Zeitpunkt der Bearbeitung des Kapitels

unzureichend erforscht. Die Preissteigerungen führten aber auch dazu, dass der Wegfall der Steuerfreiheit von Schiffsdiesel in der Fischerei nicht wie geplant zwischen 2022 und 2024 erfolgt(e), sondern vorerst verschoben wurde (Kap. 6.5.3.1). Dies reduziert die Kosten in der Fischerei und ermöglicht es, unter gleichen Umständen höhere Fangquoten zu realisieren.

### **Implikation 3: Gestiegene Nachfrage nach Wohnungen**

Migration und Flucht können Einfluss auf das Stadtwachstum haben (Spiegel 2023). Insbesondere kann die prognostizierte Nachfrage nach Wohnraum unerwar-

tet ansteigen. Es greift jedoch zu kurz, ein mögliches Wachstum der Bevölkerung bzw. die Nachfrage nach Wohnungen automatisch mit negativen Effekten für die Biodiversität gleichzusetzen. Wie bereits in Kapitel 9.2.3 angedeutet, würde so eine Argumentation unzutreffend von Komplexität abstrahieren. An dieser Stelle soll nur ein Gegenbeispiel genannt werden: Migration kann auch die kulturelle Vielfalt in einem Land erhöhen. Beispielsweise hat die Imkerei in der Ukraine eine große Bedeutung (Deutsches Bienen-Journal 2023). Eine hohe Wertschätzung von Bienen in der Gesellschaft kann sich wiederum positiv auf die Biodiversität in Deutschland auswirken.

## Literaturverzeichnis

- AEE (2024): Grafik-Dossier. Der Strommix in Deutschland 2018–2022. <https://www.unendlich-viel-energie.de/media-thek/grafiken/grafik-dossier-strommix-2015-2022> (aufgerufen am 07.02.2024)
- Allcott H. & Gentzkow M. (2017): Social Media and Fake News in the 2016 Election. *Journal of Economic Perspectives* 31 (2): 211–236. DOI: <http://dx.doi.org/10.1257/jep.31.2.211>
- Angeler, D. G. (2016): Viewing biodiversity through the lens of science ...and art!. *SpringerPlus* 5: 1174. <https://doi.org/10.1186/s40064-016-2831-z>
- Basso B. (2021): Precision conservation for a changing climate. *Nature Food* 2 (5): 322–323. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/s43016-021-00283-z>
- BBSR (2020). Wohnungs- und Immobilienmärkte in Deutschland 2020. Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung. <https://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/veroeffentlichungen/sonderveroeffentlichungen/2021/wim-2020.html>
- Behnisch M., Kretschmer O. & Meinel G. (Hrsg.) (2018): Flächeninanspruchnahme in Deutschland. Auf dem Wege zu einem besseren Verständnis der Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung. Springer Spektrum. Berlin/Heidelberg. 277 S.
- Bennun L., Van Bochove J.-W., Ng C., Fletcher C., Wilson D., Phair N. & Carbone G. (2021): Mitigating biodiversity impacts associated with solar and wind energy development: guidelines for project developers. IUCN, International Union for Conservation of Nature & The Biodiversity Consultancy. Gland/Cambridge
- Bergen N. & Labonté R. (2020): »Everything Is Perfect, and We Have No Problems«: Detecting and Limiting Social Desirability Bias in Qualitative Research. *Qualitative Health Research* 30 (5): 783–792. DOI: <https://doi.org/10.1177/1049732319889354>
- BirdLife (2022). CAP Strategic Plans – are they likely to deliver on given promises? Policy briefing
- BfN (nd): [https://www.bfn.de/sites/default/files/BfN/planung/siedlung/Dokumente/dopi\\_brosch.pdf](https://www.bfn.de/sites/default/files/BfN/planung/siedlung/Dokumente/dopi_brosch.pdf)
- BfN (2006): Naturschutzberatung für die Landwirtschaft. Einführende Beratermaterialien. Bonn. <https://www.bfn.de/publikationen/bfn-schriften/bfn-schriften-162-naturschutzberatung-fuer-die-landwirtschaft> (letzter Abruf am 30.11.2023)
- BfN (2010): Natura 2000 Edelsteine der Natur. Bonn-Bad Godesberg
- BfN (2018): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. Landwirtschaftsverlag, Münster
- BfN (2023a): Naturkapital Deutschland. TEEB DE. <https://www.bfn.de/naturkapital-deutschland-teeb-de> (aufgerufen am 18.01.2024)
- BfN (2023b): Gesellschaftliches Bewusstsein für biologische Vielfalt. Vergleich des bisherigen und neuen Monitoring-Instruments der nationalen Biodiversitätsstrategie. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. <https://www.bfn.de/publikationen/bfn-schriften/bfn-schriften-673-gesellschaftliches-bewusstsein-fuer-biologische>. DOI 10.19217/skr673
- BfN (2024a): Naturbewusstsein. <https://www.bfn.de/naturbewusstsein/> (aufgerufen am 14.02.2024)
- BfN (2024b): Schutz der Störe. <https://www.bfn.de/schutz-der-stoere> (aufgerufen am 15.02.2024)
- Bidaud C., Méral P., Andriamahefazafy F., Serpantié G., Cahen-Fourot L. & Toillier A. (2013): Institutional and Historical Analysis of Payments for Ecosystem Services in Madagascar. In: R. Muradian & L. Rival (Hrsg.): *Governing the Provision of Ecosystem Services. Studies in Ecological Economics*. Springer Netherlands. Dordrecht: 207–233
- BLE (2021): 57,3 Kilogramm Fleisch pro Person. Verzehr sinkt weiter. [https://www.ble.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/DE/2021/210322\\_Fleisch.html](https://www.ble.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/DE/2021/210322_Fleisch.html) (aufgerufen am 24.02.2024)
- BLE (2022): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2021. [https://www.ble.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/DE/2022/220210\\_StatistischesJahrbuch.html](https://www.ble.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/DE/2022/220210_StatistischesJahrbuch.html) (aufgerufen am 23.02.2024)
- BLE (2023): Wie viel Fleisch essen die Deutschen pro Jahr? [https://www.ble.de/SharedDocs/Downloads/DE/BZL/Informationsgrafiken/230403\\_Fleischbilanz.jpg?\\_\\_blob=publicationFile&v=2](https://www.ble.de/SharedDocs/Downloads/DE/BZL/Informationsgrafiken/230403_Fleischbilanz.jpg?__blob=publicationFile&v=2) (aufgerufen am 24.02.2024)
- BMEL (2001): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2001, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hg.), Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup
- BMEL (2005): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2005, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hg.), Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup
- BMEL (2011): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup
- BMEL 2019: Agrarbericht 2019; Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Berlin
- BMEL (2021): Waldstrategie 2050. [https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/Waldstrategie2050.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=6](https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/Waldstrategie2050.pdf?__blob=publicationFile&v=6) (aufgerufen am 24.02.2024)
- BMEL (2022a): Förderung in Natura 2000 Gebieten. Öffentliche Beihilfen für Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen 2014–2021 (kumulativ), Datensatz LET-0106010-2020 des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL); Berlin. <https://bit.ly/44IuWp> (aufgerufen am 24.02.2024)
- BMEL (2022b): Den Wandel gestalten! Zusammenfassung zum GAP-Strategieplan 2023–2027 (Stand: 21. Februar 2022), Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin
- BMEL (2022c): Özdemir: Kompromiss zugunsten der Ernährungssicherung. <https://www.bmel.de/SharedDocs/Presse->

- mitteilungen/DE/2022/110-kompromiss-gloez.html (aufgerufen am 24.02.2024)
- BMEL (2023a): Waldböden. <https://www.bmel.de/DE/themen/landwirtschaft/pflanzenbau/bodenschutz/bodenwald.html> (aufgerufen am 24.02.2024)
- BMEL (2023b): EU-Nitratrichtlinie: Vertragsverletzungsverfahren eingestellt – hohe Strafzahlungen abgewendet. <https://www.bmel.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/DE/2023/071-eu-nitratrichtlinie.html> (aufgerufen am 24.02.2024)
- BMEL (2023c): Versorgungsbilanzen Getreide. BMEL-Statistik. <https://www.bmel-statistik.de/ernaehrung/versorgungsbilanzen/getreide> (aufgerufen am 23.02.2024)
- BMEL (2023d): Förderung in Natura-2000-Gebieten. Öffentliche Beihilfen für Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen 2014–2022 (kumulativ). (Datensatz LET-0106010), Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin. <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/0106010-2022.xlsx> (aufgerufen am 24.02.2024)
- BMU & BfN (2020): Die Lage der Natur in Deutschland. Ergebnisse von EU-Vogelschutz- und FFH-Bericht. [https://www.bmu.de/fileadmin/Daten\\_BMU/Download\\_PDF/Naturschutz/bericht\\_lage\\_natur\\_2020\\_bf.pdf](https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/bericht_lage_natur_2020_bf.pdf) (aufgerufen am 24.02.2024)
- BMU & BMEL (2020): Nitratbericht 2020. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit sowie für Ernährung und Landwirtschaft. Bonn. [https://www.bmu.de/fileadmin/Daten\\_BMU/Download\\_PDF/Binnengewasser/nitratbericht\\_2020\\_bf.pdf](https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewasser/nitratbericht_2020_bf.pdf) (aufgerufen am 24.02.2024)
- BMUV & BfN (2023): Naturbewusstseinsstudie 2021. Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt. Bonn. <https://www.bfn.de/publikationen/broschuere/naturbewusstseinsstudie-2021> (aufgerufen am 24.02.2024)
- BMUV (2023): Grußwort anlässlich der Verleihung des Biodiversitätspreises »Zurück zur Natur – junge Held\*innen gesucht!«. <https://www.bmu.de/RE10658> (aufgerufen am 21.02.2024)
- bpb (2024): Ausgewählte Leistungsbilanzen. <https://www.bpb.de/kurz-knapp/zahlen-und-fakten/globalisierung/52571/ausgewaehlte-leistungsbilanzen/#:~:text=Den%20Leistungsbilanzdefiziten%20stehen%20hohe%20Leistungsbilanz%20%BCbersch%20%BCsse,US%20Dollar%20pro%20Jahr>
- Borrass, L., Sotirov M. & Winkel G. (2015): Policy change and Europeanization: Implementing the European Union's Habitats Directive in Germany and the United Kingdom. *Environmental Politics* 24(5): 788–809
- Buchholz W. & Sandler T. (2021): Global Public Goods: A Survey. *Journal of Economic Literature* 59 (2): 488–545. DOI: <https://doi.org/10.1257/jel.20191546>
- Busch, M., J. Katzenberger, S. Trautmann, B. Gerlach, R. Dröschmeister & Sudfeldt C. (2020): Drivers of population change in common farmland birds in Germany, *Bird Conservation* 30 (3): 335–354, DOI: <https://doi.org/10.1017/S0959270919000480>
- Capgemini Research Institute (2022): Reflect, Rethink, Reconsider: Why food waste is everybody's problem. <https://www.capgemini.com/de-de/wp-content/uploads/sites/5/2022/06/Final-Web-Version-Food-Waste.pdf> (aufgerufen am 21.02.2024)
- Carstensen J., Henriksen O. D. & Teilmann J. (2006): Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). *Marine Ecology Progress Series* 321: 295–308. DOI: <http://dx.doi.org/10.3354/meps321295>
- Cazzolla Gatti R., Zannini P., Piovesan G., Alessi N., Basset A., Beierkuhnlein C., Di Musciano M., Field R., Halley J. M., Hoffmann S., Iaria J., Kallimanis A., Lövei G. L., Morera A., Provenzale A. et al. (2023): Analysing the distribution of strictly protected areas toward the EU2030 target. *Biodiversity and Conservation* 32: 3157–3174. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02644-5>
- CBD (2020): Convention on Biological Diversity. Aichi Biodiversity Targets: Germany – National Targets. <https://www.cbd.int/countries/targets/?country=de> (aufgerufen am 21.02.2024)
- CBD (2022): Final text of Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework available in all languages. <https://www.cbd.int/article/cop15-final-text-kunming-montreal-gbf-221222> (aufgerufen am 21.02.2024)
- cdcr (Center for Democratic and Environmental Rights) (2024): Rights of Nature Law Library. <https://www.centerforenvironmentalrights.org/rights-of-nature-law-library> (aufgerufen am 21.02.2024)
- Chakraborty B., Bera B., Adhikary P. P., Bhattacharjee S., Roy S., Saha S., Ghosh A., Sengupta D. & Shit P. K. (2021): Positive effects of COVID-19 lockdown on river water quality: evidence from River Damodar, India. *Scientific Reports* 11 (1): 20140. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-99689-9>
- Chapron G., Epstein Y. & López-Bao J. V. (2019): A rights revolution for nature. *Science* 363 (6434): 1392–1393. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aav5601>
- Clark C. W., Munro G. R. & Sumaila U. R. (2005): Subsidies, buybacks, and sustainable fisheries. *Journal of Environmental Economics and Management* 50 (1): 47–58. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2004.11.002>
- Coscieme L., Mortensen L. F. & Donohue I. (2021): Enhance environmental policy coherence to meet the Sustainable Development Goals. *Journal of Cleaner Production* 296: 126502. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126502>
- Curd, M. & Cover, J. A. (1998): *Philosophy of Science: The Central Issues*. Norton. <https://philpapers.org/rec/CURPOS> (aufgerufen am 21.02.2024)
- De La Vega-Leinert A. C., Stoll-Kleemann, S. & Wegener E. (2018): Managed Realignment (MR) along the Eastern German Baltic Sea: A Catalyst for Conflict or for a Coastal Zone Management Consensus. *Journal of Coastal Research* 34 (3): 586. DOI: [10.2112/JCOASTRES-D-15-00217.1](https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-15-00217.1)
- Della Vigna S. & Linos E. (2022): RCTs to Scale: Comprehensive Evidence From Two Nudge Units. *Econometrica* 90 (1): 81–116. DOI: <https://doi.org/10.3982/ECTA18709>
- Derryberry E. P., Phillips J. N., Derryberry G. E., Blum M. J. & Luther D. (2020): Singing in a silent spring: Birds respond to a half-century soundscape reversion during the COVID-19 shutdown. *Science* 370 (6516): 575–579. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.abd5777>

- Destatis (2005–2021): Fachserie 3.1.2 (2005–2021). Statistisches Bundesamt. [https://www.statistischebibliothek.de/mir/receive/DESerie\\_mods\\_00000307](https://www.statistischebibliothek.de/mir/receive/DESerie_mods_00000307) (aufgerufen am 21.02.2024)
- Destatis (2022a): 2021 wurde 25 % weniger Plastikmüll exportiert als im Vorjahr. Statistisches Bundesamt. [https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2022/06/PD22\\_N035\\_51.html](https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2022/06/PD22_N035_51.html) (aufgerufen am 24.02.2024)
- Destatis (2022b): Stromerzeugung 2021: Anteil konventioneller Energieträger deutlich gestiegen. [https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2022/03/PD22\\_116\\_43312.html](https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2022/03/PD22_116_43312.html) (aufgerufen am 23.02.2024)
- Destatis (2023a): Fachserie 3 – Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Statistisches Bundesamt. [https://www.destatis.de/DE/Service/Bibliothek/\\_publikationen-fachserienliste-3.html](https://www.destatis.de/DE/Service/Bibliothek/_publikationen-fachserienliste-3.html) (aufgerufen am 23.02.2024)
- Destatis (2023b): Seit 1950 wurden in der Bundesrepublik Deutschland durchschnittlich 405 000 neue Wohnungen pro Jahr fertiggestellt. Statistisches Bundesamt. [https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2023/06/PD23\\_N041\\_31.html](https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2023/06/PD23_N041_31.html) (aufgerufen am 23.02.2024)
- Destatis (2023c): 0,6 % mehr neue Wohnungen im Jahr. Statistisches Bundesamt. 2022. [https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2023/05/PD23\\_199\\_31121.html](https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2023/05/PD23_199_31121.html) (aufgerufen am 23.02.2024)
- Destatis (2023d): Erläuterungen zum Indikator »Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche«. Nachhaltigkeitsindikator über die Inanspruchnahme zusätzlicher Flächen für Siedlungs- und Verkehrszwecke. Statistisches Bundesamt. Wiesbaden
- Destatis (2023e): Bevölkerung im Jahr 2022 auf 84,3 Millionen gewachsen. Statistisches Bundesamt. [https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2023/01/PD23\\_026\\_124.html](https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2023/01/PD23_026_124.html) (aufgerufen am 23.02.2024)
- Destatis (2023f): Demografischer Wandel. Anteil der Bevölkerung ab 65 Jahren von 1950 bis 2021 von 10 % auf 22 % gestiegen. Statistisches Bundesamt. [https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2023/06/PD22\\_N033\\_12.html](https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2023/06/PD22_N033_12.html) (aufgerufen am 23.02.2024)
- Destatis (2023 g): Anteil der Einpersonenhaushalte 2022 mit 41 % mehr als doppelt so hoch wie 1950. Statistisches Bundesamt. [https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2023/06/PD23\\_N037\\_12\\_63.html](https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2023/06/PD23_N037_12_63.html) (aufgerufen am 23.02.2024)
- Destatis (2023h): Bevölkerung: Deutschland, Stichtag, Altersjahre. Statistisches Bundesamt. <https://www-genesis.destatis.de/genesis//online?operation=table&code=12411-0005&byypass=true&levelindex=0&levelid=1709130041649#abreadcrumb> (aufgerufen am 23.02.2024)
- Destatis (2023i): Bildungsindikatoren. Statistisches Bundesamt. [https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Bildung-Forschung-Kultur/Bildungsindikatoren/\\_inhalt.html](https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Bildung-Forschung-Kultur/Bildungsindikatoren/_inhalt.html) (aufgerufen am 24.02.2024)
- Destatis (2024a): Bruttoinlandsprodukt von 1950 bis 2022 im Durchschnitt 3,1 % pro Jahr gewachsen. [https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2023/06/PD23\\_N032\\_81.html](https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2023/06/PD23_N032_81.html) (aufgerufen am 23.02.2024)
- Destatis (2024b): Konsumausgaben privater Haushalte im Inland nach Verwendungszweck. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Wirtschaft/Volkswirtschaftliche-Gesamtrechnungen-Inlandsprodukt/Tabellen/lrvgr01.html> (aufgerufen am 23.02.2024)
- Destatis (2024c): Erwerbstätige im Inland nach Wirtschaftssektoren. Statistisches Bundesamt. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Wirtschaft/Konjunkturindikatoren/Lange-Reihen/Arbeitsmarkt/lrerw13a.html> (aufgerufen am 23.02.2024)
- Deutscher Bundestag (2022): Anhörung des Bundestagsausschusses zur Sicherung der weltweiten Nahrungsmittelversorgung vom 16.05.2022. [https://www.bundestag.de/ausschuesse/a10\\_ernaehrung\\_landwirtschaft/anhoeerungen/893932-893932](https://www.bundestag.de/ausschuesse/a10_ernaehrung_landwirtschaft/anhoeerungen/893932-893932) (aufgerufen am 22.02.2024)
- Deutsches Bienen-Journal (2023): Die Ukraine. Krieg im Honigland. <https://www.bienenjournal.de/news/meldungen/die-ukraine-krieg-im-honigland/> (aufgerufen am 22.02.2024)
- Dhami S., (2016): The foundations of behavioural economic analysis. Oxford University Press, Oxford
- Dieter, M., Weimar H., Iost S., Englert H., Fischer R., Günter S., Morland C., Roering H.-W., Schier F., Seintsch B., Schweinle J. & Zhunusova E. (2020): Abschätzung möglicher Verlagerungseffekte durch Umsetzung der EU-KOM. Vorschläge zur EU-Biodiversitätsstrategie auf Forstwirtschaft und Wälder in Drittstaaten. Thünen Working Paper DNR & UfU (2018): Das Umweltrechtsbehelfsgesetz 2017. Die wichtigsten Änderungen. [https://www.dnr.de/sites/default/files/Positionen/2018\\_07\\_Steckbrief\\_UmwRG\\_UfU.pdf](https://www.dnr.de/sites/default/files/Positionen/2018_07_Steckbrief_UmwRG_UfU.pdf) (aufgerufen am 22.02.2024)
- Drechsler M. & Wätzold F. (2020): Biodiversity conservation in a dynamic world may lead to inefficiencies due to lock-in effects and path dependence. *Ecological Economics* 173: 106652. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106652>
- ECA (2017): Die Ökologisierung. Eine komplexere Regelung zur Einkommensstützung, die noch nicht ökologisch wirksam ist. European Court of Auditors (ECA). Luxemburg. [https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR17\\_21/SR\\_GREENING\\_DE.pdf](https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR17_21/SR_GREENING_DE.pdf) (aufgerufen am 22.02.2024)
- ECA (2020): Biodiversität landwirtschaftlicher Nutzflächen. Der Beitrag der GAP hat den Rückgang nicht gestoppt. European Court of Auditors. Luxemburg. [https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR20\\_13/SR\\_Biodiversity\\_on\\_farmland\\_DE.pdf](https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR20_13/SR_Biodiversity_on_farmland_DE.pdf) (aufgerufen am 22.02.2024)
- Editorial Nature Food (2021): True cost accounting of food. *Nature Food* 2 (9): 629. DOI: <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00379-6>
- EEA (2020): State of nature in the EU Results from reporting under the nature directives 2013–2018, Report No 10/2020, European Environmental Agency (EEA), Brussels. [https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-nature-in-the-eu-2020/at\\_download/file](https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-nature-in-the-eu-2020/at_download/file) (aufgerufen am 22.02.2024)
- EU-Kommission (2017): Factsheet: 2014–20 on the national/regional framework for the rural development programmes. EU-Kommission, Brüssel. [https://agriculture.ec.europa.eu/common-agricultural-policy/rural-development/country/germany\\_en](https://agriculture.ec.europa.eu/common-agricultural-policy/rural-development/country/germany_en) (aufgerufen am 17.07.2024)
- EU-Kommission (2019): Mythos: »Die EU senkt unsere hohen deutschen Umweltstandards ab«. <https://germany.repre->

- sentation.ec.europa.eu/news/mythos-die-eu-senkt-unsere-hohen-deutschen-umweltstandards-ab-2019-04-25\_de (aufgerufen am 22.02.2024)
- EU-Kommission (2020): EU-Biodiversitätsstrategie für 2030. Mehr Raum für die Natur in unserem Leben, Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen, EU-Kommission, Brüssel
- EU-Kommission (2021): Naturschutz. Unzureichender Schutz von blütenreichen Wiesen in Natura-2000-Gebieten. Kommission verklagt Deutschland vor dem Gerichtshof der Europäischen Union. [https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/ip\\_21\\_6263](https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/ip_21_6263) (aufgerufen am 06.02.2024)
- EU-Kommission (2022): Draft General Budget of the European Union for the Financial Year 2023, Brüssel
- EU-Kommission (2023): Nitratrichtlinie. Kommission schließt Verfahren gegen Deutschland. [https://germany.representation.ec.europa.eu/news/nitratrichtlinie-kommission-schliesst-verfahren-gegen-deutschland-2023-06-01\\_de](https://germany.representation.ec.europa.eu/news/nitratrichtlinie-kommission-schliesst-verfahren-gegen-deutschland-2023-06-01_de) (aufgerufen am 12.02.2024)
- Europäischer Rat (2024): Fangmöglichkeiten in der EU. <https://www.consilium.europa.eu/de/policies/eu-fish-stocks/tacs-and-fishing-opportunities/> (aufgerufen am 07.02.2024)
- Fabel, M., Flückiger, M., Ludwig, M., Waldinger, M., Wichert, S. & Rainer, H. (2022): The Power of Youth: Did the »Fridays for Future« Climate Movement Trickle-Up to Influence Voters, Politicians, and the Media? CESifo Working Paper No. 9742, Available at SSRN: <https://ssrn.com/abstract=4106055> or <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4106055>
- Fennel, R. (1997): The Common Agricultural Policy Continuity and Change, Clarendon Press, Oxford
- Fischer-Hüftle, P. (2021): Projektbegriff, Verträglichkeitsprüfung, Öffentlichkeitsbeteiligung und Vereinsklagerecht bei der Waldbewirtschaftung in Natura-2000-Gebieten. *Zeitschrift für Europäisches Umwelt- und Planungsrecht* 19 (1): 42–52
- Förster J., Schmidt S., Bartkowski B., Lienhoop N., Albert C. & Wittmer H. (2019): Incorporating environmental costs of ecosystem service loss in political decision making: A synthesis of monetary values for Germany. *PLOS One* 14 (2): e0211419. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211419>
- Fraunhofer Institute for Solar Energy Systems ISE (2024): Gesamte Nettostromerzeugung in Deutschland Energietisch korrigierte Werte. <https://energy-charts.info/charts/energy/chart.htm?l=de&c=DE&chartColumnSorting=default&interval=year&year=-1&source=total> (aufgerufen am 19.02.2024)
- Gentzkow M., Kelly B. & Taddy M. (2019): Text as Data. *Journal of Economic Literature* 57 (3): 535–574. DOI: <https://doi.org/10.1257/jel.20181020>
- Giannetti B. F., Agostinho F., Almeida C. M. V. B. & Huisingsh D. (2015): A review of limitations of GDP and alternative indices to monitor human wellbeing and to manage ecosystem functionality. *Journal of Cleaner Production* 87 (1): 11–25. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.10.051>
- Gigerenzer G. (2010): Moral Satisficing: Rethinking Moral Behavior as Bounded Rationality. *Topics in Cognitive Science* 2 (3): 528–554. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1756-8765.2010.01094.x>
- Giglio S., Kuchler T., Stroebel J. & Zeng X. (2023): Biodiversity Risk. National Bureau of Economic Research Inc. <https://www.nber.org/papers/w31137> (aufgerufen am 19.02.2024)
- Global Footprint Network (2021): Datenbank globaler Fußabdruck von 177 Nationen. York University. <https://footprint.info.yorku.ca/data/> (aufgerufen am 23.02.2024)
- Graaf L., Frank L., Jacob K., Meyer-Ohlendorf L., Schrode A., Fesenfeld L., Schmidt N., Rinscheid A. & Späth P. (2021): Transformationsorientierte Umweltpolitik für einen sozial-ökologischen Wandel des Ernährungssystems in Deutschland. Umweltbundesamt
- Grass I., Kubitzka C., Krishna V. V., Corre M. D., Mußhoff O., Pütz P., Drescher J., Rembold K., Ariyanti E. S., Barnes A. D., Brinkmann N., Brose U., Brümmer B., Buchori D., Daniel R. et al. (2020): Trade-offs between multifunctionality and profit in tropical smallholder landscapes. *Nature Communications* 11 (1): 1186. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15013-5>
- Grieger H. (2023): Sojabohnen aus Deutschland. Lebensmittel und hochwertiges Eiweißfutter. top agrar online. <https://www.topagrar.com/panorama/news/sojabohnen-aus-deutschland-ein-hochwertiges-eiweissfutter-und-vielmehr-13368770.html> (aufgerufen am 15.02.2024)
- Grüner S. (2021): Identifying and Debunking Environmentally-Related False News Stories – An Experimental Investigation. *German Journal of Agricultural Economics* 70 (4): 265–286. DOI: <https://doi.org/10.30430/gjae.2021.0176>
- Gruener, S., Soliev, I. & Pirscher, F. (2024): Multiple crises in mind, biodiversity out of sight? Insights from a behavioral study in Germany (No. q4upd). Center for Open Science
- Guerra C. A., Bardgett R. D., Caon L., Crowther T. W., Delgado-Baquerizo M., Montanarella L., Navarro L. M., Orgiazzi A., Singh B. K., Tedersoo L., Vargas-Rojas R., Briones M. J. I., Buscot F., Cameron E. K., Cesarz S. et al. (2021): Tracking, targeting, and conserving soil biodiversity. *Science* 371 (6526): 239–241. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.abd7926>
- Haase D. (2019): Urban Telecouplings. In: C. Friis & J. Ø. Nielsen (Hrsg.): Telecoupling: Exploring Land-Use Change in a Globalised World. Palgrave Studies in Natural Resource Management. Springer International Publishing. Cham: 261–280
- Haase D., Kabisch S., Haase A., Andersson E., Banzhaf E., Baró F., Brenck M., Fischer L. K., Frantzeskaki N., Kabisch N., Krellenberg K., Kremer P., Kronenberg J., Larondelle N., Mathey J. et al. (2017): Greening cities – To be socially inclusive? About the alleged paradox of society and ecology in cities. *Habitat International* 64: 41–48. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2017.04.005>
- Haran U., Ritov I. & Mellers B. A. (2013): The role of actively open-minded thinking in information acquisition, accuracy, and calibration. *Judgment and Decision Making* 8 (3): 188–201. DOI: <https://doi.org/10.1017/S1930297500005921>

- Härtl F. & Knoke T. (2014): The influence of the oil price on timber supply. *Forest Policy and Economics* 39: 32–42. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2013.11.001>
- Hasenöhl U. (2011): Zivilgesellschaft und Protest. Eine Geschichte der Naturschutz- und Umweltbewegung in Bayern 1945–1980. Vandenhoeck & Ruprecht. Göttingen. 632 S.
- Henderson I. G., Cooper J., Fuller R. J. & Vickery J. (2000): The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *Journal of Applied Ecology* 37 (2): 335–347. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00497.x>
- Hering, D., Schürings, Ch., Wenskus, F., Blackstock, K, Borja, A., [...] & Peër, G., Securing success for the Nature Restoration Laws. The EU law would complement many others, but challenges loom. *Science*, 382 (6676): 1248–1250, DOI: <http://doi.org/10.1126/science.adk1658>
- Hertzog L. R., Klimek S., Röder N., Frank C., Böhner H. G. S. & Kamp (2023): Associations between farmland birds and fallow area at large scales: Consistently positive over three periods of the EU Common Agricultural Policy but moderated by landscape complexity. *Journal of Applied Ecology* 60 (6): 1077–1088. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14400>
- Hirschauer N., Grüner S. & Mußhoff O. (2022): Fundamentals of Statistical Inference. What is the Meaning of Random Error? Springer Nature. Cham
- Hubo C. & Göhrs M. (2022): Parteiendifferenz in der Waldnaturschutzpolitik der deutschen Bundesländer. *Zeitschrift für Vergleichende Politikwissenschaft* 15: 497–523. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12286-021-00497-2>
- Hungerman D. & Moorthy V. (2023): Every Day Is Earth Day: Evidence on the Long-Term Impact of Environmental Activism. *American Economic Journal: Applied Economics* 15 (1): 230–258. DOI: <https://doi.org/10.1257/app.20210045>
- Hüppop O., Dierschke J., Exo K., Fredrich E. & Hill R. (2006): Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines. *Ibis* 148 (s1): 90–109. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00536.x>
- Hüppop O., Hüppop K., Dierschke J. & Hill R. (2016): Bird collisions at an offshore platform in the North Sea. *Bird Study* 63 (1): 73–82. DOI: <https://doi.org/10.1080/00063657.2015.1134440>
- Hurst J., Biedermann M., Dietz C., Dietz M., Reers H., Karst I., Petermann R., Schorcht W. & Brinkmann R. (2020): Windkraft im Wald und Fledermausschutz. Überblick über den Kenntnisstand und geeignete Erfassungsmethoden und Maßnahmen. In: C. C. Voigt (Hrsg.): *Evidenzbasierter Fledermausschutz in Windkraftvorhaben*. Springer Berlin Heidelberg. Berlin/Heidelberg: 29–54
- IPBES (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat. Bonn
- IPBES (2023). Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Roy H. E., Pauchard A., Stoett P., Renard Truong T., Bacher S., Galil B. S., Hulme P. E., Ikeda T., Sankaran K. V., McGeoch M. A., Meyerson L. A., Nuñez M. A., Ordonez A., Rahlaio S. J., Schwindt E., Seebens H., Sheppard A. W. und Vandvik V. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430692>
- ISB Bayern (2022): Illustrierende Aufgaben zum Lehrplan-PLUS. Michael Jackson: Earth Song. [https://www.lehrplan-plus.bayern.de/sixcms/media.php/71/RS\\_Mu\\_8\\_Earth-Song\\_A.pdf](https://www.lehrplan-plus.bayern.de/sixcms/media.php/71/RS_Mu_8_Earth-Song_A.pdf) (aufgerufen am 17.07.2024)
- Ismail I., Hwang Y. H., Joo S. T. (2020): Meat analog as future food: a review. *J Anim Sci Technol*. Mar;62(2):111-120. doi: 10.5187/jast.2020.62.2.111. Epub 2020 Mar 31. PMID: 32292920; PMCID: PMC7142285
- Jechow A. & Hölker F. (2020): Evidence That Reduced Air and Road Traffic Decreased Artificial Night-Time Skyglow during COVID-19 Lockdown in Berlin, Germany. *Remote Sensing* 12 (20): 3412. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12203412>
- Jensen E. A., Moss A. & Gusset M. (2017): Quantifying long-term impact of zoo and aquarium visits on biodiversity-related learning outcomes. *Zoo Biology* 36 (4): 294–297. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/zoo.21372>
- Kahnemann D. & Tversky A. (1979): Prospect Theory: An Analysis of Decision under Risk. *Econometrica* 47 (2): 263–292. DOI: <https://doi.org/10.2307/1914185>
- Kalogiannidis S. & Melfou K. (2020): Issues and opportunities for agriculture sector during global pandemic. *International Journal of Economics, Business and Management Research* 4 (12): 204–211
- Kapfer A. (2017): »Denken Sie groß und langfristig«. Das Naturschutzgroßprojekt Pfrunger-Burgweiler Ried (2002–2015). *Schwäbische Heimat* 68 (1): 21–31. DOI: <https://doi.org/10.53458/sh.v68i1.1654>
- Kapfer A., Schuler B., Schall B., Reißmüller B. & Wilhelm P. (2011): Large scale rewetting of the former percolation mire »Obere Schnöden« within the Pfrunger-Burgweiler Ried (Baden-Württemberg). Großflächige Wiedervernässung des ehemaligen Durchströmungsmoores »Obere Schnöden« im Pfrunger-Burgweiler Ried (Baden-Württemberg). *TELMA. Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde* 41: 223–242. DOI: <https://doi.org/10.23689/figeo-2991>
- Kemper C. J., Beierlein C., Bensch D., Kovaleva A. & Rammstedt B. (2014): Soziale Erwünschtheit-Gamma (KSE-G). Zusammenstellung sozialwissenschaftlicher Items und Skalen (ZIS). DOI: 10.6102/ZIS186
- Kersten J. (2020): Natur als Rechtssubjekt. *Aus Politik und Zeitgeschichte* 70 (11): 27–32
- Klauer, B. (1999): Defining and Achieving Sustainable Development. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 6:2, 114–121
- Klauer, B., Bartkowski, B., Manstetten, R., Petersen, T. (2017): Sustainability as a fair bequest: an evaluation challenge *Ecol. Econ.* 141: 136–143
- Kleinschroth F., Savilaakso S., Kowarik I., Martinez P. J., Chang Y., Jakstis K., Schneider J. & Fischer L. K. (2024): Global disparities in urban green space use during the COVID-19 pandemic from a systematic review. *Nature Cities*

- 1 (2): 136–149. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/s44284-023-00020-6>
- Knauß S. (2018): Conceptualizing Human Stewardship in the Anthropocene: The Rights of Nature in Ecuador, New Zealand and India. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 31 (6): 703–722. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10806-018-9731-x>
- Knauß S. (2020): Pachamama als Ökosystemintegrität. Die Rechte der Natur in der Verfassung von Ecuador und ihre umweltethische Rechtfertigung. *Zeitschrift für Praktische Philosophie* 7 (2): 221–244. DOI: <http://dx.doi.org/10.22613/zfpp/7.2.9>
- Knauß S. (2023): Vom Wert der Natur und wie wir ihn als Hebel einsetzen. *Ökologisches Wirtschaften. Fachzeitschrift* 38 (4): 23–25. DOI: <https://doi.org/10.14512/OEW380423>
- Köppel J., Peters W. & Wende W. (2004): Eingriffsregelung – Umweltverträglichkeitsprüfung – FFH-Verträglichkeitsprüfung. 1. Aufl. utb GmbH. Stuttgart
- Kozicka M., Havlík P., Valin H., Wollenberg E., Deppermann A., Leclère D., Lauri P., Moses R., Boere E., Frank S., Davis C., Park E. & Gurwick N. (2023): Feeding climate and biodiversity goals with novel plant-based meat and milk alternatives. *Nature Communications* 14: 5316. DOI: [10.1038/s41467-023-40899-2](https://doi.org/10.1038/s41467-023-40899-2)
- Kroll F. & Haase D. (2010): Does demographic change affect land use patterns? *Land Use Policy* 27 (3): 726–737. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.10.001>
- Kühn I., Brandl R. & Klotz S. (2004): The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary Ecology Research* 6: 749–764
- Kultusministerkonferenz (2022): Bildung in Deutschland 2022. <https://www.kmk.org/presse/pressearchiv/mitteilung/bildung-in-deutschland-2022.html> (aufgerufen am 21.02.2024)
- Kuussaari M., Hyvönen T. & Härma O. (2011): Pollinator insects benefit from rotational fallows. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 143 (1): 28–36. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.006>
- Lakner S. (2020): Was kann die Gemeinsame Agrarpolitik der EU (GAP) zum Biodiversitätsschutz beitragen? In: J. Lange (Hrsg.): Biodiversität und die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik. Loccumer Landwirtschaftstagung 2020. Loccumer Protokolle. Evangelische Akademie Loccum. Rehburg-Loccum
- Lakner S. (2023): Auswirkungen des Ukrainekrieges auf die EU-Agrarpolitik. *Wirtschaftsdienst* 103 (13): 42–49. DOI: <https://doi.org/10.2478/wd-2023-0066>
- Lakner S. & Kleinknecht U. (2012): Naturschutzfachliche Optimierung von Grünland mit Hilfe der FFH-Managementplanung in Sachsen. In: 52. Jahrestagung der GEWISOLA »Herausforderungen des globalen Wandels für Agrarentwicklung und Welternährung« 48: 85–96
- Lakner S., Zinngrebe Y. & Koemle D. (2020): Combining management plans and payment schemes for targeted grassland conservation within the Habitats Directive in Saxony, Eastern Germany. *Land Use Policy* 97: 104642. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104642>
- Lakner, S., Klümper W. & Mensah K. (2022): Ukraine-Krieg und globale Lebensmittelversorgung. Auswirkungen und agrarpolitische Handlungsoptionen, Studie im Auftrag von Martin Häusling (MEP) und Sarah Wiener (MEP), Brüssel. [https://www.martin-haeusling.eu/images/STUDIE\\_Ukraine-Krieg\\_und\\_globale\\_Lebensmittelversorgung\\_WEB.pdf](https://www.martin-haeusling.eu/images/STUDIE_Ukraine-Krieg_und_globale_Lebensmittelversorgung_WEB.pdf) (aufgerufen am 17.07.2024)
- Lakner S., Schleyer C., Schmidt J. & Zinngrebe Y. (2021): Agricultural Policy for Biodiversity: Facilitators and Barriers for Transformation. In: *Transitioning to Sustainable Life on Land. Transitioning to Sustainability Series*. Volker Beckmann: 339–397
- Lakoff G. (2010): Why it Matters How We Frame the Environment. *Environmental Communication* 4 (1): 70–81. DOI: <https://doi.org/10.1080/17524030903529749>
- Lazer D. M. J., Baum M. A., Benkler Y., Berinsky A. J., Greenhill K. M., Menczer F., Metzger M. J., Nyhan B., Pennycook G., Rothschild D., Schudson M., Sloman S. A., Sunstein C. R., Thorson E. A., Watts D. J. et al. (2018): The science of fake news. *Science* 359 (6380): 1094–1096. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aao2998>
- Lehmann A. (2010): Der deutsche Wald. In: O. Depenheuer & B. Möhring (Hrsg.): *Waldeigentum*. Springer Berlin Heidelberg. Berlin/Heidelberg: 3–19
- Lehmann N. (2022): Bundesrat gibt Bracheflächen nur zur Futternutzung frei. [agrarheute](https://www.agrarheute.com/politik/bundesrat-gibt-bracheflaechen-nur-futternutzung-frei-592410). <https://www.agrarheute.com/politik/bundesrat-gibt-bracheflaechen-nur-futternutzung-frei-592410> (aufgerufen am 22.02.2024)
- Leopoldina (2018): Species decline in the agricultural landscape What do we know and what can we do? 1st edition. 1 S.
- Leopoldina (2020): Biodiversity and Management of Agricultural Landscapes. Wide-ranging action is now crucial
- Levine D. K., Modica S., Weinschelbaum F. & Zurita F. (2015): Evolution of Impatience: The Example of the Farmer-Sheriff Game. *American Economic Journal: Microeconomics* 7 (3): 295–317
- Liebelt V., Bartke S. & Schwarz N. (2018a): Hedonic pricing analysis of the influence of urban green spaces onto residential prices: the case of Leipzig, Germany. *European Planning Studies* 26 (1): 133–157. DOI: <https://doi.org/10.1080/09654313.2017.1376314>
- Liebelt V., Bartke S. & Schwarz N. (2018b): Revealing Preferences for Urban Green Spaces: A Scale-sensitive Hedonic Pricing Analysis for the City of Leipzig. *Ecological Economics* 146: 536–548. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2017.12.006](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.12.006)
- Loewenstein G. (2010): Insufficient Emotion: Soul-searching by a Former Indicter of Strong Emotions. *Emotion Review* 2 (3): 234–239. DOI: <https://doi.org/10.1177/1754073910362598>
- Loewenstein G. F. & Wojtowicz Z. (2023): The Economics of Attention. *SSRN Electronic Journal*. DOI: <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4368304>
- Louder E. & Wyborn C. (2020): Biodiversity narratives: stories of the evolving conservation landscape. *Environmental Conservation* 47 (4): 251–259. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0376892920000387>
- Lutzke L., Drummond C., Slovic P. & Árvai J. (2019): Priming critical thinking: Simple interventions limit the influence of fake news about climate change on Facebook. *Glo-*

- bal Environmental Change 58: 101964. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.101964>
- LWK Niedersachsen (2023): Nährstoffbericht für Niedersachsen 2021/2022. Hannover. [https://www.ml.niedersachsen.de/download/194064/Naehrstoffbericht\\_2021\\_2022.pdf](https://www.ml.niedersachsen.de/download/194064/Naehrstoffbericht_2021_2022.pdf) (aufgerufen am 22.02.2024)
- Machovina B., Feeley K. J. & Ripple W. J. (2015): Biodiversity conservation: The key is reducing meat consumption. *Science of The Total Environment* 536: 419–431. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.022>
- Maertens R., Anseel F. & Van Der Linden S. (2020): Combating climate change misinformation: Evidence for longevity of inoculation and consensus messaging effects. *Journal of Environmental Psychology* 70: 101455. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2020.101455>
- Mahlerwein, G. (2016): Grundzüge der Agrargeschichte. Band 3: Die Moderne (1880–2010). Böhlau Verlag Köln. <https://www.vandenhoeck-ruprecht-verlage.com/themen-entdecken/geschichte/geschichte-der-neuzeit/56495/grundzuege-der-agrargeschichte> (aufgerufen am 22.02.2024)
- Manning D. T. & Ando A. (2022): Ecosystem Services and Land Rental Markets: Producer Costs of Bat Population Crashes. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* 9 (6): 1235–1277. DOI: <https://doi.org/10.1086/720303>
- Marasco A., Romano A. & Sotis C. (2023): Interactions between concerns for the environment and other sources of concern in 31 European countries. *Environmental Research Letters* 18 (1): 014018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/aca6fd>
- Marquard E. (2023): Post-2020 CBD Global Biodiversity Framework (GBF). Ergebnis der CBD COP-15. 23 neue globale Biodiversitätsziele bis 2030. ufz. <https://www.ufz.de/nefo/index.php?de=47996> (aufgerufen am 24.01.2024)
- Marques A. T., Santos C. D., Hanssen F., Muñoz A., Onrubia A., Wikelski M., Moreira F., Palmeirim J. M. & Silva J. P. (2020): Wind turbines cause functional habitat loss for migratory soaring birds. A. Bijleveld (Hrsg.): *Journal of Animal Ecology* 89 (1): 93–103. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12961>
- Max-Neef M. (1992): Development and Human Needs. In: *Real Life Economics*. Paul Ekins und Manfred Max-Neef, London, Routledge: 197–213.
- McDonald R. I., Mansur A. V., Ascensão F., Colbert M., Crossman K., Elmqvist T., Gonzalez A., Güneralp B., Haase D., Hamann M., Hillel O., Huang K., Kahnt B., Maddox D., Pacheco A. et al. (2019): Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nature Sustainability* 3 (1): 16–24. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/s41893-019-0436-6>
- McKinney M. L. (2008): Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11 (2): 161–176. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- Mehring M., Mehlhaus N., Ott E. & Hummel D. (2019): A systematic review of biodiversity and demographic change: A misinterpreted relationship? *Ambio* 49 (7): 1297–1312. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01276-w>
- Mervis J. (2014): Why null results rarely see the light of day. »File drawer« study proposes registry for unpublished social science data. *Science* 345 (6200): 992. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.345.6200.992>
- Meya J. N., Drupp M. A. & Hanley N. (2021): Testing structural benefit transfer: The role of income inequality. *Resource and Energy Economics* 64: 101217. DOI: 10.1016/j.reseneeco.2021.101217
- Meyer A. (2015): Does education increase pro-environmental behavior? Evidence from Europe. *Ecological Economics* 116: 108–121. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.04.018>
- Meyer S., Wesche K., Krause B., Brütting C., Hensen I. & Leuschner C. (2014): Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Ackerland seit 1950. *Natur und Landschaft* 89 (9): 392–398. DOI: <https://doi.org/10.17433/9.2014.50153293.392-398>
- Michalke A., Köhler S., Messmann L., Thorenz A., Tuma A. & Gaugler T. (2023): True cost accounting of organic and conventional food production. *Journal of Cleaner Production* 408: 137134. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137134>
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press. Washington, DC
- Mischel W. (2015): *The Marshmallow Test: Understanding Self-control and How to Master it*. Penguin Random House UK. London
- Mosleh M. & Rand D. G. (2022): Measuring exposure to misinformation from political elites on Twitter. *Nature Communications* 13: 7144. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-022-34769-6>
- Munschek M., Witt R., Kaltofen K., Segar J., Wirth C., Weigelt A., Engelmann R. A. & Staude I. R. (2023): Putting conservation gardening into practice. *Scientific Reports* 13 (1): 12671. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-023-39432-8>
- Mupepele A.-C., Böhning-Gaese K., Lakner S., Plieninger T., Schoof N. & Klein A.-M. (2019): Insect conservation in agricultural landscapes: An outlook for policy-relevant research. *GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society* 28 (4): 342–347. DOI: <https://doi.org/10.14512/gaia.28.4.5>
- NABU (2022): Keine Nahrungsmittelproduktion auf Brachen. Flächen sind Grundlage für Arten- und Klimaschutz. NABU – Naturschutzbund Deutschland e. V. <https://www.nabu.de/news/2022/04/31446.html> (aufgerufen am 22.02.2024)
- NABU (2024): Natur-Apps Information und Spiele auf Ihrem Handy. <https://www.nabu.de/natur-und-landschaft/natur-erleben/spiele-apps-klingseltoene/13729.html> (aufgerufen am 21.02.2024)
- Napoli P. M. (2017): What If More Speech Is No Longer the Solution? First Amendment Theory Meets Fake News and the Filter Bubble. *Federal Communications Law Journal* 70: 55–104.
- North D. C. (1991): Institutions. *The Journal of Economic Perspectives* 5 (1): 97–112. DOI: <https://doi.org/10.1257/jep.5.1.97>

- Nussbaum M. (1997): Capabilities and Human Rights. *Fordham Law Review* 66 (2): 273
- Nussbaum M. (2003): Capabilities as fundamental entitlements: Sen and social justice. *Feminist Economics* 9 (2–3): 33–59. DOI: <https://doi.org/10.1080/1354570022000077926>
- OECD (2017a): Tackling environmental problems with the help of behavioural insights. OECD Publishing, Paris. 147 S. <https://www.oecd.org/env/tackling-environmental-problems-with-the-help-of-behavioural-insights-9789264273887-en.htm> (aufgerufen am 22.02.2024)
- OECD (2017b): Policy Instruments for the Environment (PINE) Database. <https://www.oecd.org/environment/indicators-modelling-outlooks/policy-instrument-database/> (aufgerufen am 31.03.2022)
- Olson M. (1971): The logic of collective action: public goods and the theory of groups. Harvard university press. Cambridge (Mass.)/London
- Opitz S., Hoffmann J., Quaas M., Matz-Lück N., Binohland C. & Froese R. (2016): Assessment of MSC-certified fish stocks in the Northeast Atlantic. *Marine Policy* 71: 10–14. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2016.05.003>
- Osterburg B. & Stratmann U. (2002): Die regionale Agrarumweltpolitik in Deutschland unter dem Einfluß der Förderangebote der Europäischen Union. *Agrarwirtschaft: Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik* 51 (5): 259–279. DOI: <https://doi.org/10.22004/ag.econ.98258>
- Panek N. (2021): Natura 2000 im deutschen Wald. Eine Bankrotterklärung. In: *Der Holzweg. Wald im Widerstreit der Interessen*. Succow Stiftung; oekom verlag. Greifswald: München: 47–54
- Pe'er G., Dicks L. V., Visconti P., Arlettaz R., Báldi A., Benton T. G., Dietrich M., Gregory R. D., Henle K., Hobson P. R., Kleijn D., Neumann R. K., Robijns T., Schmidt J., Schwartz A. et al. (2014): EU agricultural reform fails on biodiversity. Extra steps by Member States are needed to protect farmed and grassland ecosystems. *Science* 344 (6188): 1090–1092. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1253425>
- Pe'er G., Lakner S., Müller R., Passoni G., Bontzorlos V., Clough D., Moreira F., Azam C., Berger J., Bezak P., Bonn A., Hansjürgens B., Hartmann L., Kleemann J., Lomba A. et al. (2017): Is the CAP Fit for purpose? An evidence-based fitness-check assessment. *German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv). Leipzig*
- Pe'er G., Zinngrebe Y., Moreira F., Schindler S., Sirami C., Müller R., Bontzorlos V., Clough D., Bezak P., Bonn A., Hansjürgens B., Lomba A., Möckel S., Passoni G., Schleyer C. et al. (2019): A greener path for the EU Common Agricultural Policy It's time for sustainable, environmental performance. *SCIENCE* 365 (6452): 449–451. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aax3146>
- Pe'er G. & Lakner S. (2020): The EU's Common Agricultural Policy Could Be Spent Much More Efficiently to Address Challenges for Farmers, Climate, and Biodiversity. *One Earth* 3 (2): 173–175. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.08.004>
- Pe'er G., Kachler J., Herzon I., Hering D., Arponen A., Bosco L., Bruelheide H., Finch E. A., Friedrichs-Manthey M., Hagedorn G., Hansjürgens B., Ladouceur E., Lakner S., Liqueste C., Quaas M. et al. (2024): Role of science and scientists in public debates around environmental policy negotiations: the case of nature restoration and agrochemical regulation in the European Union. DOI: 10.5281/ZENODO.10631871
- Pennycook G., McPhetres J., Bago B. & Rand D. G. (2022): Beliefs About COVID-19 in Canada, the United Kingdom, and the United States: A Novel Test of Political Polarization and Motivated Reasoning. *Personality and Social Psychology Bulletin* 48 (5): 750–765. DOI: <https://doi.org/10.1177/01461672211023652>
- Peschko V., Mercker M. & Garthe S. (2020a): Telemetry reveals strong effects of offshore wind farms on behaviour and habitat use of common guillemots (*Uria aalge*) during the breeding season. *Marine Biology* 167 (8): 118. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00227-020-03735-5>
- Peschko V., Mendel B., Müller S., Markones N., Mercker M. & Garthe S. (2020b): Effects of offshore windfarms on seabird abundance: Strong effects in spring and in the breeding season. *Marine Environmental Research* 162: 105157. DOI: 10.1016/j.marenvres.2020.105157
- Peschko V., Mendel B., Mercker M., Dierschke J. & Garthe S. (2021): Northern gannets (*Morus bassanus*) are strongly affected by operating offshore wind farms during the breeding season. *Journal of Environmental Management* 279: 111509. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111509>
- Pieper M., Michalke A. & Gaugler T. (2020): Calculation of external climate costs for food highlights inadequate pricing of animal products. *Nature Communications* 11 (1): 6117. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19474-6>
- Planchuelo G., von Der Lippe M. & Kowarik I. (2019): Untangling the role of urban ecosystems as habitats for endangered plant species. *Landscape and Urban Planning* 189: 320–334. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.05.007>
- Plott C. R. & Zeiler K. (2005): The Willingness to Pay-Willingness to Accept Gap, the »Endowment Effect,« Subject Misconceptions, and Experimental Procedures for Eliciting Valuations. *American Economic Review* 95 (3): 530–545. DOI: <https://doi.org/10.1257/0002828054201387>
- Popper K. R. (1935): *Logik der Forschung Zur Erkenntnistheorie d. modernen Naturwissenschaft*. Springer. Wien
- Prager K., Matzdorf B., Dutilly C., Andersen E., Barghusen R., Bredemeier B., van Bussel L., Dodsworth J., Espinoza Diaz S., Kelemen E., García-Llorente M., Mortelmans D., Moruzzo R., Riccioli F., Rommel J. et al. (2020): Key concepts to investigate agri-environmental contracts – Shared Conceptual Framework. *Contracts* 2.0
- Pröbstl-Haider U. & Gugerell K. (2023): Die Auswirkungen von Covid-19 auf die Freizeitgestaltung in Grünflächen, Natur und Landschaft. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 55 (3): 14–21. DOI: <http://dx.doi.org/10.1399/NuL.2023.03.01>
- Reganold J. P. & Wachter J. M. (2016): Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants* 2: 1–8, <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.221>
- Reichardt C. S. (2019): *Quasi-experimentation: A guide to design and analysis*. Guilford Press. New York

- Rigal S., Dakos V., Alonso H., [...] & Devictor V. (2023): Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *PNAS* 120 (21): e2216573120. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120>
- Rink D., Haase A., Leibert T. & Wolff M. (2021): Corona hat das Städtewachstum ausgebremst. Die Einwohnerentwicklung deutscher Großstädte während der Corona-Pandemie. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ). Leipzig
- Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å., Chapin F. S., Lambin E. F., Lenton T. M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H. J., Nykvist B., De Wit C. A., Hughes T., Van Der Leeuw S., Rodhe H. et al. (2009): A safe operating space for humanity. *Nature* 461 (7263): 472–475. DOI: <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Röder N., Ackermann A., Baum S., Böhrer H. G. S., Laggner B., Lakner S., Ledermüller S., Pöllinger F., Strassemeyer J., Wegmann J. & Zinnbauer M. (2022): Evaluierung der GAP-Reform von 2013 aus Sicht des Umweltschutzes anhand einer Datenbankanalyse von InVeKoS-Daten der Bundesländer. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau
- Ruttan V. W. (1997): Induced Innovation, Evolutionary Theory and Path Dependence: Sources of Technical Change. *The Economic Journal* 107 (444): 1520–1529. DOI: <http://dx.doi.org/10.22004/ag.econ.12974>
- Samuelson W. & Zeckhauser R. (1988): Status quo bias in decision making. *Journal of Risk and Uncertainty* 1 (1): 7–59. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00055564>
- Sandel M. J. (2012): What money can't buy: the moral limits of markets. 1st ed. Farrar, Straus and Giroux. New York. 244 S.
- Sanders J. & Heß J. (Hrsg.) (2019): Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft. Johann Heinrich von Thünen-Institut. DE
- Schmid E., Sinabell F. & Hofreither M. F. (2007): Phasing out of environmentally harmful subsidies: Consequences of the 2003 CAP reform. *Ecological Economics* 60 (3): 596–604. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.12.017>
- Schumacher A. & Schumacher J. (2022): 30 Jahre FFH-Richtlinie. Erfolge und Defizite beim Schutz des europäischen Naturerbes. *Natur und Recht* 44 (5): 298–305. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10357-022-4001-0>
- Schwarz N., Haase A., Haase D., Kabisch N., Kabisch S., Liebelt V., Rink D., Strohbach M. W., Welz J. & Wolff M. (2021): How Are Urban Green Spaces and Residential Development Related? A Synopsis of Multi-Perspective Analyses for Leipzig, Germany. *Land* 10 (6): 630. DOI: <https://doi.org/10.3390/land10060630>
- Schwemmer P., Mercker M., Haecker K., Kruckenberg H., Kämpfer S., Bocher P., Fort J., Jiguet F., Franks S., Elts J., Marja R., Piha M., Rousseau P., Pederson R., Düttmann H. et al. (2023): Behavioral responses to offshore wind-farms during migration of a declining shorebird species revealed by GPS-telemetry. *Journal of Environmental Management* 342: 118131. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118131>
- Scown M. W., Brady M. V. & Nicholas K. A. (2020): Billions in Misspent EU Agricultural Subsidies Could Support the Sustainable Development Goals. *One Earth* 3 (2): 237–250. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.07.011>
- Seufert V, Ramankutty N (2017): Many Shades of Gray—the Context-dependent Performance of Organic Agriculture. *Science Advances* 3(3): E1602638. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1602638>
- Shiller R. J. (2019): Narrative Economics: How Stories Go Viral and Drive Major Economic Events. Princeton University Press. Princeton
- Sisco M. R., Pianta S., Weber E. U. & Bosetti V. (2021): Global climate marches sharply raise attention to climate change: Analysis of climate search behavior in 46 countries. *Journal of Environmental Psychology* 75: 101596. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2021.101596>
- Seto K. C., Reenberg A., Boone C. G., Fragkias M., Haase D., Langanke T., Marcotullio P., Munroe D. K., Olah B. & Simon D. (2012): Urban land teleconnections and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109 (20): 7687–7692. DOI: <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1117622109>
- Sommer P. & Frank L. (2024): Peatland rewetting as drainage exnovation – a transition governance perspective. Unveröffentlichtes Manuskript
- Sommer P. & Frank L. (2024): Peatland rewetting as drainage exnovation – A transition governance perspective. *Land Use Policy*, 143, 107191. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2024.107191>
- Sotirov M. (2017): Natura 2000 and Forests – Assessing the State of Implementation and Effectiveness. European Forest Institute. Joensuu. [https://efi.int/sites/default/files/files/publication-bank/2018/efi\\_wsctu7\\_2017.pdf](https://efi.int/sites/default/files/files/publication-bank/2018/efi_wsctu7_2017.pdf) (aufgerufen am 17.07.2024)
- Sotirov M. & Arts B. (2018): Integrated Forest Governance in Europe: An introduction to the special issue on forest policy integration and integrated forest management. *Land Use Policy* 79: 960–967. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.042>
- Sotirov M., Borrass L. & Winkel G. (2011): Dem Wandel auf der Spur. Theoretische Ansätze zur Analyse von Politikwandel und -stabilität mit Fokus auf das Beispiel waldbbezogener EU-Naturschutzpolitik. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 182 (11–12): 215–230
- Sotirov M., Winkel G. & Eckerberg K. (2021): The coalitional politics of the European Union's environmental forest policy: Biodiversity conservation, timber legality, and climate protection. *Ambio A Journal of Environment and Society* 50: 2153–2167. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01644-5>
- Spalding M. D., McIvor A. L., Beck M. W., Koch E. W., Möller I., Reed D. J., Rubinoff P., Spencer T., Tolhurst T. J., Wamsley T. V., Van Wesenbeeck B. K., Wolanski E. & Woodroffe C. D. (2014): Coastal Ecosystems: A Critical Element of Risk Reduction. *Conservation Letters* 7 (3): 293–301. DOI: <https://doi.org/10.1111/conl.12074>
- Spiegel (2023): Geflüchtete aus Ukraine ziehen häufig in mittelgroße Städte. <https://www.spiegel.de/wirtschaft/soziales/gefluechtete-aus-ukraine-ziehen-haeufig-in-mittelgroessestaedte-a-ec0847e2-f7a4-47b1-a3bc-1922e9b0a90a> (aufgerufen am 22.02.2024)

- Sponagel C., Angenendt E., Piepho H.-P. & Bahrs E. (2021): Farmers' preferences for nature conservation compensation measures with a focus on eco-accounts according to the German Nature Conservation Act. *Land Use Policy* 104: 105378. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105378>
- Statista (2023a): Grad der Urbanisierung in Deutschland. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/662560/umfrage/urbanisierung-in-deutschland/> (aufgerufen am 23.02.2024)
- Statista (2023b): Anbaufläche von Sojabohnen in Deutschland in den Jahren 2016 bis 2023. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/1172777/umfrage/anbauflaeche-sojabohnen-deutschland/> (aufgerufen am 24.02.2024)
- Statista (2023c): Anzahl der Personen in Deutschland, die sich für Natur- und Umweltschutz einsetzen, von 2019 bis 2023. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/264282/umfrage/lebenseinstellung-einsatz-fuer-natur-und-umweltschutz/> (aufgerufen am 24.02.2024)
- Statista (2023d): Wie bewerten Sie die Klimaproteste (z. B. Straßenblockaden) der Gruppe »Letzte Generation«? <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/1345160/umfrage/bewertung-der-letzte-generation-klimaproteste/> (aufgerufen am 24.02.2024)
- Statista (2023e): Glauben Sie, dass die Politik in Deutschland aufgrund der Klima-Demonstrationen und Protesten (z. B. Fridays for Future) mehr für den Klimaschutz tun wird oder glauben Sie das nicht? <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/994698/umfrage/meinung-zum-einfluss-der-demos-von-schuelern-fuer-den-klimaschutz-auf-die-politik/> (aufgerufen am 24.02.2024)
- Statista (2023f): Ranking der deutschen Zoos und Tierparks nach Besucherzahlen im Jahr 2022. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/248643/umfrage/ranking-deutscher-zoos-nach-besucherkzahl/> (aufgerufen am 24.02.2024)
- Statista (2023g): Wovor haben die Deutschen große Angst? <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/321259/umfrage/umfrage-zu-den-groessten-aengsten-der-deutschen/> (aufgerufen am 24.02.2024)
- Statista (2023h): Produktion von Palmöl weltweit bis 2023/2024. Statista. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/443045/umfrage/produktion-von-palmoel-weltweit/> (aufgerufen am 23.02.2024)
- Statista (2024): Ranking der 20 Länder mit dem größten Bruttoinlandsprodukt (BIP) im Jahr 2022. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/157841/umfrage/ranking-der-20-laender-mit-dem-groessten-bruttoinlandsprodukt/> (aufgerufen am 23.02.2024)
- Steinmann H.-H. & Dobers E. S. (2013): Spatio-temporal analysis of crop rotations and crop sequence patterns in Northern Germany: potential implications on plant health and crop protection. *Journal of Plant Diseases and Protection* 120 (2): 85–94
- Sterling T. D. (1959): Publication Decisions and their Possible Effects on Inferences Drawn from Tests of Significance— or Vice Versa. *Journal of the American Statistical Association* 54 (285): 30–34. DOI: <https://doi.org/10.1080/01621459.1959.10501497>
- Strohbach M. W., Haase D. & Kabisch N. (2009): Birds and the City: Urban Biodiversity, Land Use, and Socioeconomics. *Ecology and Society* 14 (2): art31. DOI: <https://doi.org/10.5751/ES-03141-140231>
- Sunstein C. R. (2014): Nudging: A Very Short Guide. *Journal of Consumer Policy* 37 (4): 583–588. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10603-014-9273-1>
- Sunstein, C. R. (2017): Nudges that fail. *Behavioural Public Policy* 1(1): 4–25
- Sunstein C. R. (2020): Too Much Information. Understanding What You Don't Want to Know. The MIT Press. Cambridge MA
- SWR (2022): Ukrainekrieg. Bauernverband fordert Freigabe von Brachflächen. [swr.online. https://www.swr.de/swraktuell/rheinland-pfalz/koblenz/bauernverband-fordert-freigabe-von-brachflaechen-100.html](https://www.swr.de/swraktuell/rheinland-pfalz/koblenz/bauernverband-fordert-freigabe-von-brachflaechen-100.html) (aufgerufen am 22.02.2024)
- Tanneberger F. & Kubacka J. (Hrsg.) (2018): The Aquatic Warbler conservation handbook. Landesamt für Umwelt Brandenburg; Polish Society for the Protection of Birds; Förderverein Naturschutz im Peenetal e. V. Potsdam
- Temmerman S., Meire P., Bouma T. J., Herman P. M. J., Ysebaert T. & De Vriend H. J. (2013): Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature* 504: 79–83. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature12859>
- Teilmann J. & Carstensen J. (2012): Negative long term effects on harbour porpoises from a large scale offshore wind farm in the Baltic—evidence of slow recovery. *Environmental Research Letters* 7 (4): 045101. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/045101>
- Thaler R. (1985): Mental Accounting and Consumer Choice. *Marketing Science* 4 (3): 199–214. DOI: <https://doi.org/10.1287/mksc.4.3.199>
- Thaler R. H. (1999): Mental accounting matters. *Journal of Behavioral Decision Making* 12 (3): 183–206. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0771\(199909\)12:3%3C183::AID-BDM318%3E3.0.CO;2-F](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0771(199909)12:3%3C183::AID-BDM318%3E3.0.CO;2-F)
- Thaler R. H. & Sunstein C. R. (2008): Nudge: improving decisions about health, wealth, and happiness. Yale University Press. New Haven
- Thiering J. & Bahrs E. (2011): Biogasproduktion in Deutschland. Sollte die energetische Nutzung von Wirtschaftsdünger explizit gefördert werden? *German Journal of Agricultural Economics* 60 (04): 1–17. DOI: <https://doi.org/10.22004/ag.econ.169853>
- Traba J. & Morales M. B. (2019): The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland. *Scientific Reports* 9: 9473. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45854-0>
- Tscharntke T., Grass I., Wanger T. C., Westphal C. & Batáry P. (2021): Beyond organic farming – harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* 36 (10): 919–930. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>
- Tuck S. L., Winqvist C., Mota F., Ahnström J., Turnbull L. A. & Bengtsson J. (2014): Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. A. McKenzie (Hrsg.): *Journal of Applied Ecology* 51 (3): 746–755. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>

- Tversky A. & Kahneman D. (1981): The Framing of Decisions and the Psychology of Choice. *Science* 211 (4481): 453–458. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.7455683>
- UN Environment Program (2021): Making Peace with Nature A scientific blueprint to tackle the climate, biodiversity and pollution emergencies. Nairobi
- UBA (2022): Auswirkungen des demographischen Wandels auf die Nutzung von natürlichen Ressourcen. Szenarien und Handlungsansätze. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau
- UBA (2023): Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-bodenland-oekosysteme/flaeche/siedlungs-verkehrsflaeche#anhaltender-flachenverbrauch-fur-siedlungs-und-verkehrszwecke-> (aufgerufen am 12.02.2024)
- UNESCO (2023): The Criteria for Selection. <https://whc.unesco.org/en/criteria/> (aufgerufen am 18.01.2024)
- Van Den Bergh J. C. J. M. (2022): A procedure for globally institutionalizing a ›beyond-GDP‹ metric. *Ecological Economics* 192: 107257. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107257>
- Van Langevelde F., Rivera Mendoza H. R., Esser H. J., De Boer W. F. & Schindler S. (2020): Der Zusammenhang zwischen dem Verlust der biologischen Vielfalt und der zunehmenden Verbreitung von Zoonosen. [https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/IDAN/2020/658217/IPOL\\_IDA\(2020\)658217\\_DE.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/IDAN/2020/658217/IPOL_IDA(2020)658217_DE.pdf) (aufgerufen am 10.01.2024)
- Van der Linden S., Roozenbeek J. & Compton J. (2020): Inoculating Against Fake News About COVID-19. *Front. Psychol.* 11:566790. doi: 10.3389/fpsyg.2020.566790
- Van der Linden S., Maibach E. & Leiserowitz A. (2023): Exposure to Scientific Consensus Does Not Cause Psychological Reactance. *Environmental Communication* 17 (1): 1–8. DOI: <https://doi.org/10.1080/17524032.2019.1617763>
- Van Huis, A. (2020): Insects as food and feed, a new emerging agricultural sector: a review. *Journal of Insects as Food and Feed* 6(1): 27–44
- Veith M., Lindemann C., Kiefer A. & Koch M. (2023): Windkraft und Fledermausschutz im Wald – eine kritische Betrachtung der Planungs- und Zulassungspraxis. In: C. C. Voigt (Hrsg.): *Evidenzbasiertes Wildtiermanagement*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin/Heidelberg: 149–197
- Vesely S. & Klöckner C. A. (2020): Social Desirability in Environmental Psychology Research: Three Meta-Analyses. *Frontiers in Psychology* 11: 1395. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2020.01395>
- Vosoughi S., Roy D. & Aral S. (2018): The spread of true and false news online. *Science* 359 (6380): 1146–1151. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aap9559>
- Voss R., Quaas M. F., Schmidt J. O. & Kapaun U. (2015): Ocean Acidification May Aggravate Social-Ecological Trade-Offs in Coastal Fisheries. *PLOS ONE* 10 (3): e0120376. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0120376>
- Waldman A. E. (2018): The Marketplace of Fake News. *Journal of Constitutional Law* 20(4). <https://scholarship.law.upenn.edu/jcl/vol20/iss4/3>
- Wullenkord M. C., Tröger J., Hamann K. R. S., Loy L. S. & Reese G. (2021): Anxiety and climate change: a validation of the Climate Anxiety Scale in a German-speaking quota sample and an investigation of psychological correlates. *Climatic Change* 168 (3–4): 20. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10584-021-03234-6>
- Zack E. S., Kennedy J. & Long J. S. (2019): Can Nonprobability Samples be Used for Social Science Research? A cautionary tale. *Survey Research Methods* 13 (2): 215–227. DOI: <https://doi.org/10.18148/srm/2019.v13i2.7262>
- Zechner J. (2017): Natur der Nation. Der »deutsche Wald« als Denkmuster und Weltanschauung. *Aus Politik und Zeitgeschichte* 67 (49–50): 4–10
- Zeit Online (2018): Europäischer Gerichtshof. Deutschland wegen Wasserbelastung durch Nitrat verurteilt. *Die Zeit*, 21. Juni. Hamburg. <https://www.zeit.de/wissen/2018-06/eugh-verurteilt-deutschland-wegen-hoher-nitrat-belastung> (aufgerufen am 17.07.2024)
- Zelenika I., Moreau T., Lane O. & Zhao J. (2018): Sustainability education in a botanical garden promotes environmental knowledge, attitudes and willingness to act. *Environmental Education Research* 24 (11): 1581–1596. DOI: <https://doi.org/10.1080/13504622.2018.1492705>
- Zimmer W., Blanck R., Kreye K., Graichen J., Peter Kasten & Öko-Institut e. V. (2022): Die Rolle der CO<sub>2</sub>-Bepreisung im Instrumentenmix für die Transformation im Verkehrssektor. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau
- Zinnbauer M., Weingarten P., Löw P. & Osterburg B. (2023): Zweites Gesetz zur Änderung des Düngegesetzes (Drucksache 20/8656): Stellungnahme zum Gesetzesentwurf der Bundesregierung im Rahmen einer öffentlichen Anhörung im Ausschuss für Ernährung und Landwirtschaft des Deutschen Bundestages am 6. November 2023. Johann Heinrich von Thünen-Institut



# 10

# TRANSFORMATIONS- POTENZIALE ZUM ERHALT DER BIOLOGISCHEN VIELFALT

## **Autor:innen**

Jennifer Hauck, Vera Schreiner, Karsten Grunewald, Janina Kleemann, Stefan Knauß, Michael Kolkmann, Marion Mehring, Christian Poßer, Thomas Potthast, Christian Schleyer, Barbara Warner, Heidi Wittmer, Katrin Böhning-Gaese, Jasper Meya, Christine Fürst

## **Beitragende Autor:innen**

Christian Albert, Hermann Ansorge, Tobias Behnen, Claudia Bieling, Alexandra Bökenkamp, Anna Brietzke, Markus Egermann, Nina Eschke, Nestor Fernandez, Johannes Förster, Jenny García Ruales, Liana Geidezis, Nadine Gerner, Andreas Gutmann, Elke Hietel, Roman Lenz, Gunter Mann, Julian Richard Massenberg, Franca Maurer, Burghard Meyer, Jennifer Müller, Christian Papilloud, Marianne Penker, Heiko Schumacher, Heiner Schumann, Mario Sommerhäuser, Tanja M. Straka, Suleika Suntken, Katharina Talanow, Sander Westerling, Tobias M. Wildner, Roland Zieschank

## Kapitelzusammenfassung

**1. Eine fundamentale, systemweite Neuorganisation, ein transformativer Wandel, zählt zu den notwendigen Voraussetzungen, um langfristig dem Biodiversitätsverlust entgegensteuern zu können (*allgemein anerkannt*) {10.1, 1.1}.**

Die zunehmenden menschlichen Eingriffe im Rahmen der industriell-technischen und konsumbetonten Lebensweisen der letzten knapp zweihundert, vor allem aber der letzten gut 80 Jahre führen dazu, dass es zu einer potenziell unumkehrbaren ökologischen Verschlechterung von Ökosystemen mit weitreichenden Folgen für gesellschaftliche Lebensbedingungen kommt (*allgemein anerkannt*). Wissenschaftlich belegt ist dabei die Notwendigkeit, dem Biodiversitätsverlust entgegenzuwirken. Damit dieses Vorhaben gelingt, ist ein transformativer Wandel notwendig. Es müssen – selbstverständlich auf der Basis von allgemeinen Menschenrechten und Demokratie – bestehende Systeme, Praktiken und Institutionen (z. B. Normen, Anreizstrukturen, Wirtschaftsweisen, Behörden) hinterfragt und gegebenenfalls ersetzt werden (*allgemein anerkannt*). Auch für die Bundesrepublik Deutschland ist ein transformativer Wandel im Rahmen der grundgesetzlichen Ordnung möglich und notwendig, weil viele derzeit bestehende wirtschaftlich-technologische, gesellschaftliche sowie politisch-rechtliche Strukturen und Prozesse, sogenannte indirekte Treiber, für eine Vielzahl von Umweltproblemen verantwortlich sind. Ungeklärt ist bislang, wie ein transformativer Wandel im Einzelnen aussehen und gelingen kann. In der Literatur besteht dahingehend Einigkeit, dass dieser nicht exakt vorhersehbar, im Detail planbar und auch nicht genau steuerbar ist. Zugleich besteht ein zunehmendes Verständnis über Anforderungen und unterstützende Faktoren, um notwendige Wandlungsprozesse anzustoßen und in die gewünschte Richtung auszurichten (*noch nicht vollständig nachgewiesen*).

**2. Prozesse, um den transformativen Wandel zur Nachhaltigkeit zu fördern, benötigen einen umfassenden gesellschaftspolitischen Rahmen (*allgemein anerkannt*) {10.2.2}.**

Der gesellschaftspolitische Rahmen umfasst (a) die Orientierung an einer geteilten überzeugenden Zukunfts-

vorstellung; (b) Wissen darüber, wie gesellschaftspolitische (Teil-)Systeme verändert werden können, und Wissen über den Umgang mit Unsicherheiten; (c) einen Umgang mit Dynamiken, die den sich verändernden Entwicklungspfaden innewohnen, (d) das Ermöglichen selbstbestimmten Handelns und das Schaffen von Räumen für die kreative Beteiligung unterschiedlicher gesellschaftlicher Gruppen. Wichtig sind weiterhin eine Vielfalt und das komplexe Zusammenwirken staatlicher und nicht staatlicher Steuerungsstrukturen, die sogenannte Governance. Damit die Governance transformativ wirken kann, muss sie folgende Eigenschaften haben:

- **Inklusiv:** Die Vielfalt der Interessengruppen und ihre unterschiedlichen Wertesysteme, Bedürfnisse, Rechte, Geschlechterperspektiven und Wissenssysteme werden in partizipativen Settings berücksichtigt.
- **Informiert:** Ein breites Spektrum an Praxis- und wissenschaftlichem Wissen zu wichtigen Aspekten wird in Prozesse integriert; ein transparenter Austausch von transformativem Wissen zwischen Gesellschaft, Wissenschaft und Politik wird organisiert.
- **Anpassungsfähig:** Die Idee des »adaptiven Managements« beschreibt die Fähigkeit und Bereitschaft, Handlungen an neu gewonnenes Wissen und neue Rahmenbedingungen anzupassen.
- **Integriert:** Koordiniertes Handeln erfolgt über unterschiedliche Politikbereiche, Wirtschaftssektoren, Entscheidungsebenen, Strategieprozesse und Verfahren hinweg.
- **Rechenschaftspflichtig:** Verantwortlichkeiten werden genau beschrieben und verbindlich an beteiligte Akteure übertragen. Diese nehmen ihre jeweilige Verantwortung wahr und können zur Rechenschaft gezogen werden (*allgemein anerkannt*) {10.2.2}.

**3.<sup>1</sup> Visionen des gesellschaftlichen Wandels beinhalten unterschiedliche Begründungen für den Schutz von Biodiversität (*allgemein anerkannt*) {10.3.1}. Dabei muss der Biodiversitätsschutz kein ausschließliches und alleiniges Ziel sein – eine sozialökologische Perspektive ist aber stets wichtig (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {10.3.1}. Es ist hilfreich, eine**

<sup>1</sup> Die Analyse bestehender Literatur und Daten, wie sie in den anderen Kapiteln durchgeführt wurde, war für das Kapitel 10 »Transformationspotenziale« nur bedingt möglich, da es bisher noch nicht ausreichend konkretes Material zu dem Thema für Deutschland gibt. Wir haben daher auf die Analyse von Fallstudien gesellschaftlicher Wandlungsprozesse zurückgegriffen. Dieses Vorgehen macht eine Generalisierbarkeit der Ergebnisse und damit eine Einschätzung von Vertrauensniveaus für die Kernbotschaften 3, 5, 6, 7, und 8 schwierig. Daher wurde folgendes Vorgehen gewählt: Kombination aus 1) Anteil unter 22 untersuchten Fallstudien, in denen ähnliche Phänomene beobachtet werden können, 2) Abgleich zu bestehender Literatur zu transformativem Wandel sowie 3) dem Expert:innenwissen der Autor:innen. Basierend auf dieser Triangulation, wurden Kernbotschaften formuliert und Vertrauensniveaus angegeben.

**frühzeitige und gemeinsame Entwicklung von Visionen des gesellschaftlichen Wandels räumlich groß und integrativ (sozialökologisch) zu denken (*allgemein anerkannt*) {10.3.1}.**

Biodiversität kann in gesellschaftlichen Wandlungsprozessen in unterschiedlichen Rollen auftreten (*allgemein anerkannt*): bei politischen Umbruchsituationen (z. B. Regierungswechseln) als Argument für eine Neuausrichtung oder im Zuge eines ökonomischen Wandels als ein Aspekt einer anderen Wirtschaftsweise. Beim Biodiversitätsschutz können unterschiedliche Teilziele verfolgt werden, wie die Erhaltung oder Verbesserung eines Ökosystemzustands, die Wiederansiedlung einer Art nach Rückgang oder lokaler Ausrottung, die Absicherung natürlicher Regenerationsprozesse oder der Stopp eines Negativtrends. Visionen des gesellschaftlichen Wandels können Raum für unterschiedliche Begründungen (intrinsische, instrumentelle, relationale Werte) ermöglichen und müssen keinesfalls gegensätzlich sein. Viele der untersuchten Fallstudien greifen indirekt auf relationale Beziehungen und Werte zurück, d. h., eine harmonische Verbindung zwischen Menschen und Natur wird angestrebt (*noch nicht vollständig nachgewiesen*). In vielen dieser Fälle wurde eine hohe und breite Beteiligung von verschiedenen Akteursgruppen von Anfang an realisiert. Eine Entwicklung von Visionen des gesellschaftlichen Wandels sollte räumlich groß (Landschaftsebene) und integrativ (sozialökologisch) gedacht werden (*allgemein anerkannt*).

**4. In Szenarien und Modellen zur Biodiversitätsentwicklung in verschiedenen Lebensräumen wird deutlich, dass intrinsische (Selbstwert), instrumentelle (Nutzwert) und relationale (Natur-Mensch-Beziehung) Werte und entsprechende Begründungen für Biodiversitätsschutz gemeinsam eine Rolle spielen (*allgemein anerkannt*) {10.3.1, Box 10.1}. Drei darauf basierende Begründungen für Biodiversitätsschutz (»Natur für Natur«, »Natur für Gesellschaft« und »Natur als Kultur«) sind bedingt miteinander vereinbar (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {10.3.1, Box 10.1}.**

In der Begründung »Natur für Natur« ist der intrinsische Wert der Natur zentral. Es geht um den Selbstwert der Arten, der Vielfalt der Arten, der Lebensräume und der Ökosysteme, die die natürliche Welt bilden, sowie die Fähigkeit der Natur, eigenständig zu funktionieren. Die Natur besitzt dabei Rechte, die gesellschaftlich anerkannt und vertreten werden. Die Begründung »Natur für Gesellschaft« hebt den umfassenden Nutzen hervor, den die Natur für den Menschen und die Gesellschaft

hat. Zentral sind Begriffe wie Ökosystemleistungen, Naturkapital, grüne Infrastruktur und naturbasierte Lösungen. Die Begründung »Natur als Kultur« betont, dass Natur und Menschen in Harmonie miteinander leben, wobei Gesellschaften, Kulturen und Traditionen durch die Gestaltung von Kulturlandschaften eng mit der Natur verflochten sind. Die Entwicklung von Visionen des gesellschaftlichen Wandels unter Beteiligung aller betroffenen Akteure kann dabei helfen, Gemeinsamkeiten zwischen den Zukunftsvorstellungen auszuloten und herauszuarbeiten {10.3.1, Box 10.1}.

**5. Die bloße Vermittlung von (mehr) Wissen ist nicht ausreichend (*allgemein anerkannt*), eine Verknüpfung von Wissen und Werten ist notwendig und herausfordernd zugleich (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {10.3.2}. Um Differenzen zwischen Akteuren zu überwinden, ist eine Auseinandersetzung vor allem mit Nichtwissen und Kontroversen förderlich (*allgemein anerkannt*) {10.3.2}.**

Die Verbreitung von mehr Wissen über die Bedeutung von Biodiversität führt nicht notwendigerweise zu mehr Akzeptanz und Handlungsbereitschaft, sondern kann auch Widerstände und Handlungsblockaden hervorrufen (*allgemein anerkannt*). Wissenschaftliche Erkenntnisse sind ein zentraler Bezugspunkt in der Begründung der Notwendigkeit, in der Art und Weise des Wandels oder auch im Wandlungsprozess selbst. Weniger formalisierte Wissensformen wie Praxiswissen sind vor allem dann relevant, wenn Handlungs- und Entscheidungsprobleme benannt oder konkrete praxistaugliche Verfahren entwickelt werden (*noch nicht vollständig nachgewiesen*). Bei der gemeinsamen Produktion von Wissen durch Forschung und Praxis nimmt die Wissenschaft vor allem zu Beginn eine zentrale Rolle ein; im weiteren Verlauf spielt dann aber auch Praxiswissen eine Rolle (*noch nicht vollständig nachgewiesen*).

**6. Wenn Biodiversitätsschutz ein zentrales Ziel ist, werden indirekte Treiber häufig benannt und teilweise angegangen (*noch nicht vollständig nachgewiesen*). Positive Veränderungen im Sinne der Biodiversität sind allerdings oft auch durch die effektive Nutzung von Gelegenheitsfenstern (Windows of Opportunity) geprägt (*allgemein anerkannt*) {10.3.3}.**

In vielen Fallstudien, in denen Biodiversitätsschutz als Ziel formuliert war, wurden indirekte Treiber benannt und zumindest teilweise oder auf einer kleineren Skala adressiert. Insgesamt sind positive Veränderungen im Sinne der Biodiversität weniger durch Innovation und

Einführung von neuen Nachhaltigkeitslösungen entstanden. Auch das aktive Verlassen (Exnovation) alter, nicht nachhaltiger Pfade ist selten zu beobachten. Veränderungen sind in vielen Fallstudien vielmehr ein Ergebnis der effektiven Nutzung von Gelegenheitsfenstern (*allgemein anerkannt*). Typischerweise werden Biodiversitätsgewinne hier als Nebenprodukt (Co-Benefit) erreicht. Biodiversitätsziele werden dann seltener erreicht, wenn sie mit anderen Nutzungsinteressen konkurrieren (*noch nicht vollständig nachgewiesen*). Folgende Strategien zur Veränderung nicht nachhaltiger Strukturen und Praktiken konnten häufig identifiziert werden: 1) Verbindung von Naturschutz und Landwirtschaft, 2) Verbindung von Naturschutz und Tourismus, 3) Förderung biodiversitätsfreundlicher Landschaftsgestaltung und 4) die Absicherung natürlicher Erholungsprozesse.

**7. Gesellschaftliche Wandlungsprozesse erfahren häufig gesellschaftliche Widerstände, auch im Rahmen planungsrechtlicher Verfahren, denen aber mit Beteiligungsmöglichkeiten und/oder finanziellen Anreizen entgegengewirkt werden kann. Auch die Nutzung von Synergien der unterschiedlichen Interessen der Akteure und die Kombination von Zielen erleichtern die Umsetzung gesellschaftlicher Wandlungsprozesse (*allgemein anerkannt*) {10.3.4}. **Netzwerkbildung und Zusammenschlüsse helfen ebenfalls, Widerständen zu begegnen (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {10.3.4}.****

Formal beinhalten die meisten Prozesse, die aus der Politik oder der Verwaltung angestoßen werden, in der aktuellen Praxis der Fallstudien bereits Beteiligungsprozesse (insbesondere bei rechtlich-formellen, aber zunehmend auch bei informellen Verfahren). Dennoch gibt es bei diesen Beteiligungsprozessen auch immer wieder Gruppierungen, die in späteren Prozessschritten Widerstand leisten. Das Aufzeigen des gesellschaftlichen und ökonomischen Mehrwerts ist laut vieler Fallstudien hilfreich, um Widerstände zu verringern oder zu vermeiden (*noch nicht vollständig nachgewiesen*). Eine finanzielle Unterstützung, wie Kompensationszahlungen und Förderprogramme für Landwirt:innen und andere Landeigentümer:innen als Ausgleich und zur Abmilderung unvermeidlicher Nachteile, verbessert auch die Akzeptanz ursprünglicher Gegner:innen der gesellschaftlichen Wandlungsprozesse für die Biodiversität. Auch das Entstehen neuer Einkommensquellen in der Verbindung von Naturschutz und Tourismus ist hilfreich (*allgemein anerkannt*) {10.3.4; 10.3.5}. Die Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen fördert die Biodiversität und schafft häufig einen Zugewinn für

den Tourismus durch ein attraktiveres Umfeld. Ein Zusammenschluss als Bündelung von gleichen Interessen zu Dachmarken, Dachverbänden, Netzwerken, Gesellschaften und Genossenschaften erweist sich als sinnvoll, um den Einfluss auf die Politik und die politische Handlungsfähigkeit von gesellschaftlichen Gruppen zu erhöhen. Durch die Einbindung von Naturschutzverbänden und Hochschulen kann eine bessere Berücksichtigung von Biodiversitätszielen erreicht und die Verbesserung des Biodiversitätszustandes nachgewiesen werden.

**8. Wichtige Ansätze zur Stärkung der Governance von Wandlungsprozessen sind Öffentlichkeitsarbeit, Bildung für nachhaltige Entwicklung, integrierte Nutzungskonzepte mit alternativen Einkommensquellen und sektorübergreifender Zusammenarbeit, Aufbau neuer institutioneller Strukturen sowie gesetzliche Rahmenbedingungen (*allgemein anerkannt*) {10.3.5}.**

Starke Öffentlichkeitsarbeit, gekoppelt mit Ansätzen der Bildung für nachhaltige Entwicklung, wird in den meisten Fallstudien als maßgeblich für den Erfolg beschrieben. Ein breites Problembewusstsein führt oft zur Auseinandersetzung und Identifizierung mit dem Problem. Dies erleichtert zugleich das Entstehen von neuen gemeinsamen Sicht- und Erzählweisen bis hin zur Beeinflussung politischer Themen. Bildung für nachhaltige Entwicklung vermittelt alternative Verhaltens- und Handlungsweisen für alle Altersschichten vom Kindergarten bis zur Erwachsenenbildung. Neben Veränderungen im eigenen Handeln werden Akteure in die Lage versetzt, Sichtweisen zu vertreten, an andere Personen weiterzugeben und so möglicherweise zu einem Wechsel von Denkmustern beizutragen. Der Aufbau neuer Verwaltungskapazitäten, aber auch nicht staatlicher Strukturen wie Vereine und Initiativen lässt sich in allen untersuchten Fallstudien als Motor der Wandlungsprozesse finden. Neben aller Freiwilligkeit und Beteiligung sind gesetzliche und ordnungsrechtliche Instrumente in den meisten Fallstudien wichtige Hebel. Allen voran wird hier das Bundesnaturschutzgesetz genannt, aber auch Landes- und EU-Regelwerke spielen häufig eine wichtige Rolle.

**9. Die Einbeziehung von Ökosystemen und ihren Leistungen, aber auch von Biodiversitätskennziffern, insbesondere in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) für Deutschland, wäre ein Meilenstein bei der ökonomisch-ökologischen Berichterstattung und darauf begründeten politischen Entscheidungen (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {10.4.1.1; 10.4.1.2}.**

Klassische Wirtschaftsberichterstattung berücksichtigt soziale und ökologische Folgekosten nur unzureichend (*allgemein anerkannt*). Naturkapital und intakte Ökosysteme als notwendiger Teil des materiellen Wohlstands und der gesellschaftlichen Deckung menschlicher Grundbedürfnisse müssen neben Produktivkapital und Sozialkapital sowie einer guten Regierungsführung (nachhaltige Governance) in der Berichterstattung mitbetrachtet werden. Die Verwendung von Informationen zu Ökosystemleistungen und Biodiversität im Rahmen einer Erweiterung der UGR ist im Gange, z. B. die Einbeziehung von ökologischen, sozialen und gesellschaftlichen Größenordnungen des Wohlstands im Jahreswirtschaftsbericht der Bundesregierung. Zudem wurden 2023 mit der CSRD (Corporate Sustainability Reporting Directive der EU) erweiterte Berichtspflichten für Unternehmen und Finanzinstitute bezüglich ihrer Auswirkungen auf und Abhängigkeiten von Ökosystemen und deren Leistungen einschließlich ihrer Arten eingeführt. Die Berichtspflichten sind inzwischen verbindlich, die praktische Ausgestaltung/Anwendung teils noch offen bzw. wird derzeit etabliert.

**10. Rechtliche Ansätze können Biodiversitätsschutz verbindlicher machen (*allgemein anerkannt*) {10.4.1.3; 10.4.1.4}.**

Umweltschutz einschließlich Erhaltung und Förderung der Biodiversität kann verbindlicher gemacht werden, indem er an hochrangige Rechte, zum Teil auf Verfassungsebene, geknüpft wird. Artikel 20a des Grundgesetzes definiert den Schutz der Lebensgrundlagen als ein Staatsziel. Daher ist Deutschland verpflichtet, Biodiversität und Klima in Abwägung mit anderen Staatszielen und den Grundrechten zu schützen. Im sogenannten Klimabeschluss hat das Bundesverfassungsgericht (BVerfG) festgestellt, dass die Freiheitseinschränkung zugunsten der Erreichung der Klimaziele zu einseitig auf künftige Generationen verteilt wird (*allgemein anerkannt*) {10.4.1.3}. Innovative rechtliche Regelungen wie ein Menschenrecht auf gesunde Umwelt bzw. Eigenrechte der Natur würden weitere Klagemöglichkeiten gegen den Biodiversitätsverlust schaffen, spielen aber im deutschen fachlichen und juristischen Bereich bislang eine untergeordnete Rolle (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {10.4.1.4}.

**11. Eine nachhaltige und damit sozial und ökologisch ausgerichtete Raumentwicklung erfordert einen Wechsel von Perspektiven und Denkmustern derzeitiger Planung hin zu einer integrierten, am Gemeinwohl orientierten und sozial gerechten Vorgehensweise (*allgemein anerkannt*). Wesentli-**

**che Grundlage hierfür sind das Ermöglichen und Fördern direkter Teilhabe aller gesellschaftlichen Akteure an raumwirksamen Entscheidungen (*allgemein anerkannt*) {10.4.2}.**

Konflikte um das begrenzte Gut Fläche, um die Nutzung von Böden sowie Konkurrenzen von natürlichen Schutzgütern müssen gezielt angesprochen und moderiert werden, um den Schutz der Biodiversität zu gewährleisten. Es muss mit sektorübergreifenden Ansätzen gearbeitet werden, die auf Ökosystemleistungen basieren und die aus der Flächeninanspruchnahme resultierenden Auswirkungen auf die Bevölkerung (Gesundheit, klimatische Auswirkungen, Erholung ...) aufzeigen (*allgemein anerkannt*). Hiermit unabdingbar verknüpft sind die sinnvolle Offenlegung und Kommunikation von Informationen sowie Beteiligungsverfahren, um gesellschaftlichen Konsens für den Schutz der Biodiversität sowie die Notwendigkeit und Sinnhaftigkeit neuer Verfahren zu erreichen. Über die Landschaftsplanung hinaus ist eine unmittelbare Einbindung in die querschnittsorientierte Raumordnung und Raumentwicklung nötig. So ist beispielsweise das Instrument der naturschutzfachlichen Eingriffsregelung im Sinne der Durchsetzung des Verschlechterungsverbots zu stärken und hinsichtlich eines Verbesserungsgebots auszubauen (*wird diskutiert*).

**12. Alle gesellschaftlichen Akteure können für den transformativen Wandel wichtige Rollen spielen: zivilgesellschaftliche Organisationen, Bildungseinrichtungen, Wissenschaft, Unternehmen, Akteure in Politik und Verwaltung, aber auch jede:r Einzelne (*allgemein anerkannt*) {10.5}.**

Zivilgesellschaftliche Organisationen wie NGOs, Verbände, Stiftungen können, vor allem in größeren Zusammenschlüssen von Organisationen zu Netzwerken oder Initiativen, durch Öffentlichkeitsarbeit informieren, unterschiedliche Beteiligungsformate einbringen und eine starke, gestaltende Rolle als Ideengeber und als »Überwachungsinstanz« spielen (*allgemein anerkannt*). Bildungseinrichtungen sind grundlegend, um alternative, nachhaltige Verhaltensweisen und Fähigkeiten zu vermitteln und diese durch Aus- und Weiterbildung von Berater:innen für Umweltthemen in die breite Gesellschaft zu tragen. Sozialwissenschaftliche Begleitforschung und ein systematisches, ökologisches Monitoring sind notwendig, um transformative Prozesse erfassen und bewerten zu können. Deutlich mehr Beachtung muss der systematischen Betrachtung der Auswirkungen von nationalem Biodiversitätsschutz auf andere Regionen der Welt zukommen (*allgemein anerkannt*). Neben der erweiterten Berichterstattung können Unter-

nehmen und Unternehmensverbände eigene Ideen und neue Geschäftsfelder zum Schutz von Biodiversität erschließen und dazu beitragen, Konflikte zu vermeiden (*allgemein anerkannt*) {10.4.1.2}. Gemeinwohlorientiertes Wirtschaften kann gefördert und nachhaltige Wertschöpfungsketten gestärkt werden. Jede:r Einzelne ist aufgerufen, Eigeninitiative zu ergreifen, Bildungsangebote zu nutzen, zu experimentieren und sich ehrenamtlich für Biodiversitätsschutz zu engagieren.

Akteuren in Politik und Verwaltung kommen bedeutende Rollen bei der Unterstützung des transformativen Wandels zu (*allgemein anerkannt*) {10.5}. Wichtig sind die Finanzierung von transformativen Möglichkeitsräumen wie z. B. Reallaboren sowie die Finanzierung von Bildung und wissenschaftlicher Begleitforschung. Politik und Verwaltung können aber auch selbst nach Gelegenheitsfenstern suchen (z. B. im Rahmen von Kli-

maschutz- und Anpassungsstrategien). Dort können sie als Organisatoren und Moderatoren von gemeinschaftlichen Aushandlungsprozessen etwa von neuen Visionen oder integrierten Nutzungskonzepten auftreten. Sie müssen als Vermittler Biodiversitätsziele auch in fachfremden Politikbereichen wie beispielsweise Finanz- oder Verkehrspolitik verankern (*allgemein anerkannt*). Um die Einbindung von Biodiversitätsbelangen in diesen Politikbereichen zu fördern, wären eine Stärkung des Biodiversitätsschutzes in der deutschen Gesetzgebung, eine Harmonisierung bestehender Gesetze im Sinne der Biodiversität und eine Identifikation und Änderung umweltschädlicher Gesetze und Subventionen entscheidend (*allgemein anerkannt*). Eine zentrale Aufgabe besteht dabei darin, einmal eingegangene Vereinbarungen tatsächlich umzusetzen und Möglichkeiten zu schaffen, die Um- und Durchsetzung zu überprüfen sowie gegebenenfalls zu sanktionieren.

## 10.1 Einleitung

Erhebliche menschliche Eingriffe in die Natur im Rahmen der industriell-technischen und konsumbetonten Lebensweisen des Anthropozäns führen zu folgenschweren und potenziell unumkehrbaren Degradierungen wichtiger Ökosysteme sowie Biodiversitätsverlust. Wissenschaftler:innen sehen aktuell ein sechstes Massenaussterben in der Erdgeschichte. Dies geht mit tiefgreifenden Auswirkungen auf Lebensbedingungen inklusive Gesundheit und Gerechtigkeit sowie auf die wirtschaftlichen Möglichkeiten zukünftiger Generationen einher (Barnosky et al. 2011; Ceballos, Ehrlich & Dirzo 2017; Dasgupta 2021; UN Environment 2019).

Die Autor:innen des globalen Assessments des Weltbiodiversitätsrats kommen wie andere zuvor (Dasgupta 2021; CBD 2020; IPBES 2019b; WBGU 2011) zu folgendem Schluss: Um dem Biodiversitätsverlust und dessen Auswirkungen zu begegnen, ist ein transformativer Wandel erforderlich, eine fundamentale, systemweite Reorganisation über technologische, ökonomische und soziale Faktoren hinweg mit Nachhaltigkeit als normativem Ziel (Díaz et al. 2019). Dazu müssen – selbstverständlich auf Grundlage von allgemeinen Menschenrechten und Demokratie – bestehende Systeme und Praktiken infrage gestellt, verändert und/oder ersetzt werden (Jacob et al. 2020). Diskutiert werden hier u. a. »suffiziente Lebensweisen«, die sich der Verlockung des »immer mehr« entziehen und die Frage der Bedürfnisse für ein gutes Leben anders stellen, wobei jedoch nicht nur der Konsum Einzelner, sondern dessen politische Rahmenbedingungen als Suffizienzpolitik diskutiert werden (Meisch et al. 2018).

Wie aus den Lebensraumkapiteln (Kap. 3 – Kap. 8) und Kapitel 9 deutlich wird, ist ein transformativer Wandel zu mehr Nachhaltigkeit auch für Deutschland notwendig, da viele gesellschaftliche Strukturen die maßgeblichen indirekten Treiber vieler Umweltprobleme darstellen (Dasgupta 2021; IPBES 2019a; Visseren-Hamakers et al. 2021). Diese indirekten Treiber sind eingebettet in gesellschaftliche Wertvorstellungen und geprägt von nicht nachhaltigen Handlungsweisen und Institutionen. Sie sind gleichzeitig die Ursache für die wichtigsten direkten Treiber des globalen Ökosystemwandels, wie im DPSIR-Ansatz (Drivers, Pressures, States, Impacts, Responses) dargestellt (Abb. 10.1). Das bedeutet, um den durch die direkten Treiber verursachten Druck auf die Biodiversität reduzieren zu können, müssen die wichtigsten indirekten Treiber, die in Kapitel 9 dargestellt wurden, adressiert werden.

Während der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 2021) im transformativen Wandel eine »historische

Aufgabe der Bundesregierung« sieht, ist die Antwort auf die Frage, wie dieser genau gelingen kann, derzeit noch offen. Die Forschungslage ist insofern eindeutig, als dass ein solcher Wandel weder vorhergesehen werden kann noch im Detail planbar oder steuerbar ist und dass er zumeist nur ex-post festgestellt werden kann. Gleichzeitig gibt es jedoch auch ein zunehmendes Verständnis über Anforderungen, unterstützende Faktoren und potenzielle »Hebel«, um Wandlungsprozesse anzustoßen, sowie Versuche, diese in gewünschte Richtungen zu lenken (IPBES 2019a; Abson et al. 2017; Jacob et al. 2020).

Ziel des Kapitels ist es, Transformationspotenziale aufzuzeigen. Darunter verstehen wir Handlungsoptionen verschiedener Akteursgruppen (zivilgesellschaftliche Organisationen, Bildungseinrichtungen, Wissenschaft, Unternehmen, Akteure in Politik und Verwaltung, aber auch jede:r Einzelne), die den transformativen Wandel für den Erhalt der biologischen Vielfalt unterstützen. Auf Basis der durch das Grundgesetz gegebenen Werteordnung zeigen wir darüber hinaus Optionen auf, wirtschaftlich-technologische, politisch-rechtliche und gesellschaftliche Strukturen und Prozesse sowie Rahmenbedingungen so zu verändern, dass sie negativ wirkenden indirekten Treibern einschließlich verschiedener Instrumente und Maßnahmen (Abb. 10.1, Kap. 9, Indirekte Treiber) entgegenwirken.

Es gibt unseres Erachtens derzeit noch keinen transformativen Wandel für den Erhalt und die Förderung von biologischer Vielfalt im Sinne einer fundamentalen, systemweiten und großskaligen Reorganisation, den wir betrachten können. Wir betrachten daher Fallstudien dynamischer und substanzieller gesellschaftlicher Wandlungsprozesse auf einer kleineren Skalenebene, in denen sich positive Wirkungen im Sinne international vereinbarter Biodiversitätsziele abzeichnen. Dabei sind ökonomische, rechtliche und kulturelle Rahmenbedingungen und Instrumente relevant, welche wiederum regional und kontextabhängig berücksichtigt werden (Farwig et al. 2022). Auch politische und soziokulturelle Strukturen und Prozesse werden betrachtet, da sie Elemente und Merkmale eines transformativen Wandels zur Nachhaltigkeit aufweisen (Abb. 10.3). Dabei müssen die positiven Wirkungen für die biologische Vielfalt nicht zwingend beabsichtigt oder gar politisch gesteuert gewesen sein. Die Analyse ausgewählter Fallstudien von gesellschaftlichen Wandlungsprozessen allein ermöglicht nicht die Generalisierbarkeit der Ergebnisse für Transformationspotenziale. Um dennoch Aussagen treffen zu können, haben wir uns für eine Triangulation verschiedener Wissensformen entschieden, die in einer Kombination aus 1) dem Anteil unter 22 untersuchten



eine direkte Wirkung auf Biodiversität erreichen: Die Integrität/Konnektivität aller natürlichen Ökosysteme wird um mindestens 15 % verbessert, die Artensterberate wird mindestens 10-fach verringert, das Risiko des Artensterbens wird halbiert, und die genetische Vielfalt innerhalb aller Arten bleibt zu mindestens 90 % erhalten.

Laut dem Beschluss von Montreal zum Schutz der Natur im Dezember 2022, bekannt als »Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework« (CBD 2022), sollen 23 Targets schon bis 2030 erreicht werden. Dabei sind unter anderem folgende der Targets zum Schutz der Natur neu (BMUV 2022):

- »30 % wiederherstellen: 30 % der geschädigten Ökosysteme an Land und im Meer sollen bis 2030 renaturiert werden« (CBD Target 2)
- »30 % Schutzgebiete: Mindestens 30 % der weltweiten Land- und Meeresfläche sollen unter effektiven Schutz gestellt werden. Dies betrifft vor allem Gebiete mit hoher biologischer Vielfalt, die besonders schützenswert sind. Die Rechte indigener und lokaler Gemeinschaften sollen dabei gewahrt werden« (CBD Target 3)
- »Halbierung der Verschmutzung: Der Eintrag von Düngemittelüberschüssen in die Umwelt und die Risiken durch Pestizide sowie sehr gefährlichen Chemikalien sollen bis 2030 halbiert werden« (CBD Target 7).

Der Zweck des GBF wird dabei wie folgt definiert: »*The framework aims to catalyze, enable and galvanize urgent and transformative action by Governments, subnational and local governments, and with the involvement of all of society to halt and reverse biodiversity loss, to achieve the outcomes it sets out in its vision, mission, goals and targets ...*« (CBD 2022).

Neu ist auf der globalen Ebene auch, dass Staaten die Grundlage dafür schaffen sollen, dass biologische Vielfalt und ihre vielfachen Werte in Politikkonzepten, Vorschriften, Planungs- und Entwicklungsprozessen, Armutsbekämpfungsstrategien, strategische Umweltbewertung, Umweltverträglichkeitsprüfungen und, soweit angemessen, in die volkswirtschaftliche Gesamtrechnung auf allen Regierungsebenen und in allen Sektoren vollständig einbezogen werden (CBD Target 14). Große internationale Unternehmen sollen darüber hinaus offenlegen, wie sich ihre Aktivitäten auf die biologische Vielfalt auswirken (CBD Target 15).

### EU-Ebene

Auf EU-Ebene spielt die EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 eine zentrale Rolle. Interessant für das vorliegende

Kapitel ist vor allem Ziel 3 der EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 (Europäische Kommission 2020), welches einen transformativen Wandel ermöglichen soll. Vorge schlagen und teilweise schon implementiert werden im Wesentlichen:

3.1: ein neuer Governance-Rahmen, um die Umsetzung der auf nationaler, europäischer oder internationaler Ebene eingegangenen Verpflichtungen zu steuern. Außerdem soll es einen Überwachungs- und Überprüfungsmechanismus (mit Vorschlägen für Korrekturmaßnahmen) geben. Im Rahmen enthalten sind auch der Aufbau von Verwaltungskapazitäten, Transparenz, der Dialog mit den Interessenvertreter:innen und die partizipative Governance (also die Teilhabe an der Gestaltung des Zusammenlebens).

3.2: verstärkte Bemühungen bei der Umsetzung von Umweltvorschriften; Zuerst wird eine vollständige Umsetzung des EU-Umweltrechts hervorgehoben. Dabei wird die Rolle der Zivilgesellschaft (z. B. NGOs, Verbände, Stiftung) als Instanz für die Einhaltung der Vorschriften betont.

3.3: ein integrierter und gesamtgesellschaftlicher Ansatz als Ausgangspunkt:

- Ein starker Fokus ruht hier auf dem Engagement der Unternehmen für Biodiversität durch eine Initiative für nachhaltige Corporate Governance, der Überprüfung der Berichtspflichten von Unternehmen oder auch eine europäische Initiative von Unternehmen für die Biodiversität.
- Zu diesem gesamtgesellschaftlichen Ansatz gehören auch 20 Mrd. € pro Jahr für Ausgaben zugunsten der Natur aus privaten und öffentlichen Mitteln. Grundsätzlich sollen mit EU-Mitteln biodiversitätsfreundliche Investitionen und Beschaffungen gefördert werden. Darüber hinaus soll es eine Initiative für Naturkapital und Kreislaufwirtschaft geben. Nicht zuletzt sollen Umweltkosten bepreist und besteuert werden, die die Umweltkosten, einschließlich der Kosten für den Verlust an biologischer Vielfalt widerspiegeln.
- Die Messung und Berücksichtigung des Wertes der Natur wie etwa des ökologischen Fußabdrucks von Produkten und Organisationen einschließlich der Anwendung von Lebenszykluskonzepten und der Bilanzierung des Naturkapitals ist ebenfalls Ziel.
- Als letzten Punkt für das Ziel 3 schlägt die Strategie die Verbesserung von Kenntnissen, Bildung und Kompetenzen vor, die mit Investitionen in Forschung,

Innovation und Wissensaustausch gefördert werden sollen. Hervorgehoben wird die Förderung von Partnerschaften zwischen Wissenschaft, Politik und Praxis, um naturbasierte Lösungen vor Ort Wirklichkeit werden zu lassen. Ein neues Wissenszentrum für biologische Vielfalt soll bei der Erreichung dieses Ziels helfen. Eigens hervorgehoben wird auch die Förderung der Zusammenarbeit bei der Bildung im Hinblick auf ökologische Nachhaltigkeit.

### Nationale Ebene

Die Nationale Biodiversitätsstrategie Post-2020 wurde zum Zeitpunkt des Abschlusses des *Faktencheck Artenvielfalt* erarbeitet, und es lag ein erster Diskussionsvorschlag vor (BMUV 2023). Neu gegenüber der 2007 verfassten Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS 2030) sollte eine überwiegend bis 2030 angelegte Strategie mit klaren Qualitäts- und Handlungszielen mit mindestens einem dazu passenden Indikator sein (BMUV 2022). Durch eine präzise Zuordnung von Instrumenten, Evaluierungskriterien und Verantwortlichkeiten sollte die Zielerreichung besser überprüfbar sein (BMUV 2022) und Lernprozesse gefördert werden (siehe auch Kap. 10.4.1).

Anders als in der EU-Biodiversitätsstrategie wurde im Entwurf der NBS 2030 ein transformativer Wandel nicht als ein zentrales Ziel herausgearbeitet, um die anderen Biodiversitätsziele zu erreichen. Dennoch klang in vielen Handlungsfeldern die Notwendigkeit transformativen Wandels an:

- Für das Ziel »bis 2030 ist ein hohes gesellschaftliches Bewusstsein für biologische Vielfalt bei mindestens 35 % der Bevölkerung erreicht« (BMUV 2023) wird in einem Querbezug zur Bildung für nachhaltige Entwicklung auf die Notwendigkeit gesellschaftlicher Transformation hingewiesen, und es sollte eine Qualitäts- und Umsetzungsoffensive des transformativen Lernens (u. a. zum Biodiversitätsschutz) gestartet werden. Dies sollte sowohl in schulischen als auch in außerschulischen Bildungseinrichtungen gemeinsam mit anderen Akteuren der Bildung für nachhaltige Entwicklung vollzogen werden (BNE).
- Im Handlungsfeld »Digitalisierung, Daten und Forschung« sollten weitere Forschungslücken zur Umsetzung eines transformativen Wandels für den effektiven Schutz und die nachhaltige Nutzung der Biodiversität identifiziert und geschlossen werden.
- Im Handlungsfeld »Forschung zum Schutz der Biodiversität« wurde auf diese Lücke ebenfalls hingewiesen: »Bis 2030 sind die wichtigsten Lücken im Forschungsbedarf für die Erhaltung der Biodiversität

und den notwendigen transformativen Wandel identifiziert, und zu deren Schließung werden die Ausgaben für die Biodiversitätsforschung entsprechend erhöht.« Dazu sollte bis 2025 ein Konzept für die Vernetzung der deutschen Biodiversitätsforschung mit der Transformationsforschung (Lehrstühle, Studiengänge, Institute usw.), für den entsprechenden Ausbau der Infrastruktur sowie für die Auszeichnung von Forschungsk Kooperationen (als »Benefit-Sharing«) entwickelt werden.

- Auch in konkreten Lebensräumen wurde das Thema aufgegriffen. So hieß es im Handlungsfeld Gebirge: »Für einen transformativen Wandel zugunsten der biologischen Vielfalt muss der Biodiversitätsschutz insbesondere in die Sektoren Tourismus, Verkehr, Land-, Forst-, Energie- und Wasserwirtschaft integriert werden.«
- Ebenfalls wurde im Handlungsfeld zu Wirtschaft, Finanzströmen und Konsum deutlich gemacht, dass es eine grundlegende Transformation der Wirtschaftsweise braucht, um die biologische Vielfalt zu erhalten und der gemeinsamen Verantwortung aufgrund des wachsenden globalen wirtschaftlichen Austauschs gerecht zu werden.
- Laut dem Handlungsfeld Ernährung und Gesundheit muss das globale Agrar- und Ernährungssystem ebenfalls langfristig und nachhaltig transformiert werden, um zu einem gesunden Leben auf der Erde beizutragen.
- Im Handlungsfeld Beitrag Deutschlands zum Biodiversitätsschutz weltweit wird von der Diskussionsvorlage anerkannt, dass Deutschland für den Verlust der biologischen Vielfalt weltweit eine Mitverantwortung trägt – nicht nur aus moralischen Gründen, sondern vor allem durch Lebensstil und Wirtschaftsweise, die zur Naturzerstörung in anderen Ländern beitragen. Dabei trägt Deutschland als eine der größten Industrienationen der Welt eine besondere Verantwortung und hat darüber hinaus eine Vorbildfunktion im Kontext der sozialökologischen Transformation inne.

Während in dem Entwurf die Notwendigkeit transformativen Wandels gesehen wurde, schien eine Vorstellung davon, was genau transformiert werden muss und wie und wer daran beteiligt sein würde, noch sehr vage zu sein. Es bedarf eines gesellschaftlichen Diskurses, um die Frage nach dem »was« klären zu können. Mit den Ergebnissen unserer Analysen können wir einen Beitrag dazu leisten, wie ein transformativer Wandel von verschiedenen Akteursgruppen unterstützt werden könnte.

### 10.2.2 Gesellschaftliche Wandlungsprozesse mit positiven Auswirkungen für die biologische Vielfalt

Die Forderung nach transformativem Wandel ist in vielen politischen Dokumenten verankert. Die Diskussion darüber, wie transformative Wandlungsprozesse identifiziert, beschleunigt und gesteuert werden können und wie Transformationspotenziale abzuleiten und zu bewerten sind, hat sich in letzter Zeit stark intensiviert (Bulkeley et al. 2020; Chaffin et al. 2016; Glass, Newig 2019; Lee & Waddock 2021; Loorbach, Frantzeskaki & Avelino 2017; Patterson et al. 2017; UBA 2019a; Visseren-Hamakers et al. 2021). Theoretische Debatten sind unüberschaubar geworden, sodass sie sich an dieser Stelle nicht abbilden lassen. Hier verweisen wir auf das IPBES Assessment zu transformativem Wandel, das sich dieser Aufgabe angenommen hat (IPBES 2024).

Als konzeptionellen Ansatz für die Untersuchung von Rahmenbedingungen für Wandlungsprozesse haben wir den Bewertungsrahmen (Framework on transformative change) von Wittmer et al. (2021) verwendet (Wittmer et al. 2021). Er fasst die wichtigsten Elemente und Merkmale eines transformativen Wandels zur Nachhaltigkeit zusammen. Die Autor:innen argumentieren, dass die in der Literatur geforderten Eigenschaften transformativer Governance-Ansätze (inklusive, informiert, anpassungsfähig, integriert und rechenschaftspflichtig; Kap. 10.3.5) am besten erreicht werden können, wenn sie in gesellschaftspolitische Rahmen eingebettet sind. Dazu gehören:

- die Orientierung an einer geteilten, überzeugenden und transformativen Vision (Kap. 10.3.1)
- entsprechende Wissensprozesse und Wissen darüber, wie gesellschaftspolitische (Teil-)Systeme verändert werden können, und Wissen über den Umgang mit den damit verbundenen Unsicherheiten; (Kap. 10.3.2)
- einen ausgewogenen Umgang mit den Dynamiken, die den sich verändernden Entwicklungspfaden innewohnt (Kap. 10.3.3)
- die Ermöglichung von emanzipiertem Handeln und die Schaffung von Räumen für die kreative Beteiligung unterschiedlicher gesellschaftlicher Gruppen (Kap. 10.3.4).

Weitere Erläuterungen der Bedingungen für Wandlungsprozesse finden sich als Einleitungen zu den Ergebnissen der Fallstudienanalysen in den Kapiteln 10.3.1–10.3.5.

### 10.2.3 Methodisches Vorgehen

Wie eingangs erwähnt, werden die Transformationspotenziale aus verschiedenen Analysen abgeleitet. Im Fokus der Analysen stehen dabei:

- Beispiele gesellschaftlicher Wandlungsprozesse, die eine positive Wirkung im Sinne international vereinbarter Biodiversitätsziele haben oder bei denen sich eine positive Wirkung abzeichnet (Kap. 10.3)
- potenziell vielversprechende Governance-Ansätze, die zum Erhalt oder zur Verbesserung des nationalen Biodiversitätsstatus beitragen, indem sie auf diesen indirekte Treiber wirken (Kap. 10.4).

Für die Auswahl der Fallstudien, die in Kapitel 10.3 analysiert werden, wurden folgende Kriterien herangezogen (Abb. 10.2):

- Zunächst wurden Fallstudien ausgewählt, in denen sich positive Wirkungen im Sinne international vereinbarter Biodiversitätsziele (CBD 2022) nachweisen lassen oder in naher Zukunft erwartbar sind.

In der Fallstudie Grünes Band konnte die Vernetzung natürlicher Ökosysteme durch die Öffnung von Wander- und Ausbreitungskorridoren und die Schaffung eines länderübergreifenden Biotopverbundes deutlich verbessert werden (CBD Target 2). Bei anderen Fallstudien handelt es sich um die aktive Wiederherstellung geschädigter Ökosysteme (Emscherumbau, Rheinisches Braunkohlerevier) (CBD Target 2: Wiederherstellung, CBD Target 7: Halbierung der Verschmutzung). In den Fallstudien Nationalpark Bayerischer Wald, Biosphärenreservate Rhön und Südost-Rügen sowie Nationalpark Wattenmeer wurden Gebiete mit behutsamer Harmonisierung der Nutzung mit dem Naturschutz unter Schutz gestellt (CBD Target 3: Unterschutzstellung). Andere Fallstudien zeichnen sich durch das Aufhalten von Negativtrends z. B. der Verringerung der Artensterberate (z. B. Insektenschutzbeispiele, Emscherumbau), durch die Absicherung natürlicher Erholungsprozesse wie im Fall der Rückkehr des Wolfes oder durch die Schaffung neuartiger Ökosysteme (Lebensräume) (z. B. urbane Gärten) auch an Standorten mit extremen Bedingungen (z. B. Dachbegrünung) (CBD Target 4: Artenschutz) aus.

- Bei der Auswahl der Fallstudien spielte es keine Rolle, ob Biodiversitätsschutz ein explizites, übergeordnetes Ziel war (siehe z. B. Emscherumbau). In den Fallstudien sollten auch soziale und ökonomische Ziele eine Rolle gespielt haben und auch dafür positive Nebeneffekte (Co-Benefits) für Wirtschaft und Gesellschaft entstanden sein. In manchen Fallstudien standen soziale und ökonomische Ziele sogar im Zentrum, und der Erhalt der biologischen Vielfalt konnte als Co-Benefit betrachtet werden. Es ist festzuhalten, dass im Rahmen der Analyse nur Positivbeispiele untersucht

wurden, bei denen folglich ein Widerstand letztendlich nicht zum Abbruch des Projektes geführt hat.

- Des Weiteren sollte für die Fallstudien eine gute Daten- bzw. Informationslage existieren, beispielsweise eine gute Literaturgrundlage oder Ansprechpartner:innen in Institutionen, die viel mit dem Wandlungsprozess zu tun haben oder hatten. Bei der Auswahl haben wir auch einige Fallstudien berücksichtigt, die sich für einen Binnenvergleich, also den Vergleich zweier thematisch ähnlicher Prozesse, eignen.

In einem weiteren Schritt folgte die Eingrenzung des Systems, in dem die Wandlungsprozesse stattfinden. Räumlich lag der Fokus auf Deutschland (Kap.1.3.1, Räumlicher und zeitlicher Bezug). Ausgewählt wurden überregionale Wandlungsprozesse (Überwindung administrativer Grenzen, u. a. Bundesländergrenzen) und regionale Wandlungsprozesse (ohne Überwindung administrativer Grenzen), d.h. sowohl Beispiele aus ausgewählten Bundesländern als auch bundeslandübergreifende und staatenübergreifende (z. B. Rewilding Oder Delta) Beispiele. Ziel war es nicht, alle Bundesländer abzudecken, sondern eine räumliche Diversität zu gewährleisten. In zeitlicher Hinsicht reichen die Anfänge der Beispiele dabei oft bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts zurück. Manche Beispiele reichen auch in die Zukunft, d. h., es wurden auch Beispiele gewählt mit besonders innovativen, aber noch laufenden Wandlungsprozessen, bei denen sich eine positive Wirkung im Sinne interna-

tional vereinbarter Biodiversitätsziele abzeichnet, diese sich aber noch nicht eindeutig mit Daten belegen lässt.

Bei den Fallstudien wurden sowohl lebensraumspezifische als auch lebensraumübergreifende Wandlungsprozesse betrachtet. Lebensraumspezifische Wandlungsprozesse spielen sich (hauptsächlich) in einem der im *Faktencheck Artenvielfalt* betrachteten Lebensräume ab (z. B. Agrar- und Offenland). Lebensraumübergreifende Wandlungsprozesse sind flächenkonkrete Wandlungsprozesse, die sich über mehrere Lebensräume hinweg erstrecken können wie z. B. Schutzgebiete.

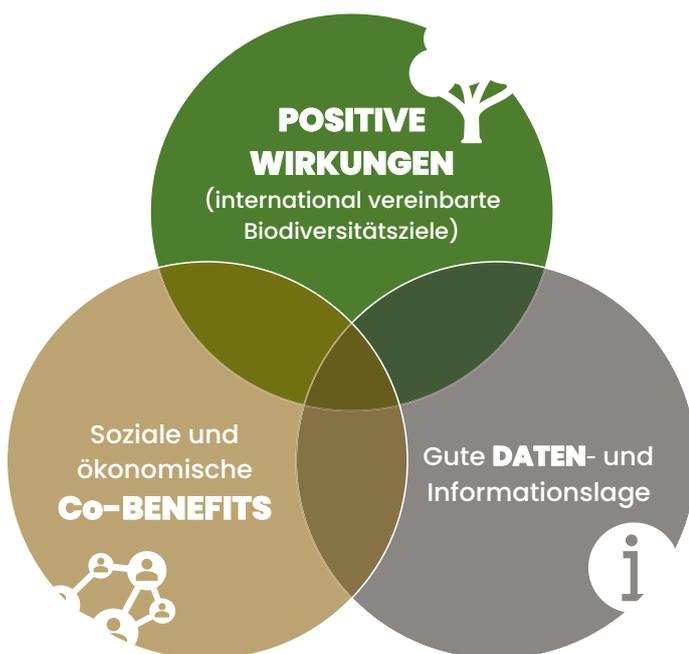
Die Darstellung der lebensraumspezifischen Wandlungsprozesse erfolgt in den Lebensraumkapiteln (siehe Transformationsboxen in den Kapiteln 3–7), die der lebensraumübergreifenden in diesem Kapitel. Auf dieser Grundlage wurden insgesamt 22 Fallstudien analysiert (Tab.10.1). Die Beschreibungen der einzelnen Fallstudien finden sich in Anhang 10.4 und in den Transformationsboxen der jeweiligen Lebensraumkapitel.

Im Folgenden findet sich eine kurze methodische Beschreibung der Analysen. Eine ausführliche Darstellung findet sich im Anhang 10.3.

Vor der Analyse wurden zunächst Literatur und Daten zu den Fallstudien zusammengetragen. Diese Daten wurden entlang eines eigens entwickelten Analyserahmens aufbereitet. Der Analyserahmen (Anhang 10.2) besteht aus drei verschiedenen Kategorien von Fragen:

1. Zunächst werden die Treiber und Randbedingungen analysiert, die den gesellschaftlichen Wandlungsprozess in Gang gebracht haben. Im Zentrum des Interesses steht hier die Identifikation von Gemeinsamkeiten hinsichtlich Ursachen und Hindernissen der Wandlungsprozesse, um aus dem Umgang damit lernen zu können.
2. Der zweite Schritt ist die Analyse der Gestaltung von Wandlungsprozessen. Auch hier liegt der Fokus darauf, Gemeinsamkeiten abzuleiten, die einen gesellschaftlichen Wandlungsprozess gut unterstützen können.
3. Die Analyse der Ergebnisse gesellschaftlicher Wandlungsprozesse nimmt sowohl positive als auch negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt und Umwelt im Allgemeinen in den Blick sowie auch gesellschaftliche Auswirkungen und Änderungen in Strukturen, Institutionen und Praktiken.

Um die Fragen zu beantworten, wurde folgendes Material verwendet: eine Literaturrecherche unter Berücksichtigung von wissenschaftlichen Publikationen mit Peer-Review (Datenbanken: JSTOR, WoS, Google Scholar usw.) und auch graue Literatur (z. B. Ab-



**Abbildung 10.2:** Auswahlkriterien für die Identifikation der Fallstudien.

**Tabelle 10.1:** Analysierte Fallstudien im Hinblick auf ihren spezifischen und übergreifenden Lebensraumbezug (TB = Transformationsbo-  
den in den Lebensraumkapiteln).

Fallstudie	Kurzbeschreibung der Fallstudie	Großregion (1. Ordnung)	Link
<b>Lebensraumübergreifende Fallstudien</b>			
Emscherumbau	Errichtung eines zentralen Abwasserreinigungssystems im Ruhrgebiet sowie Renaturierung der Emscher und ihrer Nebenflüsse.	Norddeutsches Tiefland, Mittelgebirgsschwelle	Anhang 10.4
Grünes Band	Das Grüne Band stellt den größten Biotopverbund in Deutschland dar, der entlang der ehemaligen innerdeutschen Grenze verläuft.	Norddeutsches Tiefland, Mittelgebirgsschwelle, Schichtstufenland	Anhang 10.4
Leipziger Neuseenland	Rekultivierung ehemaliger Tagebaue zu einem flächendeckenden Netz von Seen und Neuschaffung von Natur- und Erholungsflächen.	Norddeutsches Tiefland	Anhang 10.4
Rheinisches Braunkohlerevier	Renaturierung und Rekultivierung ehemaliger Braunkohleabbaugebiete für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung sowie zur Naherholung und für den Tourismus.	Norddeutsches Tiefland, Mittelgebirgsschwelle	Anhang 10.4
Biosphärenreservat Rhön	Das Biosphärenreservat Rhön ist ein Beispiel für die praktische Umsetzung eines bundesländerübergreifenden integrierten Landschaftsschutzes.	Mittelgebirgsschwelle	Anhang 10.4
Biosphärenreservat Südost-Rügen	Das Biosphärenreservat Südost-Rügen ist ein Beispiel für die praktische Umsetzung des integrierten Landschaftsschutzes.	Norddeutsches Tiefland (Küstenregionen der Ostsee)	Anhang 10.4
Rewilding Oder Delta	Das Oderdelta ist Bestandteil des Rewilding-Europe-Netzwerks und wurde 2015 als achte Rewilding-Zone ausgewiesen. Ziel ist der Schutz bestehender und die Wiederherstellung natürlicher Ökosysteme.	Norddeutsches Tiefland	Anhang 10.4
Rückkehr des Wolfes	Nach der Unterschutzstellung des Wolfes (ca. 1990) erfolgte allmählich die Rückkehr der Wölfe nach Deutschland aus Osteuropa, nachdem diese Art über Jahrhunderte hinweg in Deutschland ausgerottet war.	überregional	Anhang 10.4
Insektenschutzgesetz	Das Insektenschutzgesetz wurde auf Bundesebene verabschiedet, um dem Rückgang der Insekten in Deutschland entgegenzuwirken. Ziel ist u. a. die Förderung von insektenfreundlichen Naturschutz- und landwirtschaftlichen Flächen.	überregional	Anhang 10.4
Volksbegehren Artenvielfalt Bayern	Das Volksbegehren »Artenvielfalt & Naturschönheit in Bayern – Rettet die Bienen!« verfolgt das Ziel, eine gesetzliche Verankerung der Naturrechte in der bayerischen Verfassung zu erreichen.	Schichtstufenland, Alpenvorland	Anhang 10.4
<b>Lebensraumspezifische Fallstudien</b>			
Dachbegrünung	Begrünte Dächer tragen zur Diversität von ökologischen Nischen, Habitaten für Arten und Ökosystemleistungen (z. B. Regulierung von Temperatur und Wasser) im städtischen Raum bei.	überregional	Anhang 10.4
Farm-to-Fork-Strategie	Die Farm-to-Fork-Strategie umfasst eine Reihe von politischen Zielen einer nachhaltigen Landwirtschaft und ist ein wichtiges Element des europäischen Green Deal und der Umsetzung der UN-Ziele für nachhaltige Entwicklung.	überregional	Anhang 10.4
Solidarische Landwirtschaft (SoLaWi)	Die gemeinschaftsgestützte Landwirtschaft stellt eine soziale Praxis dar, bei der Gruppen von Personen landwirtschaftliche Betriebe finanziell unterstützen, sich an der Ernte beteiligen sowie das geteilte Risiko eines möglichen Ernteausfalls tragen.	überregional	Anhang 10.4
Regionalwert AG Freiburg	Die Regionalwert AG Freiburg ist eine Bürgeraktiengesellschaft, die sich einer umfassend zukunftsfähigen Land- und Ernährungswirtschaft widmet.	Schichtstufenland	TB im Kap. 3
Insektenschutz durch Blühlebensräume im Offenland	Förderung des Insektenschutzes durch die Schaffung von blühenden Lebensräumen im Offenland.	überregional	TB im Kap. 3
Trittsteinkonzept	Eine stark naturschutzorientierte, nachhaltige Waldnutzung, die Elemente wie Biotopbäume, Totholz, Waldtrittsteinflächen und Naturwaldreservate in die forstwirtschaftliche Nutzung integriert.	Schichtstufenland	TB im Kap. 4
Nationalpark Bayerischer Wald	Der Nationalpark Bayerischer Wald ist der erste, älteste und größte Wald Nationalpark Deutschlands mit Schwerpunkt auf der Verbindung von Naturschutz, Tourismus und einem attraktiven Umweltbildungsangebot.	Mittelgebirgsschwelle	TB im Kap. 4
Verbesserung der Gewässergüte von Fließgewässern seit den 1970er-Jahren	Der technische Fortschritt in der Abwasserreinigung hat seit den 1970er-Jahren zu einer kontinuierlichen Verbesserung der Gewässergüte und damit zur Steigerung der Biodiversität der Fließgewässer in Deutschland beigetragen.	überregional	TB im Kap. 5
Verbesserung der ökologischen Qualität von Fließgewässern seit 2000	Mit der Verabschiedung der EG-Wasserrahmenrichtlinie wurde EU-weit ein Handlungsrahmen zur Verbesserung der Lebensbedingungen für aquatische Organismen in den Oberflächengewässern geschaffen.	überregional	TB im Kap. 5

Fallstudie	Kurzbeschreibung der Fallstudie	Großregion (1. Ordnung)	Link
Nationalpark und Weltnaturerbe Wattenmeer	Ein weltweit einzigartiges Ökosystem vor der Nordseeküste, das u. a. durch den Ausbau eines naturverträglichen Tourismus die Wahrnehmung des Wattenmeeres als schützenswertes Gut in der Bevölkerung verstärkt.	Norddeutsches Tiefland (Küstenregionen der Nordsee)	TB im Kap. 6
Urbane Gärten	Urbane Gärten sind Formen öffentlicher oder teilöffentlicher Freiraumgestaltung im Siedlungsbereich, die neben der Möglichkeit zur Selbstversorgung, Betätigung und Erholung auch starke ökologische und soziale Komponenten haben können.	überregional	TB im Kap. 7
Regionale Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet	Die Strategie zielt darauf ab, durch die Entwicklung von regional abgestimmten Zielen und Strategien sowohl den Schutz als auch die Förderung der biologischen Vielfalt und grünen Infrastruktur in der Metropole Ruhr voranzutreiben und gleichzeitig als Orientierung für zukünftige Initiativen zu dienen.	Norddeutsches Tiefland, Mittelgebirgsschwelle	TB im Kap. 7

schlussarbeiten, behördliche oder projektbezogene Berichte sowie Gutachten). Dies wurde für jedes Beispiel durchgeführt. Bei noch nicht abgeschlossenen Wandlungsprozessen, sofern nur wenig Literatur und Daten vorhanden waren, wurde auf Expert:innenwissen zurückgegriffen, das durch Interviews erhoben wurde. Alle Informationen wurden mit Verweis auf die Quelle in den Analyserahmen eingetragen. In einem nächsten Schritt wurden alle Fallstudien von Expert:innen aus dem jeweiligen Themenfeld gegengelesen, geprüft und gegebenenfalls ergänzt. Die mit dem Analyserahmen aufbereiteten Daten wurden dann mit dem Bewertungsrahmen für transformativen Wandel aus Wittmer et al. (2021) (Vision, Wissen, Dynamiken, emanzipiertes Handeln und Handlungsräume, Governance-Ansätze, siehe auch Kap. 10.2.2) mittels qualitativer Inhaltsanalysen auf Gemeinsamkeiten und Unterschiede untersucht (Abb. 10.3).

Die Analyse und Synthese bestehender Literatur oder entsprechender Daten, wie sie in den anderen Kapiteln durchgeführt wurde, war für den Bereich der Transformationspotenziale nicht möglich, da für Deutschland bisher noch nicht ausreichend einschlägiges Material gefunden wurde. Es wurde daher, wie oben beschrieben, auf die Analyse von Fallstudien zurückgegriffen und mit anderen Wissensformen trianguliert, um Transformationspotenziale ableiten zu können. Basierend auf der im Kapitel vertretenen Expertise, zeigten sich bei der Analyse der Fallstudien teilweise Lücken bei der Darstellung vielversprechender Instrumente und Governance-Ansätze. Einige dieser Governance-Ansätze werden in Kapitel 10.4.1 entsprechend der Expertise der Kapitelautor:innen dargestellt. Diese werden durch Ergebnisse laufender Forschungsprojekte untersetzt, wie beispielsweise das FuE-Projekt »Bio-Mo-D: Wertschätzung von

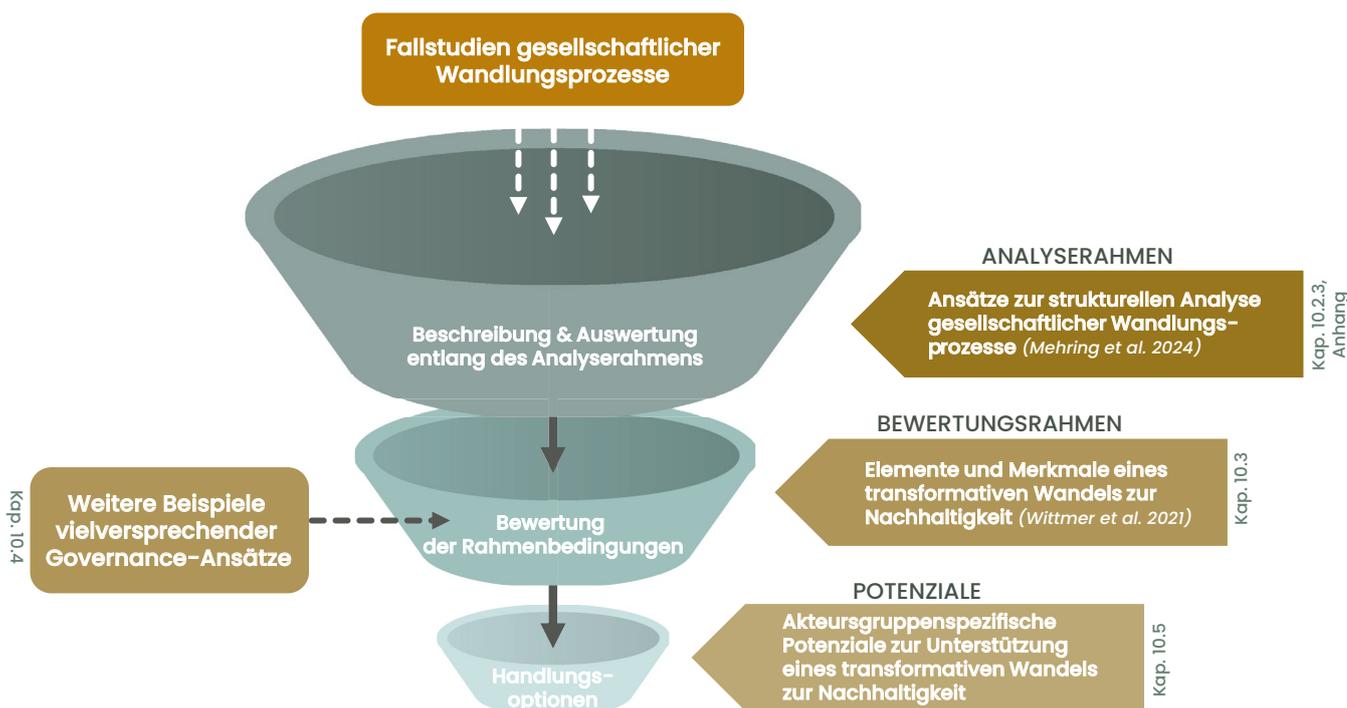


Abbildung 10.3: Methodisches Vorgehen zur Identifikation von Transformationspotenzialen zum Erhalt der biologischen Vielfalt.

Biodiversität – zur Modernisierung der Wirtschaftsberichterstattung in Deutschland« (Bio-Mo-D o. J.).

### 10.3 Gelungene gesellschaftliche Wandlungsprozesse

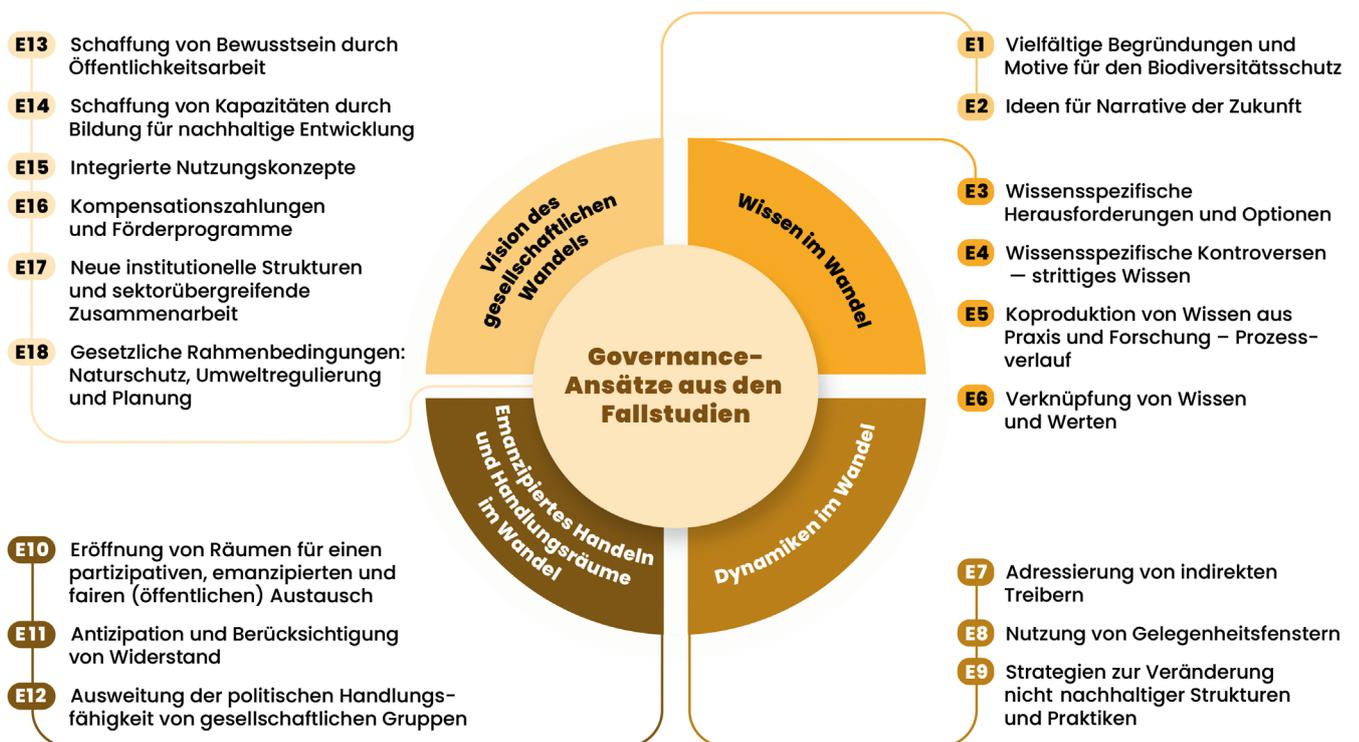
Alle Fallstudien wurden in einem ersten Schritt mittels des entwickelten Analyserahmens (Kap. 10.2.3, Anhang 10.2) aufbereitet und in einem zweiten Schritt entlang der Bewertungsrahmen (Vision, Wissen, Dynamiken, emanzipiertes Handeln und Handlungsräume, Governance-Ansätze) aus Wittmer et al. (2021) (Abb. 10.4) analysiert. Anschließend wurde diskutiert, welche Rahmenbedingungen und Governance-Ansätze für transformative Wandlungsprozesse auf dem Weg zur Nachhaltigkeit und Biodiversitätsschutz in den Fallstudien maßgeblich waren.

#### 10.3.1 Vision des gesellschaftlichen Wandels

##### Einleitung

Das bisherige Scheitern der nationalen wie internationalen Bemühungen, eine Trendwende für die Biodiversität zu erreichen, macht deutlich, dass neue Ansätze notwendig sind, die das Zusammenwirken von gesellschaftlichen Prozessen und Biodiversitätsveränderungen sowie der Frage danach, wie wir künftig leben wollen und können, in den Fokus nehmen (Mehring, Lux & Jahn 2020). In diesem Sinne liefert eine transformative

Vision eine geteilte Vorstellung der Zukunft, die den gewünschten Zustand greifbar oder zumindest vorstellbar macht und somit Orientierung, Inspiration und Motivation liefert (Wittmer et al. 2021). Diese Vision(en) zu entwickeln erfordert eine kritische Reflexion des bisherigen Zustands. Dabei ist es wichtig, das gesamte sozial-ökologische System inklusive seiner Wechselwirkungen zwischen sozialen, politischen, ökonomischen und ökologischen Systemkomponenten zu betrachten (Jahn et al. 2020). Damit können die Ursachen der derzeitigen Probleme, d. h. der Nichtnachhaltigkeit, adressiert werden, wie z. B. die gesellschaftliche Wertschätzung von Natur, das Ermöglichen von Koexistenz (d. h. das Miteinanderleben von verschiedenen [Wildtier-]Arten mit dem Menschen), die Stärkung der Widerstandsfähigkeit des sozialökologischen Systems sowie die Teilhabe aller Akteure (Jahn et al. 2020). Letzteres ist deswegen wichtig, da ein Widerstand derjenigen zu erwarten ist, die von den derzeitigen Strukturen und Prozessen profitieren und diese Vorteile in einem gesellschaftlichen Wandel gefährdet sehen. Daher muss sowohl der Inhalt als auch die Entstehung einer neuen Vision normativ legitimiert werden, z. B. durch die Organisation und Moderation von Debatten und die Betonung von Gemeinsamkeiten (Wittmer et al. 2021). Die Entwicklung einer Vision kann einem formalisierten Prozess, der intendiert und eingeleitet ist, oder einem weniger formalisierten Prozess, nicht intendiert und nicht angeleitet, folgen.



**Abbildung 10.4:** Rahmenbedingungen entlang der Bewertungsrahmen (Vision, Wissen, Dynamiken, emanzipiertes Handeln und Handlungsräume, Governance-Ansätze). Die Einzelergebnisse aus der Analyse sind mit E1 bis E18 gekennzeichnet.

Um der Leugnung unbequemer Wahrheiten vorzubeugen, sollte das Narrativ der Vision keine Ansprüche auf überlegenes Wissen erheben (Chilisa 2017). Narrative sind Erzählungen, und eine Vision ist ein Narrativ der Zukunft. Eine transformative Vision adressiert ein komplexes Problem und zeigt eine gemeinsame Entwicklungsgeschichte aller betroffenen Akteure hin zu einer alternativen Zukunft.

Die Einbeziehung verschiedener Zugänge zu Biodiversität sowie Wertvorstellungen, wie instrumenteller, intrinsischer und relationaler Werte, wird empfohlen (Chan et al. 2016; Chan, Gould & Pascual 2018; Eser & Potthast 1999; IPBES 2019a; Patterson et al. 2017). Instrumentelle Werte beziehen sich auf Dinge, die ein Mittel zu einem gewünschten Zweck sind. Sie werden in der Regel mit der Natur (z. B. als Vermögenswert, Kapital, Resource) und ihren Beiträgen für die Menschen in Verbindung gebracht. Intrinsische Werte beziehen sich auf den Selbstwert der Natur, die unabhängig von ihrem Nutzen für den Menschen gelten, und umfassen alle Einheiten von Lebensräumen oder Arten bzw. Individuen. Auch in Deutschland fordern einige mit Bezug auf unterschiedliche Naturethiken indigener Gruppen und außereuropäischer Kulturen, der Natur eigenständige Rechte zuzuweisen (Knauß 2018). Relationale Werte beziehen sich auf die Sinnhaftigkeit von Mensch-Natur-Interaktionen und gelingende Interaktionen zwischen Menschen (auch über Generationen hinweg) durch die Natur (z. B. Identitätsgefühl, Spiritualität, Fürsorge, Gegenseitigkeit) (IPBES et al. 2022). Drei darauf basierende Visionen für Biodiversitätsschutz »Natur für Gesellschaft«, »Natur für Natur« und »Natur als Kultur« greifen explizit auf diese Wertvorstellungen zurück: instrumentell für »Natur für Gesellschaft«, intrinsisch für »Natur für Natur« und relational für »Natur als Kultur« (siehe auch Box 10.1) (IPBES 2023; PBL 2018; Pereira et al. 2020).

### Ergebnisse der Fallstudienanalysen

#### E1: Vielfältige Begründungen und Motive für den Biodiversitätsschutz

Einige Fallstudien verfolgen bei der Erarbeitung einer Vision einen formalisierten Prozess (z. B. Regionale Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet). Zu finden waren aber auch weniger formalisierte Prozesse. In den wenigsten Fällen gab es eine explizite Entwicklung einer gemeinsamen Vision. Es gibt aber Hinweise auf geteilte Vorstellungen (Leitbilder), auf denen aufgebaut wurde. Dabei ist Biodiversitätsschutz nicht notwendigerweise das primäre Ziel oder ausschließlicher Anlass, sondern ist in unterschiedlichen Rollen und Funktionen aufgetreten. Bei politischen Umbruchsituationen war Biodiversitäts-

schutz ein Element für eine Neuausrichtung, etwa die Umdeutung des »Todesstreifens« an der ehemaligen innerdeutschen Grenze (Grünes Band) zur »Lebenslinie« oder bei der Transformation der ehemaligen Braunkohlereviere. Biodiversität kann auch im Zuge eines ökonomischen Wandels ein zentraler Aspekt einer anderen Wirtschaftsweise sein, wie etwa im European Green Deal oder bei der Solidarischen Landwirtschaft. Wenn Biodiversität primäres Ziel ist, können unterschiedliche Absichten verfolgt werden, wie z. B. die Erhaltung eines guten Zustands (Trittsteinkonzept, Biosphärenreservate Rhön und Südost-Rügen, Grünes Band), die Wiederherstellung nach Rückgang oder Ausrottung von Arten oder Ökosystemen (Rheinisches Braunkohlerevier, Rewilding Oder Delta, Insektenschutzgesetz), den natürlichen Erholungsprozess von Arten absichern (Rückkehr des Wolfes) oder einen Negativtrend der Biodiversität aufhalten. In vielen Fällen wurde räumlich groß, vor allem auf Landschaftsebene sowie integrativ sozialökologisch (Vereinbarkeit von gesellschaftlichen Ansprüchen mit Biodiversitätsschutz) gedacht (beispielhaft genannt werden können hier die Biosphärenreservate Rhön und Südost-Rügen, regionale Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet).

#### E2: Ideen für Narrative der Zukunft

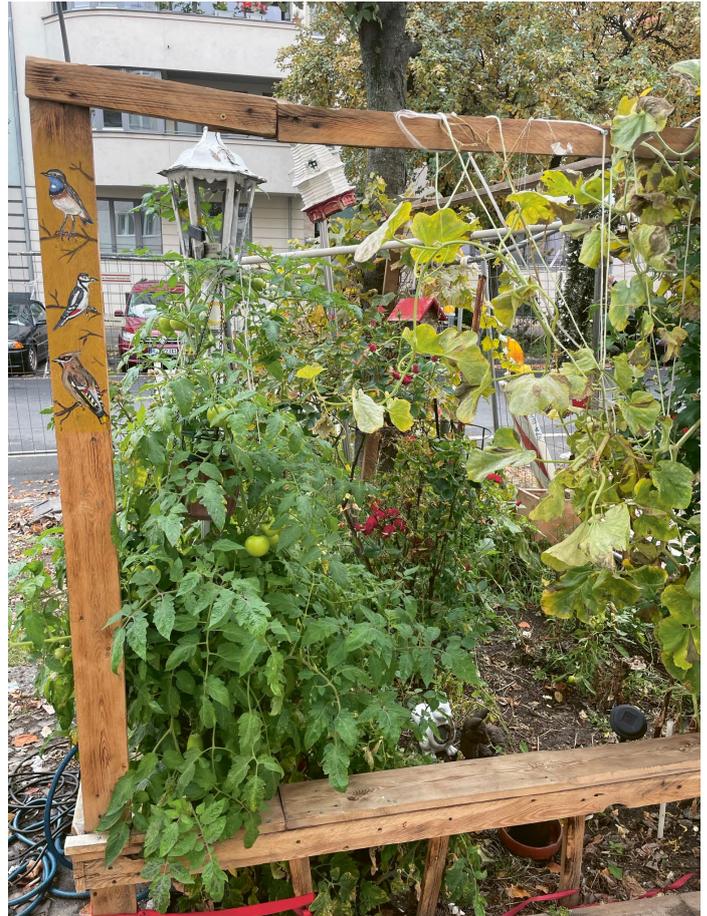
Narrative aus den Fallstudien beschreiben Visionen, wie Menschen künftig wirtschaften oder als Gesellschaft leben und sein wollen. Dabei kann Biodiversitätsschutz eine Chance für einen (gesellschaftlichen) Neuanfang bieten, eine (Neu-)Ausrichtung bei bestehender Umbruchsituation darstellen oder einen spezifischen Mehrwert (etwa im Sinne von Ökosystemleistungen) bieten. Aus den Fallstudien lassen sich Elemente identifizieren, die Hinweise auf ein Neudenken des bestehenden Systems geben:

- Neukonzeption von Schutz und Nutzung auf großer Fläche (Landschaftsebene): Kulturlandschaft und damit deren Bewirtschaftung wird als Errungenschaft gesehen. Es findet eine Umdeutung der Rolle des Menschen statt. Nutzung von Natur kann auch Biodiversitätsschutz bedeuten (Biosphärenreservate Rhön und Südost-Rügen). Ehrenamt und Eigeninitiative sowie Kommunikation und Teilhabe haben in diesen Beispielen eine große Rolle gespielt.
- Neue wirtschaftliche Zielstellungen: *Prosuming* verbindet konsumieren (engl. *consumer*) mit produzieren (engl. *producer*); gemeint sind Verbraucher:innen, die auch zugleich Produzent:innen sind, wie in den Fallstudien SoLaWi und Regionalwert AG Freiburg. Bezogen auf Biodiversitätsschutz, bieten diese

Ansätze die Möglichkeit, mittels neuer ökonomischer Bewertungsmethoden ökologische und soziale Vorteile im Preis abbilden zu können.

- Neudefinition von Konzepten, welche die Beziehung zwischen Gesellschaft und Natur in den Mittelpunkt stellen: Eine integrierte Umsetzung der Idee von Koexistenz berücksichtigt auch Ängste und Sorgen der Menschen und z. B. nicht nur eine ökonomische Kompensation im Schadensfall durch z. B. einen Wolfsriss von Schafen. Eine positive Belegung und Deutung ist wichtig, um die Angst in der Bevölkerung zu nehmen (Rewilding Oder Delta).
- Aneignung des öffentlichen Raums: Die Fallstudie Urbane Gärten mit der Initiative »Recht auf eine Stadt für alle« zeigt, welche (neue) Rolle der öffentliche Raum als Raum für die Begegnung zwischen Kulturen und Erfahrungsraum mit Natur sein kann.
- Systemischer Ansatz: Am Beispiel Ernährung und der Farm-to-Fork-Strategie zeigt sich, dass es wichtig ist, entlang der Wertschöpfungskette von der Produktion bis zum Konsumenten zu denken und zu handeln. Mit diesem Ansatz ist es möglich, ganzheitliche Handlungsmöglichkeiten aufzuzeigen, die nicht nur auf die Ursachenverantwortung (Verursacher des Biodiversitätsverlustes) reduzieren (Beispiel Blühlebensräume im Offenland).
- Symbolische Bedeutung von Biodiversität: Biodiversitätsschutz kann auch für eine symbolische Umdeutung eines geschichtlichen Prozesses genutzt werden, wie etwa beim Grünen Band oder bei der Transformation der ehemaligen Braunkohlereviere.
- Biodiversitätsschutz als primäres Ziel: Der relationale Wert im Sinne der Fürsorge für und Sorge um die Natur (z. B. beim Thema Insektensterben) wird hier explizit in den Vordergrund gestellt. Daraus leitet sich die Verantwortung ab, dem Verlust von biologischer Vielfalt entgegenzusteuern. Die Fallstudien Dachbegrünung, Insektenschutzgesetz und Blühlebensräume im Offenland beziehen sich in ihrer Argumentation und Initiierung der Initiativen explizit auf dieses Narrativ.

Die Entwicklung gemeinsamer Visionen kann Raum für unterschiedliche Begründungen für den Biodiversitätsschutz (instrumentell, intrinsisch) ermöglichen und zeigt, dass diese nicht gegensätzlich sein müssen. Viele der Fallstudien greifen implizit auf relationale Beziehungen und Werte (wie z. B. Fürsorge, Ängste, Sorge um Natur, Schutz-Nutzung-Dichotomie) zurück, auch wenn es keine explizite Entwicklung von gemeinsamen Visionen gab (Fallstudien Biosphärenreservate Rhön und Süd-



**Bild 1:** »Guerrilla Gardening« – eine extreme Form von »Urban Gardening«, da die Flächennutzer:innen meist nicht die Flächeneigentümer:innen sind und die Bepflanzung des öffentlichen Raums auch als Ausdruck des zivilen Ungehorsams gewertet werden kann. Aber noch auf der kleinsten Fläche – hier an einer Straße in Berlin – kann man Pflanzen anbauen, was zur biologischen Vielfalt im Kleinen beiträgt (Foto: Janina Kleemann).

ost-Rügen, Grünes Band, Regionalwert AG Freiburg). In diesen Fällen wurde eine hohe und breite Beteiligung verschiedener Akteure (d. h. verschiedener Beziehungen und Werte) von Anfang an realisiert.

### 10.3.2 Wissen im Wandel

#### Einleitung

Um eine Trendwende beim Verlust der biologischen Vielfalt zu erreichen, geht es nicht nur darum, das attestierte »*lack of action*«, die Umsetzungsdefizite, zu adressieren, sondern und vor allem auch darum, ein »*lack of knowledge*«, Wissensdefizite, anzuerkennen und zu überwinden (Mehring et al. 2017). Beim Versuch, diesen Mangel an Wissen zu überbrücken, geht es immer auch um Nichtwissen, strittiges oder unsicheres Wissen, da der Verlust an biologischer Vielfalt sowie die gesellschaftlichen Ursachen und Folgen vielschichtig und komplex sind (Mehring et al. 2017). Synergien zwischen verschiedenen Wissenssystemen sind notwendig, und

**Box 10.1: Visionen zum Erhalt der biologischen Vielfalt**

In dieser Box werden die in den Fallstudien analysierten Ansätze (Kap. 10.3.1) um zusammenfassende Visionen aus einem systematischen Literaturreview von Szenarien und Modellen ergänzt. Die Zusammenfassung orientiert sich an intrinsischen, instrumentellen und relationalen Wertvorstellungen und damit einhergehenden Begründungen für Biodiversitätsschutz, die in der Fallstudienanalyse identifiziert wurden und auch dem IPBES Nature Futures Framework (NFF) zugrunde liegen (IPBES 2023; PBL 2018; Pereira et al. 2020) (Abb. 10.5).

**Methodisches Vorgehen zum Review von Szenarien und Modellen**

Für die Literaturrecherche im Web of Science und auf Google Scholar wurden die Begriffe des Glossars genutzt und deutsch- und englischsprachige sowie peer-reviewte und graue Literatur mit einem räumlichen Bezug zu Deutschland zusammengetragen. Diese Auswahl wurde hinsichtlich ihres Bezugs zu Biodiversität und Ökosystemleistungen sowie ihrer politischen Relevanz untersucht. Es wurden 42 Studien analysiert, die alle Assessment-Lebensräume abdecken. Die positiven Szenarien wurden dann den drei Visionen des NFF zugeordnet und, basierend auf den generischen Beschreibungen

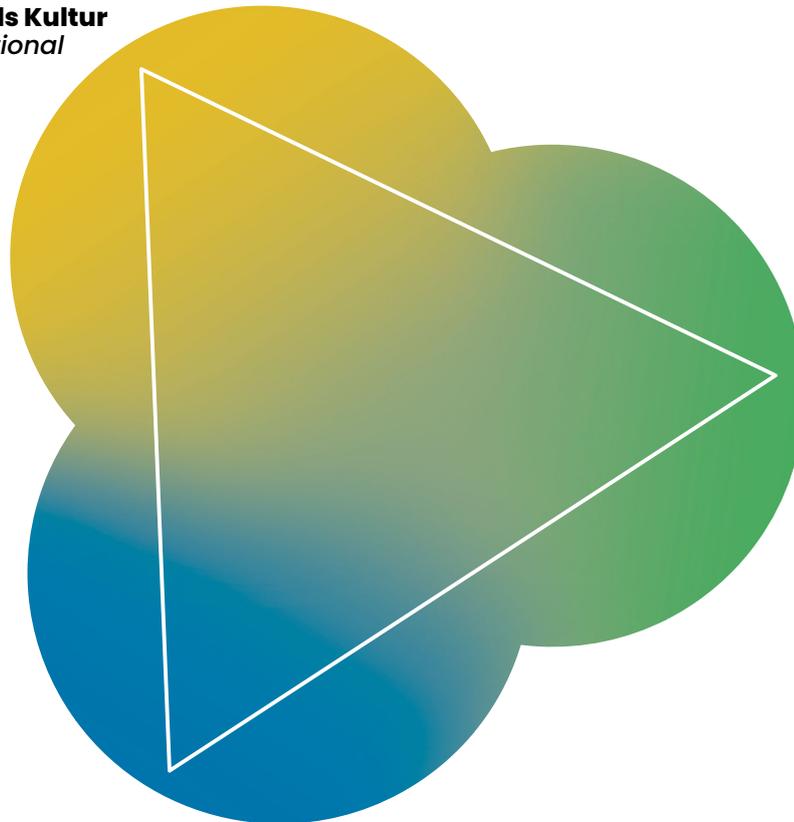
der Visionennarrative, extrahiert und zu Visionen für Deutschland zusammengesetzt (Anhang 10.5).

**Kurzdarstellung der Visionen**

In einer komplexen Welt gibt es einen Pluralismus von Wertvorstellungen. Der Schutz der biologischen Vielfalt ist jedoch in allen Visionen als Ziel angelegt.

In der Vision »**Natur für Natur**« wird der Selbstwert der Natur priorisiert. Es wird die Vielfalt der Arten, Lebensräume und Ökosysteme betont, die die natürliche Welt bilden, sowie die Fähigkeit der Natur, autonom zu funktionieren. Die Natur hat starke Rechte, die gesellschaftlich anerkannt und vertreten werden. Schlüsselarten, der Schutz und Ausbau von Wildnisgebieten und die Ausrichtung auf ökologische Hotspots sind zentrale Elemente eines ausgeprägten Landsparing- und »Rewilding«-Ansatzes. Entsprechende Vorhaben werden u. a. durch Biodiversity-Offsetting-Programme (z. B. Ökokonten) finanziert. Sowohl auf der nationalen als auch auf Ebene der EU werden hohe Umweltstandards vereinbart. Entscheidungs- und Umsetzungsprozesse sind meist top-down, werden durch staatliche Akteure dominiert und richten sich weitestgehend an ökologischen Grenzen aus. Landwirt:innen führen die zen-

**Natur als Kultur**  
*relational*



**Abbildung 10.5:** Das Nature Futures Framework ist ein flexibles Werkzeug zur Unterstützung der Entwicklung von Szenarien und Modellen für erstrebenswerte Zukünfte für Mensch, Natur und Mutter Erde (übersetzt aus IPBES, 2023). Quelle: IPBES 2023.

tral festgelegten Maßnahmen teilweise gemeinsam durch. Nicht staatliche Akteure haben bei planerischen, politischen und administrativen Entscheidungsprozessen eher eine kontrollierende Funktion. Rechte der Natur werden durch staatliche und private Akteure systematisch und erfolgreich vertreten. Die Lebenszufriedenheit der Menschen speist sich durch die Freude am Erleben der Natur und das Wissen, dass andere Arten geschützt werden. Konsummuster sind geprägt von einer zunehmend vegetarischen oder veganen Ernährung und einer ressourcenschonenden Lebensweise.

Die Vision »**Natur für Gesellschaft**« hebt den Nutzen hervor, den die Natur für die menschliche Gesellschaft hat. Zentral sind Begriffe wie Ökosystemleistungen, Naturkapital, grüne Infrastruktur und naturbasierte Lösungen. Die effiziente und nachhaltige Nutzung vielfältiger Ökosystemleistungen und deren Einfluss auf das menschliche Wohlergehen werden systematisch erfasst und der instrumentelle Nutzen der Natur durch naturbasierte Lösungen bewertet. Biodiversität gilt dann als schutzwürdig, wenn sie etwa für die landwirtschaftliche Produktion und für genutzte aquatische Ökosysteme und damit verbundene Versorgungs- und Regulierungsleistungen wichtig ist. Die Lebenszufriedenheit der Menschen speist sich aus dem Konsum einer Vielfalt und -zahl hochwertiger Naturgüter. Veränderungen im Landschaftsbild werden toleriert und häufig touristisch genutzt; Energiepflanzen, Windkraftanlagen und Solarparks gelten als integraler Bestandteil von Kulturlandschaften. Gesetze und Vorschriften für die Raumplanung und den Auf- und Ausbau gebiets- und ökosystemübergreifender grüner und blauer Infrastruktur werden strikt durchgesetzt. Bei der Entwicklung und Umsetzung naturbasierter Lösungen sind private Akteure stark eingebunden. Natur-, Ingenieur- und Sozialwissenschaften werden als wesentliche Grundlage für politische Entscheidungen stark gefördert.

Politik, Verwaltung und Privatwirtschaft sind geprägt von adaptiven, lernenden und teils auch partizipativen Ansätzen.

Die Vision »**Natur als Kultur**« betont, dass Natur und Mensch in Harmonie miteinander leben, wobei Gesellschaften, Kulturen und Traditionen bei der Gestaltung von Kulturlandschaften mit der Natur verflochten sind. Das Wiederverbinden mit der Natur in ländlichen und zunehmend auch städtischen Landschaften geschieht durch vielfältige Lebensstile und Arbeitsformen. Die Lebenszufriedenheit der Menschen entsteht durch die Erhaltung des naturbasierten kulturellen Erbes und des sozialen Zusammenhalts zwischen den Generationen. Werte wie kulturelle Identität, »Sense of Place« und Zusammengehörigkeitsgefühl sind zentral. Es werden qualitativ hochwertige, diverse, regionale, extensiv produzierte landwirtschaftliche Bioprodukte konsumiert; der Anteil des ökologischen Landbaus und die Nahrungsmittelvielfalt sind hoch; der Konsum ist auf einen geringen und ressourcenschonenden Verbrauch ausgerichtet. Eine kooperative und weniger wohlstandsorientierte Politik kontrolliert Ressourcen und Landnutzungspolitik innerhalb eines nationalen Politikrahmens, der biologische und kulturelle Vielfalt plant und verwaltet. Vielfältige Finanzierungsformen ermöglichen eine umfassende und partizipative Umsetzung von Maßnahmen in Zusammenarbeit mit den Behörden, unterstützt durch private und zivilgesellschaftliche Akteure. Die Politikinstrumente sind langfristig angelegt und bevorzugt freiwillig. Es dominieren faire Austausch- und Diskursformen der Entscheidungsfindung. Regionale Kompetenzzentren ermöglichen den Wissensaustausch zwischen Wissenschaft und Praxis und die Weitergabe von Best Practices.

Die Wertvorstellungen dieser Visionen sind bedingt miteinander vereinbar und nicht notwendigerweise konkurrierende Alternativen. Partizipative Visionsentwicklung kann helfen, Gemeinsamkeiten auszuloten (Kap. 10.3.1).

eine Integration unterschiedlichen Wissens aus Wissenschaft und Praxis ist unabdingbar (Cornell et al. 2013; Martín-López & Montes 2015; Thaman et al. 2013). Unter transformativem Wissen versteht man demnach Wissen über die Möglichkeiten und Grenzen von – erwünschten – Veränderungen von Strukturen und Prozessen, die für die jeweils untersuchten Problemlagen wichtig sind. Um einen Wandel zu ermöglichen und zu gestalten, muss sich transformatives Wissen auf alle drei Wissensarten beziehen: Systemwissen (Wissen um Ursachen, Treiber und Wirkungsgefüge), Orientierungswissen (zur Unterscheidung von erwünschten und unerwünschten Entwicklungen) und Transformationswissen (Wissen um Mittel und Wege) (Committee of Scientists 1999; Jahn, Bergmann & Keil 2012). Wissenschaft und Praxis können zu allen drei Wissensarten beitragen.

Transformatives Wissen bezieht sich auf alle drei Wissensarten und kann sich aus Wissenschaft und Pra-

xis speisen. Es handelt sich dabei nicht nur um klassisch naturwissenschaftliches Wissen über den Status quo, Trends und Treiber der Biodiversität, sondern vielmehr auch um sozialwissenschaftliches Wissen über Akteure, deren Wissen und Bedürfnisse sowie Praktiken und Strukturen, die sie bedingen bzw. die sie selbst ausbilden. Transformatives Wissen ist inter- bzw. transdisziplinär (greift auf unterschiedliche Wissenssysteme zurück). Es ist situationsbedingtes Wissen auf Zeit (Schneider et al. 2019): Gemäß dem Framework für transformativen Wandel (Wittmer et al. 2021) wird dabei im Laufe des sozial-ökologischen Veränderungsprozesses stets immer wieder neu nach dem Stand und der Rolle des Wissens gefragt. Somit kann es sich an die veränderten Wissensbedarfe und Handlungsoptionen im Laufe der Zeit anpassen. Beim transformativen Wissen geht es dabei um Fragen des Wissensbedarfs, der Wissensgenerierung, aber auch der Wissensintegration und nicht zuletzt ihrer Anwendung.

### Ergebnisse der Fallstudienanalysen

#### E3: Wissensspezifische Herausforderungen und Optionen

Wissensspezifische Herausforderungen lassen sich aus den Fallstudien in den beiden Dimensionen Nichtwissen und Deutungskonflikte erkennen. Nichtwissen kann dabei auf einem Mangel an Wissen in der Wissenschaft selbst beruhen, z. B. bei der Entwicklung neuer praxistauglicher Verfahren für Renaturierungsprozesse aufgrund fehlender Wissensgrundlagen, um die Bergbausanierung voranzutreiben (Leipziger Neuseenland, Rheinisches Braunkohlerevier), aber auch in der Bevölkerung etwa im Umgang beim Schutz vor Wildtieren (Rückkehr des Wolfes) oder in der Planung z. B. in Form von Mangel an Best-Practice-Beispielen im Umgang mit invasiven Arten bei Dachbegrünungen. Die Fallstudien deuten darauf hin, dass dieses Nichtwissen oder ein Mangel an erfolgreichem Wissenstransfer erforderliches Handeln zum Schutz der biologischen Vielfalt verhindert. Diese Beobachtung stützt sich auch auf

andere Beispiele, wo vorhandenes Wissen in der Bevölkerung (System- oder Orientierungswissen) um die Bedeutung bestimmter Tier- und Pflanzenarten für die Natur, Kultur und/oder Geschichte der Region Hemmnisse gegenüber Biodiversitätsschutzmaßnahmen abbauen konnten (Grünes Band, Biosphärenreservat Rhön, Biosphärenreservat Südost-Rügen, Trittsteinkonzept). Das Beispiel der Rückkehr des Wolfes zeigt auch, dass wissenschaftliche Erkenntnisse im politischen Feld als Meinungsäußerung mit eigener Agenda wahrgenommen werden können und auf diese Weise unweigerlich Teil gesellschaftlicher Konflikte werden.

Wissen um die Ausgangsbedingungen spielte ebenfalls eine Rolle. Wissen um die ökologischen Ausgangsbedingungen wurde nur in einigen Fällen angegeben. Wissen um gesellschaftliche, rechtliche, administrative und finanzielle Hindernisse war indes fast immer gut und teilweise sehr detailliert vorhanden. Es lässt sich daher vermuten, dass die Kenntnisse sozialer Hemmnisse potenziell positiv für Wandlungsprozesse sind.

#### E4: Wissensspezifische Kontroversen – strittiges Wissen

Differenzierte Kenntnisse von widerstreitenden Narrativen und durch Gegensätzlichkeiten geprägte Akteurskonstellationen lassen sich im Nachhinein von Expert:innen deutlich identifizieren. Es liegt nahe, dass dies auch den damals handelnden Personen bekannt war. Strittiges Wissen zeichnet sich dadurch aus, dass es nicht von (allen) Akteuren geteilt und anerkannt wird. Aus den Fallstudien lassen sich folgende Kontroversen in allen drei Wissensarten herausarbeiten, die einen Wandel verhindern oder verzögern:

- Systemwissen – Wissen um Ursachen, Treiber und Wirkungsgefüge: Die Ursachen (z. B. Landwirtschaft, Klima, Stickstoffeinträge) des Verlustes an Insektenvielfalt in Deutschland sind nicht allen Akteuren gleichermaßen bekannt.
- Orientierungswissen – zur Unterscheidung von erwünschten und unerwünschten Entwicklungen: Die Rolle und der Stellenwert des menschlichen Handelns für künftige, zukunftsweisende Konzepte für den Biodiversitätsschutz sind umstritten – integrierte vs. segregierte Konzepte, die den Menschen als Teil der Lösung (integriert) oder als Teil der Ursache sehen (segregiert) (Fallstudien zu Schutz vs. Nutzung oder Koexistenz vs. Schutz des Menschen vor wilder Natur/Wildnis),
- Transformationswissen – Wissen um Mittel und Wege: Strittiges Wissen war bei Transformationswissen weniger stark ausgeprägt in den Fallstudien im



**Bild 2:** Totholz bietet viel Lebensraum für unterschiedliche Tier- und Pflanzenarten, aber in verwalteten Forstgebieten ist es oft schwer, Förster:innen davon zu überzeugen, Totholz im Wald liegen zu lassen. Einige Bundesländer haben jedoch Alt- und Totholzkonzepte entwickelt, um die Biodiversität in Wäldern zu verbessern. (Foto: Janina Kleemann).



**Bild 3:** Bienenhochstand in der Stadt. Bienen finden in der Stadt ausreichend Nahrung, sodass auch hier Imkerei möglich ist. Idealerweise wird die Honigproduktion mit der Beteiligung der lokalen Bevölkerung verbunden, um das Wissen zu vermitteln und um auch mehr Menschen für den Biodiversitätsschutz zu begeistern. (Foto: Janina Kleemann) (Insektenschutz).

Vergleich zu den anderen beiden Wissensarten. Lediglich die Fallstudie der Dachbegrünung zeigt auf, dass Uneinigkeit bezüglich Pflege und Management der Maßnahmen für mehr Biodiversität vor allem vor dem Hintergrund von invasiven Arten bestand.

#### **E5: Koproduktion von Wissen aus Praxis und Forschung – Prozessverlauf**

Die Art der Wissensproduktion unterscheidet sich zwischen den Beispielen deutlich. Es gibt sowohl »Bottom-up«- als auch »Top-down«-Prozesse. Eine erhöhte Sichtbarkeit durch Öffentlichkeitsarbeit oder erweiterte Fachgremien war zumindest kein Nachteil für den Wandlungsprozess. Partizipation und die zum Teil auch Kontroversen stiftende Veröffentlichung von bereits vorhandenem Wissen, wie z. B. in der Krefelder Studie, waren in den Fallstudien öfter zu finden als der Zuwachs an Wissen.

Die Wissenschaft hat eine zentrale Rolle eingenommen, um Wandlungsprozesse anzustoßen und zu begleiten. Ihr kommt hier eine Sonderrolle zu, um Wirkungszusammenhänge offenzulegen und Einflussfaktoren zu

erkennen, die Laien verschlossen bleiben. Das wissenschaftliche Wissen (hier um den Zustand der Insekten) spielt insbesondere bei besonders innovativen, möglicherweise auch gerade deshalb umstrittenen Initiativen wie dem Insektenschutzgesetz mit etablierten und gut organisierten Vetospielern (Naturschutz und Landwirtschaft) eine Rolle. Wissenschaftliche Studien sind zudem ein zentraler Bezugspunkt in der Begründung der Notwendigkeit sowohl in der Art und Weise des Wandels als auch im Prozess selbst. Beispielsweise sind Studien zur Begleitung von Schutzmaßnahmen, mit deren Hilfe Wirkungsabschätzung mittels Monitoring gemacht werden, ein wichtiger Bestandteil der Fallstudien gewesen.

Bei der Koproduktion von Wissen für den Wandlungsprozess selbst spielen dann aber auch insbesondere wenig formalisierte Wissensformen wie Praxiswissen eine wichtige Rolle, z. B. bei den Akteursgruppen der Landwirtschaft, Planung, Unternehmen oder Ingenieur:innen in Form von teils marginalisierten (im Sinne von wenig angewandt in der heutigen Praxis), teils vergessenen Erfahrungen. Dies gilt insbesondere dann,

wenn Verfahren, etwa für eine Renaturierung, überhaupt erst entwickelt werden müssen (z. B. Rheinisches Braunkohlerevier, Leipziger Neuseenland, Regionalwert AG Freiburg).

Beispiele wie das Biosphärenreservat Rhön zeigen, dass die Kooperation von Politik, Wissenschaft und Bürgerschaft besonders gut funktioniert, insbesondere wenn es sich um Betroffene und Akteure des Wandels handelt, wenn die jeweils spezifischen Wissensformen (Natur- und Sozialwissenschaft, lokales Wissen, Planungswissen, Ingenieurwissen) eingebracht werden. Die Vermittlung von Wissen in die Bevölkerung hinein war zur Akzeptanzsteigerung stets zentral.

### E6: Verknüpfung von Wissen und Werten

Am Beispiel der Rückkehr des Wolfes lässt sich erkennen, wie das größere Wissen über die Bedeutung von Beutejägern für die biologische Vielfalt nicht nur eine Chance für mehr Akzeptanz darstellt, sondern auch Angst und Skepsis hervorrufen kann. Befürworter:innen wie Gegner:innen des Wolfes weisen einen hohen Wissensstand auf. Gleichwohl bieten sachliche Informationen über den Wolf auch eine Basis, um Vorurteile zu relativieren oder sogar abzubauen. Es zeigt sich in der Fallstudie, dass die Behauptung, dass sich mit einem faktenbasierten, gleichsam emotionslosen Zugang das beschriebene Umsetzungsdefizit überwinden lässt, eine Fiktion ist. Wissen kann nicht völlig wertfrei in gesellschaftlichen Zusammenhängen abgewogen werden. Dies belegen auch die Beispiele um die Deutungshoheit bezüglich der Ursachen für den Insektenrückgang. Die Fallstudien zeigen, dass die Politisierung des Wissens einerseits unvermeidbar, andererseits aber auch notwendig ist, wenn es eine gesellschaftliche Orientierungsfunktion bieten soll. Die gleichermaßen kritische wie konstruktive Verknüpfung von Wissen und Werten ist Grundlage für politischen Konsens, aber auch Dissens.

#### 10.3.2.1 Dynamiken im Wandel

##### Einleitung

Viele derzeit etablierte, nicht nachhaltige Strukturen und Praktiken stellen wesentliche indirekte Treiber vieler Umweltprobleme (u. a. Biodiversitätskrise) dar. Sie sind tief in gesellschaftlichen Wertvorstellungen verankert (Dasgupta 2021; IPBES 2019a; Visseren-Hamakers et al. 2021) und werden idealerweise direkt adressiert.

Dabei ist transformativer Wandel in Richtung Nachhaltigkeit allerdings nur begrenzt steuerbar, was jedoch das Anstoßen, Aufgreifen und Beeinflussen von transformativen Wandlungsprozessen nicht ausschließt. Dabei spielen insbesondere das Erkennen und Nutzen von

»Windows of Opportunity« (Gelegenheitsfenstern) eine entscheidende Rolle (Wittmer et al. 2021).

Schon der italienische Politiktheoretiker Niccolò Machiavelli (1469–1527) beschreibt in seinem Werk »Il Principe« (Der Fürst) die »Occasione« als günstige Gelegenheit, »den historischen Augenblick, den ein besonderer, tugendhafter Mann (*uomo virtuoso*) oder auch die Führungsschicht eines Staates zu nutzen verstehen muss« (Schröder 2004). Gegenwärtig ist »Windows of Opportunity« (Gelegenheitsfenster) ein gängiger Begriff in der (Notfall-)Medizin und Landwirtschaft und wird durch drei Charakteristika beschrieben: Zeitpunkt, Länge und Preis: Unterlassene Handlungen in der Gegenwart können das Erreichen des Ziels in der Zukunft gänzlich verhindern oder mit erheblich gesteigertem Aufwand verbinden.

Gelegenheitsfenster entstehen oft in Phasen starker ökologischer, sozialer und politischer Veränderungen, die auch als Krisen wahrgenommen werden können. Sie zeichnen sich durch neuartige Lösungswege aus, die von Einzelnen oder Gruppen aufgezeigt werden und auf alternativen sozialen Normen, Werten und ethischen Auffassungen fußen (Chaffin et al. 2016). Gelegenheitsfenster können in komplexen sozialökologischen Systemen der Gegenwart kaum aktiv erzeugt und gesteuert werden. Eine Planung von Gelegenheitsfenstern scheidet in der Regel an den faktisch bestehenden und politisch-rechtlich zugestandenen Kompetenzen von Impulsgebenden, die in demokratischen Staaten auf öffentliche Zustimmung und politische Mehrheiten angewiesen sind.

Loorbach & Oxenaar (2018) unterscheiden bei transformativem Wandel zur Nachhaltigkeit zwei unterschiedliche, komplementäre Prozesse (Loorbach & Oxenaar 2018): (i) die Innovation und Etablierung von innovativen Nachhaltigkeitslösungen (»phase-in«) und (ii) die Reduzierung und schließlich die Aufgabe von Technologien und Praktiken, die nicht nachhaltig sind (Exnovation) (»phase-out«). Phase-in-Prozesse beinhalten eine anfängliche Förderung und umfassende Bemühungen, Biodiversitätsschutz breit zu integrieren, und können im späteren Verlauf etabliert und schließlich institutionalisiert werden. Im Gegensatz dazu geht es bei Phase-out-Prozessen darum, bereits etablierte Technologien und Praktiken infrage zu stellen und diese zu unterbrechen. Bestehende Praktiken können sowohl aufgrund des Drucks von Nischeninnovationen untergehen als auch absichtlich abgeschafft werden (Rogge & Johnstone 2017). Exnovationsprozesse bergen erhebliches Konfliktpotenzial, da einige Handelnde direkt negativ betroffen sind und Kosten verursacht werden (Heyen



**Bild 4:** Die intensive Landwirtschaft, die zunehmende Flächenversiegelung und der Klimawandel setzen vielen Insektenarten zu. Vor allem die Insektenarten, die auf spezifische Nahrungspflanzen angewiesen sind, haben drastisch abgenommen. Das Volksbegehren Artenvielfalt hat gezeigt, dass auch in der Bevölkerung ein großes Interesse am Biodiversitätsschutz besteht. Die Bundesregierung sieht nun endlich Handlungsbedarf und hat das Aktionsprogramm Insektenschutz ins Leben gerufen. (Foto: Bernd Kleemann).

2017). Um einen größeren Systemwandel herbeizuführen, müssen Phase-in- und Phase-out-Prozesse zusammenfallen (Loorbach & Oxenaar 2018), denn Innovationen ohne Exnovation führen zwar zu Neuerungen, die ökologische Abschaffung des Nichtnachhaltigen bleibt jedoch aus (Paech 2005). Dabei sind komplementäre und konkurrierende Wechselwirkungen zwischen den neuen und bestehenden Technologien und Praktiken zu erwarten (Sandén & Hillman 2011).

### Ergebnisse der Fallstudienanalysen

#### E7: Adressierung von indirekten Treibern

Die gesamte Bandbreite wirtschaftlich-technologischer, politisch-rechtlicher und gesellschaftlicher Einflussfaktoren auf Biodiversität (indirekte Treiber) wurde in den Fallstudien analysiert. Erfolgversprechend sind Beispiele, die modellhaft nachhaltige Alternativen für Nutzung, Konsum und gemeinschaftliches Handeln im Sinne des Biodiversitätsschutzes erproben und damit selbst zum Exempel der Bildung werden (Best-Practice-Beispiele). Zumeist in Fallstudien, in denen Biodiversi-

tätsschutz ein zentrales Ziel ist, werden indirekte Treiber benannt und auch angegangen, z. B. wird Wertewandel als positiv dargestellt (Leipziger Neuseenland, Nationalpark Bayerischer Wald), erfolgreiche Projekte werden selbst zu Impulsgeber:innen für Umweltbildung und Bildung für nachhaltige Entwicklung (Grünes Band, Nationalpark Bayerischer Wald, Nationalpark Wattenmeer). Viele der Fallstudien zeichnen sich durch die Unterschützstellung gefährdeter und wertvoller Gebiete (Rewilding Oder Delta, Nationalpark Bayerischer Wald usw.) sowie die Förderung nachhaltiger Praktiken (Dachbegrünung, Blühlebensräume im Offenland) aus. In anderen Fallstudien wird eine unvollständige Profitrechnung als indirekter Treiber genannt und eine Einpreisung von Biodiversität vorgeschlagen (Regionalwert AG Freiburg); den Verbraucher:innen wird ein ökologisch und sozial nachhaltigeres Angebot gemacht (So-LaWi, Farm-to-Fork-Strategie, Regionalwert AG Freiburg), oder umweltbewusstes Konsumverhalten wird durch die Etablierung von (Qualitäts-)Siegeln adressiert (Biosphärenreservat Rhön). In der Fallstudie Volksbe-

gehren Artenvielfalt Bayern konnte durch gemeinschaftliches Handeln die Verschlechterung der Umweltbedingungen verringert werden.

#### **E8: Nutzung von Gelegenheitsfenstern**

Für die im *Faktencheck Artenvielfalt* untersuchten gesellschaftlichen Wandlungsprozesse mit positiven Wirkungen für Biodiversität kann festgehalten werden, dass sich ein förderliches Zusammenspiel von phase-in und phase-out vor allem dann ergibt, wenn insgesamt günstige Rahmenbedingungen dafür vorliegen. Nachhaltige Praktiken und Techniken werden vor allem dann vorgeschlagen und etabliert (phase-in), wenn nicht nachhaltige Praktiken und Techniken ohnehin keine Option mehr darstellen (phase-out). Die Fallstudien Grünes Band, Leipziger Neuseenland und Rheinisches Braunkohlerevier weisen verhältnismäßig geringe Opportunitätskosten für Biodiversitätsschutz auf. Nachhaltigkeit hat eher dann eine Chance, wenn wenig dafür aufgegeben werden muss, wie z.B. durch die Unterschutzstellung freier (wenig genutzter) Flächen (Rewilding Oder Delta, Grünes Band) oder durch die Schaffung neuer Lebensräume an Standorten mit extremen Bedingungen (Dachbegrünung). Hier werden günstige (u. a. auch politische – Energiewende, Wiedervereinigung) Gelegenheitsfenster genutzt, um Wandlungsprozesse voran-

zutreiben und etablierte Blockaden und Widerstände aufzulösen. Demzufolge werden Biodiversitätsziele auch meist als positiver Nebeneffekt (Co-Benefit) erreicht, weniger weil sie selbst in einer Harmonisierungsstrategie angestrebt oder gar eindeutig gegenüber anderen Zielen priorisiert werden. In diesen Fällen waren Veränderungen im Sinne der Biodiversität weniger durch Innovation und Einführung von neuen Nachhaltigkeitslösungen (phase-in), das ruptive Verlassen (Exnovation) alter, nicht nachhaltiger Pfade (aktives phase-out) und die Adressierung indirekter Treiber geprägt als vielmehr durch die effektive Nutzung von Gelegenheitsfenstern (passives phase-out). In einigen Fällen werden die Gelegenheitsfenster auch aus der Bevölkerung heraus begonnen: Volksbegehren Artenvielfalt Bayern, blühende Landschaften in Agrar- und Offenland, Insektenschutzgesetz.

#### **E9: Strategien zur Veränderung nicht nachhaltiger Strukturen und Praktiken**

Bei der Analyse der Fallstudien konnten vier wesentliche Strategien zur Veränderung nicht nachhaltiger Strukturen und Praktiken identifiziert werden: 1) Verbindung von Naturschutz und Landwirtschaft, 2) Verbindung von Naturschutz und Tourismus, 3) Förderung biodiversitätsfreundlicher Landschaftsgestaltung und 4) die Absicherung natürlicher Erholungsprozesse.



**Bild 5:** Im Biosphärenreservat Rhön. Ein Ziel von Biosphärenreservaten ist die nachhaltige Regionalentwicklung, wo auch der ökonomische Mehrwert der Natur für den Menschen im Vordergrund steht. Ein Biosphärenreservat sollte daher nicht mit einem Naturschutzgebiet verwechselt werden. Allerdings gibt es auch im Biosphärenreservat Rhön Kernzonen, die reine Naturschutzgebiete sind (Foto: Janina Kleemann).

Die Verbindung von Naturschutz und Landwirtschaft zeichnet sich in den Fallstudien durch in den letzten Jahren gezielt aufgebaute Kooperationen zwischen Landwirtschaft und Naturschutz aus. Dadurch sind die Aufgabenfelder für Landwirt:innen im Naturschutz zwar gewachsen, aber die Bereitschaft für ein naturschonendes Landwirtschaftsmodell steigt trotzdem (z. B. durch extensive Nutzung ohne Pflanzenschutzmittel; das Beachten von Brutzeiten von Vögeln [Grünes Band], die Zunahme von Ökolandbau in der Landwirtschaft [Biosphärenreservat Rhön] sowie naturnahe Weidesysteme für Landwirt:innen und Kohlenstoffzertifikate [Rewilding Oder Delta]).

Naturschutz und Tourismus stehen in einem komplexen und von starken Wechselwirkungen geprägten Verhältnis zueinander. Viele Fallstudien zeigen, dass Akteure aus Naturschutz und Tourismus erfolgreich zusammenarbeiten können: Wertschätzung der Rückkehr von Arten (Emscherumbau), Freizeitgestaltung, Jogging- und Wanderrouten (Leipziger Neuseeland), breite Akzeptanz von Prozessschutz (Nationalpark Bayerischer Wald), Entwicklung eines nachhaltigen Tourismus (Biosphärenreservat Südost-Rügen). Nachhaltiger Tourismus bietet sich daher als Partner für Naturschutz an.

Die Förderung biodiversitätsfreundlicher Landschaftsgestaltung ist in vielen Fällen zu beobachten, z. B. durch die Stärkung des bürgerschaftlichen Engagements in Schulen. Schulen stellen etwa Insektenthilfen oder KI-gestützte Beleuchtung (Insektenschutz) auf oder leisten einen Beitrag zu umweltfreundlichen und klimaangepassten Städten (urbane Gärten, Dachbegrünung). Auch das wachsende Negativimage und die Verbote von Steingärten in einigen Bundesländern sind zu beobachten. Darüber hinaus sind ebenfalls große bundesweite Veränderungen zu beobachten, (z. B. Insektenschutzgesetz, Blühlebensräume im Offenland) oder auch die Förderung und Absicherung natürlicher Erholungsprozesse und das Aufhalten von Negativtrends (Insektenschutzgesetz).

### 10.3.3 Emanzipiertes Handeln und Handlungsräume im Wandel

#### Einleitung

Selbst wenn ein breiter Konsens über eine Vision besteht, wird es unterschiedliche Wege zu ihrer Verwirklichung geben. Transformativer Wandel erfordert die Eröffnung politisch aktiver Räume als Räume, »in denen Individuen und Gemeinschaften in ihrem eigenen Namen handeln können« (Scoones et al. 2020). Die Übertragung von politischen Befugnissen führt allerdings nicht per se zu gerechten und nachhaltigen Prozessen

(Swilling, Musango & Wakeford 2016). Sie muss mit Praktiken und Kapazitäten für einen fairen Austausch und Diskurs einhergehen (Curato et al. 2017; Dryzek 2001). Daher stellt sich die Frage: Wie kann sichergestellt werden, dass die Interessen und Perspektiven verschiedener Gruppen und Einzelpersonen, insbesondere von Randgruppen, im Aushandlungsprozess über transformative Maßnahmen adäquat vertreten sind?

Zu den wichtigsten Voraussetzungen für einen gerechten Wandel gehören die Formulierung von Anliegen, Interessen, Wünschen und Herausforderungen sowie die aktive Beteiligung der Bürger:innen und die Anerkennung und Förderung solcher pluralistischen Werte und Weltanschauungen (Stirling 2014), welche die biologische Vielfalt fördern. Um eine offene gesellschaftliche Debatte zu fördern und die Schaffung von Handlungsspielräumen für betroffene Gruppen zu ermöglichen, ist es hilfreich zu antizipieren, wer Widerstand gegen vorgeschlagene Veränderungen leisten wird (Bulkeley et al. 2020). Der rücksichtsvolle Umgang mit und das Anerkennen dieser Widerstände sind ebenso eine Voraussetzung für die Lösung dieser Konflikte.

Um die Legitimität und Akzeptanz neuer, möglicherweise unbequemer Maßnahmen eines transformativen Wandels zu verbessern, erfordert es eine aktive Beteiligung, Mitsprache und Fairness, auch wenn diese partizipativen Maßnahmen zumeist zeitaufwendig und ressourcenintensiv (sowohl finanziell als auch personell) sind. Zudem entstehen neue Ideen oft aus vielfältigen, ergebnisoffenen Bottom-up-Prozessen. Daher ist es notwendig, öffentliche Räume zur Aufrechterhaltung und Erleichterung ergebnisoffener Verhandlungen zu stärken und zu erweitern (Scoones et al. 2020). Es sollte Raum zum Ausprobieren und zum Experimentieren alternativer Nutzungskonzepte und Handlungsformen des gesellschaftlichen Lebens zur Verbesserung der biologischen Vielfalt gegeben werden, bevor grundlegende Veränderungen eintreten (siehe z. B. Carpenter & Gunderson 2001). Erscheint ein Ansatz sowohl gesellschaftlich als auch ökologisch sinnvoll, sollten diese sozialen und institutionellen Innovationen auch gefördert werden (Jacob et al. 2020).

#### 10.3.3.1 Ergebnisse der Fallstudienanalysen

##### E10: Eröffnung von Räumen für einen partizipativen, emanzipierten und fairen (öffentlichen) Austausch

Grundsätzlich lassen sich die Fallstudien unterscheiden in: 1) Top-down-Prozesse, bei denen die Initiierung und das Vorantreiben des Wandlungsprozesses auf Regierungs-/Verwaltungsebene und Verbandsebene (Kommune, Bezirk, Landkreis, Region, Bundesland



**Bild 6:** Die Verschmutzung der Gewässer wurde lange Zeit als eine Begleiterscheinung des Wirtschaftswachstums hingenommen. Die Wasserrahmenrichtlinie hat vielerorts zur ökologischen Verbesserung beigetragen, aber der teils diffuse Nährstoffeintrag ist ein anhaltendes Problem, da neben der Wasserwirtschaft auch der landwirtschaftliche Sektor mehr mit eingebunden werden muss (Foto: Janina Kleemann).

oder/und nationale Regierung) erfolgt, während 2) die Bottom-up-Prozesse vor allem durch Bürger:innen und Initiativen gestartet werden.

Der größte Teil der analysierten Fallstudien hat im Verlauf des Wandlungsprozesses immer wieder Austausch zwischen den Interessengruppen zugelassen (u. a. SoLaWi, Regionale Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet, Regionalwert AG Freiburg, Emscherumbau, Leipziger Neuseenland, Verbesserung der ökologischen Qualität von Fließgewässern seit den 1970er-Jahren und seit 2000, Nationalpark Wattenmeer sowie das Aktionsprogramm natürlicher Klimaschutz). Dabei fand die Mehrheit dieser Fallstudien anfangs keine starke Beachtung (entweder von der Regierungsebene bei Bottom-up-Prozessen oder bei Bürger:innen bei Top-down-Prozessen), oder die Umsetzung von Teilnehmungsformen wurde in der Anfangsphase nicht durchgeführt.

In diesen Fallstudien wurde dann im Laufe der Umsetzung mehr Partizipation zugelassen (z. B. Grünes Band, Biosphärenreservat Rhön, Biosphärenreservat Südost-Rügen). Insbesondere Bottom-up-Prozesse

zeichnen sich durch größere Freiräume zum Ausprobieren und Experimentieren aus, die jedoch spätestens in der Umsetzungsphase durch rechtliche Rahmenbedingungen eingeschränkt wurden (z. B. SoLaWi, urbane Gärten und Dachbegrünung).

Unabhängig von der Art der Initiierung nutzen Akteure in fast allen Fallstudien meist eine Kombination verschiedener Partizipationsansätze:

- **Instrumente der Informationsvermittlung:** Ausstellungen, Vorträge, Aktionstage, Exkursionen, Newsletter, Zeitungsberichte, Faltblätter, Broschüren, Presseveranstaltungen, überregionale Artikel, Kurzfilme, Fernseh- und Radiobeiträge (Grünes Band, Biosphärenreservat Rhön, Biosphärenreservat Südost-Rügen, Rückkehr des Wolfes, Rewilding Oder Delta, Regionale Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet, Nationalpark Bayerischer Wald).
- **Aktiver Austausch zwischen den Interessengruppen:** runde Tische, Workshops (u. a. Grünes Band, Nationalpark Wattenmeer, Blühende Lebensräume im Offenland, Verbesserung der ökologischen Qua-

lität von Fließgewässern seit 2000, Regionale Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet, Rewilding Oder Delta), Citizen Science (u. a. Nationalpark Wattenmeer, Biosphärenreservat Rhön, Volksbegehren Artenvielfalt Bayern), Freiwilligenarbeit (Grünes Band, Nationalpark Wattenmeer, SoLaWi, Biosphärenreservat Rhön, Biosphärenreservat Südost-Rügen, Trittstein-konzept), Mitgliederversammlungen (Biosphärenreservat Südost-Rügen, SoLaWi), Feste und gemeinsame Aktivitäten (u. a. SoLaWi), aber auch:

- **Formelle Beteiligungs- und Anhörungsverfahren:** mit einer öffentlichen Auslegung der Unterlagen (z. B. Leipziger Neuseenland).

### E11: Antizipation und Berücksichtigung von Widerstand

Sowohl die Top-down- als auch die Bottom-up-Fallstudien sind/waren mit Widerstand konfrontiert (bei top-down z. B. Grünes Band, das Konzept zum Biosphärenreservat Rhön sowie das Konzept zum Biosphärenreservat Südost-Rügen, Nationalpark Bayerischer Wald, Farm-to-Fork-Strategie; bei bottom-up z. B. Dach-

begrünung, Insektenschutzgesetz sowie Volksbegehren Artenvielfalt Bayern). Vor allem standen Landwirt:innen und private Landeigentümer:innen zu Beginn jeglichen neuen Konzepten bzw. einer Änderung skeptisch gegenüber. Sie vertraten die Einstellung, dass der Naturschutz sie in ihren Rechten einschränkt oder wirtschaftliche Nachteile verursacht (z. B. Farm-to-Fork-Strategie, Insektenschutzgesetz, Volksbegehren Artenvielfalt Bayern, Grünes Band sowie Rückkehr des Wolfes). Dadurch entstanden oder entstehen immer noch Verzögerungen bei der Umsetzung.

Darüber hinaus haben auch Kommunen und deren politische Vertreter:innen anfangs teilweise hindernd auf den jeweiligen Prozess eingewirkt (z. B. Biosphärenreservat Rhön, Biosphärenreservat Südost-Rügen, Rückkehr des Wolfes). Ausgelöst wurde dieser Widerstand auf kommunaler Ebene auch durch eine finanzielle Belastung der Kommunen (z. B. Rheinisches Braunkohlerevier und Regionale Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet).

Eine Verbesserung der Einstellungen bzw. Haltungen zu den Veränderungen im Rahmen der Fallstudien wur-



**Bild 7:** Blick auf das Grüne Band im thüringisch-bayerischen Grenzgebiet Grabfeld. Das Grüne Band ermöglicht vielfältige Lebensräume und einen bundesländerübergreifenden, nationalen und internationalen Korridor (»The Green Belt«) für die Tier- und Pflanzenwelt. Trotz der herausragenden Bedeutung für den nationalen und internationalen Naturschutz treten durch den großflächig angelegten Schutz auch immer wieder Konflikte zwischen angrenzenden oder/und betroffenen Nutzer:innen auf (Foto: Janina Kleemann).

den u. a. durch eine gezielte Öffentlichkeitsarbeit, durch die Aushandlung finanzieller Anreize (Zahlungen für nachhaltige Nutzung, z. B. Farm-to Fork-Strategie, Grünes Band, Rückkehr des Wolfes, Verbesserung der ökologischen Qualität von Fließgewässern seit 2000, blühende Lebensräume im Offenland) und durch den Zusammenschluss in Dachmarken, Dachverbänden und Genossenschaften erzielt (z. B. Biosphärenreservat Rhön, Emscherumbau, Regionale Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet).

### **E12: Ausweitung der politischen Handlungsfähigkeit von gesellschaftlichen Gruppen**

Primäre Initiator:innen bei Top-down-Prozessen waren häufig Zusammenschlüsse zwischen Kommunen/Landkreisen, den Bundesländern, Verbänden und Genossenschaften (z. B. Biosphärenreservat Rhön, Biosphärenreservat Südost-Rügen, Grünes Band, Regionale Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet, Emscherumbau, Leipziger Neuseenland, Rheinisches Braunkohlerevier), die dadurch ihre Handlungsfähigkeit erweitern und verbessern konnten. Bei Bottom-up-Prozessen waren eher aktive Bürger:innen die Initiator:innen (etwa SoLaWi, urbane Gärten), die damit aktiv politisch tätig wurden. Tourismusorientierte Akteure (Tourismusverbände, Hotels, Restaurants usw.) haben überwiegend von den Prozessen profitiert (z. B. Emscherumbau, Leipziger Neuseenland, Grünes Band, die beiden Biosphärenreservate Rhön und Südost-Rügen). Als gesellschaftliche Gruppen konnten vor allem Naturschutz- und Umweltverbände, Landschaftspflegeverbände sowie Gruppierungen aktiver Bürger:innen ihre politische Handlungsfähigkeit ausweiten (z. B. Trittsteinkonzept, Regionale Biodiversitätsstrategie Ruhrgebiet, Rewilding Oder Delta, urbane Gärten, Emscherumbau). Forschungs- und Wissenschaftseinrichtungen waren unterstützend tätig durch die Untersuchung der landschaftlichen und sozioökologischen Veränderungen.

Durch die Nutzung öffentlicher Medien konnte der Druck auf die Politik erhöht werden (z. B. Grünes Band, Insektenschutzgesetz, Volksbegehren Artenvielfalt Bayern, Trittsteinkonzept, blühende Lebensräume im Offenland).

### **10.3.4 Governance-Ansätze aus den Fallstudien** **Einleitung**

Es ist nicht eine einzelne Maßnahme, Lösung, Technologie oder Entwicklung von kleinen Verbesserungen des »Business as usual«, die transformativen Wandel zur Nachhaltigkeit ermöglicht. Vielmehr braucht es die Umsetzung einer ganzen Reihe von Ansätzen, viele kleine Schritte, die in die gleiche Richtung wirken und

so schließlich den transformativen Wandel ganzer Systeme ermöglichen. Dieses Teilkapitel befasst sich mit der Governance von gesellschaftlichen Wandlungsprozessen. In der Betrachtung wird das »Was« (Interventionen) dargestellt. Beim »Was« wurde ein Analysevorschlagn von Arponen & Salomaa (2023) zu Hilfe genommen. Die Autor:innen untersuchen in ihrem Artikel verschiedene Ansätze im Rahmen des Naturschutzes auf ihre transformierende Wirkung. Dabei legen sie eine Klassifikation von Hebelpunkten zugrunde, die von Meadows (1999) entwickelt wurde, um Systeme zu verändern. Des Weiteren hat sich die Analyse an Vorschlägen für fünf Hebel aus dem Global Assessment Report von IPBES sowie den Handlungsansätzen für eine transformative Umweltpolitik von Jacob et al. (2020) orientiert. In den Fallstudien wurde jeweils überprüft, ob die verschiedenen vorgeschlagenen Ansätze, Aktivitäten und Handlungsansätze jeweils eine Rolle gespielt haben und, wenn ja, welche Wirkung sich für den Wandelprozess nachvollziehen lässt. In der Darstellung der Ansätze wird auch immer wieder das »Wer« beleuchtet, also Schlüsselakteure, die die Wandlungsprozesse angeschoben oder vorangebracht haben, aber auch Akteure, die entweder positiv oder negativ vom Wandel betroffen waren, und wie diese Akteure einbezogen wurden.

### **Ergebnisse der Fallstudienanalysen**

#### **E13: Schaffung von Bewusstsein durch Öffentlichkeitsarbeit**

Viele der Fallstudien zeichnen sich durch eine starke Öffentlichkeitsarbeit, gekoppelt mit Ansätzen der Bildung für nachhaltige Entwicklung, aus. Diese Kombination wird in den meisten Fällen als maßgeblich für den Erfolg beschrieben. Die Methoden der Öffentlichkeitsarbeit sind sehr breit gestreut und haben sehr unterschiedliche Wirkung entfaltet. Öffentlichkeitsarbeit schaffte in den Fallstudien überhaupt erst ein Problembewusstsein und hat damit über die Zeit hinweg zumindest die Stärke des Widerstands, z. B. gegen unpopuläre Maßnahmen oder Gesetze (Rückkehr des Wolfes), abgeschwächt. In einigen Fällen haben gute Öffentlichkeitskampagnen dazu beigetragen, »Ownership« zu entwickeln (Nationalpark Wattenmeer). Im Rahmen des Insektenschutzes hat Öffentlichkeitsarbeit dazu beigetragen, die politische Agenda zu beeinflussen und beispielsweise durch Volksbegehren neue Gesetze anzustoßen.

Ein wichtiger Teil der Öffentlichkeitsarbeit ist die Verbreitung von neuen Narrativen. So wird aus einem Teil einer Bergbaufolgelandschaft das Leipziger Neuseenland, aus dem Wattenmeer wird ein Weltnaturerbe, aus der ehemaligen innerdeutschen Grenze wird

das Grüne Band. Mit den neuen Begrifflichkeiten gehen alternative Ziele und Werte für diese Regionen einher, z. B. ein Erholungswert; etwas, das so wertvoll scheint, dass es vererbt werden sollte (Naturerbe), oder ein Band, das vereint.

#### E14: Schaffung von Kapazitäten durch Bildung für nachhaltige Entwicklung

Während die Schaffung von Bewusstsein wichtig war, bei der Initiierung des Wandels und um Widerstände zu überwinden, ist Bildung für Nachhaltige Entwicklung die Säule, in der alternative Verhaltens- und Handlungsweisen aufgezeigt und gelehrt werden. Dies wird auch im Ziel 3 der EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 wie auch im Diskussionspapier des BMUV zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt 2030 hervorgehoben und gefördert. Zahlreiche Informations- und Bildungsaktivitäten mit großem Angebot für Schulen und Kindergärten und vielen weiteren Aktivitäten wie Exkursionen, Ranger-schulungen, Workshops, Camps, Seminaren, Schulungen, Planspielen, Citizen Science finden sich in fast allen Fallstudien wieder. Neben dem Angebot an alternativen Verhaltens- und Handlungsweisen trugen diese Maß-

nahmen dazu bei, Sichtweisen zu ändern, und ermächtigten Teilnehmende, diese Sichtweisen zu vertreten und an andere Personen weiterzugeben und in einigen Fällen sogar zu einem Paradigmenwechsel beizutragen (Nationalpark Bayerischer Wald, Nationalpark Wattenmeer). Finanziert wird die Bildungsarbeit hauptsächlich von staatlicher Seite, aber auch Stiftungen und spendenbasierte Naturschutzverbände sind finanziell und vor allem personell am Aufbau von Kapazitäten beteiligt.

#### E15: Integrierte Nutzungskonzepte

Ebenfalls wichtig für den Erfolg in einigen Fallstudien war die partizipative Entwicklung integrierter Nutzungskonzepte und – häufig damit verbunden – die Schaffung neuer Einkommensquellen. Ein häufiges Beispiel ist die Stärkung von nachhaltigem Tourismus als alternativer Einkommensquelle, um Praktiken abzulösen, die die Umwelt stark belasten (z. B. Nationalpark Wattenmeer, Leipziger Neuseenland, Rewilding Oder Delta, Biosphärenreservat Rhön, Biosphärenreservat Südost-Rügen). Vor allem die gemeinsame Aushandlung von kombinierten Schutz- und Nutzungskonzepten konnte Konflikte lösen bzw. vermeiden.



**Bild 8:** Die ausgedehnte Küstenlandschaft des Biosphärenreservats Südost-Rügen bietet sowohl Mensch als auch Natur Ruhe und Freiraum. In den Flachwasserbereichen und auf den Salzwiesen findet man u. a. zahlreiche Vogelarten (Foto: Janina Kleemann).

Durch die massive Verbesserung von Umweltzuständen wurden neue Nutzungen, wie z. B. Naherholung, möglich, und eine deutliche Verbesserung der Lebensqualität bis hin zum Anstieg der Eigenheimpreise konnte erzielt werden. Auch die Verbesserung des Naherholungswertes wird hervorgehoben.

Die Methoden der Partizipation, die zur Entwicklung alternativer Nutzungskonzepte und auch bei der Aushandlung von Kompensationen und Förderprogrammen genutzt wurden, sind vielfältig. Formelle Beteiligungsverfahren für Träger öffentlicher Belange sind genauso zu finden wie runde Tische, Foren, Workshops und Konferenzen. Für die Umsetzung von partizipativer Governance, wie im Ziel 3 der EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 vorgesehen, findet sich ein unerschöpflicher Vorrat an gelungenen Beispielen.

#### **E16: Kompensationszahlungen und Förderprogramme**

In fast allen Fällen gehören auch Kompensationszahlungen und Förderprogramme zu den alternativen Einkommensquellen. Sie waren in vielen Fällen wichtige Hebel, um vor allem Gegner:innen ins Boot zu holen bzw. Akteure, die negativ vom Wandlungsprozess betroffen waren. Hierzu gehören Landwirt:innen und entsprechende Interessenvertreter:innen (z. B. Grünes Band, BioDiv-Strategie, Farm-to-Fork-Strategie; Insektenschutzgesetz); Waldbesitzer:innen und -nutzer:innen, z. B. Jagd und Holzgewinnung, sowie Holzverarbeiter:innen und -nutzer:innen (Grünes Band, Nationalpark Bayerischer Wald); Planer:innen, Mitarbeiter:innen aus dem Bau-sektor, Investor:innen (Dachbegrünung, Urbane Gärten); Energieerzeuger:innen (Fallstudien zum Gewässerschutz). Biodiversitätsschutz hat immer mit Fläche zu tun. Daher sehen sich auch Landeigentümer:innen häufig als Verlierer:innen von Wandelprozessen. Sie und auch die anderen Betroffenengruppen initiierten häufig starke Gegenwehr am Anfang der Prozesse und stellten Hindernisse für Wandel dar, da vor allem die Interessen von Landeigentümer:innen durch starke Rechte vertreten werden können. Der weitaus häufigste Umgang mit diesen Widerständen ist die Kompensation durch staatliche Förderprogramme.

Vereinzelt gibt es auch andere Konstruktionen der Kompensation, die von den Flächennutzer:innen direkt entwickelt und initiiert werden (Regionalwert AG Freiburg, SoLaWi) und durch geschicktes Marketing unterstützt werden (z. B. Dachmarke Rhön). Dazu gehört etwa bei den SoLaWis die gesicherte monatliche Zahlung durch die Kund:innen auch bei Produktionsausfall oder die Bürger:innenaktien der Regionalwert AG Freiburg.

#### **E17: Neue institutionelle Strukturen und sektorübergreifende Zusammenarbeit**

Die Wichtigkeit des Aufbaus von Verwaltungskapazitäten, wie im Ziel 3 der EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 hervorgehoben, findet sich in allen untersuchten Fallstudien. Im Wandlungsprozess wurden stets neue institutionelle Strukturen geschaffen, um die Veränderungen zu verstetigen. In vielen Fällen handelt es sich dabei um behördliche Einrichtungen wie Nationalparkverwaltungen, Wasserbehörden, Naturschutzbehörden usw. In einigen Fallstudien gibt es auch neu etablierte Beratungsfirmen, wie im Beispiel von Gründächern, wo Beratung bei der Verbreitung der Praktik in der Fläche neben Förderung eine zentrale Rolle spielt. Verbände wie Naturschutz- und Umweltverbände oder Landschaftspflegeverbände und Vereine sind ebenfalls in einigen Beispielen eine wichtige Säule für den Wandelprozess. So organisieren sich viele SoLaWis als Vereine. Auch der Rewilding Oder Delta e. V. war nicht nur wichtig beim Anschließen der Aktivitäten, sondern ist auch ein wichtiger Motor, um die Entwicklungen über die Zeit voranzubringen. Diese Art der Zusammenschlüsse stößt eine Reihe von Veränderungen an. Sie sorgen für alternative Informationsflüsse und können über die Zeit auch zu einer Verschiebung der Machtverhältnisse führen, indem beispielsweise Akteure in Prozesse eingebunden werden, die einzeln nicht unbedingt Gehör gefunden hätten.

In den meisten Fällen lässt sich bei Zusammenschlüssen, ob in Vereinen, als Netzwerke oder anderweitige Allianzen, feststellen, dass verschiedene Sektoren (z. B. Naturschutz, Tourismus, Infrastrukturentwicklung, Landwirtschaft, Forstwirtschaft) zusammenarbeiten. Öfter wird konkret der »runde Tisch« als Form der Zusammenarbeit erwähnt (z. B. Grünes Band, Braunkohle-tagebau, Volksbegehren Artenvielfalt Bayern, blühende Lebensräume, Rewilding Oder Delta, Nationalpark Wattenmeer, Fallstudien zum Gewässerschutz). Diese sektorübergreifende Zusammenarbeit scheint in vielen Fällen den Wandel robust zu machen, da viel potenzielle Gegenwehr in der Zusammenarbeit schon adressiert wurde. Die Fälle zeigen eindrucksvoll, was durch den Dialog mit Interessenträger:innen und Partnerschaften aus Praxis, Politik und Wissenschaft, wie sie für das Ziel 3 der EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 vorgeschlagen wird, erreicht werden kann. Die Zusammenarbeit erlaubt auch die für die neue deutsche nationale Biodiversitätsstrategie vorgeschlagene horizontale Politikintegration, also die Aufnahme von Biodiversitätszielen als Gemeinschaftsaufgabe in andere sektorale Politiken und Handlungsfelder. Nicht immer geschieht sektorübergreifende Zusammenarbeit ganz freiwillig, wie z. B.



**Bild 9:** Der Markkleeberger See im Süden von Leipzig gehört zu den Flächen des ehemaligen Braunkohletagebaus Espenhain. Anfang der 2000er-Jahre begannen die Flutung und der Umbau der Landschaft zu einem erfolgreichen Naherholungsgebiet, aber auch mit Rückzugsmöglichkeiten für Flora und Fauna (Foto: Janina Kleemann).

Expert:innen für das Beispiel Nationalpark Wattenmeer bescheinigen. Behörden benötigen etwa für Zusammenarbeit eine Anordnung von »oben«, nicht nur was die sektorale Zusammenarbeit angeht, sondern auch bundesland- sowie staatenübergreifende Zusammenarbeit.

#### **E18: Gesetzliche Rahmenbedingungen: Naturschutz, Umweltregulierung und Planung**

An dieser Stelle kann kein ausführlicher Überblick über alle gesetzlichen und ordnungsrechtlichen Instrumente gegeben werden, da die Fallstudien sich durch eine große Vielfalt an genutzten Instrumenten auszeichnen. Häufig wird das Bundesnaturschutzgesetz genannt und dessen Wichtigkeit betont. Auch Landesnaturschutzgesetze spielen eine Rolle. Im Falle des Wattenmeers wird die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie als »schärfstes Schwert« bezeichnet, welche auch für den Wolfsschutz eine nicht unerhebliche Rolle spielt. Die Unerlässlichkeit der strikten Umsetzung existierender Umweltpolitik, wie auch in der EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 prominent hervorgehoben wird, zeigt sich in diesem Zusammenhang ganz deutlich. An den Fallstudien zum Gewässerschutz und Wattenmeer werden die Notwendigkeit der Harmonisierung verschiedener Gesetze sowie die Identifikation und Änderung umweltschädlicher Gesetze deutlich. Ebenfalls häufig genannt wird die Planung – und zwar von der Ebene des Bundesraumordnungsgesetzes

bis hin zur Bauleitplanung und vielen weiteren Fachplanungen. In den Fällen, in denen Planung eine Rolle spielt, gibt es im Laufe des Prozesses formale Möglichkeiten der Partizipation. So kann Planung auf jeden Fall zur Inklusion beitragen. Effektive Mechanismen, die sicherstellen sollen, dass gesellschaftliche Gruppen einbezogen werden, die nicht in der Lage sind, ihre Interessen zu vertreten, wie z. B. die Interessen zukünftiger Generationen oder die Interessen von Menschen in anderen Teilen der Welt, die von den Auswirkungen der Entscheidungen hier in Deutschland betroffen sind, gibt es allerdings auch hier nicht.

#### **10.4 Governance-Ansätze zur Unterstützung transformativer Prozesse**

Basierend auf der unter den Kapitelautor:innen vertretenen Expertise, zeigen sich bei der Analyse der Fallstudien einige Lücken bei den Governance-Ansätzen. Ausgewählte vielversprechende Ansätze werden daher ergänzend in den Abschnitten 10.4.1 und 10.4.2 dargestellt, entsprechend der Expertise der Kapitelautor:innen. Kapitel 10.4.3 bildet eine Synthese der in den Kapiteln 10.3.5 sowie 10.4.1 und 10.4.2 beschriebenen Ansätze. Hier leiten wir expert:innenbasiert Tendenzen ab, wie die Ansätze zur transformativen Governance beitragen können, also inwieweit durch die Ansätze Governance

inklusiver, informierter, anpassungsfähiger, integrierter und rechenschaftspflichtiger wird.

#### 10.4.1 Ansätze zur Umsetzung und Durchsetzung von Umweltvorschriften und Umweltzielen

Die in Kapitel 10.3.5 analysierten Fallstudien stellen Positivbeispiele dar. Diese Beispiele dürfen jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, dass man an vielen Stellen noch weit von der Erreichung internationaler Biodiversitätsziele entfernt ist. Das scheint sich auch mit dem Setzen immer neuer, ehrgeizigerer Ziele wie zuletzt im Dezember 2022 auf dem internationalen Biodiversitätsgipfel in Montreal mit dem »Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework (GBF)« nicht zu ändern (vgl. Kap. 10.2.1).

An diesem Abkommen werden schlaglichtartig die Schwierigkeiten deutlich, mit denen Umweltvorschriften insbesondere mit Blick auf deren Umsetzung konfrontiert sind. Was häufig fehlt, sind klare Umsetzungspflichten von einmal eingegangenen Vereinbarungen sowie Möglichkeiten, diese Umsetzung zu überprüfen und gegebenenfalls zu sanktionieren. So gibt es z. B. in der EU bereits seit 2020 eine Biodiversitätsstrategie, die ähnliche Ziele enthält wie das Montrealer Abkommen. Hier zeigt sich bereits, wie schwierig die Durchsetzung solcher Vereinbarungen ist. Gerade erst wurde der Einsatz des Pestizids Glyphosat um weitere zehn Jahre in der EU genehmigt und der Gesetzesentwurf der EU zur Verringerung des Pestizideinsatzes von der Tagesordnung genommen – und nicht, wie erwartet, in Kraft gesetzt.

Der Überprüfung der Erreichung konkreter Ziele kommt ebenfalls eine hohe Bedeutung zu. Hier zeigt sich ein weiteres zentrales Problem, nämlich dass Ziele oft sehr vage formuliert werden, um die Zustimmung eines möglichst großen Kreises von politischen Akteuren zu einem gemeinsamen Ergebnis gewährleisten zu können. Hier kann, wie im Folgenden näher ausgeführt wird, eine entsprechende Berichterstattung hilfreich sein (vgl. Kap. 10.4.1.1, 10.4.1.2).

Wir sprechen in unserem Kapitel auch zivilgesellschaftliche Akteure an, die eine wichtige Rolle haben. Anhand des Klimabeschlusses des Bundesverfassungsgerichts aus dem Jahre 2021 wird deutlich, welche Möglichkeiten sich eventuell auch für die Umsetzung von Biodiversitätspolitik ergeben (vgl. Kap. 10.4.1.3). Am Recht auf eine gesunde Umwelt kann beispielhaft nachvollzogen werden, wie unterschiedliche politische Ebenen dazu aufgerufen sind, im Sinne der bestmöglichen Verwirklichung dieses Rechts zu kooperieren (vgl. Kap. 10.4.1.4). Im Folgenden werden diese Möglichkeiten anhand ausgewählter Aspekte beispielhaft illustriert.

#### 10.4.1.1 Biologische Vielfalt und Ökosystemleistungen in der nationalen Berichterstattung

Für die Überprüfung der Erreichung konkreter Ziele ist es vielversprechend, die Informationen zu Ökosystemleistungen inkl. Biodiversität im Rahmen einer Erweiterung der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) in Deutschland zu verwenden. Hierfür wurden zwischenzeitlich die Kapazitäten am Statistischen Bundesamt etabliert (Grunewald, Zieschank & Ekinci 2022). Damit wird der internationalen Dynamik Rechnung getragen, die durch das nun vorliegende UN-Statistiksystem zum Ecosystem Accounting (SEEA-EA) gespeist wird. Seit März 2021 gilt das SEEA-EA in großen Teilen als internationaler Standard (UN 2021). Dies hat für die weitere Ausarbeitung und Gestaltung von Ökosystem-Accountings in Deutschland maßgebliche Bedeutung (siehe auch Ziel 14 des Global Biodiversity Framework [GBF], bei dem es um eine volle, wenn auch nicht verpflichtende Integration von Biodiversität und ihrer vielfältigen Werte in die nationale Berichterstattung geht).

Jedoch besteht eine gewisse Kontroverse fort, was die monetäre Bewertung von Ökosystemen bzw. die Bemessung ihres Wertes als Kapitalbestand (»Assets«) anbelangt. Monetäre Bewertungen von Nichtmarktsgütern stellen traditionell eine Herausforderung für statistische Behörden dar, weil hier normative Entscheidungen getroffen werden müssen (siehe auch Kap. 9.1.4). Diese methodischen Herausforderungen sind teilweise überwindbar, sofern die Leistungen des Naturkapitals mit dem Preis (sogenannter hypothetischer Austauschwert) bewertet werden können, den diese hätten, wenn sie auf Märkten gehandelt worden wären (Fenichel & Abbott 2014; Meya et al. 2020; Dasgupta 2021).

Bemerkenswert ist auch eine in anderer Hinsicht relevante Überarbeitung des internationalen Berichtssystems. Mit der Gründung einer Taskforce »Sustainability and Wellbeing« wird eine intensive Diskussion um die Revision des Systems of National Accounts (SNA) befördert. Für das Jahr 2025 wird so die Einbeziehung von »Nachhaltigkeit und Wohlfahrt« in die UGR auch in Deutschland intendiert.

Würde man dann das Naturkapital und intakte Ökosysteme ebenfalls als essenziellen Teil des materiellen Wohlstands und der gesellschaftlichen Wohlfahrt – neben Produktivkapital und Sozialkapital sowie dem intangiblen Kapital guter Regierungsführung – betrachten, wäre im Endergebnis das bisherige soziale und ökologische Folgekosten externalisierende Denkgebäude klassischer Wirtschaftsberichterstattung einer transformativen Wandlung unterzogen (Zieschank et al. 2021).



**Abbildung 10.6:** Schematischer Aufbau eines Ökosystem-Accountings (Ökosystemgesamtrechnung auf nationaler Ebene [UN 2021; Bellinggen et al. 2021; Grunewald, Zieschank & Ekinci 2022]).

Was Deutschland selbst anbelangt: Grundlage für die Institutionalisierung eines Ökosystem-Accountings ist nach Angaben des Statistischen Bundesamts (StBA) der § 3 Abs. 1 Nr. 13 des Bundesstatistikgesetzes (BStatG). Die Arbeiten an der Weiterentwicklung der UGR folgen dabei den in Abbildung 10.6 skizzierten Arbeitsschritten.

Bundesweit liegen für die beiden ersten Accounting-Phasen Arbeitsergebnisse vor, insbesondere ein Ecosystem Extent Account, d.h. die Flächenbilanzierung aller Ökosysteme. Diese sind nicht nur als Zahlenwerk, sondern auch kartografisch verfügbar, wie sie die Karten der Haupt- und Unterökosystemtypen von Grunewald et al. (2020) bzw. der Ökosystematlas des Statistischen Bundesamts (Bellinggen et al. 2021) symbolisieren.

Dabei unterscheidet der Ökosystematlas des Statistischen Bundesamts die Abteilungen Siedlungsflächen und Verkehrsinfrastruktur, Wälder und Gehölz, Agrarland, Seminatürliches Offenland, Binnengewässer sowie Meeresgewässer (dies entspricht etwa den Lebensräumen des *Faktencheck Artenvielfalt*), die weiter in 74 Klassen gegliedert werden (O. V. 2021b).

Die Zustandsbilanz der Ökosysteme für Deutschland wurde im Juni 2023 auf der Themenseite der Ökosystemgesamtrechnungen des Statistischen Bundesamts veröffentlicht (O. V. 2021b). Dabei wird für jedes Ökosystem der jeweilige Zustand anhand einer Vielzahl von Variablen beschrieben und deren Veränderung über die Zeit dargestellt. Zudem hat das StBA zusätzlich einen umfassenden Methodenbericht zur Zustandsbilanz, inklusive ausführlicher Steckbriefe zu allen Zustandsvariablen, im August 2023 veröffentlicht.

Die weiteren Planungen sehen die Erstellung physischer Bilanzen für ausgewählte Ökosystemleistungen vor. Eine anschließende Monetarisierung von Ökosystemen und ihren Leistungen könnte bis 2025 vorliegen

in Einklang mit der international angestrebten Revision des internationalen SEEA-Systems.

Damit verbinden sich Erwartungen, dass über die Schnittstelle zu den volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen wichtige Beziehungen zwischen dem Zustand der Wirtschaft und dem Zustand des Naturkapitals analysiert werden können. Indem über das Accounting Zusammenhänge auch zu ökonomischen Aktivitäten und deren Veränderungen aufgezeigt werden, eröffnet sich des Weiteren die Möglichkeit, Veränderungen bei Ökosystemen und daraus resultierende veränderte Ökosystemleistungen und Biodiversität in Sektoren einzubeziehen, die sich mit Themen wie nachhaltige Entwicklung, nachhaltige Finanzen, Wasser, Gesundheit und Klimawandel befassen (Grunewald & Zieschank 2023).

In Deutschland wird außerdem ein vom Wirtschaftsministerium ausgearbeiteter, über Abstimmungsprozesse dann offizieller Jahreswirtschaftsbericht der Regierung der Öffentlichkeit vorgestellt. Zur Struktur und zu den Inhalten gibt es zwar eigene Vorgaben seit Beginn der Berichtsarbeiten, aber bislang keine ähnlich genau strukturierten methodisch-inhaltlichen Vorgaben wie beim internationalen SEEA-EA. Eine Annäherung der nationalen Wirtschaftsberichterstattung an die UN-Intention, über die bislang gebräuchliche Orientierung am Bruttoinlandsprodukt (BIP) hinauszugehen bzw. den Initiativen der OECD in Richtung eines grüneren Wirtschaftens zu folgen, ist an der Erweiterung des Indikatorensets des Jahreswirtschaftsberichts der Bundesregierung erkennbar. Die Implikationen könnten perspektivisch durchaus beachtlich sein, denn mit dem Kernindikator des BIP verbindet sich die Orientierung an einer stets wachsenden Wirtschaft. Empirisch sind damit zugleich aber Biodiversitätsverluste zu konstatieren, wie nicht zuletzt der IPBES (IPBES 2019b) darlegt: »Economic growth, as measured through traditional gross

*domestic product (GDP), across Europe and Central Asia has indirectly reinforced drivers of biodiversity loss, which in turn has reduced nature's contributions to people.*«

Insofern sind die Aussagen im Koalitionsvertrag 2021–2025 ermutigend: »Wir wollen im Jahreswirtschaftsbericht eine Wohlstandsberichterstattung integrieren, die neben ökonomischen auch ökologische, soziale und gesellschaftliche Dimensionen des Wohlstands erfasst« (Bundesregierung 2021). Empfehlungen zu einer stärkeren Berücksichtigung von naturkapitalbezogenen Informationen und der Bedeutung von Ökosystemleistungen und Biodiversität im Jahreswirtschaftsbericht sind im Vorfeld auch von wissenschaftlicher Seite bzw. jenseits des Wirtschaftsministeriums vorgelegt worden (Zieschank et al. 2021).

Es kann davon ausgegangen werden, dass insbesondere das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) im Zuge der Ressortverhandlungen (der Jahreswirtschaftsbericht der Bundesregierung wird vom BMWK erstellt und mit den anderen Ressorts abgestimmt) eine entsprechende Integration anstrebt und sich auch die Beteiligten im Wirtschaftsressort nun aufgeschlossener zeigen.

Generell besteht die Perspektive darin, dass es zu einer Erhöhung von Wert und Wertschätzung – zusätzlich auch monetär – von intakten Ökosystemen kommt, die wiederum meist auf eine größere biologische Vielfalt angewiesen sind und eine Voraussetzung für nachhaltig entstehende Ökosystemleistungen darstellen (Grunewald & Zieschank 2023). Umgekehrt liefert ein System wie das SEEA-EA mit seinen stringenten Erfordernissen an eine kohärente und kontinuierliche Datenlage auch einen wichtigen Impuls für das naturschutzbezogene Monitoring selbst. Wobei gilt: Viele Ökosystemdaten zu entsprechenden Leistungen sind bereits als solche sinnvoll – auch ohne eine Monetarisierung. Sie werden für Raum- und Landschaftsplanungen, Regional- bzw. Tourismuswerbung, Ausschüttung von Fördergeldern und vieles anderes mehr genutzt und helfen auch bei einer besseren Veranschaulichung des recht komplexen Themenfeldes der Biodiversität insgesamt (Grunewald & Zieschank 2023; Zinngrebe et al. 2021).

Eine entsprechende regelmäßige Bilanzierung würde die Rolle des Naturschutzes für die Erhaltung der Lebensgrundlagen deutlicher machen und könnte insofern auch das Starkmachen von Naturschutzbelangen in anderen Politikbereichen unterstützen. Das heißt, Leistungen der Natur- und Biodiversitätsaspekte, aber auch Degradierungen von Ökosystemen werden in Politikfeldern wie Landwirtschaft, Verkehr oder Bau »sichtba-

rer« und in Entscheidungsprozessen besser berücksichtigt. Für die deutsche Biodiversitätsstrategie bedeutsam, darüber hinaus vielleicht nachahmenswert ist die zunehmende Kooperation zwischen Statistikern im SEEA-Bereich und dem Post-2020 Global Biodiversity Framework (Ceballos, Ehrlich & Dirzo 2017).

Neuere Studien über die Wechselwirkungen zwischen den Nachhaltigkeitszielen der UN (SDGs – Sustainable Development Goals) sehen die Erhaltung und Wiederherstellung der biologischen Vielfalt und der Ökosystemleistungen als einen der wirksamsten Hebel zur Erreichung der Nachhaltigkeit. Die darauf ausgerichteten SDGs 14 (Leben unter Wasser) und 15 (Leben an Land) erweisen sich als Multiplikatoren von Co-Benefits (positiver Nebeneffekt) für alle Ziele (Obrecht et al. 2021). Folglich empfiehlt es sich, auch in der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie sowie in der ressortübergreifenden Zukunftsstrategie Forschung und Innovation (Mission 2) der Bundesregierung Ökosystemleistungen und Biodiversitätsindikatoren künftig ein stärkeres Gewicht beizumessen. Sinnvoll ist außerdem dabei eine kluge Abstimmung zwischen den Schwerpunkten, Zielen, Indikatoren und Maßnahmen der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie und der neuen Nationalen Biodiversitätsstrategie. SDG 8 »nachhaltiges Wirtschaftswachstum« wäre beispielsweise in seiner letztlich zu unreflektierten, quantitativen Form zu überdenken, da es in der gegenwärtigen Form den gesellschaftlichen Wohlstand untergräbt, indem das ökologische Fundament erodiert und die Folgekosten auf die Gesellschaft zurückfallen (Grunewald & Zieschank 2023).

#### 10.4.1.2 Biologische Vielfalt und Ökosystemleistungen in der unternehmerischen Berichterstattung

Laut dem Global Risk Report 2023 des World Economic Forum sind, über einen mittelfristigen Zeitraum von zehn Jahren betrachtet, der Verlust der biologischen Vielfalt sowie der Zusammenbruch von Ökosystemen und deren Leistungen die drei Hauptrisiken für wirtschaftliche Aktivitäten (WEF 2023). Dies ist ein Grund, weshalb sich die Mitgliedstaaten auf der 15. Weltnaturkonferenz 2022 (CBD COP 15) mit dem Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework (CBD 2022) u. a. darauf geeinigt haben, Maßnahmen zu ergreifen, die sicherstellen, dass insbesondere große Unternehmen und Finanzinstitute ihre Auswirkungen auf und Abhängigkeiten von Biodiversität bis 2030 erfassen und offenlegen sollen (CBD Target 15). Eine solche Transparenz soll es Unternehmen, aber auch politischen Akteuren ermöglichen, den fortschreitenden Verlust von biologi-

scher Vielfalt und die damit verbundenen Auswirkungen auf wirtschaftliche Aktivitäten besser zu erfassen und mit geeigneten Maßnahmen gegenzusteuern. Somit soll es gelingen, wirtschaftliche Aktivitäten in Bezug auf Natur nachhaltiger zu gestalten und schwerwiegende Folgen für die Umwelt, den Menschen und die Wirtschaft zu verhindern.

Wildner et al. (2022) weisen ebenfalls auf die entscheidenden Zusammenhänge zwischen Wirtschaft und Biodiversität hin und zeigen sich hieraus ergebende Risiken, aber auch Chancen für Unternehmen und ihre Lieferketten auf (Wildner, Förster & Hansjürgens 2022). Die mit dem Verlust der biologischen Vielfalt verbundenen möglichen wirtschaftlichen Konsequenzen werden auch von Zentralbanken und anderen Aufsichtsbehörden zunehmend als systemisches Risiko für das globale Finanzsystem erkannt, z. B. vom Network for Greening the Financial System (NGFS) in seiner Publikation »Central banking and supervision in the biosphere« (NGFS 2022).

Damit die Integration von Biodiversität in die Berichterstattung von Unternehmen und Finanzinstituten gelingt und somit das Ziel der Erhaltung von Biodiversität auch in die Entscheidungen über nachhaltigere Geschäftsmodelle einfließen kann, sind mehr Zusammenarbeit und gemeinsames Handeln von öffentlichen und privaten Initiativen erforderlich (Förster, Wildner & Hansjürgens 2023). Zudem macht es Unternehmen resilient, indem sie sich der Abhängigkeiten von ÖSL und somit der Chancen und Risiken besser bewusst werden.

Kooperative und transparente Ansätze werden insbesondere bei der Methodenwahl sowie der Bereitstellung relevanter Daten entscheidend sein, insbesondere um Greenwashing zu vermeiden. Dabei sollte sich die Berichterstattung zu Biodiversität auf solide wissenschaftliche Ansätze und Indikatoren stützen. Wichtig ist, dass diese Ansätze und deren Indikatoren auch in der Praxis tauglich sind, um Entscheidungsträger:innen in Unternehmen und Finanzinstituten dabei zu unterstützen, Strategien für eine nachhaltigere Nutzung sowie zur Erhaltung der biologischen Vielfalt umzusetzen (Wildner 2023). Unterstützend kann etwa von den Unternehmen das ENCORE Tool (Encore o. J.) herangezogen werden. Als Screeninginstrument kann es dabei helfen, Risiken für die und aus der biologische(n) Vielfalt zu ermitteln und Prioritäten für unternehmerische Maßnahmen im Bereich der biologischen Vielfalt festzulegen. Auch der WWF-Biodiversity-Risk-Filter (WWF Risk Filter Suite o. J.) kann herangezogen werden.

Das Forschungsprojekt »Wertschätzung von Biodiversität. Zur Modernisierung der Wirtschaftsberichter-

stattung in Deutschland« (Bio-Mo-D o. J.) brachte auf der CBD COP 15 in einem Sideevent alle führenden Organisationen zusammen, die an der Entwicklung von Standards und entsprechenden Rahmenwerken für die Nachhaltigkeitsberichterstattung über Biodiversität beteiligt sind. Die Value Balancing Alliance (VBA) und das Mitgliedsunternehmen Holcim unterstrichen dabei die Bedeutung einer aussagekräftigen Unternehmensberichterstattung und referierten über ihre Erfahrungen damit, Auswirkungen auf und Abhängigkeiten von Biodiversität in die Entscheidungsfindung direkt einzubeziehen. Holcim betonte außerdem, wie wichtig es sei, eine solche Offenlegung verpflichtend zu machen. In diesem Zusammenhang hob das Unternehmen die von der Wirtschaft angeführte Initiative »Make it Mandatory« der globalen Koalition *Business for Nature* hervor, in der mehr als 400 Unternehmen und Finanzinstitute (mit einem Gesamtjahresumsatz von mehr als zwei Billionen US-\$) aus 52 Ländern fordern, eine aussagekräftige und relevante Biodiversitätsberichterstattung verpflichtend für Unternehmen einzuführen.

Da dieser Forderung innerhalb der EU bereits Rechnung getragen wird, präsentierte ein Vertreter der European Financial Reporting Advisory Group (EFRAG) Grundzüge der European Sustainability Reporting Standards (ESRS), also des inhaltlichen Teils der Corporate Sustainability Reporting Directive (CSRD). Der Schwerpunkt der Präsentation lag auf dem Standard zu Biodiversität und Ökosystemen, der Ende Juli 2023 von der EU-Kommission angenommen wurde. Dieser Standard wird etwa 40.000 Unternehmen in der EU, darunter mehr als 10.000 Unternehmen in Deutschland, dazu verpflichten, ihre Auswirkungen auf und Abhängigkeiten von Biodiversität zu erfassen und offenzulegen. Dazu gehören neben großen Konzernen mittelfristig auch kapitalmarktorientierte kleine und mittlere Unternehmen (KMU).

Das International Sustainability Standards Board (ISSB) der International Financial Reporting Standards (IFRS) Foundation verwies auf ihre Ankündigung im Rahmen der CBD COP 15, Biodiversität als zentralen Teil des von ihr zu entwickelnden globalen Standards für Nachhaltigkeitsberichterstattung zu adressieren. In der Ankündigung des ISSB wurde betont, dass Natur die Grundlage für jede wirtschaftliche Tätigkeit ist. Da die IFRS Foundation mit dem ISSB der wichtigste globale Standardsetzer für die Unternehmensberichterstattung ist, ist diese Ankündigung ein wichtiges Signal an Unternehmen weltweit, Biodiversität in ihre Berichterstattung aufzunehmen. Das ISSB befragt aktuell seine Stakeholder, welche Themen zukünftig ein Schwerpunkt bei

der Standardentwicklung sein sollen. Biodiversität und Ökosystemleistungen stehen hierbei ganz oben (Wildner, Förster & Hansjürgens 2022).

Ein weiterer, global anerkannter Standard ist der der privaten Global Reporting Initiative (GRI), welcher auf eine mehr als 15-jährige Anwendungshistorie im Bereich der Berichterstattung zu Biodiversität zurückblickt. In ihrer Präsentation stellte die GRI den Entwurf ihres aktualisierten Biodiversitätsstandards vor, der bis Ende Februar 2023 kommentiert werden konnte. 2024 hat GRI einen überarbeiteten und stark an den Vorgaben des ESRS E4 angepassten Biodiversitätsstandard, den GRI 101, veröffentlicht (GRI 2024).

In der Nachhaltigkeitsberichterstattung wurden in den letzten Jahren unterschiedliche »Wesentlichkeitskonzepte« diskutiert und entwickelt. Die Wesentlichkeitsanalyse ist ein Werkzeug, um zu bestimmen, welche Nachhaltigkeitsthemen für die jeweiligen Unternehmen relevant sind. Nur über diese wesentlichen Themen sollten sie dann im späteren Bericht Informationen geben. Doppelte Wesentlichkeit bedeutet, dass Themen als wesentlich erachtet werden und damit in die Berichterstattung aufgenommen werden müssen, wenn sie entweder Auswirkungen auf die Geschäftstätigkeit des Unternehmens oder seiner Lieferketten haben (Financial Materiality) oder die Handlungen des Unternehmens (einschließlich seiner Lieferketten) Auswirkungen auf Mensch und Umwelt haben (Impact Materiality). Während die ISSB den Fokus auf die finanzielle Wesentlichkeit legt, liegt der Fokus des GRI hingegen auf dem reinen Impact. In den von EFRAG erstellten ESRS der EU CSRD haben Biodiversität sowie Ökosysteme und deren Leistungen in Bezug auf die gesamte Umweltberichterstattung (Standards E1 bis E5), vor allem aber im ESRS E4 eine fundamentale Bedeutung (Wildner, Förster & Hansjürgens 2022).

Die Taskforce on Nature-related Financial Disclosures (TNFD) hat ein Rahmenwerk für das Management und die Berichterstattung, insbesondere über die finanziellen Risiken im Zusammenhang mit Natur, entwickelt, welches im September 2023 veröffentlicht wurde (TNFD 2023). Die Initiative wurde von Finanzinstituten ins Leben gerufen, die die Notwendigkeit erkannt haben, Naturrisiken besser zu verstehen und zu bewerten. Letztendlich soll der TNFD-Rahmen auch dazu beitragen, Finanzströme zu reduzieren, die der Biodiversität schaden, und Investitionen zu fördern, die sich positiv auf die Biodiversität auswirken. In der Präsentation auf der CBD COP 15 in Montreal, Sideevent am »Finance and Biodiversity Day«, wurde erläutert, inwiefern diese Leitlinien für den Finanzsektor, Unternehmen und Stan-

dardsetzer relevant sind (Wildner, Förster & Hansjürgens 2022).

#### 10.4.1.3 Umweltziele einklagbar machen: Zivilgesellschaftliches Engagement

Artikel 20a des Grundgesetzes definiert den Schutz der Lebensgrundlagen als ein Staatsziel. Daher ist Deutschland verpflichtet, Biodiversität und Klima in Abwägung mit anderen Staatszielen und den noch wichtigeren Grundrechten zu schützen. Der sogenannte Klimabeschluss des Bundesverfassungsgerichts (BVerfG) (O. V. 2021a) enthält eine Schärfung des Grundrechts auf Freiheit angesichts einer doppelten Gefährdung durch den Klimawandel und das unzureichende Klimaschutzgesetz der Großen Koalition (O. V. 2019). Eine zentrale Rolle spielen dabei die 1,5-Grad-Grenze des Pariser Abkommens und der daraus hervorgehende Auftrag an die Regierungen, das verbleibende Treibhausgasbudget fair zwischen den Generationen zu verteilen. Anlässlich von Klagen mehrerer zivilgesellschaftlicher Akteure kommt das Bundesverfassungsgericht zu der Auffassung, dass das Klimaschutzgesetz der Bundesregierung das Recht auf Freiheit (insbesondere Leben, Gesundheit und Existenzminimum) zukünftiger Generationen und auch der Menschen außerhalb Deutschlands verletzt, da dessen Maßnahmen nicht ausreichen, um genügend klimaschädliche Treibhausgase einzusparen. Zur Sicherung eines ökologischen Existenzminimums verlangt das BVerfG daher Emissionsneutralität (Ekardt & Heß 2021).

Der BVerfG-Beschluss hat große Auswirkungen auf die biologische Vielfalt. Die erforderliche Beendigung der Nutzung fossiler Energien und eine Reduktion der Nutztierhaltung adressieren schon jetzt zentrale Schädigungsfaktoren (direkte Treiber) für den Verlust von biologischer Vielfalt. Da auch der Biodiversitätsverlust die Menschheit existenziell bedroht, kann die Argumentation einer doppelten Freiheitsgefährdung durch Missachtung des Grundrechts auf Freiheit sowie des Staatsziels Umweltschutz angewendet werden. Über die direkten Auswirkungen hinaus hat das Beispiel einer zivilgesellschaftlich angestoßenen Klage und einem daraus resultierenden Beschluss eine wichtige Vorbildfunktion für die Umsetzung und Durchsetzung von Umweltrecht auf verschiedenen Ebenen. Die Stärkung der Zivilgesellschaft als Überwachungsinstanz wird z. B. auch konkret von der EU im Ziel 3 der Biodiversitätsstrategie vorgeschlagen (siehe Kap. 10.2.1). Eine direkte Übertragbarkeit der Klimaklagen auf den Biodiversitätsschutz ist vor allem auch dann denkbar, wenn weitere Synergien zwischen Klima- und Naturschutz ins öffentliche Bewusst-

sein dringen. Da sich Klima- und Biodiversitätsschutz oft gegenseitig verstärken, steht die Erhaltung von Ökosystemen und Biodiversität in unmittelbarem Zusammenhang mit der Erhaltung des Globalklimas. Beispiele hierfür sind Wälder und Moore als Biodiversitätshotspots und auch Treibhausgasenken für Negativemissionen (Ekaradt & Hefß 2021).

#### 10.4.1.4 Stärkere Verankerung von Umweltbelangen im deutschen Rechtsrahmen

Das Recht auf eine saubere, gesunde und nachhaltige Umwelt (Recht auf eine gesunde Umwelt) haben der UN-Menschenrechtsrat im Oktober 2021 (UNHRC-Resolution A/HRC/RES/48/13) und die UN-Vollversammlung im Juli 2022 (UNGA, A/RES/76/300) per Resolution anerkannt. Im April 2023 hat der UN-Menschenrechtsrat im Rahmen einer weiteren Resolution (finale Version noch nicht verfügbar) die Anerkennung des Rechts auf eine gesunde Umwelt bekräftigt. Die Resolution enthält Ausführungen zum Verlust der biologischen Vielfalt und der diesbezüglichen menschenrechtlichen Pflichten. Wenn die finale Version der Resolution verfügbar ist, wird laut Entwurfsfassung auch Deutschland zur Verbesserung der Situation von Inhaber:innen von Menschenrechten verpflichtet sein, beispielsweise von Menschen, deren Rechte auf Leben und Gesundheit durch Umweltbeeinträchtigungen, wie z. B. Luft- oder Wasserverschmutzung, beeinträchtigt oder sogar verletzt sind. Neben den negativen menschenrechtlichen Auswirkungen des Klimawandels, der nicht nachhaltigen Bewirtschaftung und Nutzung der natürlichen Ressourcen, der Verschmutzung von Luft, Boden und Wasser und der unsachgemäßen Bewirtschaftung von Chemikalien und Abfällen erwähnt die Resolution auch den daraus resultierenden Verlust an der biologischen Vielfalt und den Rückgang von Ökosystemen. Deutschland stimmte für die Resolutionen der VN-Generalversammlung und will sich laut Koalitionsvertrag (Bundesregierung 2021) für die Konkretisierung und Durchsetzung des Rechts auf UN-Ebene einsetzen (Deutsches Institut für Menschenrechte 2021). Andererseits scheint die Regierung keine Umsetzung des Rechts auf gesunde Umwelt im deutschen Kontext zu beabsichtigen. Durch ein explizites Menschenrecht auf Umwelt wären im deutschen Kontext jedenfalls Klima- und evtl. auch Biodiversitätsklagen für Individuen möglich, die noch über das ökologische Existenzminimum hinausgehen, dass das Bundesverfassungsgericht bereits heute als Bestandteil der Grundrechte betrachtet (siehe Klimabeschluss).

Eigene Rechte der Natur werden seit 2006 weltweit eingeführt, um Ökosysteme und Arten auch unabhängig

von menschlichem Nutzungsinteresse zu schützen, etwa durch Gerichtsprozesse »im Namen der Natur« (Knauß 2018). In Deutschland werden sie u. a. vom Volksbegehren Rechte der Natur und der Initiative Grundgesetzreform gefordert. So sollen in die bayerische Verfassung bzw. das Grundgesetz Rechte der Natur aufgenommen werden, um Naturschutz um seiner selbst willen rechtlich abzusichern. Die bayerische Initiative verfolgt dieses Ziel im Rahmen einer Volksinitiative und sammelt daher Unterschriften für ihr Volksbegehren. Da auf der Bundesebene ein solches Instrument nicht zur Verfügung steht, muss sich die Initiative Grundgesetzreform darauf beschränken, für ihren Vorschlag zu werben, um so auf eine Umsetzung durch die Gesetzgebung hinzuwirken.

Es geht den Initiativen weniger darum, spezifische Naturausschnitte in concreto zu schützen, wie dies in Deutschland durch zahlreiche Verordnungen bereits möglich ist, vielmehr möchten sie einen Bewusstseinswandel in der Bevölkerung herbeiführen und die Bekanntheit der Idee der Rechte der Natur steigern. Obwohl auch die symbolische Wirkung, die Natur als Trägerin eigener Rechte dem Menschen gleichzustellen, eine Rolle spielt, ermöglicht dies prinzipiell auch den direkten Schutz von biologischer Vielfalt um ihrer selbst willen. Alle deutschen Initiativen werden von einem relativ kleinen Personenkreis getragen, was Zweifel an der tatsächlichen Etablierbarkeit von Rechten der Natur in Deutschland zulässt. Dies liegt nicht zuletzt auch an der zentralen Rolle des Menschen (anthropozentrischer Grundcharakter) für das deutsche Recht. Es knüpft nicht an Vorstellungen des Selbstwerts von nicht menschlichen Naturwesen wie Pflanzen, Tieren, Ökosystemen oder der Natur als Ganzer (physiozentrisches Rechtsbegründungen) an, wie dies z. B. in Ecuador unter Rückgriff auf die andinen Vorstellungen eines sinn erfüllten Lebens (*buen vivir*) und den indigenen Naturbegriff *Pachamama* der Fall ist (Knauß 2020).

#### 10.4.2 Ansätze der Raum- und Landschaftsplanung

Auf Grundlage der genannten formellen, informellen und rechtlichen Rahmenbedingungen können erfolgreiche Strategien für mehr Biodiversitätsschutz in raumwirksame Prozesse überführt und verstetigt werden. Für ein erfolgreiches Mainstreaming, also eine Überführung von fachlich geprüften Kriterien oder Vorgaben in eine breite gesellschaftliche Debatte, sind politischer Wille, Förderung von (gesellschaftlichem, unternehmerischem, institutionellem) Engagement und die starke Legitimation durch rechtliche Rahmensetzung not-

wendig. Hierzu zählen beispielsweise Instrumente der Raumentwicklung wie die formelle räumliche Planung.

Die Leistungsfähigkeit von Böden im Ökosystem und deren Qualität als nicht erneuerbare Ressource mit einer Vielzahl von Ökosystemleistungen zu erhalten ist zentraler Ansatz für transformative Flächenpolitiken. Den transformativen Wandel auch planerisch zu gestalten bedeutet anzuerkennen, dass eine reine Anpassung von Strategien »im Kleinen« nicht ausreicht. Tiefgreifende Veränderungen sind erforderlich, die die Instrumente und Verfahren der Planung und Raumentwicklung umfassen. Transformative Flächenpolitiken fordern innovative Formen raumbezogener Governance ein, die nicht nachhaltige Prozesse ablösen können (Bauriedl, Held & Kropp 2021). Dabei betreffen transformative Flächenpolitiken sowohl regionale Ansätze als auch kommunale Verfahren, z. B. über die Anpassung von Raumordnungsplänen (als formelle Verfahren) oder Entwicklungskonzepte (als informelle Ansätze).

Hansen et al. (2021) analysierten die Bezüge zwischen der Transformation der räumlichen Planung und der Bedeutung von Ökosystemleistungen (Hansen, Dehnhardt & Marzelli 2021). Sie zeigen u. a., dass aktuelle Forschungsprojekte zu Ökosystemleistungen wenig direkten Bezug auf konkrete planerische Prozesse nehmen. Im Sinne einer transformativen Weiterentwicklung der Raumentwicklung muss aber weiter gedacht werden: Der Arbeitskreis »Nachhaltige Raumentwicklung für die große Transformation« der Akademie für Raumentwicklung in der Leibniz-Gemeinschaft (ARL) hat den Beitrag einer nachhaltigen Raumentwicklung zu einer »großen Transformation« (definiert durch den WBGU [2011]) diskutiert und für konkrete Themenbereiche eingeschätzt (Bauriedl, Held & Kropp 2021). Gefordert werden neue Bewertungen im Sinne einer sozialökologischen Raumentwicklung sowie ein Perspektivwechsel hin zu integrierten, am Gemeinwohl orientierten und sozial gerechten Ansätzen. Wenn transformativer Wandel gelingen soll, müssen Politik und Gesellschaft eine sozialökologische Perspektive einnehmen, jedoch gleichzeitig die natürlichen Lebensgrundlagen als Basis dieser transformativen Entwicklung begreifen und sie somit konsequent schützen (»starke Nachhaltigkeit«). Hierzu gehören die konsequente Umsetzung und Koppelung bereits erprobter Konzepte wie z. B. der Kreislaufwirtschaft (Warner et al. 2021).

Um Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten, braucht es grundsätzlich Entscheidungen für mehr Freiraumschutz, nachhaltiges Flächenmanagement und die Förderung grüner und blauer Infrastrukturen. Diese Entscheidungen müssen politisch gewollt, gerahmt und

auch langfristig unterstützt werden. Politisches Commitment ist wichtig, nicht nur in urbanen Räumen, um hier im Sinne einer qualitativen (doppelten) Innenentwicklung flächensparende Siedlungsentwicklung planen zu können. Dies bedeutet auch, möglichst viel naturnahe Fläche zu erhalten und zu entwickeln. Dies ist nicht erst im Kontext klimaangepasster Stadtentwicklung ein zentrales, aber konfliktträchtiges Unterfangen (UBA 2022; Wittig, Kuttler & Tackenberg 2012).

Fläche ist eine begrenzte Ressource und unterliegt starken Nutzungsinteressen und -konflikten. Freiraum wird versiegelt, zerschnitten, und ist er einmal in Anspruch genommen (d. h. verbaut bzw. versiegelt), ist ein Rückbau bzw. eine Revitalisierung u. a. aufgrund hoher Kosten in der Regel unwahrscheinlich. Instrumente und Maßnahmen zum Flächensparen sowie zur Förderung von Innenentwicklung und Flächenrecycling hat das Umweltbundesamt vorgelegt (UBA 2009). Als eine mögliche Lösung wird der Handel mit Flächenzertifikaten angesehen (UBA 2019b), und auch Flächenkreislaumodelle sind in der Diskussion. Zahlreiche Modelle der hier genannten Ansätze sind beispielsweise in Modellvorhaben erprobt und in definierten Kontexten für durchaus zielführend befunden worden. Um jedoch den Projektstatus zu überwinden und erprobte Ansätze in die kommunale Planungspraxis zu bringen, ist auch ein politisches Bekenntnis zu konsequentem Flächen- bzw. Freiraumschutz notwendig, um ein Mainstreaming zu erreichen (Warner 2022). Planung hat vorausschauend und gestaltend zu erfolgen. Hierzu bedarf es einer klaren Prioritätensetzung eines tatsächlich »gestaltenden Staates«, der transformativen Wandel aktiv fördern muss (WBGU 2011; Bauriedl, Held & Kropp 2021).

Naturschutzfachleute fordern, möglichst große Flächen unter strengeren Schutz zu stellen, mit Pufferzonen vor weiteren Nutzungen abzugrenzen und die Nutzung im Einzugsbereich des Schutzgebietes möglichst nachhaltig zu gestalten. Das Zonierungskonzept soll konsequenten Schutz sensibler Bereiche ermöglichen und trotzdem regional angepasste Landnutzung gestatten. Zudem sollen zusätzlich Flächen aus der Nutzung genommen werden können, mindestens entsprechend der Flächenziele des »Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework« (CBD 2022) und der EU-Biodiversitätsstrategie 2030 (Europäische Kommission 2020). Letztere besagt, dass bis 2030 30 % der Landes- und Meeresfläche der EU unter Schutz gestellt werden sollen.

Konfliktpotenziale liegen auf der Hand, denn segregatives Denken dominiert noch in der Naturschutz- und Agrarumwelt- bzw. Forstpolitik. Gemeinsame Strategien des Naturschutzes und der Landwirtschaft für

mehr biologische Vielfalt (Vertragsnaturschutz, Blühstreifen usw.) nehmen zwar zu, werden von Expert:innen jedoch als nicht ausreichend betrachtet (Box 10.2). Gemeinsam ausgehandelte und kooperative Ansätze sind für zielführende Diskussionen um mehr Flächenschutz unabdingbar. Dies betrifft neben der Landwirtschaft auch eine zukunftsfähige Forstwirtschaft. Ziel ist es hier, auf der gesamten Waldfläche mit geeigneten (boden- und ökosystemschonenden) Bewirtschaftungsmethoden und klimaangepasster Bestockung integrierte Forstwirtschaftskonzepte umzusetzen, um Wälder zu entwickeln und zu erhalten, indem alle Leistungen des Ökosystems auf derselben Fläche erbracht werden (Kraske 2022) (Kap. 4).

Integration und Kooperation bedeuten, dass Akteure zusammengebracht werden müssen, um »Containerdenken« zu überwinden und gemeinsame, abgestimmte, verbindliche und vor allem umsetzbare Lösungen zu erarbeiten. Grundlage hierfür ist die direkte Teilhabe aller betroffenen gesellschaftlichen Akteure an raumwirksamen Entscheidungen. Auch sollten Repräsentant:innen gesellschaftlicher Gruppen einbezogen werden, deren Interessen sonst weniger gehört werden (z. B. marginalisierte Gruppen, zukünftige Generationen). Dies zu ermöglichen ist Aufgabe von Politik, Planung und Verwaltung. Sie haben die Verantwortung dafür, ein gemeinsames Verständnis der Notwendigkeit von nachhaltiger Entwicklung und des transformativen Wandels zu initiieren und zu fördern (Warner et al. 2021). Auch wenn das Thema Planungsbeschleunigung aus Sicht des Flächen- und Ökosystemschutzes durchaus kritisch zu betrachten ist, muss festgehalten werden, dass es aufgrund der langen Zeitschienen in Planungsverfahren erschwert wird, auf neue Gegebenheiten schnell zu reagieren – und somit Synergien und Co-Benefits übersehen werden (10.3.5, insbes. E17 und E18).

Inhaltliche Ziele der Raum- und Landschaftsplanung (und damit auch Schutzziele) kommen bisher häufig nicht gegen wirtschaftliche Verwertungsinteressen oder Anliegen der Bauleitplanung an. Die Bestimmung der Zielsetzung ist in der Regel den planenden Akteuren überlassen und nicht aus dem übergreifenden rechtlichen Rahmen ableitbar. Ökosystemleistungen, Biodiversitätserhalt oder Klimawirkungen werden zwar in der Raumordnung berücksichtigt, aber bisher kaum priorisiert. Oft erhalten andere Belange, wie z. B. die Siedlungs- und Gewerbeentwicklung und damit verbundene finanzielle Einnahmen für Kommunen, ein höheres Gewicht in der Abwägung als das Angebot von und die Nachfrage nach Ökosystemleistungen im betreffenden Planungsgebiet (Deppisch et al. 2022). Dabei liegt in den bestehen-

den Instrumenten durchaus ein zu hebendes Potenzial: Der kommunale Landschaftsplan ist ein bereits sehr gut entwickeltes Planungsinstrument, welches hohe fachliche Standards und inhaltliche Anforderungen erfüllt (Pauleit, Wende & Walz 2018). Im Landschaftsplan werden die gesellschaftlichen Werte und Naturgüter, an denen ein öffentliches Interesse besteht, betrachtet, und Expert:innenwissen wird zusammengeführt. Die Maßnahmen zum Schutz, zur Pflege und zur Entwicklung der Naturgüter resultieren aus den fachplanerischen Erfordernissen des Naturschutzes. Im Landschaftsplan sind die Schutzgüter sowie die Naturhaushalts- und Landschaftsfunktionen auf Basis der Naturschutzgesetzgebung, also vor allem im öffentlichen Interesse liegende Güter, das zentrale Element der Planungen.

Über die Landschaftsplanung hinaus bedarf es für eine nachhaltige Sicherung von Ökosystemleistungen und Biodiversität jedoch einer unmittelbaren Integration in die querschnittsorientierte, fachübergreifende Raumordnung und Bauleitplanung (Deppisch et al. 2022). Darauf verweist auch der WBGU (WBGU 2020). Er fordert, einen integrierten Landschaftsansatz zu entwickeln und diesen vor allem durch die existierenden Planungsinstrumente wie die Raumordnung umzusetzen (WBGU 2020).

Die naturschutzrechtliche Eingriffsregelung ist mit ihren Vorschriften über Vermeidung, Ausgleich, Abwägung und Ersatz bzw. Ersatzzahlung grundlegend für den Umgang mit Natur und Landschaft; sie konkretisiert das Verursacherprinzip (siehe Kapitel 3 des BNatSchG). Demnach sind erhebliche Beeinträchtigungen von Naturhaushalt und Landschaftsbild zu ermitteln und deren Wirkungen zu kompensieren. Ursprünglich war sie aufseiten der für Naturschutz Verantwortlichen und besonders Interessierten mit der Hoffnung verbunden, damit Eingriffe weitgehend verhindern zu können. Mittlerweile haben sich Grundverständnis und Mechanismen sukzessive hin zum Kompensationsinstrument entwickelt (Zippack, Grunewald & Helm 2006).

Seit Mai 2020 ist die Bundeskompensationsverordnung (BKompV) in Kraft und soll bei Zulassungsverfahren – beschränkt auf Vorhaben des Bundes – »durch Standardisierung der Eingriffsregelung und landschaftspflegerischen Begleitplanung das No-Net-Loss-Prinzip umsetzen, also sicherstellen, dass kein Nettoverlust an Natur und Landschaft in der Bilanz bleibt« (Scholles & Werk 2021). Die BKompV findet u. a. Anwendung bei Entscheidungen zu Offshore-Windparks, Energieleitungsprojekten, Bundesautobahnen und -wasserstraßen sowie Truppenübungsplätzen. Hier ist allerdings die Frage zu stellen, ob Eingriffe tatsächlich »kompensiert«

werden können oder ob diese Mechanismen nicht eine noch stärkere Auftrennung in Nutz- und Schutzlandschaften befördern.

Auch vor dem Hintergrund, dass das Ziel der EU-Biodiversitätsstrategie 2020, den Nettoverlust an Biodiversität und Ökosystemleistungen zu stoppen, weder in Europa noch in Deutschland erreicht wurde (Bundesverband Beruflicher Naturschutz e.V. 2020), wird der Handlungsdruck größer. Die Generaldirektion Umwelt der EU-Kommission hat dazu einen Leitfaden zu einem »No Net Loss/Net Gain of Biodiversity« (kein Nettoverlust/Nettogewinn von Biodiversität) veröffentlicht (Wende 2021), dessen Anwendung jedoch freiwillig ist. Hier werden z. B. Wirkfaktoren und Auswirkungen auf die Biodiversität und auf Ökosystemleistungen mögliche Vermeidungs-, Verminderungs- sowie Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen gegenübergestellt, um die Bandbreite der Möglichkeiten für Politik und Praxis aufzuzeigen.

Der Leitfaden geht in einzelnen Prinzipien über die bisherige deutsche Praxis der Eingriffsregelung hinaus und fordert etwa auch für die Sektoren Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft eine Kompensationspflicht (Offset-Policy). Wende (2021) schlussfolgert in diesem Zusammenhang u. a., dass ...

- ... die Eingriffsregelung im Zusammenhang mit den Vorschriften zur Umweltverträglichkeitsprüfung und strategischen Umweltprüfung bereits einen nicht unerheblichen Beitrag in Richtung des No-Net-Loss-Ziels der EU leistet. Das Instrument sei demzufolge zu stärken und auszubauen.
- ... neben der Durchsetzung und stärkeren Kontrolle des Verschlechterungsverbots ein »Verbesserungsgebot« Eingang in die Eingriffsregelung finden sollte, um das neue EU-Ziel eines »Nettogewinns« (Net Gain) zu erreichen.
- ... empirische Untersuchungen mehr Klarheit über die Akzeptanz der Eingriffsregelung und deren Ergebnisse bei Bürger:innen liefern sollten, insbesondere im Kontext der Bauleitplanung.

#### 10.4.3 Potenzialabschätzung verschiedener Ansätze zur Unterstützung transformativer Governance

In Tabelle 10.2 leiten wir, basierend auf unserer Expertise, Tendenzen ab, wie die unter den Kapiteln 10.3.5 sowie 10.4.1 und 10.4.2 beschriebenen Ansätze zu den Eigenschaften transformativer Governance beitragen können, d. h., inwiefern die Ansätze zu folgenden Eigenschaften beitragen:

- **Inklusiv:** Die Vielfalt der politischen Stakeholder, Interessengruppen und lokalen Akteure und ihre un-

terschiedlichen Wertesysteme, Bedürfnisse, Rechte, Geschlechterperspektiven und Wissenssysteme werden in partizipativen Settings berücksichtigt (Visseren-Hamakers et al. 2021).

- **Informiert:** Ein breites Spektrum an Praxis- und wissenschaftlichem Wissen zu verschiedenen Aspekten wird in strukturierte, problemorientierte Prozesse integriert (Raymond, Brown & Weber 2010); ein relevanter, effektiver und transparenter Austausch von transformativem Wissen zwischen Gesellschaft, Wissenschaft und Politik wird organisiert.
- **Anpassungsfähig:** Die Idee des »adaptiven Managements« (Norton 2005) beschreibt die Fähigkeit und Bereitschaft, Handlungen an neu gewonnenes Wissen (Rodríguez et al. 2018) und sich verändernde Rahmenbedingungen anzupassen.
- **Integriert:** Koordiniertes Handeln erfolgt über unterschiedliche Politikbereiche, Wirtschaftssektoren, Entscheidungsebenen, Strategieprozesse und Verfahren hinweg (Persson & Runhaar 2018).
- **Rechenschaftspflichtig:** Verantwortlichkeiten werden genau definiert und verbindlich an beteiligte Akteure übertragen. Diese nehmen ihre jeweilige Verantwortung wahr und können in Bewertungs- und Sanktionsprozessen zur Rechenschaft gezogen werden (Mason 2020).

Auf Basis dieser Kriterien werden die entsprechenden Governance-Ansätze im Sinne ihres möglichen Beitrags zum transformativen Wandel einer übergreifenden Abschätzung unterzogen. Die Bewertung entlang eines einfachen Gradienten (von kein Beitrag bis starker Beitrag zu transformativer Governance) ergibt sich aus den Fallstudien in Kombination mit der entsprechenden Forschungsliteratur und der Expertise der Kapitelautor:innen (Tab. 10.2). Ob das in der Tabelle formulierte Potenzial tatsächlich wirksam wird, hängt selbstverständlich maßgeblich von der konkreten Ausgestaltung der Ansätze im Einzelfall ab.

**Öffentlichkeitsarbeit (ÖA):** ÖA hat ein mittleres Potenzial, transformativen Wandel durch Inklusion zu unterstützen, da sie dabei helfen kann, Unterschiede in Wertesystemen usw. überhaupt erst zu kommunizieren; ebenfalls ein mittleres Potenzial bietet ÖA als eine Grundlage für einen informierten Governance-Prozess und kann vor allem dann einen Beitrag leisten, wenn sie die Vielfalt von Praxis- und wissenschaftlichem Wissen für den Governance-Prozess bereitstellt; ÖA hat ein schwaches Potenzial, kann aber zumindest dabei helfen, sich verändernde Rahmenbedingungen und notwendige

**Tabelle 10.2:** Potenzialabschätzung verschiedener Ansätze zur Unterstützung transformativer Governance (schwach ●, mittel ●, stark ●). Leere Zellen bedeuten, dass hier kein Potenzial gesehen wird.

Ansätze	Inklusiv	Informiert	Anpassungsfähig	Integriert	Rechenschaftspflichtig
Öffentlichkeitsarbeit	●	●	●	●	●
Aktivierende Bildung für nachhaltige Entwicklung	●	●	●	●	●
Integrierte Nutzungskonzepte	●	●	●	●	●
Vorübergehende Kompensationszahlungen	●	●	●	●	●
Förderprogramme	●	●	●	●	
Neue institutionelle Strukturen	●	●	●	●	●
Sektorübergreifende Zusammenarbeit	●	●	●	●	●
Naturschutzgesetze	●	●			●
Nationale Berichterstattung		●	●	●	●
Unternehmerische Berichterstattung	●	●	●		●
Umweltklagen	●	●	●	●	●
Recht auf gesunde Umwelt	●	●	●	●	●
Rechte der Natur	●	●	●	●	●
Transformative Flächenpolitiken	●	●		●	●
Regionalplanung und Regionalentwicklung	●	●	●	●	●

Anpassungen und Integration aufzuzeigen; sie spielt eine wichtige Rolle (mittleres Potenzial) dabei, Ergebnisse von Governance-Prozessen transparent zu machen und damit einen Rechenschaftsprozess zu ermöglichen.

**Aktivierende Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE):** BNE hat ein eher schwaches Potenzial, transformativen Wandel durch Inklusion zu unterstützen, kann aber zumindest bei der Vermittlung eines Verständnisses der Bedeutung von Umwelt und biologischer Vielfalt helfen, erhöht Wertschätzung und fördert Fähigkeiten der Mitwirkung; noch mehr als Öffentlichkeitsarbeit trägt BNE mit einem mittleren Potenzial zum Austausch von transformativem Wissen und somit zu informierten Prozessen bei; ein mittleres Potenzial bietet BNE auch durch die Vermittlung alternativer Handlungsoptionen, um sich an verändernde Rahmenbedingungen anzupassen oder eine solche Anpassung einzufordern, und unterstützt dabei das Interesse in anderen Sektoren, Be-

lange des Biodiversitätsschutzes zu fördern; BNE hat zumindest auch ein schwaches Potenzial, da Akteure in die Lage versetzt werden, Prozesse und Ergebnisse zu bewerten und Rechenschaft einzufordern.

**Integrierte Nutzungskonzepte (IN):** IN haben ein starkes Potenzial, Inklusion zu fördern, da sie es ermöglichen, Schutz und Nutzung neu auszuhandeln, und zwar unter Beteiligung von unterschiedlichen Interessengruppen. Der Grad der Inklusion hängt dabei maßgeblich vom Grad der Partizipation bei der Gestaltung des Nutzungskonzeptes ab; die Entwicklung von IN führt zwar in der Regel zu einer verbesserten Informationsgrundlage, das Potenzial, dadurch zur Informiertheit beizutragen, wird trotzdem als eher schwach eingestuft. Durch die Schaffung von (Kommunikations-)Strukturen kann eine fortlaufende Anpassung ermöglicht werden, somit haben IN ein mittleres Potenzial; durch die Entwicklung gemeinsamer Ziele hinsichtlich eines gu-

ten Naturzustandes erhöht sich die Wahrscheinlichkeit konstruktiver Kontrolle, wodurch ein mittleres Potenzial für Rechenschaftspflichtigkeit entsteht.

**Vorübergehende Kompensationszahlungen:** Vorübergehende Kompensationszahlungen haben insgesamt ein eher schwaches Potenzial, transformativen Wandel zu unterstützen, sie können Inklusion etwas fördern, da sie nachteilig betroffenen Akteuren eine Teilhabe ermöglichen und bei der Einbindung verschiedener Sektoren helfen; wenn Informationen über Kosten und Nutzen für unterschiedliche Akteure und die Biodiversität erhoben werden, tragen sie zu informierter Governance bei, mindestens implizit regeln Kompensationszahlungen, wer welche Rechte und Pflichten hat. Um das Potenzial überhaupt zu aktivieren, ist es wichtig, bei der Gestaltung solcher Instrumente darauf zu achten, nicht langfristig biodiversitätsschädigendes Verhalten zu legitimieren.

**Förderprogramme:** Förderprogramme ermöglichen es einer breiteren Gruppe, neue Ansätze auszuprobieren, und haben aus diesem Grund ein mittleres Potenzial, Inklusion zu fördern und somit einen transformativen Wandel zu unterstützen. Förderprogramme haben zumindest ein schwaches Potenzial, da sie über neue Ansätze informieren und damit mehr Menschen ermöglichen, neue Ansätze auszuprobieren und Erfahrungen zu sammeln; sie haben ebenfalls ein schwaches Potenzial bei der Unterstützung von Anpassungsprozessen, müssen aber so ausgestaltet werden, dass sie neuen Anpassungsrunden nicht im Weg stehen und/oder innovationshemmend wirken; ähnlich wie vorübergehende Kompensationszahlungen können Förderprogramme die Einbindung von Sektoren unterstützen.

**Neue institutionelle Strukturen:** Neue institutionelle Strukturen haben mindestens ein mittleres Potenzial hinsichtlich aller Eigenschaften transformativer Governance, z. B. bei der Schaffung von Kapazitäten die Belange unterschiedlicher Interessengruppen zu berücksichtigen. Die Entstehung neuer institutioneller Strukturen (z. B. neue Verwaltungskapazitäten und Behörden, neue Wirtschaftsweisen oder auch Verbände und Initiativen) wird sogar oft mit der Notwendigkeit von Inklusion begründet oder geschieht aufgrund des Engagements zivilgesellschaftlicher Akteure, beispielsweise durch Vereinsgründung; mittleres Potenzial liegt ebenfalls in der erleichterten Bündelung und Integration von Wissen durch neue institutionelle Strukturen, wobei der Ausbau von Kapazitäten in Bereichen wie Verwaltung und Wissen usw. oft als grundlegende Voraus-

setzung für die Gestaltung von Anpassungsprozessen dient. Neue Strukturen sind auch Ergebnis eines Anpassungsprozesses; neue institutionelle Strukturen schaffen Kapazitäten, um Belange der biologischen Vielfalt in andere Sektoren zu integrieren, und können entscheidend sein, um die Ergebnisse von Prozessen festzuhalten, z. B. durch Datenerhebung als Grundlage für Rechenschaftsprozesse; Zuständigkeiten und Sanktionsmechanismen sollten explizit festgelegt werden.

**Sektorübergreifende Zusammenarbeit:** Die Zusammenarbeit unterschiedlicher Behörden kann partizipative Elemente verwenden, dennoch wird nur ein mittleres Potenzial für Inklusion angesetzt, da die Zusammenarbeit zwischen Behörden nicht per se bedeutet, dass weitere gesellschaftliche Akteure einbezogen werden; ein schwaches Potenzial besteht auch durch behörden- oder länderübergreifende Zusammenarbeit sowie die Einbindung weiterer Informations- und Datenquellen; durch diese Einbindung werden Informationen breiter verfügbar gemacht, wodurch ein direktes Reagieren und Anpassen auf neue Umstände erleichtert werden; sektorübergreifende Zusammenarbeit ist auch erfolgversprechend, da sie die Möglichkeiten erweitert, Verantwortung einzufordern, wenn darauf geachtet wird, dass Zuständigkeiten nicht verwässert werden.

**Naturschutzgesetze:** Zwar ist ein inklusives Vorgehen nicht vorgeschrieben, und viele Maßnahmen sind nicht darauf ausgelegt, aber viele der Fallstudien haben gezeigt, wie Naturschutz entsprechend umgesetzt werden kann. Hier wird ein mittleres Potenzial angesetzt, ähnlich wie das Potenzial, das durch Monitoring im Rahmen von Naturschutzgesetzen (u. a. Erfolgskontrolle und Validierung von Maßnahmen) als wichtiges Instrument zur Informationsgewinnung dient; Naturschutzgesetze verfügen auch über mindestens ein mittleres Potenzial, die Rechenschaftspflichtigkeit im Rahmen der Umsetzung zu verbessern, indem sie Verbindlichkeit über zu erreichende Zieldimensionen schaffen, sie weisen Verantwortliche aus, die theoretisch (und manchmal auch praktisch) durch Bewertungs- und Sanktionsprozesse zur Rechenschaft gezogen werden.

**Nationale Berichterstattung:** Die nationale, umweltökonomische Berichterstattung hat ein mittleres Potenzial, zum transformativem Wandel beizutragen, da sie aggregierte Informationen erhebt und Indikatoren zu Umweltgütern und Ökosystemleistungen öffentlich zur Verfügung stellt; durch diese verbesserte und differenziertere Informationslage wird eine wichtige Grundlage

für die gezielte Anpassung von Politiken geschaffen, wodurch ein mittleres Potenzial entsteht; auch die Voraussetzungen für die Zusammenarbeit über Sektoren und Ebenen hinweg werden etwas verbessert, da wechselseitige Förderung oder Beeinträchtigung sichtbar wird; da Zu- und Abnahmen von Umweltgütern erkennbar werden, wird deutlicher, in welchen Sektoren Handlungsbedarf besteht. Somit wird eine wichtige Voraussetzung (mittleres Potenzial), Akteursgruppen zur Rechenschaft ziehen zu können, geschaffen.

**Unternehmerische Berichterstattung:** Durch die Änderungen in der unternehmerischen Berichterstattung könnte ein wenn auch übersichtliches Potenzial für Inklusion gehoben werden, da neue Werte berücksichtigt werden und die Profitorientierung um sozialökologische Werte erweitert wird; mittleres Potenzial weist die unternehmerische Berichterstattung bei der Verbesserung der Informiertheit, der Anpassungsfähigkeit und der Rechenschaftspflichtigkeit auf; wenn Biodiversitätsaspekte in der Wesentlichkeitsanalyse des Unternehmens als relevant eingestuft werden, werden entsprechende Informationen im Reporting erhoben und transparent gemacht. Diese Informationen sind die Grundlage, um negative Auswirkungen des Unternehmens auf Biodiversität zu reduzieren; durch die Berichterstattung wird eine wichtige Grundlage für die gezielte und regelmäßige Anpassung von Unternehmensentscheidungen hinsichtlich Biodiversität, aber auch für politische Regulierung und Investitionsentscheidungen geschaffen; da Zu- und Abnahmen von Biodiversität und Ökosystemleistungen erkennbar werden, wird deutlich, in welchen operativen Unternehmensfeldern Handlungsbedarf besteht und damit Möglichkeiten der Rechenschaftspflicht.

**Umweltklagen:** Am »Klimabeschluss« des Bundesverfassungsgerichts zeigt sich, wie z. B. Freiheitsrechte zukünftiger Generationen und sämtlicher Betroffener im globalen Maßstab berücksichtigt werden können. Umweltklagen wird damit ein mittleres Potenzial zugeordnet, Inklusion zu fördern. Dieser Richtungsentscheid selbst stellt eine Anpassung dar und gibt für die Zukunft einen Rahmen vor, in dem sich die Gesetzgebung des Bundes abspielen sollte, und zeigt damit ein mittleres Potenzial für Anpassungsfähigkeit. Um die unterschiedlichen Ziele (etwa das 1,5-Grad-Ziel des Paris-Abkommens und internationale Biodiversitätsziele) im vereinbarten Zeitraum erreichen zu können, muss es eine sektorübergreifende Zusammenarbeit geben, und damit kann Umweltklagen mindestens ein mittleres Po-

tenzial zugeordnet werden, Integration zu befördern. Ein starkes Potenzial zeigt der Beschluss des Bundesverfassungsgerichts bei der Rechenschaftspflichtigkeit der deutschen Bürger:innen (insbesondere der deutschen Regierung) gegenüber Ansprüchen junger Menschen und eingegangener internationaler Verpflichtungen; damit zeigt das Gericht, dass es seiner Zuständigkeit nachkommen kann, das Regierungshandeln kritisch zu überwachen.

**Recht auf gesunde Umwelt:** Die Thematisierung von Biodiversitätsschutz innerhalb eines expliziten Rechts auf gesunde Umwelt stellt eine notwendige Adaption des Menschenrechtsrahmens an den drohenden Verlust von biologischer Vielfalt dar. Er erweitert den Personenkreis auf alle Menschen. Damit bietet das Recht auf gesunde Umwelt durchaus ein mittleres Potenzial für Inklusion; zumindest ein schwaches Potenzial wird für Informiertheit und Anpassungsfähigkeit gesehen, da mit dem Recht auf gesunde Umwelt der Druck auf die Verfügbarkeit von Umweltinformationen sowie auf adaptive Gestaltung des Umweltschutzes erhöht wird; verschiedene Sektoren und Politikbereiche werden durch den Bezug auf Menschenrechte verbunden, und damit wird ein mittleres Potenzial für Integration angesetzt; das bei Weitem größte Potenzial kann durch die Klagebefugnis für Träger:innen von Menschenrechten realisiert werden, da sie die Verantwortlichkeit von Staaten erheblich erhöht.

**Rechte der Natur:** Der Ansatz der Rechte der Natur ist der vielversprechendste Ansatz mit durchgehend entweder mittlerem oder sogar starkem Potenzial, z. B. bei der Inklusion, da über den Menschen hinaus nicht-menschliche Naturwesen (zum Teil unter Bezugnahme auf soziokulturelle Naturwerte) wie Pflanzen, Tiere, Ökosysteme, Arten oder sogar die Natur als Ganze in den direkten Rechtsschutz einbezogen werden; mittleres Potenzial wird bei Informiertheit, Anpassungsfähigkeit und Integration gesehen: der Vorstellungsraum für verschiedene Wissens- und Werteformen, Ansätze und Lösungen innerhalb der öffentlichen Debatte wird durch den Ansatz erweitert; der Druck auf die Verfügbarkeit von Umweltinformationen wird erhöht und die Basis für das Suchen und Finden von Managementlösungen verbreitert; verschiedene Wissensformen werden gemäß der CBD und IPBES integriert; eines der wichtigsten Potenziale entsteht dadurch, dass durch die Rechte der Natur Staaten, Länder, Kreise und Gemeinden verantwortlich gemacht werden könnten für den Erhalt oder die Verbesserung von biologischer Vielfalt.

**Transformative Flächenpolitiken:** Kooperative Ansätze in der transformativen Flächenpolitik sehen vor, gemeinsame, abgestimmte, verbindliche und vor allem umsetzbare Lösungen zu erarbeiten. Wesentliche Grundlage hierfür ist die direkte Teilhabe aller betroffenen gesellschaftlichen Akteure an raumwirksamen Entscheidungen. Es sollte auch darauf geachtet werden, gesellschaftliche Gruppen einzubeziehen, deren Interessen normalerweise weniger Gehör finden. Auf diese Weise haben transformative Flächenpolitiken zumindest das Potenzial, Inklusion zu fördern, wenn auch nur schwach. Die Politiken sind system- und ebenenübergreifend angelegt, binden eine breite Palette an Wissen ein, weisen Zuständigkeiten aus und sind auf interne und externe Kooperationen angelegt und haben so ein mittleres Potenzial, Informiertheit und Integration zu unterstützen; sie befördern außerdem einen Perspektivwechsel hin zu einer Gemeinwohlorientierung sowie zu sozial gerechten und integrierten Ansätzen der Raumentwicklung; transformative Flächenpolitiken knüpfen an bestehende (international oder national vereinbarte) Ziele für den Schutz der biologischen Vielfalt an und operationalisieren sie für lokale und regionale Planungskontexte, so dass eine Umsetzungsverantwortung und -pflicht und somit ein mittleres Potenzial für Rechenschaftspflichtigkeit entsteht.

**Regionalplanung und Regionalentwicklung (RP/RE):** RP/RE weisen zumindest ein schwaches Potenzial auf, Inklusion zu verbessern, da sie eine sozialökologische Perspektive einnehmen und die natürlichen Lebensgrundlagen aller Menschen konsequent schützen könnten; mittleres Potenzial wird bei RP/RE gesehen durch die Bereitstellung umfassender Informationen und damit der Förderung von integriertem Denken und Handeln. Es können mit raumwirksamen Akteuren (z. B. Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Kommunen) gemeinsame Schutz- und Nutzungskonzepte erarbeitet werden, die multifunktionale Ansätze der Flächennutzung ermöglichen; dabei ist es wichtig, dass die Belange der Siedlungs- und Gewerbeflächenentwicklung nicht über den Belangen des Freiraumschutzes stehen; Anpassungsfähigkeit könnte mit mittlerem Potenzial gefördert werden, da RP/RE interkommunale Flächennutzung koordiniert und so anpassungsfähige kommunale Konzepte der Innenentwicklung und der ressourcensparenden Siedlungsentwicklung unterstützen; sie fördern aktiv Kreislaufmodelle (Flächen- und Materialkreisläufe) und entwickeln erfolgreich erprobte Ansätze für Ressourcenschutz weiter (z. B. Zertifikate), womit zumindest ein schwaches Potenzial für Rechenschaftspflichtigkeit entsteht.

## 10.5 Synthese: Potenziale zur Unterstützung für transformativen Wandel zum Erhalt der biologischen Vielfalt

Ziel dieses Kapitels ist es, aus Ergebnissen verschiedener Analysen der Fallstudien und Governance-Ansätze Transformationspotenziale aufzuzeigen. Hierunter werden die Optionen verschiedener Akteursgruppen verstanden, zu transformativen Wandlungsprozessen beizutragen mit dem Ziel, positive Wirkungen im Sinne international vereinbarter Biodiversitätsziele zu erreichen. Allerdings fokussieren wir in diesem Kapitel weniger auf konkrete Vorschläge zu Instrumenten und Maßnahmen zum Schutz der biologischen Vielfalt (siehe dazu Kap. II Synthese und Lebensraumkapitel 3–8).

Wir zeigen Optionen auf, wirtschaftlich-technologische, politisch-rechtliche und gesellschaftliche Strukturen und Prozesse sowie Rahmenbedingungen und Instrumente zu verändern, um negativ wirkenden indirekten Treibern (Kap. 9) entgegenzuwirken. Denn wie in der Einleitung definiert, ist transformativer Wandel systemischer Wandel, mit dem ein gesamtgesellschaftlicher Wertewandel und Verhaltensänderungen auf allen Ebenen einhergehen.

### Zivilgesellschaftliche Organisationen (u. a. NGOs, Verbände, Stiftungen)

Unsere Ergebnisse zeigen, dass eine der wichtigsten Funktionen, die zivilgesellschaftlichen Organisationen zukommt, die Aufklärung durch Öffentlichkeitsarbeit ist. Dabei reicht es nicht, mehr Wissen an eine Vielzahl von Akteuren zu vermitteln. Vor allem gilt es, »Containerdenken« zu überwinden und Wissenslücken und damit verbundene Kontroversen zu schließen. Gerade hier können zivilgesellschaftliche Organisationen entscheidende Beiträge leisten. Es zeigt sich, dass Zusammenschlüsse von Organisationen zu größeren Netzwerken oder Initiativen viel Erfolg haben, wenn sie mit einer Stimme sprechen, da so unterschiedliche Personengruppen erreicht werden und starke Partnerschaften zur Glaubwürdigkeit beitragen. »Windows of Opportunity« sollten vorhergesehen, erkannt und strategisch genutzt werden: Hierzu zählen Ereignisse oder Trends, die die Öffentlichkeit ohnehin schon für bestimmte Themen sensibilisiert haben. Ein Bezug auf wissenschaftliche Studien und Erkenntnisse ist hilfreich, gerade wenn es darum geht, Wandlungsprozesse zu initiieren.

Zivilgesellschaftliche Organisationen sind Träger vielfältigster öffentlicher Belange, und ihnen kommt die wichtige Aufgabe zu, diese in unterschiedliche Be-

teiligungsformate einzubringen. Es können neue Wege beschritten werden, die beispielsweise mit einem geänderten Rechtsrahmen einhergehen und damit die gestaltende Rolle der Zivilgesellschaft als »Überwachungsinstanz« stärken. Dies wird z. B. von der EU im Ziel 3 der Biodiversitätsstrategie 2030 vorgeschlagen.

Zivilgesellschaftlichen Organisationen kommt auch beim Experimentieren mit alternativen Handlungsmöglichkeiten eine wichtige Rolle zu. Fällt es dem/der Einzelnen vielleicht schwer, das eigene Handeln zu reflektieren und zu ändern, können Initiativen sowohl beim Verknüpfen von Wissen als auch beim Ausprobieren, Reflektieren und gemeinsamen Lernen hilfreich sein. Auch können zivilgesellschaftliche Organisationen weniger formalisierten Wissensformen wie Praxiswissen eine größere Sichtbarkeit verschaffen, denn diese Wissensformen sind vor allem im Verlauf des Wandlungsprozesses notwendig und relevant. Oft sind es zunächst lokale Initiativen, wo Innovationen in einem kleinen Umfang zunächst getestet werden können und so Praxiswissen generiert wird. Aber nicht nur hier sind zivilgesellschaftliche Akteure gefordert, sondern auch bei der Schaffung von Räumen für Experimente, etwa bei der Finanzierung und Bereitstellung von materiellen, personellen und anderen Ressourcen. Zivilgesellschaftliche Organisationen können so einen Beitrag leisten zur gemeinsamen Entwicklung von (neuen) Visionen und Zukunftsvorstellungen.

### Bildungseinrichtungen

Bildungseinrichtungen wie Umweltbildungszentren, Museen, aber auch Kindergärten, Schulen und Berufsschulen können sowohl staatliche als auch private Organisationen oder auch zivilgesellschaftliche Organisationen sein. Bildungseinrichtungen sind essenziell für das Voranbringen des transformativen Wandels. Wichtig ist zum einen, komplexe Zusammenhänge zu vermitteln, beispielsweise diejenigen zwischen indirekten Treibern und Biodiversitätsverlust oder auch die Auswirkungen von Biodiversitätsverlust auf das menschliche Wohlbefinden. Hier kann ein Bezug zu (aktuellen) wissenschaftlichen Erkenntnissen hilfreich sein. Ebenso wichtig ist die Vermittlung von alternativen, nachhaltigen Verhaltens- und Handlungsweisen sowie von Kompetenzen, um transformative Prozesse zu unterstützen (z. B. in der Entwicklung von Visionen) und zu navigieren (z. B. über das Einbeziehen und Vermitteln von Praxis- und Expertenwissen). Hierzu gehören Kommunikationsfähigkeit, Ko-Entwicklung von Wissen und der Umgang mit Konflikten, Mediation ebenso wie Rhetorik und Mediennutzung. Bildungsformate, die beson-

ders geeignet erscheinen, basieren auf einer praxisnahen Aus- und Weiterbildung. Eigenes Entwickeln und Erproben von Handlungsweisen im Sinne des Biodiversitätsschutzes und das Erleben von nachhaltiger Ressourcennutzung sind dabei wichtig. Im Rahmen der Etablierung geeigneter Bildungsangebote sollte auch geprüft werden, was aus Erfahrungen in anderen Fällen gelernt werden kann. Die Analyse unserer Fallstudien zeigt bei aller Heterogenität durchaus einige Übereinstimmungen bei der Gestaltung von Wandlungsprozessen, die gut als Vorbild für zukünftige Prozesse dienen können. »Peer-to-Peer-Learning« (Peer = Kolleg:innen) beschreibt eine gleichberechtigte Lernsituation, in der sich Menschen untereinander und auf Augenhöhe über Wissen, Ideen und Erfahrungen austauschen und mit- sowie voneinander lernen.

An manchen Stellen zeigt sich auch ein Defizit im Aus- und Weiterbildungsangebot, in der beruflichen Bildung sowie im Beratungsangebot selbst. Die Förderung der Aus- und Weiterbildung (z. B. von Forstarbeiter:innen, Landwirt:innen usw.), aber auch von Berater:innen für Umweltthemen und Fachberatungen mit großer Umweltrelevanz ist ein weiterer wichtiger Baustein.

### Wissenschaft/Wissenschaftskommunikation

Die Wissenschaftsgemeinschaft hat mit ihrem Anspruch auf Unabhängigkeit und Problemorientierung vielfältige Aufgaben in transformativen Wandlungsprozessen. Es erfordert eine inter- und transdisziplinäre Zusammenarbeit, um die komplexen und themenübergreifenden gesellschaftlichen Probleme anzugehen und einen transformativen Wandel anzustoßen und zu begleiten. Die Wissenschaftsgemeinschaft zeigt Probleme aus vielfältiger, (inter-)disziplinärer Perspektive auf und kann aufgrund wissenschaftlicher Erkenntnisse sachliche und zuverlässige Begründungen für die Notwendigkeit des Wandels und Möglichkeiten für Lösungsansätze anbieten. Zugleich ist eine Politisierung des Wissens auch in Wandlungsprozessen zu beobachten; Wissen ohne Werte ist politisch nicht denkbar. Daher ist ein kluger Umgang damit notwendig, aber auch herausfordernd zugleich. Dem Thema gilt es besondere Aufmerksamkeit zu schenken.

Neben der Schaffung von Problembewusstsein kommt der Wissenschaft die zentrale Aufgabe zu, Lösungen zu suchen und zu entwickeln. Diese Lösungen können unterschiedlichste Formen annehmen, wie etwa Vorschläge für Gesetze und Initiativen sowie neue Technologien und Marktpotenziale, die sozioökonomische Ansätze mit positiven Wirkungen auf die Biodiversität verbinden, aber auch Perspektiven und alternative For-

men des Wissens, die bisher wenig Berücksichtigung gefunden haben. Die Analyse der Fallstudien hat gezeigt, dass bei der Koproduktion von Wissen aus Forschung und Praxis Wissenschaft vor allem zu Beginn des Prozesses eine zentrale Rolle einnimmt; im Verlauf spielen dann aber auch weniger formalisierte Wissensformen wie Praxiswissen eine Rolle, vor allem dann, wenn es um neue Methoden und Ansätze geht. Eine inter- und transdisziplinäre Forschung verbindet beide Wissenstypen innovativ miteinander.

Der Ausbau von inter- und transdisziplinärer Forschung schreitet voran, aber es gibt hier noch viel Raum zur Verbesserung, vor allem bei der Einbindung unterschiedlicher Wissensformen. Hinsichtlich der Wissenschaftskommunikation hat sich ebenfalls in den letzten Jahrzehnten sehr viel getan, und die Formate und Wege, die hier beschränkt werden, sind kreativ und vielfältig. Oftmals liegt es allerdings in der Eigeninitiative der Wissenschaftler:innen, sich entsprechende Fähigkeiten anzueignen. Der Aufnahme entsprechender Angebote in verschiedene Studiengängen sowie kontinuierliche Weiterbildungsangebote an Universitäten und anderen Forschungseinrichtungen kommt eine zentrale Bedeutung zu.

Wissenschaftliche Begleitforschung ist u. a. im Projektzusammenhang sinnvoll und notwendig und sollte unterschiedliche Disziplinen und Perspektiven umfassen. Ökologisches Monitoring z. B. erfährt zunehmende Aufmerksamkeit und ist die Grundlage für die Überprüfung transformativer Prozesse. Weniger Beachtung erfährt derzeit noch das Monitoring sozialer Auswirkungen von Wandlungsprozessen auf nationaler und internationaler Ebene. Unseres Erachtens nach müssen auch die sozialen, ökonomischen und ökologischen Auswirkungen des nationalen Biodiversitätsschutzes auf andere Regionen der Welt in das nationale Biodiversitätsmonitoring und -assessment aufgenommen werden.

### Unternehmen und Unternehmensverbände

Auch Unternehmen und Unternehmensverbände haben viele Möglichkeiten, zu transformativen Wandlungsprozessen beizutragen mit dem Ziel, positive Wirkungen im Sinne international vereinbarter Biodiversitätsziele zu erreichen. Ein wichtiger Schritt ist die Integration von Biodiversität in die Berichterstattung von Unternehmen und Finanzinstituten, wie dies in verschiedenen internationalen und nationalen Biodiversitätsbemühungen gefordert und gefördert wird (Kap. 10.4.1.2). Dies kann helfen, zunächst einen besseren Überblick über Abhängigkeiten ökonomischer Praktiken von Biodiversität und deren Auswirkungen auf Biodiversität auf ver-

schiedenen zeitlichen und räumlichen Ebenen (lokal, national, international) zu erfassen, etwa durch stoffliche Belastungen des Naturhaushalts. Eine ganzheitlichere Berichterstattung entlang der Produktions- und Lieferkette (Life Cycle Assessment) wird auch die Suche nach dem Mehrwert für und Synergien mit Biodiversitätsschutz erleichtern und damit zum Handlungsziel 17 der neuen NBS 2030 (BMUV 2023) beitragen. Hilfreich für die Entwicklung glaubwürdiger Indikatoren für alle Nachhaltigkeitsdimensionen ist die Zusammenarbeit mit der Wissenschaft und darüber hinaus auch mit Akteuren aus anderen Wissenssystemen wie NGOs.

Ein ureigener Antrieb der Privatwirtschaft ist es, Lösungen für Probleme zu finden und damit neue Geschäftsfelder zu erschließen. Wie viele Fallstudien zeigen, muss Biodiversitätsschutz dabei nicht unbedingt ein Hindernis sein, sondern bietet viele Möglichkeiten und neue Geschäftsfelder, nicht nur im Tourismus oder bei neuen Technologien. Auch z. B. im Dienstleistungsbereich könnten mit neuen Beratungsangeboten im Rahmen von Biodiversitätsförderung an Firmengebäuden und auf Firmengeländen vielversprechende Ansätze entstehen.

An der einen oder anderen Stelle, etwa bei den untersuchten Ansätzen zur Solidarischen Landwirtschaft, könnte es sogar gelingen, gemeinwohlorientiertes Wirtschaften zu ermöglichen. Durch gemeinwohlorientiertes Wirtschaften hätten viele Unternehmen in allen Branchen die Möglichkeit, Kapital bereitzustellen und damit zur (Start-)Finanzierung biodiversitätsfreundlicher Maßnahmen beizutragen und entsprechend nachhaltige Wertschöpfungsketten zu stärken. So könnte ein Beitrag zu einer gerechteren Verteilung von Kosten für transformativen Wandel geleistet werden.

Häufig haben wir in den Fallstudien festgestellt, dass Unternehmen zunächst oft zu den Gegner:innen des biodiversitätsschutzorientierten gesellschaftlichen Wandels gehören. Ein konstruktives Einbringen von Ideen und Visionen zum Schutz von biologischer Vielfalt in Beteiligungsprozesse direkt zu Beginn hat sich hier als ein guter Ansatz zur Vorbeugung von Konflikten erwiesen. Auch das Starten eigener Initiativen, Netzwerke und Neugründungen für den Biodiversitätsschutz können eine Option sein. Praxiswissen, auch aus Unternehmen, ist vor allem im Laufe des Wandlungsprozesses wichtig, insbesondere dann, wenn neue Verfahren entwickelt werden müssen.

### Bürger:innen

Diskurse zum transformativen Wandel und zu ihren Akteuren sind vielfältig und in sehr unterschiedlichen

### Box 10.2: Gesellschaftliche Transformation und Landwirtschaft/ Transformationspotenziale im Agrar- und Offenland

Der historische Blick (McMichael 2009) verdeutlicht, dass das Agrar- und Ernährungssystem nicht statisch, sondern wiederholt Transformationen unterworfen ist, die allerdings nicht gerichtet und kontinuierlich verlaufen. Während sich bis vor wenigen Jahren relativ einheitliche Entwicklungslinien fassen ließen, zeichnen sich mittlerweile komplexe und im Widerspruch zueinander stehende Dynamiken ab (Campbell 2009): So spalten sich globale Märkte in Qualitäts- und Quantitätssegmente auf, und einem agroindustriellen Modell steht ein breites Spektrum von alternativen Nahrungsmittelnetzwerken und verbundenen Produktionsweisen gegenüber. Gleichzeitig werden insbesondere für die europäische Agrarpolitik Lock-in-Effekte beschrieben (Feindt o. J.) – es gelingt seit Jahrzehnten nicht, Reformen zu realisieren, die in Geschwindigkeit und Dimension mit den Herausforderungen und Erfordernissen der immer expliziteren Nachhaltigkeitsagenda Schritt halten.

Vor allem im Zuge der Biodiversitätskrise geht es zunehmend darum, die Prozesse des agrarischen Wandels nicht nur in ihren Verläufen zu verstehen, sondern transformativen Wandel zielgerichtet und bewusst zu gestalten. Zwei Möglichkeiten können hervorgehoben werden: Mit dem Mehr-Ebenen-Modell (Geels 2004) verbunden ist zum einen die Idee,

dass kleine, lokale Initiativen als Keimzellen und Katalysatoren (Change Agents) wirken und letztlich Veränderungen auf einer übergeordneten räumlichen Ebene anstoßen. Ihnen kommt oft der Charakter eines Reallabors zu, innerhalb dessen Experimentieren und das schrittweise Ausloten und Konkretisieren von Lösungsstrategien möglich sind. Daher wird Regionalwert AGs oder Modellen Solidarischer Landwirtschaft, die in größere Stadt-Land-Partnerschaften münden und regionale Strukturen und Produktions- und Konsumpraktiken verändern, eine erhebliche Bedeutung für die Realisierung von Transformationspotenzialen zugeschrieben. Zum anderen wird den Veränderungen auf der Ebene der Werthaltungen und gesellschaftlichen Paradigmen eine besondere Hebelwirkung für die notwendigen tiefgreifenden Systemveränderungen beigemessen (Leverage-Points-Ansatz [Abson et al. 2017]). Allerdings bleiben hierzu noch viele Fragen offen, etwa dahingehend, wessen Werte sich verändern müssen, wie hierzu legitime Entscheidungen getroffen werden können und wodurch es gelingen kann, konfligierende Werthaltungen etwa im Zusammenhang mit Initiativen zum Insektenschutz in Agrarlandschaften miteinander zu versöhnen (Bieling, Eser & Plieninger 2020).

Denktraditionen verankert. In einer Literaturanalyse identifiziert Blythe (2018) unterschiedliche Risiken für die Transformationsdebatte. Ein Risiko, das die Autorin identifiziert, ist, dass die Last der Verantwortung für die Änderung von den systemischen Treibern des globalen Wandels (d.h. dem Staat, kapitalistischen Produktionssystemen, transnationalen Unternehmen usw.) hin zu Einzelpersonen oder Gemeinschaften verschoben wird (Ayers & Huq 2013; Dodman & Mitlin 2013; O'Brien 2015). Während wir uns dieser Problematik bewusst sind, haben wir hier dennoch einen Abschnitt eingefügt, mit Handlungsoptionen für jede und jeden einzelnen Bürger:in, da unsere Ergebnisse nahelegen, dass tiefgreifender gesellschaftlicher Wandel gleichermaßen von oben und von unten vorangebracht werden muss.

In der neuen nationalen Biodiversitätsstrategie wird die Wichtigkeit von Bildung für nachhaltige Entwicklung hervorgehoben. In unseren Fallstudien spiegelt sich wider, dass es zentral ist, dass Menschen diese Bildungsangebote auch wahrnehmen. Dabei geht es vor allem um die eigene Weiterentwicklung und die Änderung geeigneter Verhaltensweisen sowie von standardisierten/m Prozessen und Handeln, die schädlich für die biologische Vielfalt sind. Es geht aber auch um die Weitergabe des gewonnenen Wissens an Familie, Freund:innen, Nachbar:innen usw. Für die oder den Einzelnen kann Bildung

für nachhaltige Entwicklung vielfältige Möglichkeiten aufzeigen, um z. B. den eigenen Konsum nachhaltiger zu gestalten. Dies erstreckt sich auf viele Ebenen, vom sparsamen Umgang mit Ressourcen wie Wasser, der eigenen Ernährung bis hin zur Präferenz bezüglich nachhaltiger Erholungsangebote oder der naturnahen Gestaltung der Flächen, über die man verfügt (Balkon, Garten, Firmengelände, Hausdach, Hausfassade usw.).

Über die Änderungen im eigenen Handeln hinaus ist es wichtig, die eigene Meinung klar zu äußern, individuell wie etwa bei Volksentscheiden, aber auch als Zusammenschluss zu Bürger:inneninitiativen, wie Fridays for Future das für das Klima tut. Liegt eine persönliche Betroffenheit oder Bindung zu Aspekten des Biodiversitätsschutzes vor, gilt es, dem Thema einen entsprechend breiten Raum zu geben.

Für transformative Wandlungsprozesse werden auch Eigeninitiative und das Ehrenamt eine zentrale Rolle spielen. So muss es Einzelne geben, die sich bereiterklären, Gruppen mit ähnlichen Interessen zu größeren Netzwerken zu verknüpfen; und auch die Grundlagen für gemeinsames, vertrauensvolles, verständnisvolles und respektvolles Handeln werden in der Regel von einzelnen Menschen gelegt. Häufig sind auch Agents of Change von großer Bedeutung, also Visionär:innen und Pionier:innen, die ihre Ideen oft gegen große Wider-

stände durchsetzen und weiterentwickeln. Dies betrifft häufig Konsumententscheidungen: Ein Beispiel hierfür sind Projekte und Initiativen zur Ernährungswende, die auf biodiversitätsfreundlich angebaute Nahrungsmittel setzt. Für den Fall eines politischen Missbrauchs des Wissens sind auch Bürger:innen gefragt, ihre Stimme in einem kritischen Diskurs zu erheben, um gemeinsam Konsenslösungen zu finden.

Ein Credo transformativer Prozesse ist die Inklusion. Während auf der einen Seite die oben genannten Akteursgruppen dafür Sorge tragen müssen, dass es niedrigschwellige Angebote gibt, ist es natürlich auch die Aufgabe der Bürger:innen, diese dann auch wahrzunehmen.

### Politische und Verwaltungsakteure

Im Folgenden finden sich Optionen, wie politische Akteure und Akteure aus der Verwaltung den transformativen Wandel unterstützen können. Dabei geht es weniger um konkrete Maßnahmen und Instrumente für den Biodiversitätsschutz, sondern vielmehr darum, den gesellschaftlichen Rahmen für den transformativen Wandel für den Erhalt der biologischen Vielfalt zu setzen und zu unterstützen. Detaillierte Informationen zu konkreten Maßnahmen und Instrumenten finden sich in den Lebensraumkapiteln (Kap. 3–8) und in Kapitel 11.

Die wichtige Rolle von Bildung wurde oben bereits ausgeführt. Auch die Finanzierung nicht staatlicher Bildungseinrichtungen ist eine wichtige Aufgabe des Staates. Neben der Vermittlung von Wissen wird der Staat auch in Zukunft eine zentrale Rolle bei der Schaffung neuen Wissens spielen, etwa durch die Aufstockung und Weiterentwicklung von Förderprogrammen, um inter- und transdisziplinäres Wissen für transformativen Wandel bereitzustellen. Hier kann der Staat als Finanzierer auftreten, der vor allem die transdisziplinäre Schaffung von Wissen unterstützt. In einigen Fällen kann es aber auch Sinn ergeben, dass der Staat selbst die Ko-Entwicklung von Wissen durch eine innovative Verknüpfung von Wissensträger:innen aus unterschiedlichen Sektoren selbst vorantreibt. Wichtig sind auch die Finanzierung unabhängiger wissenschaftlicher Begleitung von Prozessen und die systematische Einbeziehung wissenschaftlicher Erkenntnisse, aber auch unterschiedlicher anderer Wissensformen (Praxiswissen) in die politische Entscheidungsfindung.

Häufig entsteht der Eindruck, dass Biodiversitätsziele exklusiv von einem kleinen Kreis von Expert:innen definiert werden. Dass der Schutz von biologischer Vielfalt ein sehr komplexes Thema ist, das in der Tat Expert:innenwissen voraussetzt, ist unstrittig. Ein Risiko, dass ein ausschließlich expert:innenbasiertes Vorgehen aller-

dings mit sich bringt, ist, dass eine breite Öffentlichkeit Wirkungszusammenhänge oft nur schlecht nachvollziehen kann und wenig Interesse zeigt, wenn die Umsetzung scheitert. Basierend auf einer guten Bildungs- und Wissensgrundlage, kann die Ko-Entwicklung gemeinsamer Ziele und Leitbilder für transformativen Wandel auch auf nationaler Ebene gelingen. Die Leitbilder können unterschiedliche Begründungen von Biodiversitätsschutz beinhalten, verschiedene Lebensräume und die Rolle des Menschen in unterschiedlichen Kontexten berücksichtigen. Neben dem Schutz von biologischer Vielfalt sollten generell der Schutz und die Entwicklung einer großen Bandbreite an Ökosystemleistungen eine wichtige Rolle spielen. Neben messbaren Zielen wie etwa dem Erhalt einer bestimmten Anzahl von Arten wurden in den Fallstudien auch immer symbolische Ziele verfolgt. Die Förderung direkter Teilhabe sollte allerdings nicht mit der Entwicklung von Zielen und Leitbildern aufhören. Gesellschaftliche Akteure können z. B. an tragfähigen, raumwirksamen Aushandlungsprozessen und an der Entwicklung integrierter Nutzungskonzepte beteiligt werden. Dabei ist es wichtig, dass langfristig gedacht wird, um eine Planungssicherheit für alle Beteiligten zu gewährleisten. In solchen Beteiligungsprozessen muss es Mechanismen geben, die sicherstellen, dass auch gesellschaftliche Gruppen einbezogen werden, die nicht oder weniger gut in der Lage sind, ihre Interessen zu vertreten. Das können z. B. die Interessen zukünftiger Generationen sein oder die Interessen von Menschen in anderen Teilen der Welt, die von den Auswirkungen der Entscheidungen hier in Deutschland betroffen sind. Neben der Organisation entsprechender partizipativer Prozesse spielt die Honorierung ehrenamtlichen Engagements ebenso eine wichtige Rolle wie eine regelmäßige und professionelle Kommunikation. Die Kommunikation darf dabei keine Einbahnstraße sein, sondern sollte als Dialog erfolgen, um auch Ängste und Sorgen von Beginn an angemessen zu berücksichtigen.

Neben der direkten Beteiligung kann der Staat zudem transformative Möglichkeitsräume schaffen, in denen Bürger:innen – aber auch der Staat selbst – mit neuen Ansätzen zur Erhaltung und Verbesserung der biologischen Vielfalt experimentieren. Dabei ist die Bereitstellung eines breiten Angebots von Informations- und Anlaufstellen, Hilfestellungen, finanziellen Unterstützungen und auch koordinierenden Einrichtungen hilfreich. Wenn nicht unterstützt werden kann, sollte zumindest eine Vereinfachung bzw. verfahrenstechnische Vereinfachung von Verfahren und Genehmigungsprozessen gewährleistet werden, um Pionier:innen, Initiativen und anderen Akteuren das Ausprobieren neuer

Lösungen zu erleichtern und Transparenz für alle Akteure zu schaffen. Hier kann der Staat als Eigentümer öffentlicher Flächen, Arbeitgeber oder Einkäufer aktiv werden und naturnahe, biodiversitätsfördernde, ressourcenschonende Wirtschaftsweisen ausprobieren und etablieren.

Ein weiterer essenzieller Schritt und ein weites Experimentierfeld ist die Integration verschiedener politischer Sektoren. Auch wenn die Überwindung der Grenzen zwischen z. B. Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Naturschutz oft unmöglich erscheint und die Fronten verhärtet sind, zeigen dennoch alle unsere Fallstudien, dass Lösungen möglich sind.

Hilfreich erscheint, wenn die Zusammenarbeit von Beginn an gesetzlich verordnet bzw. verankert ist. Dies ermöglicht eine argumentative Rückendeckung und schafft Sicherheit bei den Prozessabläufen. Auch im Sinne einer transformativen Flächen- und Raumordnungspolitik sind integrierte Konzepte, die kooperative Lösungen ermöglichen, eher zielführend. Akteure müssen zusammengebracht werden, um »Containerdenken« zu überwinden und gemeinsame, abgestimmte, verbindliche und vor allem umsetzbare Lösungen zu erarbeiten. Hierzu gehört auch, sich etwa über Produktionsabläufe in der Landwirtschaft zu informieren, um auf Augenhöhe diskutieren und im Idealfall ausprobieren zu können, wie Biodiversität dort geschützt werden kann.

Ein ähnlicher Integrationsbedarf besteht auch bei der Überwindung von Bundesländer- und Landesgrenzen. In den Fallstudien wurden für die Zusammenarbeit oft eigene institutionelle Kapazitäten geschaffen, denn die Organisation, Moderation oder Mediation der Zusammenarbeit über – administrative, räumliche oder fachliche Grenzen hinweg ist keine Aufgabe, die nebenbei angemessen umgesetzt werden könnte. Aus den Lebensraumkapiteln ergibt sich ebenfalls die Notwendigkeit, Gesetze aus Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Naturschutz über Ländergrenzen hinweg miteinander abzustimmen, um z. B. langfristig angelegte und gut vernetzte Blühflächen mit und ohne Baum- und Heckenbestand vermehrt umzusetzen.

Hierzu gehört auch die Ko-Entwicklung neuer Narrative – unterstützt durch die Politik. Denn widersprüchliche, zögerliche und auch unehrliche politische Aussagen zur Bedeutung transformativen gesellschaftlichen Wandels für einen konsequenten Schutz und eine nachhaltige Entwicklung von Biodiversität wirken hinderlich und kontraproduktiv. Im Sinne menschlichen Wohlbefindens und globaler Gesundheit ist eine positiv besetzte, konstruktive Auseinandersetzung der Politik mit Widersprüchen, Hindernissen und Ängsten notwendig.

Der Politisierung von Wissen gilt es hier eine besondere Aufmerksamkeit zu widmen, denn eine Verknüpfung von Wissen und Werten ist notwendig und herausfordernd zugleich.

Notwendig ist auch die (noch stärkere) Einbringung von Biodiversitätsthemen in andere Politikbereiche (Box 10.2). Eine vielversprechende Strategie ist die Suche nach »Gelegenheitsfenstern« (Windows of Opportunity) und Co-Benefits, die mit dem Schutz von biologischer Vielfalt einhergehen können. Fenster, die viel zu oft ungenutzt bleiben, finden sich im Rahmen von Klimaschutz- und Anpassungsstrategien. Hier sollte der Schutz der biologischen Vielfalt viel häufiger systematisch mitgedacht werden, ein Zusammendenken der beiden großen Krisen – Klimawandel und Biodiversitätsverlust – erfolgt bislang noch unzureichend. Auf der Landes- und regionalen Ebene und über die Landschaftsplanung hinaus bedarf es für eine tatsächliche Sicherung von Biodiversität einer unmittelbaren Integration in die querschnittsorientierte Raumordnung und Bauleitplanung. Das Instrument der naturschutzfachlichen Eingriffsregelung ist im Sinne der Durchsetzung des Verschlechterungsverbots zu stärken und hinsichtlich eines Verbesserungsgebots auszubauen, um Eingriffe in die Natur, die Biodiversität und Ökosystemleistungen beeinträchtigen, sinnvoll und umfassend ausgleichen zu können.

Neben der Bauleitplanung gibt es auf der lokalen Ebene vor allem in städtischen Bereichen ebenfalls enorme Möglichkeiten (Box 10.3). Zu nennen wären hier die bindende Integration von Biotopvielfalt in Grünplanung sowie in bauliche Veränderungen im privaten Bereich; Begrünungs-, Versiegelungs- und Verdichtungskonzepte mit Fokus auf Biodiversität; die Unterstützung des Rechts auf die Existenz urbaner Gärten oder auch anderer bedeutender Biotope, etwa auf Industrienaturflächen.

Um die systematische Einbringung von Biodiversität und anderen Umweltthemen in andere politische Sektoren zu befördern, wäre eine Stärkung der Rechte der Natur auch im deutschen Rechtsrahmen hilfreich. Zugleich und insbesondere wäre national (ebenso wie international) eine Harmonisierung von Gesetzen und dabei die Identifikation und Änderung umweltschädlicher Gesetze und Subventionen, und zwar nicht nur im Rahmen der Umweltgesetzgebung, angezeigt.

Wie an vielen Stellen im *Faktencheck Artenvielfalt* betont, reicht es für den Biodiversitätsschutz nicht aus, große Ziele und ambitionierte Politiken zu formulieren, wenn diese nicht umgesetzt werden. Eine zentrale Aufgabe des Staates ist es, klare Umsetzungspflichten von einmal eingegangenen Vereinbarungen

**Box 10.3: Transformationspotenziale urbaner Räume**

Urbanen Räumen wird eine transformative Kraft zugeschrieben (WBGU 2016), die sich maßgeblich darin begründet, dass sich in ihnen einerseits Nachhaltigkeitsprobleme und Krisen auf engstem Raum akkumulieren und dass ihnen andererseits eine Innovationsfähigkeit bezüglich eines systemischen Wandels zur Nachhaltigkeit attestiert wird.

Während frühere Arbeiten zur Transformationsforschung (1990er-Jahre und frühe 2000er-Jahre) räumliche Aspekte vernachlässigt hatten, haben Studien in den letzten 15 Jahren die Rolle von Geografie und Raum (Coenen & Truffer 2012) sowie die spezifische Rolle von Städten (Hölscher & Frantzeskaki 2021; Wolfram & Frantzeskaki 2016) für transformativen Wandel herausgearbeitet. Dabei kommt insbesondere den in urbanen Räumen aktiven »Change Agents« und »Communities of Practices« eine besondere Rolle zu, die als Treiber von Innovationen, basierend auf nachhaltigkeitsorientierten Weltbildern und Werten, alternative Denk-, Handlungs- und Organisationsweisen in die Gesellschaft einführen, erproben und verbreitern (Ehnert et al. 2018). Zudem ist die Bereitschaft zum Experimentieren mit radikalen Änderungen in transdisziplinären Forschungssettings (Reallabore, Transformationsexperimente, Urban Living Labs) mit dem Ziel, für Nachhaltigkeits-

transformationen zu lernen (Baatz & Ehnert 2023), vor allem in urbanen Räumen zu beobachten (Ehnert 2023). Dennoch sind Fragen der gesamtgesellschaftlichen Skalierung und Einbettung der in urbanen Räumen erprobten Lösungen noch nicht geklärt (Augenstein et al. 2020).

Die aktuelle Diskussion zur Gestaltung urbaner Transformationsprozesse fokussiert dabei maßgeblich darauf, welche Kapazitäten als Gesellschaft aufgebaut werden müssen, um das innovative Potenzial urbaner Räume für einen systemischen Wandel zu einer nachhaltigen Entwicklung zu aktivieren (Wolfram 2016; Wolfram, Borgström & Farrelly 2019; Borrás et al. 2023). Mit Blick auf die »Hebung« aktueller urbaner Transformationspotenziale stehen Diskussionen um urbane Mensch-Natur-Beziehungen (Artmann 2023) und urbane naturbasierte Lösungen (Frantzeskaki et al. 2017), Fragen von Politik, Macht und Gerechtigkeit (Torrens et al. 2021), Suffizienz und Postwachstum (De Castro Mazarro et al. 2023) sowie die Rolle von vermittelnden Akteuren (Intermediäre) in urbanen Partnerschaften (Ehnert, Egermann & Betsch 2022) und von räumlicher Planung als Akteur transformativer, urbaner Governance (Hartl, Harms & Egermann 2023; Egermann 2023; Wolfram 2018) im Mittelpunkt.

einzugehen sowie Möglichkeiten zu schaffen, die Um- und Durchsetzung zu überprüfen und gegebenenfalls zu sanktionieren, gegebenenfalls auch mithilfe anderer Akteursgruppen. Dafür muss noch deutlich mehr Kapazität sowohl für das Monitoring als auch für die Umsetzung bereitgestellt werden. So müssen z. B. die Ausbildung und Einstellung von Naturschutzfachkräften zur Förderung des professionellen Naturschutzes komplementär zur Förderung von ehrenamtlichem Engagement sichergestellt werden.

## 10.6 Wissenslücken und Forschungsbedarf

Wie in 10.2.1 beschrieben, wird die nationale Biodiversitätsstrategie Post-2020 derzeit erarbeitet, und zum Zeitpunkt des Abschlusses des vorliegenden *Faktencheck Artenvielfalt* lag ein erster Diskussionsvorschlag vor (BMUV 2023). Dort wird das Handlungsfeld »Forschung zum Schutz der Biodiversität« dargestellt, und es wird explizit auf Forschungsbedarf zu transformativem Wandel hingewiesen, denn das Ziel lautet: Bis 2030 sind die wichtigsten Lücken im Forschungsbedarf für die Erhaltung der Biodiversität und den notwendigen transformativen Wandel identifiziert, und zu deren Schließung werden die Ausgaben für die Biodiversitätsforschung entsprechend erhöht. Dazu wird bis

2025 ein Konzept für die Vernetzung der deutschen Biodiversitätsforschung mit der Transformationsforschung (Lehrstühle, Studiengänge, Institute usw.), für den entsprechenden Ausbau der Infrastruktur sowie für die Auszeichnung von Forschungsk Kooperationen (als »Benefit-Sharing«) entwickelt.

In diesem Abschnitt wird der Wissensstand zu transformativem Wandel und gesellschaftlichen Wandlungsprozessen mit Fokus auf Biodiversität reflektiert sowie wesentliche Wissenslücken und zentrale Elemente des Forschungsbedarfs aufgezeigt.

Aus unserer Arbeit zeigt sich eine Fehlstelle zu Orientierungswissen und Orientierungswerten, also eine gesellschaftliche Debatte darüber, was unter transformativem Wandel verstanden werden sollte und was mögliche und denkbare Zukünfte sein könnten. Wie die Analyse zu Visionen des gesellschaftlichen Wandels gezeigt hat, ist eine gemeinsam entwickelte Vorstellung von Zielen und Wegen zur Umsetzung essenziell. Bei der Ko-Entwicklung von Zielvorstellungen kann Wissenschaft vielfältige Rollen übernehmen, z. B. Moderation, Wissensintegration, Modellierung oder Visualisierung. Bereits hier sind eine sozialökologische Perspektive und damit eine sozialökologische Forschung wichtig: Wissen zum Zustand der Biodiversität und deren Veränderungsursachen ist ebenso notwendig wie Wissen um gesellschaftliche Einstellungen und Handlungsbereitschaft zu Bio-

diversität und deren Schutz. Dies gilt nicht zuletzt mit Blick auf die normativen Fragen der Suffizienzpolitik, also welche Bedürfnisse mit Blick auf den notwendigen transformativen Wandel und ein gutes Leben in gesamtgesellschaftlicher sozialökologischer Perspektive angemessen sind (und welche nicht). Damit sind zugleich grundlegende Themen angesprochen, denn ein transformativer Wandel muss auf der Basis von Menschenrechten und Demokratie erfolgen. Genauer zu verstehen und auszuarbeiten ist daher, wie genau inklusive und partizipative Prozesse in diesem Rahmen organisiert werden können, ohne durch mögliche bestehende antidemokratische Strömungen gleichsam unterwandert zu werden. Dies erfordert gelingende Kommunikation und eine angemessene Vermittlung der Wertebasis ebenso wie des notwendigen Wertewandels. Im weiteren Verlauf spielen auch weniger formalisierte Wissensformen wie Praxiswissen eine Rolle, vor allem wenn es darum geht, neue Verfahren, Techniken oder Methoden für den Schutz der biologischen Vielfalt zu entwickeln. Eine inter- und transdisziplinäre Forschung verbindet beide Wissenstypen innovativ miteinander und ist damit notwendig, um einen transformativen Wandel zu ermöglichen und zu begleiten. Eine Begleitforschung zu den Wandlungsprozessen kann ermöglichen, Synergien und Barrieren über Projekte/Prozesse hinweg zu identifizieren, sichtbar zu machen und einen möglicherweise notwendigen Anpassungsprozess zu initiieren.

Während der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 2021) im transformativen Wandel eine »historische Aufgabe der Bundesregierung« sieht, ist die Frage, wie dieser gelingen kann, offen. Um Antworten auf diese Frage zu finden, haben wir uns auf die Analyse von Literatur und Fallstudien gestützt. Unsere Arbeit im *Faktencheck Artenvielfalt* ist ein erster Schritt in Richtung Rahmenbedingungen für einen transformativen Wandel. Mithilfe der Analyse der Fallstudien konnten wir zeigen, dass noch Forschungslücken bestehen, die im Folgenden angerissen werden. Wir schlagen daher eine groß angelegte Analyse von Rahmenbedingungen vor, die auch Negativbeispiele einbezieht, um Hürden (z. B. Pfadabhängigkeiten, Kap. 9.2.3, Gesellschaft) für den transformativen Wandel zur Nachhaltigkeit zu identifizieren.

Neben Rahmenbedingungen und Hürden müssen auch die Auswirkungen eines transformativen Wandels systematisch ins Auge gefasst werden. Szenarien- und Visionsentwicklung können dabei hilfreich sein. Sie können etwa Auswirkungen verschiedener Governance-Ansätze auf den Schutz von biologischer Vielfalt betrachten und auch Antworten auf eine weitere Wis-

senlücke geben: die Auswirkungen deutscher Politiken und anderer Governance-Ansätze im Hinblick auf transformativen Wandel auf den Rest der Welt (Telecoupling), insbesondere jedoch auf die Länder des Globalen Südens sowie auf zukünftige Generationen. Trotz zunehmend interdisziplinärer Diskurse ist das Prozessverständnis sozialökologischer Kippunkte immer noch stark eingeschränkt (Rückert-John & Schäfer 2017). Insbesondere bei komplexen Prozessen des Wandels von Gesellschaften oder Ökosystemen ist ein spezifischer kausaler Kippunkt oft nicht zu bestimmen (vgl. Diskussion in: Brohmann/David 2015 [UBA 2015]) bzw. nur in einzelnen Phasen des Wandels und in einzelnen Teilsystemen. Szenarien können dabei helfen, mit den entsprechenden Unsicherheiten umzugehen.

Ein wichtiger Punkt, der in den Biodiversitätszielen der verschiedenen Ebenen immer wieder anklingt, ist die Wichtigkeit der Umsetzung und Durchsetzung von existierenden Umweltvorschriften. Wissenschaft kann hier besonders mit Forschung zu rechtsbasierten Ansätzen helfen.

Während es für einen transformativen Wandel auf jeden Fall neue, innovative Ansätze braucht, blieb in unseren Analysen die Frage nach Exnovation, also dem aktiven Verlassen alter, nicht nachhaltiger Pfade, unbeantwortet. Beim Biodiversitätsschutz besteht bisher eine starke Abhängigkeit von zufälligen Synergien mit geringen Opportunitätskosten. Letztlich verringert der Weg des geringsten Widerstands aber die Chancen für das Erreichen ambitionierter Biodiversitätsziele, die mit anderen starken Nutzungsinteressen konkurrieren. Auch der Benennung und den Möglichkeiten der Adressierung negativ wirkender indirekter Treiber auf großen Skalen muss noch deutlich mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Zudem ist noch offen, wie sich wissenschaftliche Erkenntnisse am besten in politische Prozesse, aber auch gesellschaftliche Debatten und Wandlungsprozesse einspeisen lassen. Eine Art »Blitzlicht«, eine einmalige Bestandsaufnahme, wie es mit dem *Faktencheck Artenvielfalt* geschaffen wird, reicht allerdings nicht aus. Vielmehr müsste der *Faktencheck Artenvielfalt* verstetigt werden, um so immer wieder Ergebnisse in Politik und Gesellschaft einspeisen zu können. Dabei sollten nicht nur die Veränderungen und die Verbesserung der biologischen Vielfalt eine Rolle spielen. Auch gesellschaftsrelevante Faktoren wie etwa die Wertschätzung der Umwelt durch die Gesellschaft müssen Gegenstand von Monitoring sein, um ungewollten Entwicklungen frühzeitig entgegenzusteuern.

## Literaturverzeichnis

- Abson D. J., Fischer J., Leventon J., Newig J., Schomerus T., Vilsmaier U., von Wehrden H., Abernethy P., Ives C. D., Jager N. W., Lang D. J. (2017): Leverage points for sustainability transformation. *Ambio* 46 (1): 30–39. DOI: 10.1007/s13280-016-0800-y
- Arponen A., Salomaa A. (2023): Transformative potential of conservation actions. *Biodiversity and Conservation*. DOI: 10.1007/s10531-023-02600-3
- Artmann M. (2023): Human-nature resonance in times of social-ecological crisis – a relational account for sustainability transformation. *Ecosystems and People* 19 (1): 2168760. DOI: 10.1080/26395916.2023.2168760
- Augenstein K., Bachmann B., Egermann M., Hermelingmeier V., Hilger A., Jaeger-Erben M., Kessler A., Lam D. P. M., Palzkill A., Suski P., von Wirth T. (2020): From niche to mainstream: the dilemmas of scaling up sustainable alternatives. *GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society* 29 (3): 143–147. DOI: 10.14512/gaia.29.3.3
- Ayers J., Huq S. (2013): Adaptation, development and the community. In: J. Palutikof, S. L. Boulter et al. (Hrsg.): *Climate Adaptation Futures*. John Wiley & Sons. Oxford: 201–214
- Baatz A., Ehnert F. (2023): Reframing places, communities and identities: social learning in urban experimentation. *Sustainability: Science, Practice and Policy* 19 (1): 2207369. DOI: 10.1080/15487733.2023.2207369
- Barnosky A. D., Matzke N., Tomiya S., Wogan G. O. U., Swartz B., Quental T. B., Marshall C., McGuire J. L., Lindsey E. L., Maguire K. C., Mersey B., Ferrer E. A. (2011): Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471 (7336): 51–57. DOI: 10.1038/nature09678
- Bauriedl S., Held M., Kropp C. (2021): Große Transformation zur Nachhaltigkeit – konzeptionelle Grundlagen und Herausforderungen. In: *Nachhaltige Raumentwicklung für die große Transformation. Herausforderungen, Barrieren und Perspektiven für Raumwissenschaften und Raumplanung = Sustainable spatial development for the great transformation*. Forschungsberichte der ARL. ARL – Akademie für Raumentwicklung in der Leibniz-Gemeinschaft. Hannover: 22–44
- Bellinghen M., Felgendreher S., Ohrlein J., Schürz S., Arnold S. (2021): Ökosystemgesamtrechnungen. Flächenbilanzierung der Ökosysteme (Extent Account). *Econstor* 73 (6): 31–32
- Bieling C., Eser U., Plieninger T. (2020): Towards a better understanding of values in sustainability transformations: ethical perspectives on landscape stewardship. *Ecosystems and People* 16 (1): 188–196. DOI: 10.1080/26395916.2020.1786165
- Bio-Mo-D (o. J.): Projekt »Bio-Mo-D«: Wertschätzung von Biodiversität. Zur Modernisierung der Wirtschaftsberichtserstattung in Deutschland. <https://bio-mo-d.ioer.info/> (aufgerufen am 27.07.2023)
- Blythe J., Silver J., Evans L., Armitage D., Bennett N. J., Moore M.-L., Morrison T. H., Brown K. (2018): The Dark Side of Transformation: Latent Risks in Contemporary Sustainability Discourse. *Antipode* 50 (5): 1206–1223. DOI: 10.1111/anti.12405
- BMUV – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. (2022): Der Beschluss von Montreal zum Schutz der Natur. [https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten\\_BMU/Download\\_PDF/Europa\\_\\_\\_International/montreal\\_ergebnisse\\_bf.pdf](https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Europa___International/montreal_ergebnisse_bf.pdf)
- BMUV – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. (2023): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt 2030 – Diskussionsvorschläge des BMUV. BMUV
- BMZ – Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (2022): Neue Biodiversitätsziele bis 2030. Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung. <https://www.bmz.de/de/themen/biodiversitaet/hintergrund/neue-biodiversitaetsziele-66242>
- Borrás S., Haakonsson S., Poulsen R. T., Pallesen T., Hendriksen C., Somavilla L., Kugelberg S., Larsen H., Gerli F. (2023): The Transformative Capacity of Public Sector Organizations in Sustainability Transitions. SSRN
- Bulkeley H., Kok M., van Dij J., Forsyth T., Nagy G., Villasante S. (2020): *Harnessing the Potential of the Post-2020 Global Biodiversity Framework*. UK Centre for Ecology & Hydrology, Wallingford, United Kingdom. 55 S.
- Bundesregierung (2021): Mehr Fortschritt wagen. Bündnis für Freiheit, Gerechtigkeit und Nachhaltigkeit. Koalitionsvertrag zwischen SPD, BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN und FDP. <https://www.bundesregierung.de/resource/blob/974430/1990812/04221173ee-f9a6720059cc353d759a2b/2021-12-10-koav2021-data.pdf?download=1>
- Bundesverband Beruflicher Naturschutz e. V. (2020): Zeit zu handeln. Naturschutz im neuen Jahrzehnt. [https://www.bbn-online.de/fileadmin/2\\_Ueber\\_uns/Stellungnahmen/BBN\\_Memorandum\\_ZukunftsfahigerNaturschutz\\_in\\_den\\_2020er\\_Jahren\\_final2.pdf](https://www.bbn-online.de/fileadmin/2_Ueber_uns/Stellungnahmen/BBN_Memorandum_ZukunftsfahigerNaturschutz_in_den_2020er_Jahren_final2.pdf)
- Campbell H. (2009): Breaking new ground in food regime theory: corporate environmentalism, ecological feedbacks and the ›food from somewhere‹ regime? *Agriculture and Human Values* 26 (4): 309–319. DOI: 10.1007/s10460-009-9215-8
- Carpenter S. R., Gunderson L. H. (2001): Coping with Collapse: Ecological and Social Dynamics in Ecosystem Management. *BioScience* 51 (6): 451. DOI: 10.1641/0006-3568(2001)051[0451:CWCEAS]2.0.CO;2
- CBD – Convention on Biological Diversity (1992): *Convention on biological diversity*
- CBD – Convention on Biological Diversity (2020): *Global Biodiversity Outlook 5*. Montreal
- CBD – Convention on Biological Diversity (2022): 15/4. *Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework*. Montreal, Canada. <https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-en.pdf>

- Ceballos G., Ehrlich P.R., Dirzo R. (2017): Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114 (30): E6089–E6096. DOI: 10.1073/pnas.1704949114
- Chaffin B. C., Garmestani A. S., Gunderson L. H., Benson M. H., Angeler D. G., Arnold C. A., Cosens B., Craig R. K., Ruhl J. B., Allen C. R. (2016): Transformative Environmental Governance. *Annual Review of Environment and Resources* 41 (1): 399–423. DOI: 10.1146/annurev-environ-110615-085817
- Chan K. M. A., Balvanera P., Benessaiah K., Chapman M., Díaz S., Gómez-Baggethun E., Gould R., Hannahs N., Jax K., Klain S., Luck G. W., Martín-López B., Muraca B., Norton B., Ott K. et al. (2016): Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113 (6): 1462–1465. DOI: 10.1073/pnas.1525002113
- Chan K. M., Gould R. K., Pascual U. (2018): Editorial overview: Relational values: what are they, and what's the fuss about? *Current Opinion in Environmental Sustainability* 35: A1–A7. DOI: 10.1016/j.cosust.2018.11.003
- Chilisa B. (2017): Decolonising transdisciplinary research approaches: an African perspective for enhancing knowledge integration in sustainability science. *Sustainability Science* 12 (5): 813–827. DOI: 10.1007/s11625-017-0461-1
- Coenen L., Truffer B. (2012): Places and Spaces of Sustainability Transitions: Geographical Contributions to an Emerging Research and Policy Field. *European Planning Studies* 20 (3): 367–374. DOI: 10.1080/09654313.2012.651802
- Committee of Scientists (1999): Recommendations for Stewardship of the National Forests and Grasslands into the Next Century. U. S. Department of Agriculture. Washington, D. C.
- Cornell S., Berkhout F., Tuinstra W., Tàbara J. D., Jäger J., Chabay I., De Wit B., Langlais R., Mills D., Moll P., Otto I. M., Petersen A., Pohl C., Van Kerkhoff L. (2013): Opening up knowledge systems for better responses to global environmental change. *Environmental Science & Policy* 28: 60–70. DOI: 10.1016/j.envsci.2012.11.008
- Curato N., Dryzek J. S., Ercan S. A., Hendriks C. M., Niemeyer S. (2017): Twelve Key Findings in Deliberative Democracy Research. *Daedalus* 146 (3): 28–38. DOI: 10.1162/DA-ED\_a\_00444
- Dasgupta P. (2021): The economics of biodiversity: the Dasgupta review. Updated: 18 February 2021. HM Treasury. London. 610 S.
- De Castro Mazarro A., George Kaliaden R., Wende W., Egermann M. (2023): Beyond urban ecomodernism: How can degrowth-aligned spatial practices enhance urban sustainability transformations. *Urban Studies* 60 (7): 1304–1315. DOI: 10.1177/00420980221148107
- Deppisch S., Geißler G., Poßer C., Schropp L. (2022): Ansätze zur Integration von Ökosystemleistungen in die formelle räumliche Planung. *Raumforschung und Raumordnung | Spatial Research and Planning* 80 (1): 80–96. DOI: 10.14512/rur.66
- Deutsches Institut für Menschenrechte (2021): Internationale Anerkennung eines Menschenrechts auf eine sichere, saubere, gesunde und nachhaltige Umwelt. Institut für Menschenrechte. Berlin. [https://www.institut-fuer-menschenrechte.de/fileadmin/Redaktion/Publikationen/Stellungnahmen/Stellungnahme\\_Internationale\\_Anerkennung\\_eines\\_Menschenrechts\\_auf\\_eine\\_sichere\\_saubere\\_gesunde\\_und\\_nachhaltige\\_Umwelt.pdf](https://www.institut-fuer-menschenrechte.de/fileadmin/Redaktion/Publikationen/Stellungnahmen/Stellungnahme_Internationale_Anerkennung_eines_Menschenrechts_auf_eine_sichere_saubere_gesunde_und_nachhaltige_Umwelt.pdf)
- Díaz S., Settele J., Brondízio E. S., Ngo H. T., Agard J., Arneeth A., Balvanera P., Brauman K. A., Butchart S. H. M., Chan K. M. A., Garibaldi L. A., Ichii K., Liu J., Subramanian S. M., Midgley G. F. et al. (2019): Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366 (6471): eaax3100. DOI: 10.1126/science.aax3100
- Dodman D., Mitlin D. (2013): Challenges for community-based adaptation: Discovering the potential for transformation. *Journal of International Development* 25 (5): 640–659. DOI: 10.1002/jid.1772
- Dryzek J. S. (2001): Legitimacy and Economy in Deliberative Democracy. *Political Theory* 29 (5): 651–669. DOI: 10.1177/0090591701029005003
- Egermann, M. (2023): Urbane Transformationen planen – ein Oxymoron? Zu Möglichkeiten und Grenzen, kommunaler Planung, urbane Transformationsprozesse zu gestalten. *Forum Wohnen und Stadtentwicklung* (2): 77–80
- Ehnert F., Frantzeskaki N., Barnes J., Borgström S., Gorissen L., Kern F., Strenchock L., Egermann M. (2018): The Acceleration of Urban Sustainability Transitions: A Comparison of Brighton, Budapest, Dresden, Genk, and Stockholm. *Sustainability* 10 (3): 612. DOI: 10.3390/su10030612
- Ehnert F., Egermann M., Betsch A. (2022): The role of niche and regime intermediaries in building partnerships for urban transitions towards sustainability. *Journal of Environmental Policy & Planning* 24 (2): 137–159. DOI: 10.1080/1523908X.2021.1981266
- Ehnert F. (2023): Review of research into urban experimentation in the fields of sustainability transitions and environmental governance. *European Planning Studies* 31 (1): 76–102. DOI: 10.1080/09654313.2022.2070424
- Ekardt F., Heß F. (2021): Intertemporaler Freiheitsschutz, Existenzminimum und Gewaltenteilung nach dem BVerfG-Klima-Beschluss. *Freiheitsgefährdung durch Klimawandel oder durch Klimapolitik? Zeitschrift für Umweltrecht* 11: 579–585
- Encore: Exploring Natural Capital Opportunities, Risks and Exposure. ENCORE. <https://www.encorenature.org/en> (aufgerufen am 03.12.2023)
- Eser U., Potthast T. (1999): *Naturschutzethik*. Nomos Verlagsgesellschaft mbH & Co. KG
- Europäische Kommission (2020): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Europäischen Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. *EU-Biodiversitätsstrategie für 2030. Mehr Raum für die Natur in unserem Leben*
- Farwig N., Settele, J., Bruelheide, H., Marx, J., Schmidt, A., Spatz, T., Sporbert, M., von Sivers, L., Wirth, C. (2022): Faktencheck zum Erhalt der Artenvielfalt. Ein nationales Biodiversitätsassessment. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 54 (10): 10–11

- Feindt P.: Paradigmenstreit und Politikverflechtung. Warum Wandel in der Agrarpolitik so schwierig ist. *Aus Politik und Zeitgeschichte* 72 (15–17): 15–20
- Fenichel E. P., Abbott J. K. (2014): Natural Capital: From Metaphor to Measurement. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* 1 (1/2): 1–27. DOI: 10.1086/676034
- Förster J., Wildner T. M., Hansjürgens B. (2023): Bedeutung des Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework für die Rolle von Biodiversität in der Wirtschaftsberichtserstattung. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 46 (1): 88–99
- Frantzeskaki, N., Borgström, S., Gorissen, L., Egermann, M., Ehnert, F. (2017): Nature-based solutions accelerating urban sustainability transitions in cities: Lessons from Dresden, Genk and Stockholm Cities. In: *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas: Linkages between Science, Policy and Practice. Theory and Practice of Urban Sustainability Transitions*. Springer International Publishing, Cham: 65–88
- Geels F. W. (2004): From sectoral systems of innovation to socio-technical systems. *Research Policy* 33 (6–7): 897–920. DOI: 10.1016/j.respol.2004.01.015
- Glass L.-M., Newig J. (2019): Governance for achieving the Sustainable Development Goals: How important are participation, policy coherence, reflexivity, adaptation and democratic institutions? *Earth System Governance* 2: 100031. DOI: 10.1016/j.esg.2019.100031
- GRI – Global Reporting Initiative (2024): GRI 101: Biodiversity 2024. ISBN 978-90-8866-139-6.
- Grunewald K., Schweppe-Kraft B., Syrbe R.-U., Meier S., Krüger T., Schorcht M., Walz U. (2020): Hierarchical classification system of Germany's ecosystems as basis for an ecosystem accounting – methods and first results. *One Ecosystem* 5: e50648. DOI: 10.3897/oneeco.5.e50648
- Grunewald K., Zieschank R., Ekinici B. (2022): Neue Perspektiven für die wirtschaftliche Berichterstattung in Deutschland. Einbeziehung von Ökosystemen und deren Leistungen. *Natur und Landschaft* 97 (12): 568–573. DOI: 10.19217/NuL2022-12-04
- Grunewald K., Zieschank R. (2023): Transformative Umweltpolitik. In: *Ökosystemleistungen Konzept, Methoden, Bewertungs- und Steuerungsansätze*. Springer Spektrum, Heidelberg: 580–581
- Hansen R., Dehnhardt A., Marzelli S. (2021): Transformation der räumlichen Planung durch Ökosystemleistungen? Einschätzungen und Erfahrungen zu den Potenzialen aus ausgewählten Forschungsvorhaben. *Raumforschung und Raumordnung | Spatial Research and Planning* 80 (1): 112–127. DOI: 10.14512/rur.58
- Hartl R., Harms P., Egermann M. (2023): Towards transformation-oriented planning: what can sustainable urban mobility planning (SUMP) learn from transition management (TM)? *Transport Reviews*. 1–24. DOI: 10.1080/01441647.2023.2239497
- Heyen D. A. (2017): Politische Gestaltung von Exnovation. *Ökologisches Wirtschaften – Fachzeitschrift* 32 (1): 30. DOI: 10.14512/OEW320130
- Hölscher K., Frantzeskaki N. (2021): Perspectives on urban transformation research: transformations in, of, and by cities. *Urban Transformations* 3 (1): 2. DOI: 10.1186/s42854-021-00019-z
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform On Biodiversity And Ecosystem Services (2019a): Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Zenodo. Bonn, Germany
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform On Biodiversity And Ecosystem Services (2019b): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E. S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneeth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis und C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 S.
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform On Biodiversity And Ecosystem Services (2022): Summary for policymakers of the methodological assessment of the diverse values and valuation of nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). Zenodo
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform On Biodiversity And Ecosystem Services (2023): The Nature Futures Framework, a flexible tool to support the development of scenarios and models of desirable futures for people, nature and Mother Earth, and its methodological guidance. DOI: 10.5281/zenodo.8171339
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform On Biodiversity And Ecosystem Services (2024): Transformative change assessment. <https://www.ipbes.net/transformation-change> (aufgerufen am 07.02.2024)
- Jacob K., Graaf L., Wolff F., Heyen D., Brohmann B., Griebhammer R. (2020): Transformative Umweltpolitik. Ansätze zur Förderung gesellschaftlichen Wandels. Umweltbundesamt
- Jahn T., Bergmann M., Keil F. (2012): Transdisciplinarity: Between mainstreaming and marginalization. *Ecological Economics* 79: 1–10. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2012.04.017
- Jahn T., Hummel D., Drees L., Liehr S., Lux A., Mehring M., Stieß I., Völker C., Winker M., Zimmermann M. (2020): Sozial-ökologische Gestaltung im Anthropozän. *GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society* 29 (2): 93–97. DOI: 10.14512/gaia.29.2.6
- Knauf S. (2018): Conceptualizing Human Stewardship in the Anthropocene: The Rights of Nature in Ecuador, New Zealand and India. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 31 (6): 703–722. DOI: 10.1007/s10806-018-9731-x
- Knauf S. (2020): Pachamama als Ökosystemintegrität. Die Rechte der Natur in der Verfassung von Ecuador und ihre umweltethische Rechtfertigung. *Zeitschrift für Praktische Philosophie* 7 (2): 221–244. DOI: 10.22613/zfpp/7.2.9

- Knauß S. (2023): Vom Wert der Natur und wie wir ihn als Hebel einsetzen. *Ökologisches Wirtschaften – Fachzeitschrift* 38 (4): 23–25. DOI: 10.14512/OEW380423
- Kraske H. (2022): Der Sächsische Waldbesitzer 18, S. 3. [https://www.waldbesitzerverband.de/images/Magazin/2022-01\\_Magazin\\_Fr%C3%BChjahr\\_Final.pdf](https://www.waldbesitzerverband.de/images/Magazin/2022-01_Magazin_Fr%C3%BChjahr_Final.pdf) (aufgerufen am 26.10.2022)
- Lee J. Y., Waddock S. (2021): How Transformation Catalysts Take Catalytic Action. *Sustainability* 13 (17): 9813. DOI: 10.3390/su13179813
- Loorbach D., Frantzeskaki N., Avelino F. (2017): Sustainability Transitions Research: Transforming Science and Practice for Societal Change. *Annual Review of Environment and Resources* 42 (1): 599–626. DOI: 10.1146/annurev-environ-102014-021340
- Loorbach D., Oxenaar S. (2018): Counting on Nature Transitions to a natural capital positive economy by creating an enabling environment for Natural Capital Approaches. The Dutch Research Institute For Transitions. Rotterdam. 41 S.
- Martín-López B., Montes C. (2015): Restoring the human capacity for conserving biodiversity: a social–ecological approach. *Sustainability Science* 10 (4): 699–706. DOI: 10.1007/s11625-014-0283-3
- Mason M. (2020): Transparency, accountability and empowerment in sustainability governance: a conceptual review. *Journal of Environmental Policy & Planning* 22 (1): 98–111. DOI: 10.1080/1523908X.2019.1661231
- McMichael P. (2009): A food regime genealogy. *The Journal of Peasant Studies* 36 (1): 139–169. DOI: 10.1080/03066150902820354
- Meadows D. (1999): *Leverage Points: Places to Intervene in a System*. Hartland: The Sustainability Institute
- Mehring M., Bernard B., Hummel D., Liehr S., Lux A. (2017): Halting biodiversity loss: how social–ecological biodiversity research makes a difference. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 13 (1): 172–180. DOI: 10.1080/21513732.2017.1289246
- Mehring M., Lux A., Jahn T. (2020): Anthropocene Biodiversity Challenges. Über die Notwendigkeit einer sozial–ökologischen Biodiversitätsforschung. *Senckenberg Natur, Forschung, Museum* (7–9): 114–116
- Meisch S., Brohmann B., Kerr M., Potthast T. (2018): Mengenproblematik. Wenn individuelle Entscheidungsfreiheit (scheinbar) mit der Nachhaltigkeit in Konflikt gerät. *Umweltbundesamt. Dessau-Rosslau*. 80 S.
- Meya J., Baumgärtner S., Drupp M. A., Quaas M. F. (2020): Inequality and the Value of Public Natural Capital. *CESifo Working Paper No. 8752*. 1–82. DOI: 10.2139/ssrn.3748952
- NGFS – Network for Greening the Financial System (2022): Central banking and supervision in the biosphere: An agenda for action on biodiversity loss, financial risk and system stability. 108 S.
- Norton B. G. (2005): *Sustainability: a philosophy of adaptive ecosystem management*. University of Chicago Press. Chicago. 607 S.
- O. V. (2019): Gesetz zur Einführung eines Bundes-Klimaschutzgesetzes und zur Änderung weiterer Vorschriften. Datum des Inkrafttretens: 17.12.2019, S. 2513–2521; URL : [http://www.bgbl.de/xaver/bgbl/start.xav?startbk=Bundesanzeiger\\_BGBL&jumpTo=bgbl119s2513.pdf](http://www.bgbl.de/xaver/bgbl/start.xav?startbk=Bundesanzeiger_BGBL&jumpTo=bgbl119s2513.pdf)
- O. V. (2021a): Klimaschutz-Beschluss. Gericht: Bundesverfassungsgericht; Beschlussdatum: 24. März 2021; Aktenzeichen: 1 BvR 2656/18. [https://www.bverfg.de/e/rs20210324\\_1bvr265618.html](https://www.bverfg.de/e/rs20210324_1bvr265618.html)
- O. V. (2021b): *Ökosystematlas Deutschland*. Statistisches Bundesamt. <https://oekosystematlas-ugr.destatis.de/> (aufgerufen am 23.07.2023)
- Obrecht A., Pham-Truffert M., Spehn E., Payne D., Altermatt F., Fischer M., Passarello C., Moersberger H., Schelske O., Guntern J., Prescott G., Geschke J., de Bremond A. (2021): Achieving the SDGs with Biodiversity. *Swiss Academies Factsheet* 16 (1). Zenodo
- O’Brien K. (2015): Political agency: The key to tackling climate change. *Science* 350 (6265): 1170–1171. DOI: 10.1126/science.aad0267
- Paech N. (2005): *Nachhaltiges Wirtschaften jenseits von Innovationsorientierung und Wachstum. Eine unternehmensbezogene Transformationstheorie*. Metropolis Verlag. Marburg. 473 S.
- Patterson J., Schulz K., Vervoort J., van der Hel S., Widerberg O., Adler C., Hurlbert M., Anderton K., Sethi M., Barau A. (2017): Exploring the governance and politics of transformations towards sustainability. *Environmental Innovation and Societal Transitions* 24 (NA): 1–16. DOI: 10.1016/j.eist.2016.09.001
- Pauleit S., Wende W., Walz U. (2018): Die räumliche Wirkung der Landschaftsplanung. *Evaluation, Indikatoren und Trends. Raumforschung und Raumordnung. Spatial Research and Planning* 76 (1): 87–89. DOI: 10.1007/s13147-017-0509-9
- PBL (2018): Report on the workshop »Next Steps in Developing Nature Futures«. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency
- Pereira L. M., Davies K. K., Belder E., Ferrier S., Karlsson-Vinkhuyzen S., Kim H. J., Kuiper J. J., Okayasu S., Palomo M. G., Pereira H. M., Peterson G., Sathyapalan J., Schoonenberg M., Alkemade R., Carvalho Ribeiro S. et al. (2020): Developing multiscale and integrative nature–people scenarios using the Nature Futures Framework. *B. Egoh (Hrsg.): People and Nature* 2 (4): 1172–1195. DOI: 10.1002/pan3.10146
- Persson Å., Runhaar H. (2018): Conclusion: Drawing lessons for Environmental Policy Integration and prospects for future research. *Environmental Science & Policy* 85: 141–145. DOI: 10.1016/j.envsci.2018.04.008
- Raymond C. M., Brown G., Weber D. (2010): The measurement of place attachment: Personal, community, and environmental connections. *Journal of Environmental Psychology* 30 (4): 422–434. DOI: 10.1016/j.jenvp.2010.08.002
- Rodríguez L., Cisneros E., Pequeño T., Fuentes M., Zinngrebe Y. (2018): Building Adaptive Capacity in Changing Socio-Ecological Systems: Integrating Knowledge in Communal Land-Use Planning in the Peruvian Amazon. *Sustainability* 10 (2): 511. DOI: 10.3390/su10020511
- Rogge K. S., Johnstone P. (2017): Exploring the role of phase-out policies for low-carbon energy transitions: The case

- of the German Energiewende. *Energy Research & Social Science* 33: 128–137. DOI: 10.1016/j.erss.2017.10.004
- Rückert-John J., Schäfer M. (Hrsg.) (2017): *Governance für eine Gesellschaftstransformation*. Springer Fachmedien Wiesbaden, Wiesbaden
- Sandén B. A., Hillman K. M. (2011): A framework for analysis of multi-mode interaction among technologies with examples from the history of alternative transport fuels in Sweden. *Research Policy* 40 (3): 403–414. DOI: 10.1016/j.respol.2010.12.005
- Schneider F., Giger M., Harari N., Moser S., Oberlack C., Providoli I., Schmid L., Tribaldos T., Zimmermann A. (2019): Transdisciplinary co-production of knowledge and sustainability transformations: Three generic mechanisms of impact generation. *Environmental Science & Policy* 102 (NA): 26–35. DOI: 10.1016/j.envsci.2019.08.017
- Scholles F., Werk K. (2021): Einführung in das Schwerpunktthema »Handreichungen zur Bundeskompensationsverordnung und zu No-Net-Loss«. *UVP-report* 35 (4): 141–142. DOI: 10.17442/uvp-report.035.17
- Schröder P. (2004): *Niccolò Machiavelli*. Campus-Verl. Frankfurt am Main, 164 S.
- Scoones I., Stirling A., Abrol D., Atela J., Charli-Joseph L., Eakin H., Ely A., Olsson P., Pereira L., Priya R., Van Zwanenberg P., Yang L. (2020): Transformations to sustainability: combining structural, systemic and enabling approaches. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 42: 65–75. DOI: 10.1016/j.cosust.2019.12.004
- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (2021): Was jetzt zu tun ist. Empfehlungen für eine ökologische Transformation. [https://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/04\\_Stellungnahmen/2020\\_2024/2021\\_10\\_impulspapier\\_koav.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=4](https://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/04_Stellungnahmen/2020_2024/2021_10_impulspapier_koav.pdf?__blob=publicationFile&v=4) (aufgerufen am 25.10.2022)
- Stirling A. (2014): Transforming power: Social science and the politics of energy choices. *Energy Research & Social Science* 1: 83–95. DOI: 10.1016/j.erss.2014.02.001
- Swilling M., Musango J., Wakeford J. (2016): Developmental States and Sustainability Transitions: Prospects of a Just Transition in South Africa. *Journal of Environmental Policy & Planning* 18 (5): 650–672. DOI: 10.1080/1523908X.2015.1107716
- Thaman, R., Lyver, P., Mpande, R., Perez, E., Jocelyn, C., Kazuhiko, T. (2013): *The Contribution of Indigenous and Local Knowledge Systems to IPBES: Building Synergies with Science*. Paris, 10 S.
- TNFD – Taskforce on Nature-related Financial Disclosures (2023): Taskforce on Nature-related Financial Disclosures (TNFD) Recommendations. <https://tnfd.global/publication/recommendations-of-the-taskforce-on-nature-related-financial-disclosures/> (aufgerufen am 03.12.2023)
- Torrens J., Westman L., Wolfram M., Broto V. C., Barnes J., Egermann M., Ehnert F., Frantzeskaki N., Fratini C. F., Håkansson I., Hölscher K., Huang P., Raven R., Sattlegger A., Schmidt-Thomé K. et al. (2021): Advancing urban transitions and transformations research. *Environmental Innovation and Societal Transitions* 41: 102–105. DOI: 10.1016/j.eist.2021.10.026
- UBA – Umweltbundesamt (2009): *Flächenverbrauch einschränken – jetzt handeln. Empfehlungen der Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt*. Geschäftsstelle der KBU – Kommission Bodenschutz des Umweltbundesamtes, Dessau-Roßlau, 18 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2015): *Tipping-Point Konzeptionen im Kontext gesellschaftlichen Wandels zur Nachhaltigkeit*. Öko-Institut und KWI, Dessau-Roßlau, 51 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2019a): *Kriterien zur Bewertung des Transformationspotentials von Nachhaltigkeitsinitiativen*. UBA, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (UBA), 151 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2019b): *Modellversuch Flächenzertifikatehandel. Realitätsnahes Planspiel zur Erprobung eines überregionalen Handelssystems mit Flächenausweiszertifikaten für eine begrenzte Anzahl ausgewählter Kommunen*. Abschlussbericht, Dessau-Roßlau, 191 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2022): *Anforderungen an ein klimagerechtes (Resilienz und Mitigation) Management kompakter Siedlungs- und Infrastrukturflächen. Wege zur Umsetzung sowie Evaluierung anhand ausgewählter Fallstudien*. Dessau-Roßlau, 224 S. [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte\\_102-2022;Aufge\\_anforderungen\\_an\\_ein\\_klimagerechtes\\_resilienz\\_und\\_mitigation\\_management\\_kompakter\\_siedlungs-\\_und\\_infrastrukturflaechen.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_102-2022;Aufge_anforderungen_an_ein_klimagerechtes_resilienz_und_mitigation_management_kompakter_siedlungs-_und_infrastrukturflaechen.pdf) (aufgerufen am 25.10.2022)
- UN Environment (Hrsg.) (2019): *Global Environment Outlook – GEO-6: Healthy Planet, Healthy People*. Cambridge University Press, Cambridge
- UN – United Nations (2021): *System of Environmental-Economic Accounting—Ecosystem Accounting*, 393 S. [https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/documents/EA/seea\\_ea\\_white\\_cover\\_final.pdf](https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/documents/EA/seea_ea_white_cover_final.pdf); (aufgerufen am 26.10.2022)
- Visseren-Hamakers I. J., Razzaque J., McElwee P., Turnhout E., Kelemen E., Rusch G. M., Fernández-Llamazares Á., Chan I., Lim M., Islar M., Gautam A. P., Williams M., Mungatana E., Karim Md.S., Muradian R. et al. (2021): Transformative governance of biodiversity: insights for sustainable development. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 53 (NA): 20–28. DOI: 10.1016/j.cosust.2021.06.002
- Warner B., Hofmeister S., Malburg-Graf B., Kropp C. (2021): Nachhaltige Raumentwicklung für die große Transformation. Zusammenführende Diskussion und Schlussfolgerungen. In: *Nachhaltige Raumentwicklung für die große Transformation. Herausforderungen, Barrieren und Perspektiven für Raumwissenschaften und Raumplanung*. Forschungsberichte der ARL, ARL – Akademie für Raumentwicklung in der Leibniz-Gemeinschaft, Hannover: 214–231
- Warner B. (2022): Regionale Perspektiven für nachhaltiges Flächenmanagement. *Forum Wohnen und Stadtentwicklung* 2022 (3): 127–130
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung *Globale Umweltveränderungen* (2011): *Welt im Wandel. Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation*. Hauptgutachten, 448 S. [https://www.wbgu.de/fileadmin/user\\_upload/wbgu/publikationen/hauptgutachten/hg2011/pdf/wbgu\\_jg2011.pdf](https://www.wbgu.de/fileadmin/user_upload/wbgu/publikationen/hauptgutachten/hg2011/pdf/wbgu_jg2011.pdf); (aufgerufen am 20.12.2021)

- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2016): Der Umzug der Menschheit. Die transformative Kraft der Städte. 578 S. [https://issuu.com/wbgu/docs/wbgu\\_hg2016-hoch?e=37591641/68732842](https://issuu.com/wbgu/docs/wbgu_hg2016-hoch?e=37591641/68732842); (aufgerufen am 27.11.2023)
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2020): Landwende im Anthropozän. Von der Konkurrenz zur Integration. Berlin. 415 S.
- WEF – World Economic Forum (2023): The Global Risks Report 2023 18th Edition. 98 S.
- Wende W. (2021): Der neue EU-Leitfaden zu »No Net Loss/Net Gain of Biodiversity« – auf dem Weg zu einer europäischen No Net Loss-Strategie? <https://www.uvp.de/de/uvp-report/jg35/jg35h4/1513-05-schwerpunktbeitrag-focus-article-wende>. UVP-report 35 (4): 175–183. DOI: 10.17442/uvp-report.035.21
- Wildner T.M., Förster J., Hansjürgens B. (2022): Sustainable Finance. Die Berücksichtigung von Biodiversität und Ökosystemleistungen. Bestandsaufnahme, vorläufige Bewertung und Handlungsempfehlungen. Studie im Auftrag des NABU. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung- UFZ. Leipzig
- Wildner T.M. (2023): The importance of biodiversity and its increasing significance within regulation. DOI: 10.5281/ZENODO.8159181
- Wittig R., Kuttler W., Tackenberg O. (2012): Urban-industrielle Lebensräume. In: Klimawandel und Biodiversität. Folgen für Deutschland. Wissenschaftliche Buchgesellschaft. Darmstadt: 290–307
- Wittmer H., Krause G., Berghöfer A., Spiering nee Centgraf S., Büttner L., Rode J. (2021): Transformative change for a sustainable management of global commons – biodiversity, forests and the ocean. Recommendations for international cooperation based on a review of global assessment reports and project experience. UFZ-Report 2021/3. Helmholtz Center for Environmental Research GmbH – UFZ. Leipzig. 154 S.
- Wolfram M. (2016): Conceptualizing urban transformative capacity: A framework for research and policy. *Cities* 51: 121–130. DOI: 10.1016/j.cities.2015.11.011
- Wolfram M., Frantzeskaki N. (2016): Cities and Systemic Change for Sustainability: Prevailing Epistemologies and an Emerging Research Agenda. *Sustainability* 8 (2): 144. DOI: 10.3390/su8020144
- Wolfram M. (2018): Urban Planning and Transition Management: Rationalities, Instruments and Dialectics. In: Co-creating Sustainable Urban Futures. *Future City*. Springer International Publishing. Cham: 103–125
- Wolfram M., Borgström S., Farrelly M. (2019): Urban transformative capacity: From concept to practice. *Ambio* 48 (5): 437–448. DOI: 10.1007/s13280-019-01169-y
- WWF Risk Filter Suite: Biodiversity Risk Filter. <https://riskfilter.org/biodiversity/home> (aufgerufen am 03.12.2023)
- Zieschank R., Diefenbacher H., Held D., Rodenhäuser (2021): Jahreswohlstandsbericht 2021. Die Pandemie als Katalysator. Berlin. 172 S.
- Zinngrebe Y., Pröbstl F., Büttner N., Marquard E., Nöske N., Timpte M., Zedda L., Paulsch A. (2021): Strukturelle und inhaltliche Analyse der Nationalen Biodiversitätsstrategie. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 76 S.
- Zippack L., Grunewald K., Helm H. (2006): Landschaftspflegerische Begleitplanung. Schwerpunkt Eignung als Kompensationsflächen. *Dresdner Arbeitsmaterialien zum Umweltschutz im Eisenbahnbau* 2 (10/2006): 1–45



# 11

## **SYNTHESE DES *FAKTENCHECK* *ARTENVIELFALT***

**Wie können negative Trends der biologischen Vielfalt in Deutschland umgekehrt und positive Trends unterstützt werden?**

### **Autor:innen**

Helge Bruelheide, Christian Wirth, Nina Farwig, Josef Settele, Nico Eisenhauer, Julia S. Ellerbrok, Jennifer Hauck, Helmut Hillebrand, Dorothee Hodapp, Jori Maylin Marx, Marion Mehring, Anja Schmidt, Maria Sporbert, Lea von Sivers, Heidi Wittmer

## 11.1 Ziele

Für alle Lebensräume hat der *Faktencheck Artenvielfalt* Instrumente und Maßnahmen identifiziert, die nachweislich schon heute positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt und Ökosystemleistungen haben. Da die Ursachen für die negativen Effekte auf die biologische Vielfalt in der Vergangenheit schon ausführlich im *Faktencheck Artenvielfalt* in den Kapiteln zu den indirekten (Kap. 9, 3.5, 4.5, 5.5, 6.5, 7.5, 8.6) und direkten (Kap. 3.4, 4.4, 5.4, 6.4, 7.7, 8.5) Treibern beschrieben wurden, wird der Fokus hier im Synthese-Kapitel auf diejenigen Instrumente und Maßnahmen gelegt, die eine Trendumkehr bewirken können (»Bending the Curve«, Leclerc, Courchamp & Bellard [2020]). Ziel der Synthese ist ein lebensraumübergreifender Vergleich dieser Instrumente und Maßnahmen und ihrer Wirkungen. Dabei geht es zum einen darum, die Verbindungen zwischen den Lebensräumen und Gemeinsamkeiten hervorzuheben (Kap. 11.9). Die verschiedenen Lebensräume sind in der Landschaft miteinander durch Stoff- und Energieflüsse verbunden, ebenso gibt es viele Tier- und Pflanzenarten, die in mehreren Lebensräumen vorkommen, auch weil sie in verschiedenen Lebensphasen verschiedene Lebensräume nutzen. Deswegen wirken sich Maßnahmen stets auch lebensraumübergreifend aus. Effekte in einem Lebensraum können Rückkopplungen, positive wie negative, auf andere Lebensräume haben. So wird ein gezielter Einsatz von Düngemitteln über die Verringerung diffuser Einträge in die angrenzenden Fließgewässer positive Effekte auf die aquatische biologische Vielfalt haben (Kap. 5.4.2.2). Zum anderen geht es darum, die lebensraumspezifischen Unterschiede hervorzuheben. Folglich handelt es sich bei dieser Synthese nicht nur um eine einfache Zusammenfassung der Instrumente und Maßnahmen, sondern um den Versuch, die vielversprechendsten Wirkungsketten für jeden Lebensraum aufzuzeigen. Dies geht von den gesellschaftlichen Motivationen aus, Änderungen anzuschieben, die über die jeweiligen Instrumente und Maßnahmen auf die verschiedenen Artengruppen der biologischen Vielfalt und ihre Ökosystemleistungen in Deutschland wirken. Bei einer vollumfänglichen Umsetzung können diese Wirkungsketten eine Umkehr der negativen und eine Unterstützung der positiven Trends der Biodiversität in Deutschland bewirken.

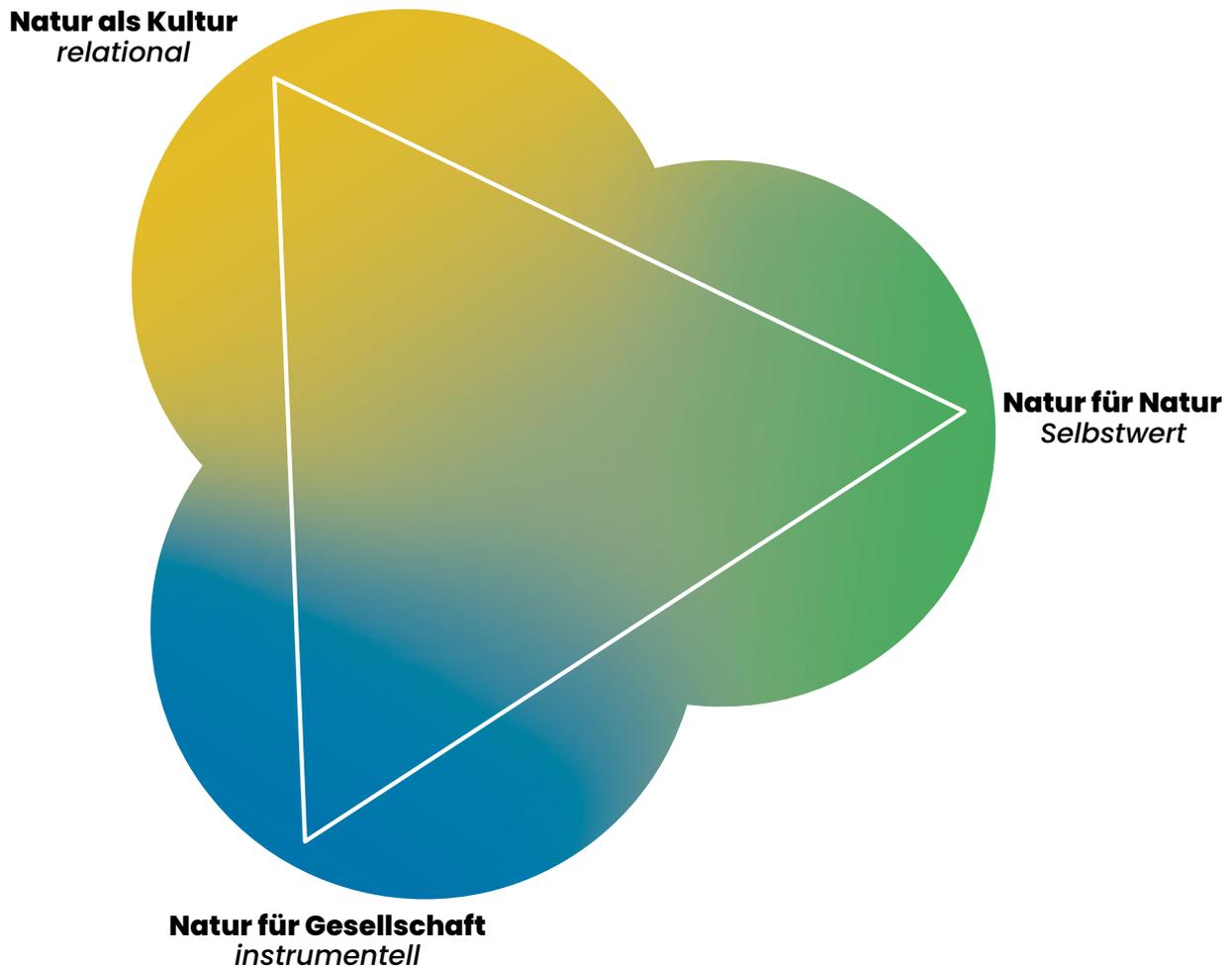
Bevor wir die Wirkungsketten für die Lebensräume Agrar- und Offenland, Wald, Binnengewässer und Auen, Küste und Küstengewässer und urbane Räume darstellen und dabei auch auf die Rolle des Bodens eingehen, erläutern wir kurz, wie die Wirkungsketten entwickelt

wurden. Auch stellen wir den notwendigen Rahmen für einen transformativen Wandel dar. Ein solcher Wandel ist an vielen Stellen notwendig, damit Instrumente und Maßnahmen ihre Wirksamkeit vollumfänglich entfalten können. Nach der Darstellung der Wirkungsketten schließen wir mit einem Überblick über lebensraumübergreifende Instrumente und Maßnahmen.

## 11.2 Methodisches Vorgehen bei der Entwicklung der Wirkungsketten

Die Wirkungsketten beruhen auf den drei von IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) entwickelten Szenarien des Nature Futures Framework (NFF, Pereira et al. 2020): »Natur für Gesellschaft« (NfG, »Nature for Society«, instrumenteller Wert), »Natur als Kultur« (NaK, »Nature as Culture«, relationaler Wert) und »Natur für Natur« (NfN, »Nature for Nature«, intrinsischer Wert) (Box 10.1). Die drei Szenarien basieren auf drei Hauptbegründungen oder auch Wirkungspfaden für Biodiversitätsschutz. Ihre höchste Wirksamkeit entfalten diese Pfade, wenn sie eng als Instrumenten- und Maßnahmenmix miteinander verzahnt sind (Abb. 11.1).

Die hier dargestellten Wirkungsketten folgen dem DPSIR-Modell (Abkürzung für Drivers, Pressures, States, Impacts und Responses, also treibende Kräfte, Belastungen, Zustände, Auswirkungen und Reaktionen, siehe Begründung 1.2.6). Das DPSIR-Schema wurde von der European Environmental Agency (EEA 1997) entworfen, um die Wirkungen der Gesellschaft auf die Umwelt darzustellen. Am Anfang der Wirkungsketten stehen die aus den drei verschiedenen Beweggründen eingerichteten Instrumente. Durch diese Instrumente werden Maßnahmen gefördert, die sich auf Trends der Biodiversität und Ökosystemleistungen auswirken. Aus grafischen Gründen haben wir das Schema linearisiert, geben aber wichtige Querverbindungen, direkte und indirekte Wirkungen und Rückkopplungen an, weil z. B. die Maßnahmen, die aus verschiedenen Instrumenten abgeleitet werden, indirekte und direkte Wirkungen entfalten können. Ebenso können Maßnahmen unmittelbar auf Ökosystemleistungen wirken oder sich indirekt auf Ökosystemleistungen über die Förderung einer bestimmten Artengruppe auswirken, was wiederum durch ökologische Interaktionen andere Artengruppen beeinflussen kann. Die Wirkungsketten gehen bis zur Ebene der Organismengruppen und ihrer Ökosystemleistungen. Dies erlaubt uns auch aufzuzeigen, welche Organismengruppen und welche Lebensräume von welchen Instrumenten und Maßnahmen am meisten profitieren würden.



**Abbildung 11.1:** Das Nature Futures Framework-Dreieck. Das Nature-Futures-Framework ist ein flexibles Werkzeug zur Unterstützung der Entwicklung von Szenarien und Modellen für erstrebenswerte Zukünfte für Mensch, Natur und »Mutter Erde« (adaptiert und übersetzt aus IPBES [2023]).

Alle in den Wirkungsketten gezeigten Beziehungen beruhen auf den Befunden der jeweiligen Lebensraumkapitel. Dabei entsprechen die Pfeildicken der Wirksamkeit der jeweiligen Beziehung. Selbstverständlich kann eine solche Beschreibung nicht erschöpfend sein, sondern nur auf die wichtigsten Fakten, die in den vorangegangenen Kapitel zusammengetragen wurden, eingehen.

### 11.3 Notwendiger Rahmen für den transformativen Wandel

Die vollumfängliche Umsetzung der Wirkungspfade, die im Folgenden für die verschiedenen Lebensräume skizziert werden, könnte durch einen transformativen Wandel wesentlich unterstützt werden. Der für den transformativen Wandel notwendige gesellschaftspolitische Rahmen und das komplexe Zusammenwirken staatlicher und nicht staatlicher Steuerungsstrukturen, die sogenannte Governance, ist dabei idealerweise so angelegt, dass sie gleichzeitig informiert, anpassungsfähig, integrierend und rechenschaftspflichtig ist (10.4.3). Ferner sollte Go-

vernance inklusiv sein, also die Interessen aller relevanten Gruppen berücksichtigen, also beispielsweise auch die Interessen zukünftiger Generationen oder die Interessen von Menschen in anderen Teilen der Welt, die von den Auswirkungen der Entscheidungen hier in Deutschland betroffen sind. Kap. 10 führt einige Fallstudien auf, die zeigen, wie gesellschaftlicher Wandel in Deutschland umgesetzt werden kann. Transformativer Wandel scheint möglich zu sein, wenn a) den Menschen die Bedeutung von Biodiversität vermittelt und Handlungsalternativen aufgezeigt werden und sie diese (er-)leben können und b) sie an Entscheidungen zu ihrem Schutz mitwirken oder selbst bestimmen können. Entscheidend ist auch c) ein rechtlicher Rahmen, innerhalb dessen die Umsetzung für die im Folgenden für die Lebensräume skizzierten Pfade eingefordert werden könnte.

Die Vermittlung der Bedeutung von Biodiversität und Handlungsalternativen kann in erster Linie durch Bewusstseinswandel in der Öffentlichkeit (u. a. mit professioneller Öffentlichkeitsarbeit), Umweltbildung (u. a. im Rahmen der Bildung für nachhaltige Entwicklung)

sowie eine umfassende Verankerung in der Aus- und Weiterbildung erreicht werden. Neben allgemeinbildenden Maßnahmen wäre auch die gezielte Ausbildung von Fachkräften hilfreich, die nicht nur für die klassischen Aufgabenfelder des Naturschutzes benötigt werden, wie für Planung, Monitoring und Umweltbildung, sondern auch für zukünftige neue Strategien, wie z. B. für Dachbegrünung oder naturnahes Gärtnern. Es ist vor allem wichtig, Menschen für Biodiversität zu begeistern, zum Beispiel durch Bürger:innenforschung oder Naturerlebnisse, die auch ein Erleben von Selbstwirksamkeit ermöglichen.

Eine solche Sensibilisierung für den Schutz und den verantwortungsvollen Umgang mit Ressourcen und für nachhaltige Erholungsangebote ist essenziell. Die bloße Vermittlung von (mehr) Wissen ist nicht ausreichend; wichtige Beweggründe, sich für Biodiversität einzusetzen, resultieren aus Betroffenheit, Interesse und Begeisterung. Auch integrierte Praktiken sind wichtig, die Naturschutz mit anderen Nutzungen wie Landwirtschaft, Tourismus und Erholung verbinden und gleichzeitig auch alternative Einkommensquellen erschließen.

Aktive Mitbestimmung und Selbstbestimmung können durch verschiedene Formen der Partizipation erfolgen. Neben formellen Beteiligungs- und Anhörungsverfahren mit öffentlicher Auslegung der Unterlagen spielt Informationsvermittlung eine große Rolle, z. B. durch Ausstellungen, Vorträge, Blogs, Aktionstage, Exkursionen, Videos, Newsletter, Zeitungsberichte, Broschüren, Presseveranstaltungen, überregionale Artikel, Fernseh- und Radiobeiträge. Ein anderer Ansatz ist der aktive Austausch zwischen den Interessengruppen durch runde Tische, Workshops usw. Vor allem aber Ansätze für aktive Mitbestimmung oder sogar Selbstbestimmung sind der Schlüssel zum Erfolg. Beispielsweise kann eine frühzeitige gemeinsame Entwicklung von Zukunftsvorstellungen des Biodiversitätsschutzes, in denen verschiedene Interessen herausgearbeitet werden, Konflikte verringern und gemeinsame Lösungen schaffen. Bei unvermeidlichen Nachteilen können finanzielle Unterstützung wie Kompensationszahlungen und Förderprogramme den Übergang erleichtern.

Um die Leistungen von Ökosystemen und biologischer Vielfalt in politische Entscheidungen einfließen lassen zu können, werden umweltökonomische Gesamtrechnungen (UGR) benötigt (Kap. 10.4.1.1). Neben Produktivkapital und Sozialkapital können so Naturkapital und Ökosystemleistungen in politische Entscheidungen eingebracht werden. Zwar sind solche Berichte inzwischen teilweise verpflichtend, jedoch stehen die praktische Ausgestaltung und Umsetzung noch aus. Erweiterte

Berichtspflichten für Unternehmen und Finanzinstitute bezüglich ihrer Auswirkungen auf und Abhängigkeiten von Ökosystemen und deren Leistungen wurden von der EU durch die Corporate Sustainability Reporting Directive eingeführt. Die dabei entstehende Transparenz erlaubt es Unternehmen, aber auch politischen und zivilgesellschaftlichen Akteuren, den fortschreitenden Verlust an biologischer Vielfalt, aber auch einen möglichen zukünftigen Gewinn an Biodiversität sowie die damit verbundenen Auswirkungen auf wirtschaftliche Aktivitäten besser zu erfassen. Diese Transparenz wäre ein wichtiger Schritt hin zu einem gemeinwohlorientierten Wirtschaften und nachhaltigen Wertschöpfungsketten.

Ein verbindlicher rechtlicher Rahmen, der die konkreten Umsetzungen regelt und mit dem die nationalen und internationalen Verpflichtungen erfüllt werden, ist wichtig. Ebenso wichtig ist die Integration verschiedener Politik- und Wirtschaftssektoren. Dies kann z. B. durch gesetzlich verbindliche Zusammenarbeit schon zu Beginn von Prozessen gewährleistet werden oder durch länder- und sektorübergreifende (integrierte) Gesetzgebungsverfahren sowie die damit verbundene Harmonisierung verschiedener bestehender Gesetze. So ließe sich auch das Risiko von Telecoupling-Effekten, die zu ungewollten negativen Wirkungen auf die Biodiversität in anderen Ländern führen, reduzieren. Eine Umsetzung der im Folgenden skizzierten Pfade würde auch dadurch erleichtert werden, dass Biodiversitätsschutz auf höherer gesetzlicher Ebene verbindlicher gemacht werden würde, indem er ggf. auf Verfassungsebene verankert würde. Artikel 20a des Grundgesetzes definiert den Schutz der Lebensgrundlagen als ein Staatsziel. Daher ist Deutschland verpflichtet, Biodiversität und Klima in Abwägung mit anderen Staatszielen und den Grundrechten zu schützen. Innovative rechtliche Regelungen wie ein Menschenrecht auf gesunde Umwelt oder auch ein Eigenrecht der Natur (Kap. 10.4) würden weitere Handlungsmöglichkeiten gegen den Biodiversitätsverlust schaffen. Auch die nationale Ausgestaltung des EU Nature Restoration Law, des ersten Gesetzes zur Wiederherstellung der Natur in Europa, bietet hierfür umfangreiche Möglichkeiten (Box 11.1.).

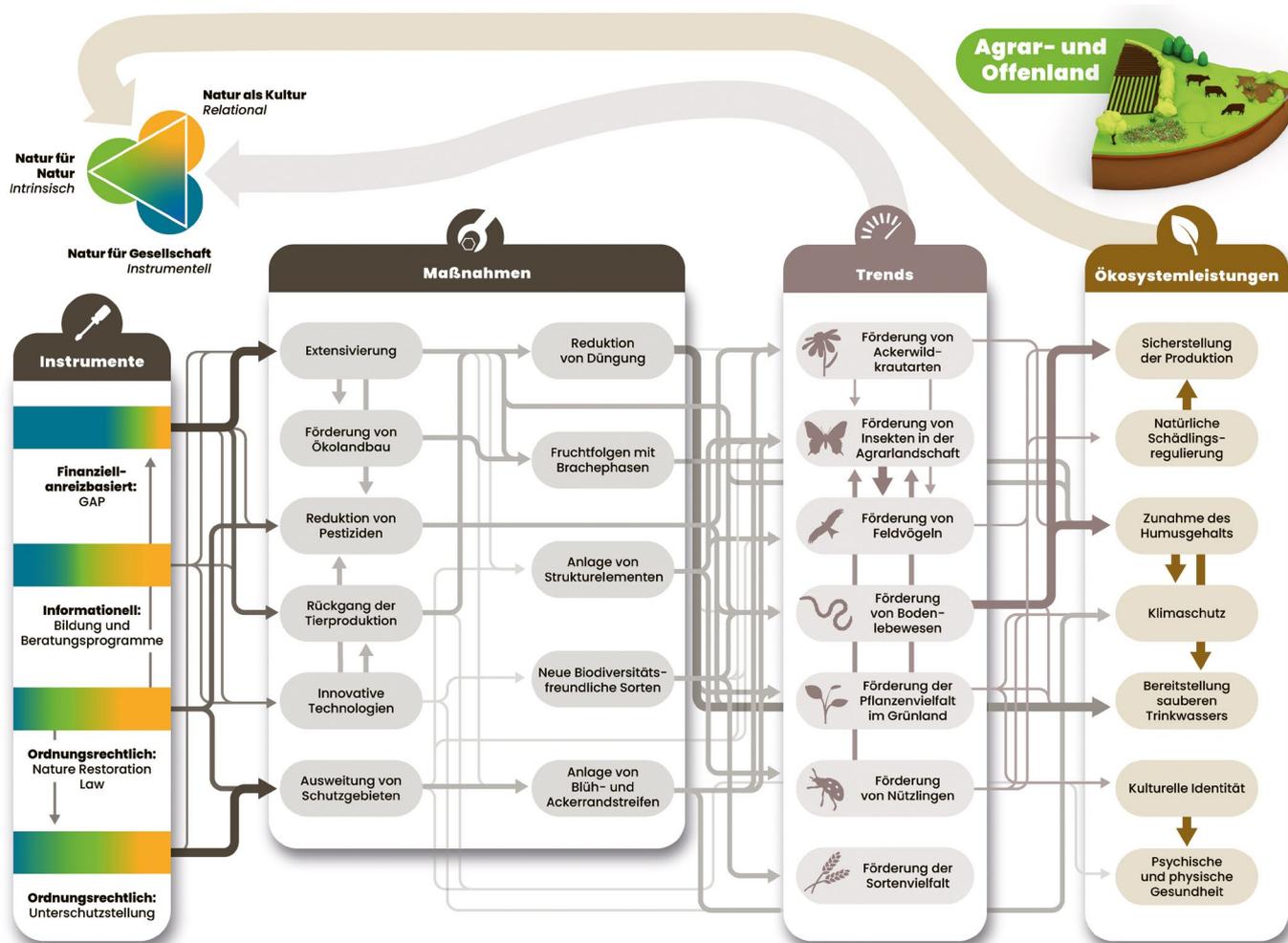
An der Gestaltung und Realisierung der für die Lebensräume skizzierten Pfade können alle gesellschaftlichen Gruppen mitwirken, d. h. zivilgesellschaftliche Organisationen, Bildungseinrichtungen, Wissenschaft, Unternehmen und auch jede:r Einzelne. Der Aufbau neuer zivilgesellschaftlicher Institutionen (z. B. NGOs, Verbände, Initiativen) sowie die Ausweitung der politischen Handlungsfähigkeit gesellschaftlicher Gruppen sind dabei wichtige Schritte. Besonders die Bündelung

von gleichen Interessen zu Dachmarken, Dachverbänden, Netzwerken, Gesellschaften und Genossenschaften erweist sich als sinnvoll, um den Einfluss auf die Politik und die politische Handlungsfähigkeit von gesellschaftlichen Gruppen zu erhöhen. Bei zivilgesellschaftlichem Engagement ist auch jeder Einzelne aufgerufen, Eigeninitiative zu ergreifen, Bildungsangebote zu nutzen, zu experimentieren und sich ehrenamtlich für Biodiversitätsschutz zu engagieren.

### 11.4 Positive Wirkungsketten für die biologische Vielfalt im Agrar- und Offenland

Im Agrar- und Offenland nimmt der Wirkungspfad NfG, der auf dem utilitaristischen Nutzen der Natur für den Menschen basiert, eine zentrale Position ein. Die effiziente und nachhaltige Nutzung vielfältiger Ökosys-

temleistungen steht im Mittelpunkt. Diese Sichtweise spiegelt sich in Begriffen und Konzepten wie »Ökosystemleistungen«, »Naturkapital«, »grüne Infrastruktur« und »naturbasierte Lösungen« wider, die die Natur als Anbieter von Leistungen für die Gesellschaft darstellen. Gemäß dem Wirkungspfad NfG wird Biodiversität von der Gesellschaft dann als schutzwürdig erachtet, wenn sie für die Förderung und Stabilisierung der landwirtschaftlichen Produktion eine Bedeutung hat. Wie im Kap. 3.3.2 dargelegt, kann Biodiversität zu einer Erhöhung und einer zeitlichen Versicherung der Produktion führen, beispielsweise durch eine Erhöhung des Reichtums an Pflanzenarten im Grünland oder das Vorhandensein von Hecken oder Blühstreifen, die das Vorkommen von Nützlingen zur natürlichen Schädlingsbekämpfung positiv beeinflussen (3.3.2.1, 3.3.2.2). Auch wenn diese Rolle von Biodiversität derzeit meist noch als verzichtbarer Bonus angesehen wird, wird sie umso wichtiger, je



**Abbildung 11.2:** Erfolgversprechende Maßnahmen für den Biodiversitätsschutz im Lebensraum **Agrar- und Offenland**, basierend auf unterschiedlichen Beweggründen (NfG = Natur für Gesellschaft, NaK = Natur als Kultur, NaN = Natur für Natur), Ausgestaltung von Instrumenten, die über eher generelle Maßnahmen (linke Spalte) und eher spezifische Maßnahmen (rechte Spalte) ihren positiven Einfluss auf die biologische Vielfalt ausüben und somit auch die Bereitstellung von Ökosystemleistungen erhöhen. Es kommt zu positiven Rückkopplungen, wenn vom Menschen wahrnehmbare Verbesserungen des Zustandes der Biodiversität und der Ökosystemleistungen die Grundmotive verstärken.

mehr sich der Einsatz von Energie und Chemie verteuert oder rechtlich eingeschränkt wird. Biodiversität wird dann auch aus rein ökonomischen Gründen eingesetzt werden müssen, um den Wegfall konventioneller, sich nicht mehr tragender Anbaupraktiken zu kompensieren. Eine erhöhte Nachfrage nach gesunden Nahrungsmitteln ist ebenfalls Teil des NfG-Wirkungspfades, weil der Produktionszweig, der sie hervorbringt, der ökologische Landbau, sich überwiegend positiv auf die biologische Vielfalt auswirkt (Kap. 3.6.4). Eine Schutzwürdigkeit von Biodiversität unter der NfG-Argumentation kann auch damit begründet werden, dass die Lebenszufriedenheit der Menschen steigt, wenn ein traditionelles Landschaftsbild in der Agrar- und Offenlandschaft erhalten bleibt, welches durch ein Mosaik verschiedener Lebensraumtypen und Strukturelemente gekennzeichnet ist (Kap. 3.3.2.3). Diese Landschaft kann in verschiedener Weise genutzt werden, beispielsweise für Tourismus oder Erholung, aber auch mit anderen Nutzungen wie dem Anbau von Energiepflanzen und der Stromproduktion durch Windkraftanlagen und Solarparks kombiniert werden. Es sind vor allem private Akteure, die diese utilitaristische Sichtweise in der Bevölkerung vertreten. Hinzu kommen aber auch Vertreter:innen der Landwirtschaft wie die Verbände des ökologischen Landbaus oder Naturschutzverbände. Diese Interessengruppen spielen eine wichtige Rolle für die effektive Um- und Durchsetzung von Instrumenten und Maßnahmen (Kap. 3.6.2.2).

Ebenfalls von Bedeutung für die Agrar- und Offenlandschaft ist neben der utilitaristischen Sichtweise die Auffassung, dass die Gesellschaft über die Gestaltung der Kulturlandschaft mit der Natur verbunden ist (NaK). Der Wunsch nach kultureller Identität und einem Zusammengehörigkeitsgefühl und eine emotionale Verbundenheit mit der heimatlichen Natur (»Sense of place«) sind häufig an bestimmte Landschaften und Landnutzungsformen geknüpft. Diese Haltungen und Werte können mit einer Nachfrage nach qualitativ hochwertigen, regional und extensiv produzierten landwirtschaftlichen Bio-Produkten und einem reduzierten und ressourcenschonenden Konsum verknüpft sein. Menschen, für die NaK ein Beweggrund des Handelns ist, tragen sicherlich auch zu einer stärkeren Nachfrage nach veganen Produkten und zur Reduktion des Fleischkonsums bei, auch wenn sie in Städten wohnen.

Schließlich spielen Bestrebungen in der Gesellschaft eine Rolle, der Natur einen intrinsischen Wert zuzumessen (NfN). Dabei geht es um die Erhaltung der Vielfalt der Arten, Lebensräume und Ökosysteme, ohne dass daraus ein unmittelbarer Nutzen für den Menschen er-

wächst. Darunter fällt der Prozessschutz wie in den Nationalparks (»Natur Natur sein lassen«) oder anderen Schutzgebieten, aber auch Maßnahmen der Biotoppflege, die bestimmte Artengruppen um ihrer selbst willen fördern, auch wenn diese Arten nicht als kulturelle oder ökonomische Bereicherung wahrgenommen werden. Dies betrifft häufig unscheinbare Artengruppen (bspw. Wildbienen, Laufkäfer, Ackerwildkräuter). Gerade die besonders bedrohten FFH-Lebensraumtypen der Offenlandschaft sind auf menschliche Nutzung angewiesen. Auch die Ursprünge des Bundesnaturschutzgesetzes beruhen auf dem Motiv »Natur für Natur« (§ 1, Abs. 1 »Natur und Landschaft sind aufgrund ihres eigenen Wertes ... zu schützen ...«). Insofern ist NfN die wesentliche Motivation für die Ausweitung des Schutzgebietsnetzes, z. B. der geschützten Biotope oder des Natura-2000-Schutzgebietssystems, was beispielsweise die stark gefährdeten Hochmoore umfasst. Auch das neue Nature Restoration Law der EU, das festlegt, dass bis 2030 das Ziel der Wiederherstellung der Natur in geschützten Lebensraumtypen auf mindestens 20 % der Land- und Meeresgebiete und bis 2050 auf alle Ökosysteme ausgedehnt werden soll, basiert zu einem Teil auf der NfN-Argumentation (Box 11.1.). Ebenso basieren Ansätze des Rewilding, die keine produktionsorientierte Nutzung von Gebieten vorsehen, zumeist auf dem NfN-Wirkungspfad. Dies lässt sich einerseits durchaus mit der nachhaltigen landwirtschaftlichen Nutzung der entsprechenden Ökosysteme verbinden, andererseits sind gerade die besonders geschädigten FFH-Lebensraumtypen der Offenlandschaft auf menschliche Nutzung angewiesen. Viele dieser Lebensraumtypen können ohne eine extensive Landwirtschaft auch nicht wiederhergestellt werden (bspw. Mähwiesen oder Borstgrasrasen, Kap. 3.2.2.5). Durch Nutzungen wie z. B. Mahd von Nasswiesen oder Niedermooren ergeben sich ferner innovative Möglichkeiten der Nutzung der gewonnenen Biomasse (z. B. aus Paludikulturen), was wieder die Verschränkung mit dem NfG-Ansatz zeigt (Kap. 5.4.8.2).

Die wichtigsten Instrumente für die Umsetzung der utilitaristischen Sichtweise sind finanziell-anreizbasiert und hier an erster Stelle Änderungen der Agrarumweltregelungen (AES) der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) (Kap. 3.6.2.2, 9.2.1.2). Da die GAP ursprünglich darauf ausgerichtet war, die Nahrungsmittelsicherheit und die Einkommen in der Landwirtschaft zu erhöhen, was mit starken Anreizen zur intensiven Bewirtschaftung verbunden war, gilt es nun, sozialökologische und volkswirtschaftliche Korrekturen vorzunehmen, die im Sinne einer multifunktionalen Optimierung die aktuell und langfristig hohen gesellschaftlichen Kosten der intensi-

ven Landwirtschaft durch eine Extensivierung reduzieren. Die Förderinstrumente zu den Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen stehen mit der II. Säule der Förderung im Prinzip zur Verfügung, müssen aber wirksamer gestaltet werden. Weil die Greening-Maßnahmen der I. Säule bislang ineffektiv waren, sollte es insgesamt zu einem weitgehenden Auslaufen der Förderung in der I. Säule und einer schrittweisen Umschichtung aller Subventionen in die II. Säule kommen. Bislang besagen die Vorgaben der aktuellen Reform, dass 25 % der Mittel der I. Säule und 35 % der zweiten Säule für Umweltziele bereitgestellt werden müssen. Insbesondere sind die Defizite der Agrarumweltprogramme in Bezug auf die spezifischen Ziele des Artenschutzes zu beseitigen, indem die Maßnahmen an der gezielten Förderung bestimmter Artengruppen (z. B. Vögel, Reptilien, Wildbienen) in der Agrarlandschaft ausgerichtet werden. Hier ist eine Neuausrichtung des gegenwärtigen komplizierten Systems aus individueller Förderung notwendig, indem Maßnahmen gebündelt werden. Diese Bündel sollten neben der generellen Extensivierung von Grün- und Ackerland auch die Einhaltung von Fruchtfolgen mit Brachephasen im Ackerbau beinhalten sowie auch die Subventionierung von Strukturelementen (wie z. B. Hecken) oder Blüh- und Ackerrandstreifen. Aufgrund der vielfältigen positiven Auswirkungen auf die Biodiversität sollte auch die Förderung des Ökolandbaus zu den Instrumenten der zukünftigen GAP gehören.

Neben diesen genannten politisch-rechtlichen Instrumenten spielen auch informationelle Instrumente, d. h. die Beratung landwirtschaftlicher Betriebe hinsichtlich Biodiversitätsförderung sowie jegliche Form von Information und Bildung im Bereich Naturschutz, eine wichtige Rolle im Agrar- und Offenland (Kap. 3.6.2.3). Allein durch gut informierte Akteure in der Landschaft wie durch die Landwirt:innen selbst, aber auch durch Naturschutzverbände oder andere Nichtregierungsorganisationen würde es beispielsweise zu einer Extensivierung der Landschaft und der Einhaltung von Fruchtfolgen kommen. Ein durch die informationellen Instrumente geförderter gesellschaftlicher Diskurs ist nicht nur ein bedeutender Bestandteil des NfG-Wirkungspfads, um die vielfältigen Vorteile der Nutzung von Biodiversität im landwirtschaftlichen Produktionsprozess verständlich zu machen, sondern auch für die NaK-Motivation. Viele Menschen wollen verstehen, woher ihre Nahrungsmittel kommen und unter welchen Bedingungen sie produziert wurden. Auch trägt die NaK-Motivation, die Kulturlandschaft erhalten zu wollen, zu direkten Maßnahmen bei, wie beispielsweise der Anlage von Hecken, Kleingewässern, anderen Strukturelementen oder

Blühstreifen. Schließlich sind Bildungs- und Beratungsangebote für die breite Bevölkerung essenziell, um überhaupt die Vielfalt an Arten kennen und ihre Lebensweisen verstehen zu können, was eine Grundvoraussetzung ist, um sich für den NfN-Pfad einzusetzen (Kap. 10.5).

Technologien und Anpassungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsformen können durch die GAP oder andere rechtliche Instrumente gefördert werden, um die negativen Folgen des Verlusts der biologischen Vielfalt zu überwinden (Kap. 3.6.4.1). So können Roboter gezielt eingesetzt werden, um unerwünschte Ackerwildkrautarten zu kontrollieren, z. B. durch »Smart Spraying«. Biomasse, in Form von z. B. Heu oder Stroh, auch aus Paludikulturen, kann für die biotechnologische Produktion von z. B. Dämmstoffen, Pflanzenkohle oder Graspapier als alternative Nutzung verwendet werden. Die steigenden Temperaturen durch den Klimawandel ermöglichen den Anbau »neuer« Pflanzenarten und begünstigen deren Anbau auch in Gebieten, in denen dies bislang nicht möglich war, was zu einer höheren Vielfalt von Feldfrüchten auch in der Fruchtfolge führt. Innovative Züchtung führt zu neuen biodiversitätsfreundlichen Sorten, die nicht nur die Insekten-, Vogel- und Artenvielfalt fördern, sondern die auch effizienter in der Nährstoffaufnahme und -nutzung sind und die positiven Interaktionen mit den Bodenorganismen besser nutzen (Mykorrhiza). Insbesondere ist die Ausnutzung des natürlichen Bodenlebens ein wichtiges Beispiel dafür, dass ein Wirtschaften mit biologischer Vielfalt effektiver ist, als gegen biologische Vielfalt zu agieren (Box 3.1, Kap. 8.3.1). Zelluläres Fleisch, das zunehmend Fleisch aus der Tierproduktion ersetzt, wird aus Proteinen heimischer Produktion gewonnen. Schließlich können sich neue Bewirtschaftungsformen aus der Kombination von landwirtschaftlicher Nutzung und Photovoltaik ergeben.

Extensivierung ist eine zentrale Maßnahme, die dem Biodiversitätsverlust entgegenwirken kann (Kap. 3.6.3.2). So führt die Extensivierung von Ackerflächen zu einer Abnahme der Düngung und des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln im Ackerbau, was eine Zunahme der bedrohten Ackerwildkrautflora und der Insektenvielfalt zur Folge haben wird. Auch das Bodenleben, wie z. B. Regenwürmer, profitieren von einer weniger intensiven Bodenbearbeitung und von einer Reduktion des Pestizideinsatzes. Die Pflanzenvielfalt des Grünlands und der Ackerflächen wird ebenfalls sehr von einer Verminderung der Düngung begünstigt, was wiederum die Vielfalt der Wirbellosen im Boden und oberhalb des Bodens fördert und damit den Feldvögeln nutzt. Die Anlage von Blüh- und Ackerrandstrei-

fen wirkt sich positiv auf die Artenvielfalt der Ackerwildkräuter aus sowie auf die Vielfalt von Insekten- und Vogelarten (Kap. 3.6.3.2). Die Wiedereinbringung von Strukturelementen wie Hecken, Rainen, Gebüsche oder Feldgehölzen oder anderer typischer Elemente der Offenlandschaft auf bisher intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen erhöht nicht nur die Lebensraumvielfalt, sondern hat auch eine direkte Auswirkung auf die Insekten- und Vogelartenvielfalt und indirekt auf die Aktivität von Nützlingen in Agrarsystemen, die zu einer natürlichen Schädlingsreduktion beitragen. Ferner tragen sie zum Klimaschutz bei, indem sie Wind und Erosion reduzieren, die Evapotranspiration erhöhen und Kohlenstoff fixieren (Kap. 3.6.3.3).

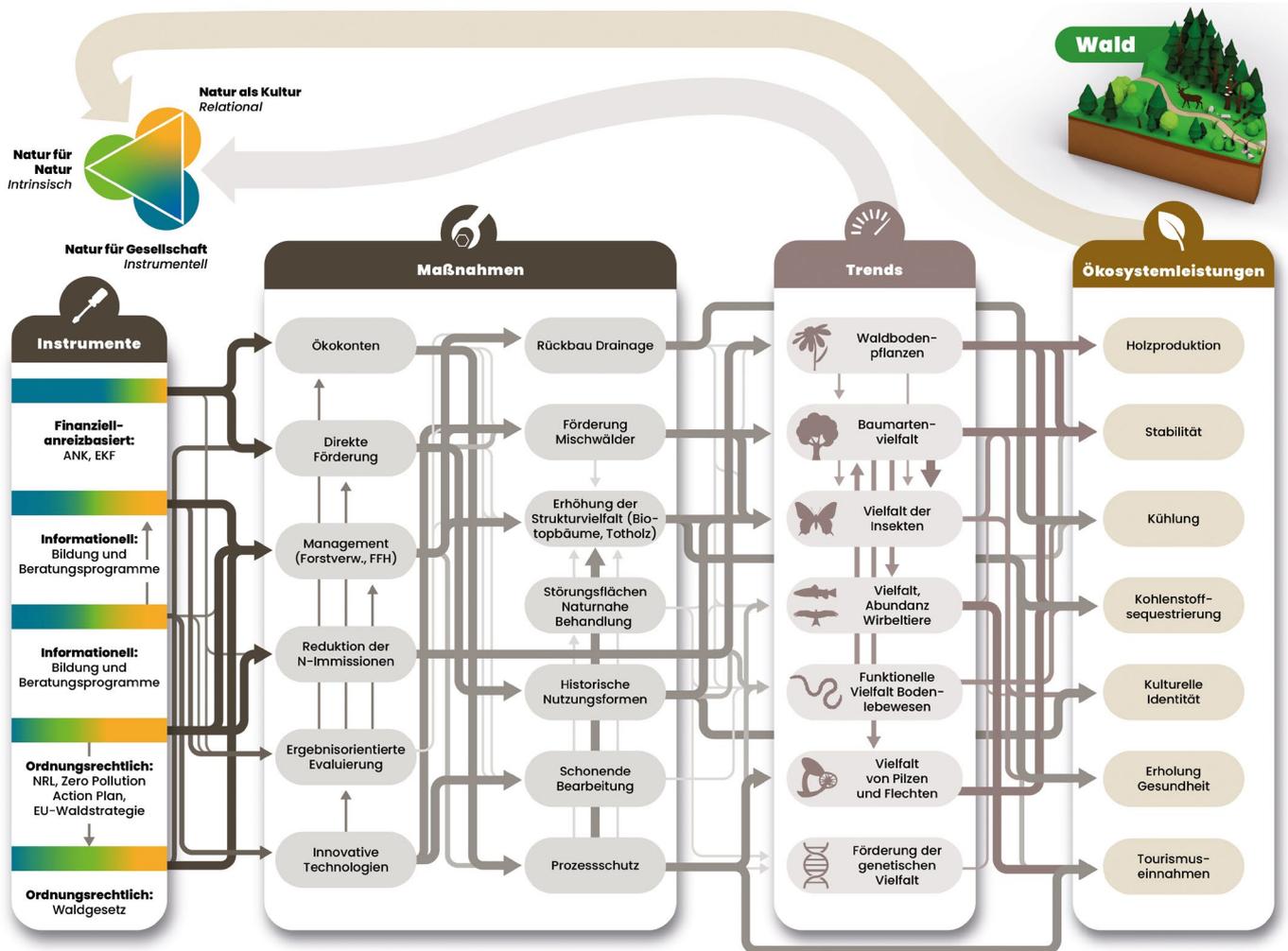
Die Folgen dieser Maßnahmen und der durch die Biodiversität vermittelten Effekte haben eine Vielzahl von positiven Auswirkungen auf versorgende Ökosystemleistungen für die Menschen, aber auch auf kulturelle, wie die Förderung der psychischen und physischen Gesundheit. Insbesondere die Bodenbiodiversität hat positive Auswirkungen auf die Produktion von Nahrungsmitteln. Sie führt zu einer gleichzeitigen Erhöhung zahlreicher Funktionen von Grünland- und Ackersystemen. Auch wenn zurzeit auf Ackerflächen noch mit einem Rückgang der durchschnittlichen Erträge gegenüber dem nicht nachhaltigen intensiven Chemieeinsatz gerechnet werden muss, ist zu erwarten, dass ein extensiveres Wirtschaften unter Einbeziehung biologischer Vielfalt zu einer höheren Stabilität der Produktion führt (Kap. 3.3.2.2). Dadurch können Ernteausfälle in schlechten Jahren vermindert werden. Dies ist insbesondere vor dem Hintergrund des Klimawandels und des erwarteten zunehmenden Auftretens von Extremwetterlagen von Bedeutung. Für den Klimaschutz sind auch alle Maßnahmen von Bedeutung, die den Humusgehalt des Bodens erhöhen, was nicht nur zur Kohlenstoffspeicherung beiträgt, sondern auch die Fähigkeit des Bodens fördert, Wasser zu speichern (Box 3.1, Kap. 8.4.3). Eine signifikante Erhöhung des Humusgehalts kann allerdings nicht allein durch die Einhaltung von Fruchtfolgen erfolgen, sondern erfordert auch eine Änderung des Anbausystems. Die Bereitstellung sauberen Trinkwassers in landwirtschaftlich geprägten Regionen wird durch die direkte Reduktion der Düngung und Verminderung des Pestizideinsatzes gefördert. Ein höherer Humusgehalt durch die Förderung der Bodenbiodiversität trägt nicht nur durch die Verfügbarmachung von Nährstoffen zu einer höheren Produktion bei, sondern die Austauschkapazität des Humus verhindert auch, dass Nährstoffe ins Grundwasser ausgewaschen werden (Kap. 3.3.2.2, 8.4.3.1). Trockenheitsresistenz im Grün-

land wird auch durch die Pflanzenvielfalt gefördert, weil eine Mischung von Pflanzenarten auch meistens solche beinhaltet, die auch bei Trockenstress die Produktion aufrechterhalten (Kap. 3.3.2.2). Auch die Züchtung neuer Sorten sowie eine Sortenvielfalt auf dem Acker können nicht nur zur Sicherung der Produktion, sondern auch zu einer stärkeren Trockenresistenz und damit zum Klimaschutz beitragen.

Die Quantifizierung dieser positiven Effekte in eine umweltökonomische Gesamtrechnung für Deutschland, die alle genannten Ökosystemleistungen einbezieht, würde den Feedbackloop schließen und dadurch den »Natur für Gesellschaft«-Wirkungspfad massiv unterstützen. Damit würde sich die Grundmotivation der hier vorgeschlagenen Instrumente und Maßnahmen in der öffentlichen Wahrnehmung immer weiter verstärken, was die Grundvoraussetzung für eine gelungene Transformation ist. Ein weiterer Feedbackloop würde sich auch aus positiven Biodiversitätstrends selbst ergeben, indem viele Menschen sich an einer Erholung der Artenvielfalt in Deutschland erfreuen würden, was vor allem die Grundmotivation des »Natur als Kultur«-Wirkungspfades befördern würde.

## 11.5 Positive Wirkungsketten für die biologische Vielfalt der Wälder

Anders als die Ökosysteme des Agrar- und Offenlandes, bei denen die Nahrungsmittelproduktion klar im Vordergrund steht, sind die gesellschaftlichen Ansprüche an die Leistungen des Ökosystems Wald vielfältiger. Deren Gewährleistung folgt überwiegend dem Wirkungspfad NfG. In der forstlichen Planung sind neben der Holzproduktion beispielsweise auch regulierende Ökosystemleistungen wie der Erosionsschutz (»Schutzwälder«), weitere versorgende Leistungen wie die Grundwasserneubildung (»Trinkwasserschutzgebiete«) oder kulturelle Ökosystemleistungen wie Erholung berücksichtigt (siehe Bundeswaldgesetz §1 Abs. 1 oder die Waldstrategie 2050 des BMEL 2021). Darüber hinaus tragen Wälder in einem erheblichen Maße zur Kohlenstoffbindung, Kühlung und effizienter Ressourcennutzung bei und wirken so dem Klimawandel entgegen. Der Pfad »Natur als Kultur« (relationaler Wert) spielt in Deutschland für den Wald eine herausgehobene Rolle. Die Deutschen fühlen sich mit ihrem Wald in besonderer Weise verbunden. Diese Verbindung schlägt sich in der Hochkultur der Romantik (z. B. Adalbert Stifters *Der Waldgänger*, Ludwig Tiecks *Waldeinsamkeit*) und danach in der Gebrauchskunst nieder. Die bekanntesten deutschen Märchen haben einen Bezug zum Wald



**Abbildung 11.3:** Pfade des transformativen Wandels für den Lebensraum **Wald**, ausgehend von den Grundmotivationen (NfG = Natur für Gesellschaft, NaK = Natur als Kultur, NaN = Natur für Natur) über die Wirkungskette von Instrumenten, die über eher generelle Maßnahmen (linke Spalte) und eher spezifische Maßnahmen (rechte Spalte) ihren positiven Einfluss auf die biologische Vielfalt ausüben und somit auch die Bereitstellung von Ökosystemleistungen erhöhen. Es kommt zu positiven Rückkopplungen, wenn vom Menschen wahrnehmbare Verbesserungen des Zustandes der Biodiversität und der Ökosystemleistungen die Grundmotivationen verstärken.

(z. B. »Hänsel und Gretel«, »Rotkäppchen« der Brüder Grimm). Aktuell manifestiert sie sich in Bestsellerplatzierungen von Sachbüchern zum Thema Wald und in der hohen Symbolkraft des Waldes für Umweltschutzaktionen (»Hambacher Forst«). Anders als eine offene und reich strukturierte Agrarlandschaft, die eine vertraut-ländliche Geborgenheit vermittelt (Haber 2014), ist der »Sense of Place« im Wald eine Mischung aus einem wohligen Eintauchen in einen Raum mit andersartigem Erscheinungsbild, Klängen, Gerüchen und Mikroklima (»Waldbaden«) und der Faszination dessen, was sich in seiner Größe unserer Kontrolle entzieht (»Erhabenheit«; Trepl [2012]). Letzteres leitet über zur Motivation für den dritten Pfad –»Natur für Natur« (intrinsischer Wert), der für den Wald eine herausgehobene Rolle spielt. Auch wenn der Wald in Deutschland vollständig durch die gegenwärtige oder frühere menschliche Nutzung überprägt ist, gilt er dennoch als Sinnbild

für die Autonomie natürlicher Prozesse und den Eigenwert ihrer Entfaltung. Dies liegt vermutlich an der historischen Erfahrung, dass unsere Kulturlandschaft der kraftvollen natürlichen Waldsukzession in Mitteleuropa abgerungen werden musste (Küster 2010). Das Ergebnis der natürlichen Sukzession ist Wald-»Wildnis«. Dies ist ein ursprünglich negativ besetzter Begriff, der seine heute überwiegend positive Konnotation erst im Zuge der Aufklärung erhalten hat – zunächst rational als Gottesbeweis (Physikotheologie), dann ästhetisch (u. a. Immanuel Kant) und schließlich emotional (u. a. Friedrich Schleiermacher [siehe Bühler 2016; Trepl 2012]).

Die positiven Wirkungspfade, die wir im Folgenden konstruieren, haben also ihren Ursprung in einem der drei genannten Beweggründe oder Grundmotivationen (NfG, NaK, NfN), die zu einer gesellschaftlichen Transformation des Umgangs mit dem Wald führen können. Sie manifestieren sich in Instrumenten (Gesetzen, Pro-

grammen, Kommunikation), die idealerweise in diejenigen konkreten Maßnahmen münden, die der *Faktencheck Artenvielfalt* als besonders wirksam für die Förderung von Biodiversität identifiziert hat. Eine Stabilisierung des Transformationsprozesses tritt ein, wenn erfolgreiche Maßnahmen einen verbesserten Zustand der Biodiversität und in der Folge erhöhte Ökosystemleistungen hervorbringen, die dann diese Grundmotivationen positiv verstärken.

Der *Faktencheck Artenvielfalt* untersucht eine Reihe von Instrumenten für den Wald, findet aber für keines der Instrumente Belege für eine unmittelbare Wirksamkeit mit hohem Vertrauensniveau (Kap. 4.6.4). Ein sofortiger positiver Effekt wird prognostiziert, wenn integrative moderne Naturschutzkonzepte, die als Reaktion auf frühere Programme in vielen Forstverwaltungen bereits vorliegen, tatsächlich in die Praxis umgesetzt und evaluiert würden. In welchem Umfang dies derzeit in der Fläche erfolgt, kann nicht mit Sicherheit gesagt werden, aber es gibt Vorbilder (siehe z. B. Box 4.4 »Ebracher Trittsteinkonzept«). Das Schließen der Schere zwischen Anspruch und Wirklichkeit hätte auch im Kontext von FFH-Managementplänen positive Auswirkungen. In die Konzepte werden in Zukunft noch in stärkerem Maße das Global Biodiversity Framework der CBD, die EU-Waldstrategie 2030 und die beschlossene EU-Verordnung zur Wiederherstellung der Natur (Nature Restoration Law, Box 11.1.) einfließen. Dies wird sich auch in der Änderung der relevanten Gesetze niederschlagen. Die Nationale Biodiversitätsstrategie sieht vor, mit einer Novelle des Waldgesetzes ab 2024 Natur- und Klimaschutz als Kriterium der »ordnungsgemäßen« Bewirtschaftung von Wäldern zu definieren, biodiversitätsfreundliche Aufforstungen festzuschreiben und in Wäldern in öffentlicher Hand eine Vielzahl von ökologischen Verbesserungen einzuführen. Es wäre zu begrüßen, wenn die Umsetzung des EU-Rechts in deutsches Recht in Zukunft weniger zögerlich durchgesetzt würde als in der Vergangenheit (4.5.2.1). In der Mischung aus finanziell-anreizbasierten Instrumenten (z. B. Subventionen), informationellen (z. B. Fortbildung) und rechtlichen Instrumenten (gesetzliche Regelungen) sollten Letztere einen höheren Stellenwert erhalten als bisher.

Ein stärkerer Ausbau ökonomischer Anreize würde sich vor allem positiv auf den Privatwaldsektor auswirken (Tab. 4.9). Es gibt unterschiedliche Instrumente, die weiterentwickelt werden könnten. So gibt es direkte Förderungen z. B. durch den Energie- und Klimafonds (EKF) oder Vertragsnaturschutz und eher ökonomisch gesteuerte Mechanismen wie Ökokonten für Ausgleichsmaßnahmen oder Zertifikate. Erstere brauchen eine aus-

kömmliche Finanzierung durch die öffentliche Hand, lange Bindungsfristen und Bürokratieabbau, um Transaktionskosten zu vermeiden. Ökonomische Mechanismen sind zwar effizienter und belasten die öffentliche Hand weniger, benötigen aber eine ehrgeizige Evaluierung, um die ökologische Wirksamkeit sicherzustellen und bloße Mitnahmeeffekte zu verhindern. Der Vertragsnaturschutz eignet sich als Instrument, um historische Waldnutzungen durchführen zu lassen, die für die Biodiversität eine besonders große Rolle spielen. Alle Instrumente würden von einer ergebnisorientierten Evaluierung profitieren, sodass zumindest ein Teil der Zahlungen oder die Vergabe von Nachhaltigkeitszertifikaten (z. B. FSC, PEFC [Kap. 4.5.4.2, 9.2.1]) an eine nachweisliche Verbesserung der Biodiversität gebunden ist. Eine Optimierung von Instrumenten muss auch flankiert werden vom Abbau nachweislich hemmender Instrumente. Hierzu gehört u. a. die gesetzliche Pflicht zur Wiederaufforstung, die natürliche Sukzession unterbindet, oder die Abschaffung von Obergrenzen für Förderungen (De-minimis-Regel), die besonders ehrgeizige und integrierte Maßnahmen verhindert. Der Ausbau der Beratung ist, auch wenn es sich um ein »weiches Instrument« handelt, insbesondere wichtig im Rahmen der Ausbildung von Forstbediensteten sowie für die Weiterbildung von Privatwaldbesitzenden (insbesondere im Kontext der Auszahlung von Fördergeldern). Die Vermittlung von Wissen zum naturnahen Waldbau, ergänzt durch Empfehlungen für konkrete Natur- und Klimaschutzmaßnahmen, wären ein sehr wirksames Mittel, um die Umsetzungsdefizite zu beseitigen. Technische Innovation könnte in vielfacher Hinsicht den Waldumbau unterstützen. Für viele in der Forstwirtschaft standardmäßig eingesetzte Waldbauverfahren und Holzernte-techniken fehlen allerdings weitgehend aussagekräftige Studien zu ihren Auswirkungen auf die biologische Vielfalt (Kap. 4.7.1.2). Automatisierte Erfassungsmethoden (Laserscanning, Fernerkundung, Umwelt-DNA usw., Kap. 2.1.5) werden Inventuren und das Biodiversitätsmonitoring im Wald revolutionieren und damit auch eine Ergebniskontrolle von Fördermaßnahmen ermöglichen. Beides bedarf einer verstärkten Forschungsförderung.

Ein ordnungsrechtliches Instrument ist der »Zero Pollution Action Plan (Null-Schadstoff-Aktionsplan)«, der 2021 als Teil des European Green Deal beschlossen wurde und der bis 2030 eine Reduktion der N-Deposition um 25 % vorsieht. Eine Reduktion von N-Immissionen fördert mittelfristig die Vielfalt typischer Pflanzen der Bodenvegetation mit positiven Effekten für Tiere und Mikroorganismen, die mit diesen vergesellschaftet sind (Kap. 4.4.4.1). Bis zur Hälfte der Waldarten leben in

oder von Totholz, weshalb alle Maßnahmen, die Menge und Strukturvielfalt (Exposition, Dimension, Baumart) von Totholz oder Biotopbäumen mit Totholzanteil erhöhen, effektiv die Biodiversität vieler Artengruppen (z. B. Käfer, Pilze, Fledermäuse) fördern (Kap. 4.4.3.3). Eine Erhöhung des Baumartenreichtums, insbesondere seltener und wirtschaftlich unbedeutender Begleitbaumarten (z. B. Eibe, Mehlbeeren, Wildobstarten), fördert die Biodiversität und Häufigkeit aller Arten, die auf diese Arten z. B. als Blatt- und Fruchtfresser, Blütenbesucher, Totholz- oder Rindenbewohner spezialisiert sind (Kap. 4.4.3.1). Biodiversität reagiert generell positiv auf eine hohe Vielfalt an abiotischen und biotischen Umweltbedingungen. Maßnahmen, die der Homogenisierung dieser Umweltbedingungen entgegenwirken (Kap. 4.4.2.2.), indem sie die Spanne von Licht- und Feuchtigkeitsbedingungen erweitern, sind daher äußerst wirksam. Der Rückbau der Drainage (Entwässerung) in Wäldern fördert die Entstehung von Waldtümpeln und Vermoorungen, von der eine Vielzahl von spezialisierten und bedrohten Arten profitieren. Lichte Wälder und Waldränder mit einem Nebeneinander von hellen und dunklen Strukturen (Kap. 4.4.3.2), wie sie durch natürliche Störungen und waldbauliche Eingriffe – insbesondere historische Nutzungsformen wie Nieder-, Mittel- und Hutewald – entstehen, fördern sogenannte Lichtwaldarten. Diese sind häufig Heimat für wärmeliebende Insektenarten, aber auch Halblicht liebende Pflanzenarten des Waldbodens. Manche Maßnahmen optimieren gleichzeitig mehrere der oben genannten Faktoren. Ein anderer Umgang mit Störflächen, z. B. ein partieller Verzicht auf Sanitärhiebe, auf sofortige Räumung und Wiederbepflanzung sowie auf die Nutzung des anfallenden Totholzes, erlaubt die temporäre Entwicklung einer diversen Schlagflur, bewahrt das Mikrorelief aufgestellter Wurzelteller und fördert die Naturverjüngung von Begleitbaumarten, vor allem Pionierbaumarten – mit positiven Wirkungen auf eine breite Palette von Waldarten. Das Zulassen einer natürlichen Waldentwicklung (Prozessschutz) auch in späteren Entwicklungsstadien fördert langfristig die Anreicherung mit Totholz und Biotopbäumen und nach Einsetzen von Störungen auch die Entstehung von Strukturvielfalt, wovon insbesondere Pilze, Moose, Flechten und Vögel profitieren (Kap. 4.6.3.1, Abb. 4.1.9). Da die Biodiversität auch von der Habitatmenge abhängt, ist eine Vergrößerung der bewaldeten Fläche für viele Waldarten förderlich, vor allem wenn diese mit Methoden eines naturnahen Waldbaus (u. a. Naturverjüngung, keine Monokulturen, keine gebietsfremden Baumarten) oder durch natürliche Sukzession erfolgt (Kap. 4.4.2.1).

Alle diese Maßnahmen wirken sich positiv auf die Habitatbereitstellung für eine Vielzahl von Arten aus, sie wirken sich aber auch direkt positiv auf Ökosystemleistungen aus. So ist Diversität auch als Wirkmechanismus für die Maximierung vielfältiger Ökosystemleistungen in mitteleuropäischen Wäldern etabliert. Durch eine Erhöhung der Baumartenvielfalt entstehen produktivere Wälder (bereitstellende ÖSL Kap. 4.3.2.1), die gleichzeitig durch einen Versicherungseffekt auch eine erhöhte Stabilität gegenüber Störungen, Pathogenen und Klimaextremen besitzen (regulierende ÖSL – Kap. 4.3.2.2). Auch konnte gezeigt werden, dass laubbaumartenreiche und strukturell vielfältige Wälder am Waldboden eine stärkere Kühlungsfunktion ausüben und so mittägliche Temperaturspitzen abpuffern. Eine Verringerung der Drainage erhöht die Wasserverfügbarkeit insbesondere in Trockenzeiten und erhöht die Kühlwirkung von Wäldern auf das Umland. Totholz – auf Störflächen, aber auch in intakten Wäldern – dient als Wasserspeicher und kann die Kühlwirkung von Wäldern unterstützen, ebenso der schnelle Bestandsschluss auf Störflächen durch den Aufwuchs an schnell wachsenden Pionierbaumarten. Die Anlage von lichten Wäldern kann dagegen die Kühlwirkung temporär reduzieren. Diverse produktive Wälder und Wälder mit natürlicher Entwicklung entziehen der Atmosphäre in verstärktem Maße das Treibhausgas Kohlendioxid. Diese Kohlenstoff-Sequestrierung wird auch durch den Aufbau eines Totholzvorrats im Wald unterstützt, da die Verweildauer von Kohlenstoff in Totholz derjenigen im Holzproduktsektor zumindest ebenbürtig ist. Viele der Waldstrukturen, die zur Förderung der Biodiversität geeignet sind, also Mischwälder, Naturwälder, Mittelwälder, Pioniergehölze, Waldgewässer usw., haben für die meisten Menschen einen hohen kulturellen und ästhetischen Wert (kulturelle Ökosystemleistungen – Kap. 4.3.2.3). Sie unterstützen damit auch die Erholungsfunktion und die mentale Gesundheit als kulturelle Ökosystemleistung. Erfolgt eine Transformation auf der Landschaftsebene, so kann dies auch die regionale Wirtschaft mit Einnahmen durch Tourismus ankurbeln. Diese erwünschten Effekte auf Ökosystemleistungen haben eine positive Rückkopplung vor allem auf die Grundmotivation »Natur für Gesellschaft«. Die Wiederherstellung schöner Waldlandschaften und historischer Waldnutzungen und die Möglichkeit, in Wildnisgebieten wieder vermehrt Arten zu erleben, die unser kulturelles Erbe prägen (Isegrim, Grimmbart, Petz usw.), schafft eine Verbindung zu Alltagserfahrungen früherer Generationen und der Kultur, die daraus hervorgegangen ist und bis heute fortwirkt (»Natur als Kul-

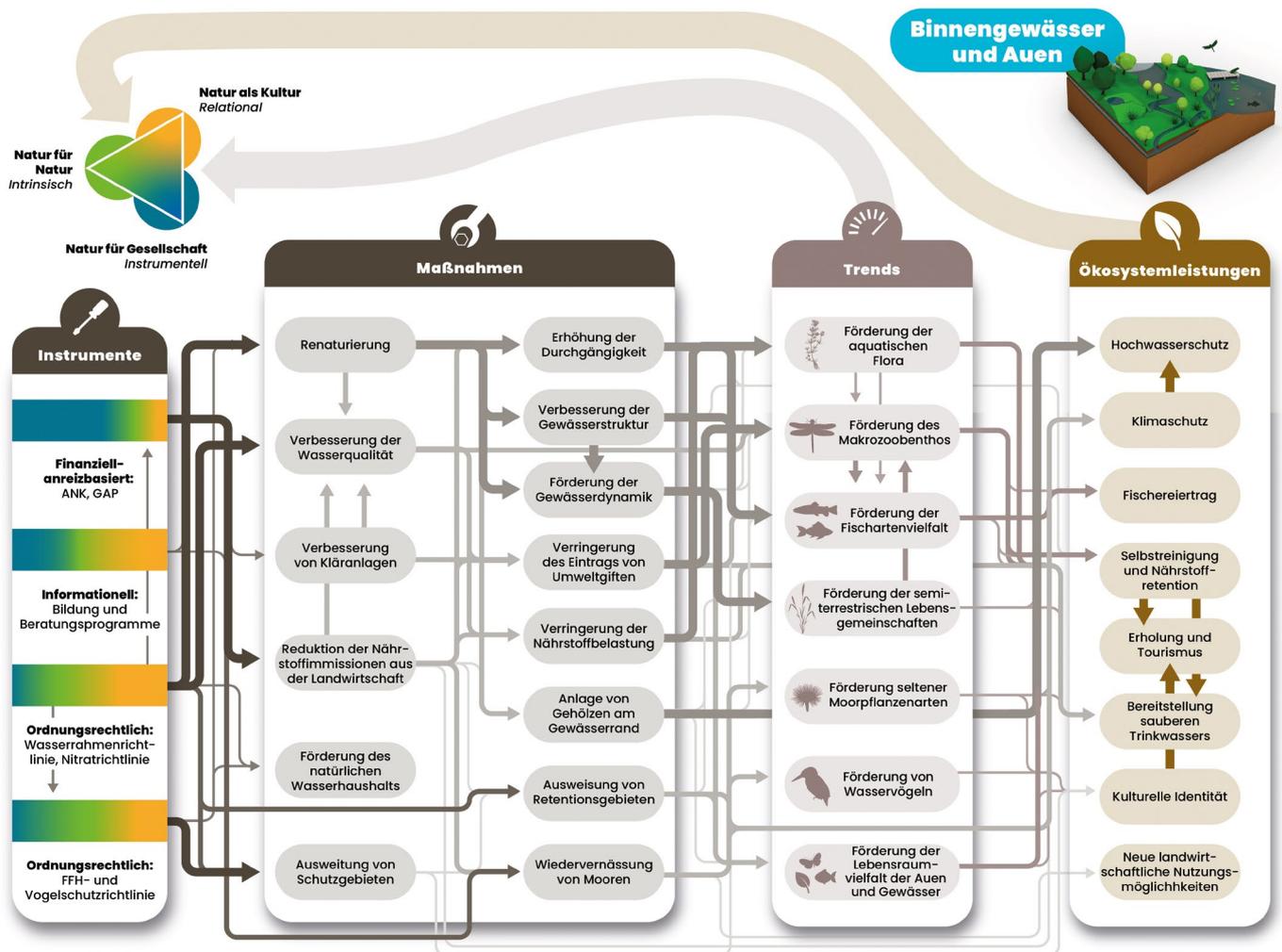
tur«). In Nationalparks und Naturschutzgebieten Orte geschaffen zu haben, an denen sich die Natur nach ihren eigenen Gesetzen entfaltet, kann das Bewusstsein stärken, etwas ethisch Richtiges getan zu haben, und im Sinne einer positiven Selbstversicherung den Pfad »Natur für Natur« unterstützen.

Es stellt sich zum Schluss noch die Frage, welche Motivationen und Leitbilder zu den effektivsten Handlungen für den Erhalt der Artenvielfalt führen. Hier ist für den Wald zunächst zu bemerken, dass die gesellschaftliche Aushandlung von gemeinsamen Leitbildern für den Wald besonders schwierig ist (Kap. 4.5.2.3). Es spricht vieles für eine kreative Integration der genannten Ansätze NfN, NfG, NaK (Kap. 4.5.5, 10.3.1). (i) Etliche der genannten Maßnahmen (z. B. Totholzanreicherung, Alt- und Biotopbäume, Störungsflächen) können sowohl durch Prozessschutz als auch durch ökologischen Waldbau begründet werden (siehe z. B. Box 4.3 und 4.4). Manche Maßnahmen (z. B. Erhöhung der Baumartenvielfalt, historische Nutzungsformen, Rückbau von Drainage) benötigen waldbauliche und technische Eingriffe für ihre Realisierung. (ii) Die mit dem Klimawandel einhergehende Unsicherheit über die Reaktionen unserer Waldökosysteme liefert ein weiteres Argument für die Integration: Die Umsetzung und Beobachtung eines Portfolios verschiedener Ansätze schafft erstens dringend benötigtes Erfahrungswissen und zweitens Wahlmöglichkeiten für die Zukunft (»anpassungsfähig«; siehe »transformative Governance«, Kap. 10.2.2). (iii) Die Ansätze ergänzen sich in der Förderung von Zielarten. Manche Artengruppen profitieren von waldbaulichen Eingriffen (viele z. T. bedrohte Lichtwaldarten), andere reagieren überwiegend positiv auf Nutzungsaufgabe (s. o.), zumindest mittelfristig. (iv) Schließlich ist es wahrscheinlich, dass Leitbilder eine höhere gesellschaftliche Akzeptanz erhalten, wenn sie verschiedene Wertesysteme verbinden (»inklusiv«; Kap. 10.2.2). Verschiedene Grundmotivationen, Biodiversität in Wäldern zu fördern, ergänzen sich gegenseitig und führen letztlich zum gleichen Ziel.

## 11.6 Positive Wirkungsketten für die biologische Vielfalt der Binnengewässer und Auen

Da die Binnengewässer mit Fließgewässern, Auen, Seen, Kleingewässern, Niedermooren und Quellen außerordentlich vielfältig sind, werden wir uns bei der Besprechung der Szenarien im Folgenden weitgehend auf die Fließgewässer und ihre Auen beschränken. Wir nehmen auch hier die Beweggründe NfG, NaK und NfN

als Ausgangspunkt für Wirkungspfade hin zu gesunden Ökosystemen mit wiederhergestellter Biodiversität. Fließgewässer erbringen essenzielle Leistungen für die Gesellschaft (Pfad »Natur für Gesellschaft« – instrumenteller Wert), die das ganze Spektrum der Ökosystemleistungen umfassen, von versorgenden Leistungen (z. B. Fischproduktion) über regulierende Leistungen (z. B. Kühlung in Großstädten) hin zu kulturellen Leistungen (Erholung). Es ist an dieser Stelle aber wichtig zu verstehen, dass gerade diejenigen Leistungen, die die Gesellschaft von Fließgewässern am umfangreichsten in Anspruch nimmt, nämlich die Nutzung als Transportweg, Energiequelle und Entsorgungsmedium, rein physikalischer Natur sind und kaum von Ökosystemgesundheit und Biodiversität abhängen. Gleichzeitig sind die großen Flüsse und ihre Täler die wichtigsten Hotspots der biologischen Vielfalt in Deutschland (Kap. 2.1.3). Es kommen zwei weitere Faktoren erschwerend hinzu. Erstens wohnt dem Lebensraum Fließgewässer durch die Überflutungsgefahr auch ein bedeutender »Disservice« inne. Zweitens sind durch die Bewegung des Wassers Eingriffs- und Wirkungsorte räumlich entkoppelt. Aus all diesen Gründen sind Fließgewässer in der Geschichte Deutschlands von Menschen in besonders drastischer Weise überprägt und ökologisch geschädigt worden, seit dem Mittelalter bereits durch die Änderung der Gewässerstruktur (z. B. Begradigung, Eindeichung) und im Zuge der Industrialisierung der Gewerbe und der Landwirtschaft zunehmend durch Verschmutzung. Der Beweggrund »Natur als Kultur« (relationaler Wert) ist durch die genannten Besonderheiten des Lebensraums ebenfalls stark geprägt. Durch die vielfältigen Leistungen von Fließgewässern sind Siedlungen und Städte an Flüssen entstanden. Die Mehrzahl der Deutschen lebt in unmittelbarer Nähe zu Flüssen, die damit ihre Heimat prägen. Die Menschen fühlen sich zu Fließgewässern hingezogen. Sie waren von jeher Faszinosum und Identifikationsquelle und sind damit Gegenstand unzähliger Kulturprodukte wie Heines »Lorelei«, Smetanas »Moldau« und Schuberts »Forelle«. Es verwundert daher auch nicht, dass der erste Ökoroman der deutschen Literatur (Wilhelm Raabes *Pfisters Mühle* von 1884) von der Verschmutzung eines Flusses handelt. Trotz der Gefahren, die von Gewässern ausgehen, können sich Menschen der Ästhetik natürlich mäandrierender Flüsse mit Steilufern, Sandbänken und Inseln nicht entziehen. Die Zubilligung eines intrinsischen Wertes (»Natur für Natur«) ist bei Fließgewässern durch die starke Nutzung und auch die Überflutungsgefahr weniger ausgeprägt als in anderen Lebensräumen. Umso bemerkenswerter ist es, dass es ein Gewässer war, dem als erstes Ökosys-



**Abbildung 11.4:** Pfade des transformativen Wandels für den Lebensraum **Binnengewässer und Auen**, ausgehend von den Grundmotivationen (NfG = Natur für Gesellschaft, NaK = Natur als Kultur, NaN = Natur für Natur) über die Wirkungskette von Instrumenten, die über eher generelle Maßnahmen (linke Spalte) und eher spezifische Maßnahmen (rechte Spalte) ihren positiven Einfluss auf die biologische Vielfalt ausüben und somit auch die Bereitstellung von Ökosystemleistungen erhöhen. Es kommt zu positiven Rückkopplungen, wenn vom Menschen wahrnehmbare Verbesserungen des Zustandes der Biodiversität und der Ökosystemleistungen die Grundmotivationen verstärken.

tem Europas eine eigene Rechtspersönlichkeit mit einklagbaren Rechten eingeräumt wurde (<https://rsw.beck.de/aktuell/daily/meldung/detail/lagune-in-spanien-erstes-oekosystem-europas-mit-rechtspersoenlichkeit>). Es handelt sich um die stark belastete Salzwasserlagune Mar Menor (Kleineres Meer) an der spanischen Mittelmeerküste bei Murcia, die seit Jahrzehnten vor allem durch intensive Landwirtschaft, aber auch Minenbetriebe und Tourismus stark belastet wurde.

Bei der Frage nach den wirksamsten Instrumenten und Maßnahmen ist bei den Binnengewässern zu berücksichtigen, dass die Verbesserung der Biodiversität von aquatischen Ökosystemen nicht nur von Faktoren im unmittelbaren Umfeld eines Gewässers abhängt, sondern von denen im ganzen Einzugsgebiet. Das zentrale Instrument für Binnengewässer und Auen sind die europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sowie die darauf aufbauenden Gesetze und Verordnungen

des Bundes und der Länder. Die WRRL hat das Ziel, die europäischen Gewässer in einen guten ökologischen Zustand zu bringen. Zwar hat sich in Deutschland die Vielfalt der Gewässerfauna und -flora seit Ende der 1970er-Jahre infolge umfangreicher Maßnahmen zur Wasserreinigung kontinuierlich verbessert, dennoch sind heute nur knapp 10 % der Flüsse, Seen und Küstengewässer in einem guten ökologischen Zustand. Die WRRL betrifft vor allem die größeren Gewässer, für die es eine Berichtspflicht gibt, auch wenn sie grundsätzlich ebenfalls für die kleineren Gewässer zuständig ist. Zu den Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL gehören auch Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit von Gewässern und der Gewässerstruktur. Die WRRL hat die Verbesserung der Wasserqualität im Fokus und wird hier durch die europäische Nitratrichtlinie unterstützt, die eine Überschreitung des Grenzwertes für Nitrat von 50 mg pro Liter zu verhindern sucht. Für

den Schutz und die Entwicklung von Auen und Niedermooren sind zudem die FFH-Richtlinie und die EG-Vogelschutzrichtlinie wichtig, indem sie zur Ausweisung von Schutzgebieten führen. Unterschutzstellung spielt vor allem für Nordseeästuare sowie für zahlreiche Seen und Moore eine zentrale Rolle. Neben diesen ordnungsrechtlichen Instrumenten gibt es finanziell-anreizbasierte, wie z. B. das im Jahre 2023 aufgelegte Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (ANK), das Moore und Auen im Fokus hat. Schließlich spielen Beratungsangebote und Bildungsprogramme eine große Rolle, einerseits, um ein Bewusstsein für die biologische Vielfalt von Binnengewässern und Auen zu wecken, andererseits, um eine sparsame und umweltverträgliche Nutzung von Wasser und Gewässern (z. B. zur Erholungsnutzung) zu vermitteln.

Der Maßnahmenkatalog für die Förderung der ökologischen Leistungsfähigkeit und der Biodiversität von Fließgewässern ist äußerst umfangreich und stark ausdifferenziert. So weist der aktuelle LAWA-BLANO-Maßnahmenkatalog 170 erprobte Maßnahmen aus (LAWA 2020). Auf einer übergeordneten Ebene geht es bei den Maßnahmen einerseits darum, die Wasserqualität zu verbessern, indem die Einträge von Umweltgiften und Nährstoffen verringert werden. Dies erfolgt beispielsweise durch den Bau und die Verbesserung von Kläranlagen. Dies hat positive Auswirkungen auf das Makrozoobenthos und die aquatische Flora (z. B. Kieselalgen). Gleichzeitig zielen andere Maßnahmen auf die Reduzierung diffuser Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft ab. Diese können entweder durch anreizbasierte Instrumente aus der GAP abgeleitet werden, indem eine Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet angestrebt wird, oder durch Etablierung standortgerechter Gehölze entlang von Gewässern, die den diffusen Eintrag von Feinsediment, Nährstoffen und Pestiziden vermindern. Andererseits werden Maßnahmen ergriffen, die die Gewässerstruktur verbessern, indem die Durchlässigkeit, die strukturelle Vielfalt und das Strömungsregime wiederhergestellt werden. Dies wird durch die Entfernung von Ufer- und Sohlbefestigungen sowie den Rückbau von Wehren erreicht, ebenso durch den Bau von Fischwanderhilfen (z. B. Umgehungsgerinne oder raue Rampen). Dadurch wird die Fragmentierung von Fischpopulationen verringert, was vor allem für wandernde Fischarten wie Lachs und Aal essenziell ist. Eine Vielzahl von Maßnahmen zielt darauf ab, die Habitatbedingungen generell zu verbessern, um eigendynamische Entwicklungen zu fördern. Dies beinhaltet meistens die aktive Veränderung des Gewässerverlaufs (z. B. Remäandrierung, Anschluss von Sei-

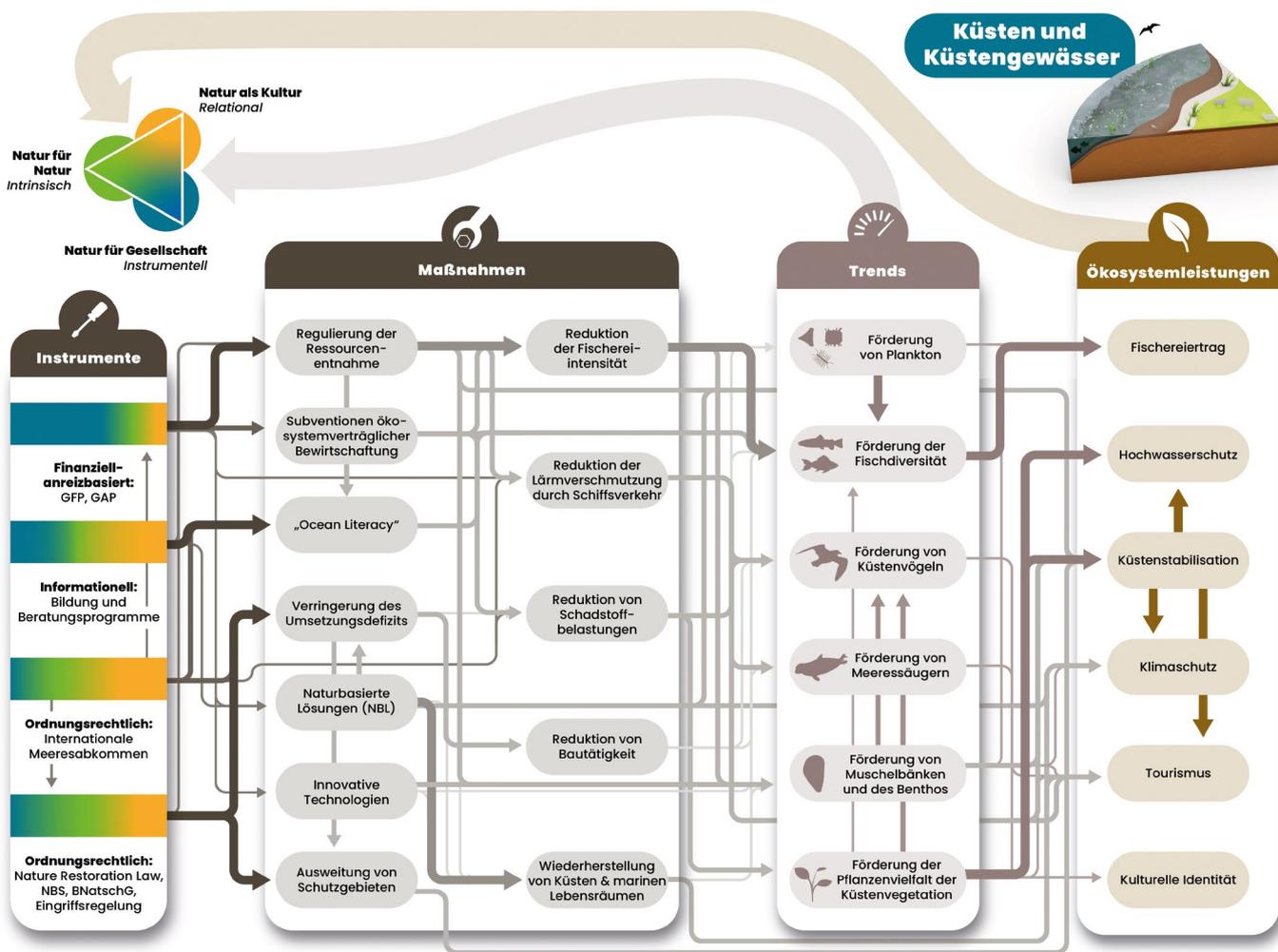
tengewässern, Reaktivierung von Altarmen). Ein wichtiges Maßnahmenbündel, das vor allem durch das ANK gefördert wird und auch direkte Klimaschutzeffekte hat, ist die Wiedervernässung von trockengelegten Niedermoorgebieten unter landwirtschaftlicher Nutzung und der umfassende Schutz noch nicht entwässerter Moore. Da die Torfzersetzung bei Sauerstoffabschluss zum Erliegen kommt, wird die CO<sub>2</sub>-Emission deutlich reduziert, was zu einer Einsparung von bis zu 35 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Jahr in Deutschland beitragen könnte (Kap. 5.6.3.2). In gleicher Weise tragen auch Binnengewässer und Auen zur Speicherung und Bindung von Kohlenstoff bei.

Die Auen und Binnengewässer in Deutschland haben einen maßgeblichen Anteil an allen drei Kategorien der Ökosystemleistungen (ÖSL), an den versorgenden (z. B. Trinkwasser, Nahrungsmittel), den regulierenden (z. B. Selbstreinigung, Sedimentregulation, Nährstoffretention) sowie den kulturellen ÖSL (z. B. kulturelle Identität, Landschaftsbild, Kulturerbe) (Kap. 5.3.1). Mit einer Förderung der Vielfalt an Fischarten werden auch Fischereierträge gesteigert. Süßwasserlebensgemeinschaften, vor allem auch die der Gewässersohle, d. h. die des Makrozoobenthos, sind an verschiedenen Prozessen der Wasserreinigung beteiligt (Kap. 5.3.2.2). Nährstoffkonzentrationen werden durch die Nährstoffaufnahme und die Photosynthese von Phytoplankton und Makrophyten vermindert. Die Wirksamkeit dieser Nährstoffretentions- und Selbstreinigungsprozesse wird durch die Erhöhung der Durchgängigkeit und die strukturelle Verbesserung der Gewässer direkt gefördert, aber in gleicher Weise durch die biologische Vielfalt der Gewässer. Naturnahe oder natürliche Auenvegetation trägt in verschiedener Weise zum Hochwasserschutz und zum Abpuffern von Wetterextremen bei (Kap. 5.3.2.2). Zu den direkten kulturellen ÖSL, die durch Binnengewässer bereitgestellt werden, zählen Schwimmen, Boot-, Kanu-/Kajakfahren und Rudern, zu denen, die indirekt mit der biologischen Vielfalt verbunden sind, zählen z. B. Angeln, Beobachtung von Wildvögeln oder überhaupt die Möglichkeiten des Aufenthalts an den Gewässern (Kap. 5.3.2.3). Solche Erholungsarten sind die am häufigsten genannten ÖSL für Binnengewässer und Auen in Deutschland. Aufgrund dieser vielfältigen ÖSL führen Renaturierungsmaßnahmen zu starken Synergieeffekten (Kap. 5.3.3.1). Mehr als in den anderen Lebensräumen spielen bei den aquatischen Renaturierungsprojekten eigendynamische Prozesse eine große Rolle, da diese gleichzeitig direkt auf ÖSL wirken und diese ebenso indirekt über die Förderung der biologischen Vielfalt bereitstellen.

### 11.7 Positive Wirkungsketten für die biologische Vielfalt der Küsten und Küstengewässer

Der Wirkungspfad NfG ist für die Küsten und Küstengewässer wichtig, da das Gemeingut Natur, inklusive aller Ressourcen und Ökosystemleistungen, für den Menschen von großer Bedeutung ist (Kap. 6.3.1.1, 6.3.2.2). Die Relevanz der marinen Biodiversität für die Sicherung dieser Ökosystemleistungen als Lebensgrundlage und für das Wohlergehen der Gesellschaft hat an Anerkennung gewonnen, sodass die Schutzwürdigkeit von Küsten und Küstengewässern in der Gesellschaft zunehmend verankert ist. Positive Synergien zwischen Naturschutz und Tourismus zeigen sich beispielsweise am Wattenmeer, wo die Ausweisung der Nationalparks (NP), speziell des NP Niedersächsisches Wattenmeer, die Beliebtheit des Gebiets bei Erholungssuchenden we-

sentlich gesteigert hat. So geben ca. ein Sechstel der Urlauber:innen an, dieses Ziel wegen des Naturschutzes gewählt zu haben (Kap. 6.6.1.3). Hier ist die nationale Plattform »Zukunft des Tourismus« von zentraler Bedeutung für eine nachhaltige, klimafreundliche, sozial gerechte und innovative Ausrichtung des Inlandtourismus (Kap. 6.5.3.4). Eine hohe biologische Vielfalt lässt sich außerdem mit stabilen Fischbeständen verknüpfen, und Habitat-bildende Arten sind für ÖSL wie Küstenschutz, Erosionsschutz und CO<sub>2</sub>-Speicherung notwendig (Kap. 6.3.3). Küsten und Küstengewässer sind fast ausschließlich in öffentlicher Hand, daher sind politisch-rechtliche Instrumente entscheidend, gepaart mit partizipativen Prozessen, die sowohl die verschiedenen Nutzungsgruppen in Deutschland als auch die internationale Ebene einbinden, um biodiversitätsfördernde Maßnahmen umzusetzen und auf Erfolg zu überprüfen (Kap. 6.6.1.2). Gleichzeitig sind Küsten durch Stoffaus-



**Abbildung 11.5:** Pfade des transformativen Wandels für den Lebensraum **Küsten und Küstengewässer**, ausgehend von den Grundmotivationen (NfG = Natur für Gesellschaft, NaK = Natur als Kultur, NaN = Natur für Natur) über die Wirkungskette von Instrumenten, die über eher generelle Maßnahmen (linke Spalte) und eher spezifische Maßnahmen (rechte Spalte) ihren positiven Einfluss auf die biologische Vielfalt ausüben und somit auch die Bereitstellung von Ökosystemleistungen erhöhen. Es kommt zu positiven Rückkopplungen, wenn vom Menschen wahrnehmbare Verbesserungen des Zustandes der Biodiversität und der Ökosystemleistungen die Grundmotivationen verstärken.

tausch eng mit den Süßwasser- und Landökosystemen verbunden, sodass die an den Küsten wirkenden Stressoren oft durch Entscheidungsprozesse im Hinterland geprägt werden (Kap. 6.4.3).

Derzeit ist das gesellschaftliche Verständnis, inwieweit Veränderungen der Küsten und Küstengewässer sich negativ auf biologische Vielfalt und Ökosystemleistungen wie Verfügbarkeit von Fischen und anderen Meerestieren oder Klimaschutz auswirken, noch unzureichend ausgeprägt (Kap. 6.3.2). Daher ist ein informierter gesellschaftlicher Diskurs ein bedeutender Bestandteil des NfG-Wirkungspfads, um die Konsequenzen der Veränderungen für die Gesellschaft anschaulich zu vermitteln. Zugleich fördern solche partizipativen Prozesse die Eigenverantwortung der Nutzungsgruppen und folglich die Umsetzung von vereinbarten Handlungsoptionen und Maßnahmen. Eine erhöhte Nachfrage nach rückverfolgbaren und nachhaltigen Nahrungsmitteln aus dem Meer ist ebenfalls Teil des NfG-Wirkungspfads, da so über Fangmengen, Schonzeiten und Schutzgebiete, etwa für Fische und deren Laichgebiete, die biologische Vielfalt und die Ökosysteme direkt gefördert werden (Kap. 6.5.4.2). Entsprechende Nachhaltigkeitsiegel erlauben es den Konsument:innen nachzuvollziehen, ob Fische oder Meerestiere in für die Nutzung ausgewiesenen Gebieten und nach nachhaltigen Kriterien gefangen wurden. Die Bedeutung des Schutzes der Biodiversität im Kontext des NfG-Pfades ist auch für die Freizeitgestaltung inklusive des Tourismus klar ersichtlich, da insbesondere der nachhaltige Inlandstourismus einen bedeutenden Wirtschaftsfaktor für die Gesellschaft darstellt.

Zudem steigt das Interesse an naturbasierten Lösungen (NBL) für Anpassungsmaßnahmen, welche dem Schutz und der Stabilisierung der Küsten vor dem Hintergrund des Meeresspiegelanstiegs dienen (Kap. 6.5.4.1). Beispielsweise trägt Renaturierung von Salzwiesen zum Schutz von Küstenlebensräumen bei, was die biologische Vielfalt ebenso wie den Küstenschutz fördert (Kap. 6.5.4.3). Auch die Relevanz der marinen biologischen Vielfalt für den Klimaschutz hat an Bedeutung für den NfG-Pfad gewonnen, da marine Systeme einen essenziellen Beitrag zur Kohlenstoffspeicherung leisten. Gesichert ist, dass die Integrität der marinen biologischen Vielfalt entscheidend für die globale Klimastabilität ist und somit eine Vielzahl an positiven Effekten auf regulierende, versorgende und kulturelle Ökosystemleistungen für die Gesellschaft hat (Kap. 6.3.3).

Der Wirkungspfad NaK ist ebenfalls von zentraler Bedeutung für die Küsten und Küstengewässer (»Gott schuf das Meer, die Friesen die Küste«) und zeigt sich etwa in

der Wertschätzung von nachhaltigen Nutzungsformen. Die emotionale Verbundenheit der Gesellschaft mit den Küstenregionen und der marinen Biodiversität spielt eine zentrale Rolle für den Erhalt der marinen Biodiversität. Allerdings ist, über die emotionale Verbundenheit mit dem Meer hinausgehend, das Verständnis der Konsequenzen von Veränderungen mariner Lebensräume für die Gesellschaft noch unzureichend vorhanden (fehlende »Ocean Literacy«, Kap. 6.5.4.3). Nichtsdestotrotz ist eine positive Wahrnehmung von attraktiven Küstenregionen häufig mit hoher Biodiversität und intakten Ökosystemen assoziiert (Kap. 6.3.2.3). Ein verbesserter Wissensdialog kann vor allem auch die Transformation in Richtung einer Gesellschaft bestärken, für deren Wohlbefinden die Bedeutung der marinen Biodiversität eine zentrale Stellung einnimmt (Kap. 6.7.3).

Der Wirkungspfad NfN ist mit dem Konzept der »Ocean Literacy« verknüpft, da hier in gesellschaftlichen Diskursen der Biodiversität intrinsische Werte zugesprochen werden (Kap. 6.5.4.3). Konkret geht es etwa um Existenz- bzw. Vermächtniswerte, die mit der Erhaltung der Arten- und Lebensraumvielfalt assoziiert sind, ohne dass ein ökonomischer Nutzen für die Gesellschaft messbar ist. Dieser NfN-Pfad ist sowohl in nationalen Gesetzen wie dem BNatSchG verankert als auch international und national in verschiedenen Abkommen vereinbart (Kap. 6.5.2.1). So zielt der EU Green Deal darauf ab, die Schutzgebietsfläche in marinen Ökosystemen auf 30 % zu erhöhen, die EU-Biodiversitätsstrategie plant, 10 % dieser Fläche unter strengen Schutz zu stellen (Kap. 1.2, 6.6.3.1), und das neue Nature Restoration Law der EU sieht vor, beeinträchtigte Lebensraumtypen auf mindestens 30 % ihrer Fläche wiederherzustellen (Box 11.1.). Auch wenn die Nationalparks mit Küsten- und Küstengewässeranteilen kompletten Prozessschutz nach dem Motto »Natur Natur sein lassen« konsequent umsetzen, gelingt es in Schutzgebieten wie den Marine Protected Areas (MPAs) der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) oder Naturschutzgebieten bislang nur unzureichend, Biodiversität um ihrer selbst willen zu fördern, weil sich Nutzungen außerhalb der Kernzonen konzentrieren (Kap. 6.6.3.1).

Für alle Wirkungspfade existieren solide und potenziell wirksame Instrumente, die den Rahmen für den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Meere auf unterschiedlichen Ebenen setzen. Es gilt aber, diesen Rahmen stärker international zu koordinieren (Governance) und regionenübergreifend operationalisierbare Ziele zu formulieren (Kap. 6.5.2.1). Generell sollten für alle Maßnahmen angepasste Laufzeiten vorgesehen werden, die auch längerfristig angelegt sein und deren Er-

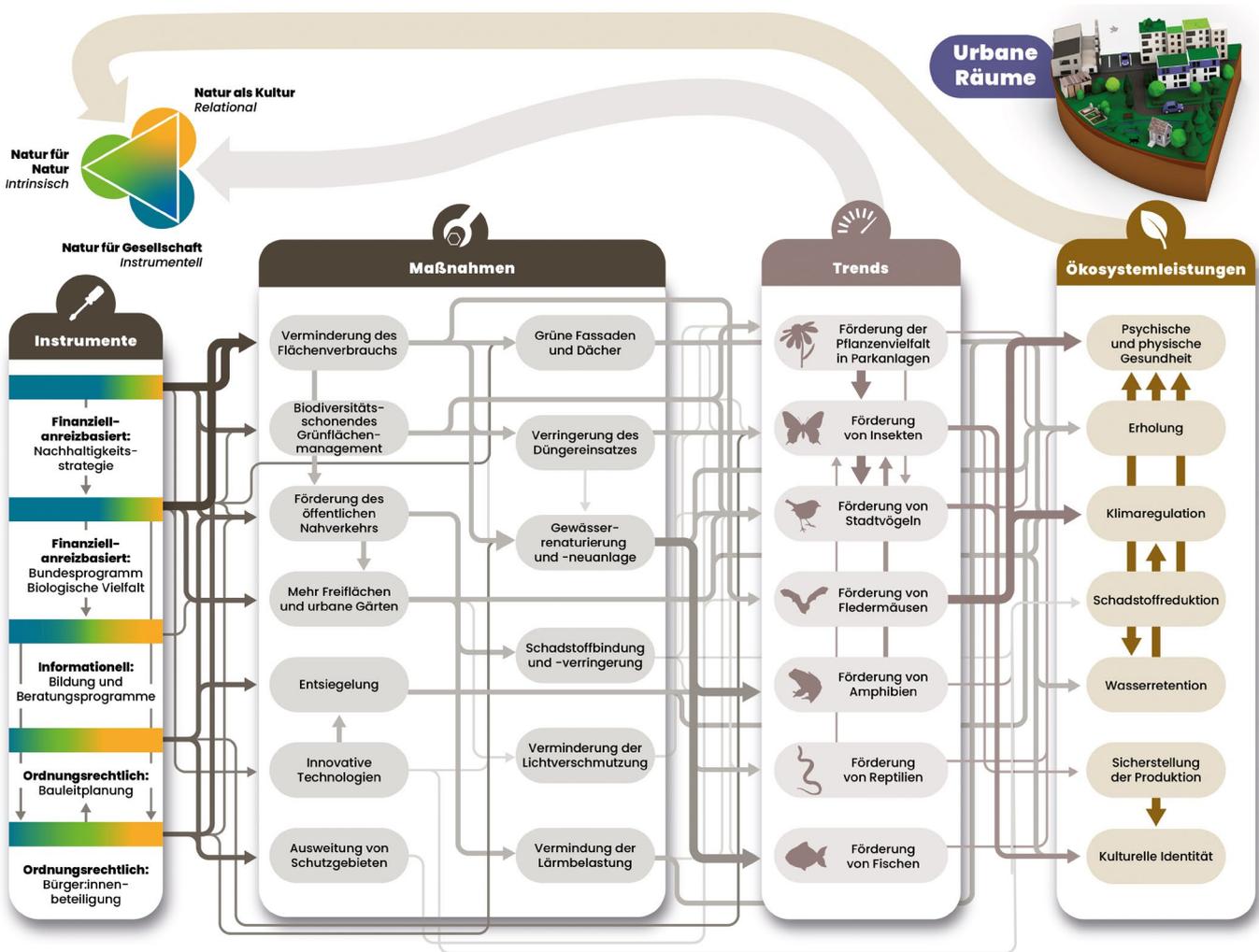
folg in Hinblick auf die biologische Vielfalt durch ein standardisiertes Monitoring kontrolliert werden sollten (Kap. 6.7.3). Das europäische Instrument der Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) kann durch eine Umverteilung der europäischen Meeres- und Fischereifonds dazu genutzt werden, eine stringente Regulierung der Bewirtschaftungsformen mit dem Ziel eines nachhaltigen Fischereimanagements der Küstengewässer zu erreichen (Kap. 6.5.3.1). Dies umfasst insbesondere die Limitierung der Fischereintensität mit dem Ziel der Bestandserhaltung, welche die Fischdiversität fördert, aber auch den Verzicht auf grundberührende Fischerei, welche sich direkt negativ auf benthische Lebensgemeinschaften auswirkt. Einer Verringerung der Fangquoten für die kommerziell wichtigen Arten dient dem Wiederaufbau der Bestände und sichert damit nachhaltig die Fischereierträge. Subventionen durch die GFP können für Maßnahmen eingesetzt werden, die die Umweltverträglichkeit des Fischfangs verbessern (z. B. durch die Förderung sauberer Antriebstechnologien). Diese Maßnahmen könnten mit den Steuer- und Zollabgaben für den Schiffsdiesel harmonisiert werden. Generell könnte die GFP stärker zur Förderung innovativer Technologien eingesetzt werden, die negative Effekte auf die biologische Vielfalt verringern. So können KI und Satellitendienste gezielt eingesetzt werden, um Verschmutzung zu kontrollieren. Biodiversitätsverträgliche Fangmethoden von Fischen und Meerestieren können ungewollten Beifang und Zerstörung von Substraten minimieren (Kap. 6.5.3.3). Neben der Regulierung der Bewirtschaftung ist die Eingriffsregelung derzeit das wirkungsvollste Instrument, um Maßnahmen für den Schutz der Biodiversität zu realisieren. Hier gibt es aber erhebliche Umsetzungs- und Vollzugsdefizite (Kap. 6.6.4). Entsprechend sollte die fehlende Umsetzung bzw. der fehlende Vollzug von Maßnahmen des Natur- und Biodiversitätsschutzes priorisiert und im Kontext des Klimawandels das Wirkungsgefüge von Maßnahmen neu überprüft werden (Kap. 6.7.1).

Wichtig wäre es auch, die bestehenden ordnungsrechtlichen Instrumente effektiver für die weitere Reduktion der Schadstoffbelastungen durch z. B. Antifouling-Anstriche, Mikroplastik oder Ballastwasser einzusetzen. Damit könnten die immer noch nachweisbaren negativen Effekte auf beispielsweise den Bruterfolg bei Meeresvögeln sowie auf die Wachstumsraten und den Fortpflanzungserfolg von Mollusken und Fischen reduziert werden (Kap. 6.4.4.2). Neben diesen Belastungen, deren Ursprung die marinen Systeme selbst sind, gilt es auch, solche Belastungen zu vermindern, die über Fernwirkungen aus terrestrischen Lebensräumen

eingetragen werden. Dies kann vor allem über die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) erfolgen (Kap. 6.7.1). Eine weitere wichtige Maßnahme betrifft die Reduktion von Lärmverschmutzung durch Schiffsverkehr und Bauprojekte, beispielsweise Offshore-Windparks und Anlagen zur Öl- & Gasförderung, welche negative Treiber für Schweinswale, Robben und sensible Fisch- und Vogelarten darstellen (Kap. 6.4.3). Eine Reduktion von stofflichen, visuellen und Lärmbelastungen sowie der Fischerei stärkt die Effektivität von Schutzgebieten, fördert die marine Biodiversität in ihrer Gesamtheit und sichert nicht zuletzt die Fischereierträge für den NfG-Pfad. Renaturierungsmaßnahmen im Küstenbereich haben ein hohes Potenzial, gleichzeitig zum Hochwasserschutz und zur Förderung der biologischen Vielfalt der Küsten und Küstengewässer beizutragen (Kap. 6.7.3).

## 11.8 Positive Wirkungsketten für die biologische Vielfalt der urbanen Räume

Da urbane Räume maßgeblich durch den Menschen gestaltet werden, spielt der Wirkungspfad NfG dort die zentrale Rolle. Die biologische Vielfalt ist Teil der grünen Infrastruktur der Städte und wird durch naturbasierte Stadtplanung gefördert. Grüne Fassaden, Dachgärten und Stadtbäume gelten als integrale Bestandteile der grünen und blauen städtischen Infrastruktur. Auch wenn Stadtgebiete häufig Natur- und Landschaftsschutzgebiete aufweisen, in denen die Natur selbst den Vorrang hat, dient vor allem die biologische Vielfalt außerhalb dieser Gebiete den Bedürfnissen der Stadtbewohner:innen (Kap. 7.3.1). Bislang fehlt eine monetäre Quantifizierung aller Ökosystemleistungen der biologischen Vielfalt in Städten, die aber sehr wichtig für politische Entscheidungen wäre, weil dadurch die Bedeutung des NfG-Wirkungspfades sehr deutlich würde (Kap. 7.7). Biologische Vielfalt ist Teil der städtischen Parkanlagen und Gewässer, aber ebenso der privaten Gärten und Schrebergärten, Sportstätten, Friedhöfe, urbanen Wälder sowie auch der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Stadtgebiet, die auch Streuobstwiesen umfassen, und der ungenutzten Restflächen mit Ruderalvegetation. Diese Elemente der Stadtlandschaft werden vor allem deswegen vermehrt nachgefragt, weil sie viele positive Auswirkungen auf das menschliche Wohlbefinden und die Gesundheit haben (Kap. 7.3). Es sind vor allem die privaten Akteure, also die Stadtbewohner:innen selbst, die Einfluss auf Instrumente und Maßnahmen nehmen und ihre Umsetzung aktiv und kritisch begleiten (Kap. 7.5.3).

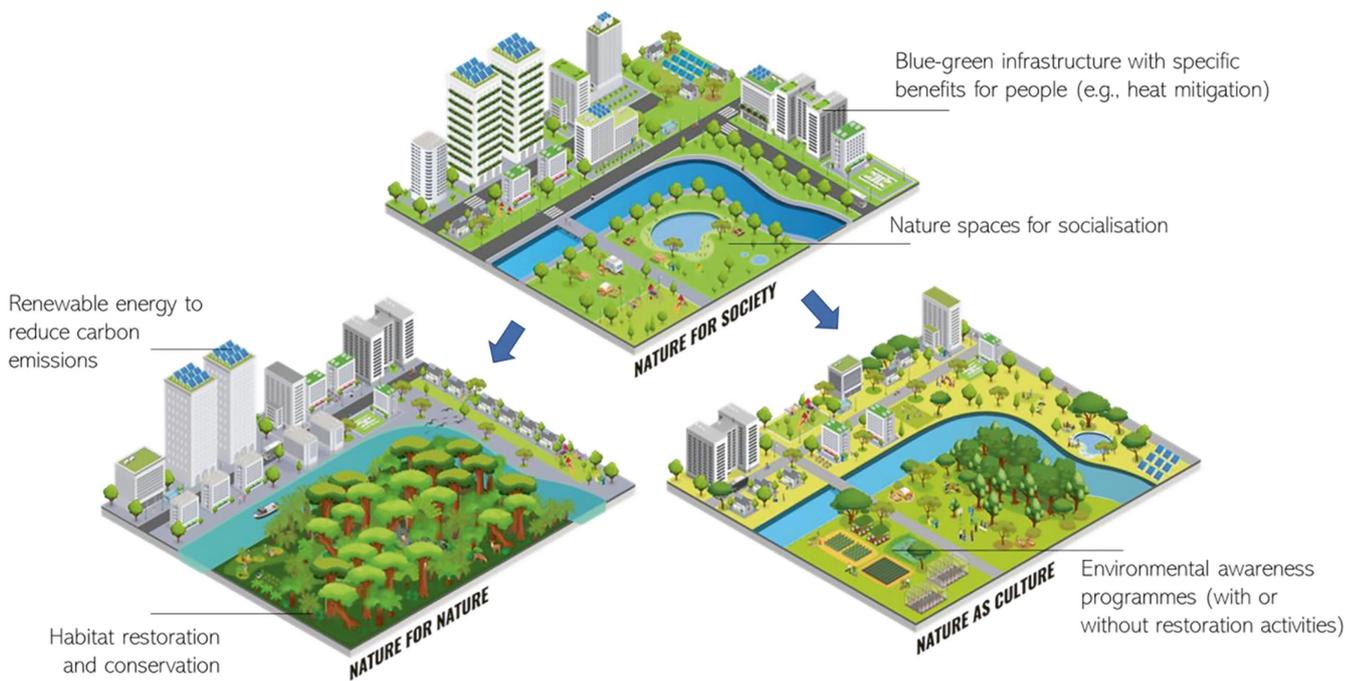


**Abbildung 11.6:** Pfade des transformativen Wandels für die **urbanen Lebensräume**, ausgehend von den Grundmotivationen (NfG = Natur für Gesellschaft, NaK = Natur als Kultur, NaN = Natur für Natur) über die Wirkungskette von Instrumenten, die über eher generelle Maßnahmen (linke Spalte) und eher spezifische Maßnahmen (rechte Spalte) ihren positiven Einfluss auf die biologische Vielfalt ausüben und somit auch die Bereitstellung von Ökosystemleistungen erhöhen. Es kommt zu positiven Rückkopplungen, wenn vom Menschen wahrnehmbare Verbesserungen des Zustandes der Biodiversität und der Ökosystemleistungen die Grundmotivationen verstärken.

Auch wenn Grün im Stadtbild eine hohe ästhetische Bedeutung beigemessen wird, spielt der Wirkungspfad NaK bisher nur eine untergeordnete Rolle. Alte städtische Alleen, naturnahe städtische Gewässer oder alte Parkanlagen und Friedhöfe haben eine kulturelle identitätsstiftende Bedeutung, ebenso aber auch neue freizeitorientierte Parks mit postindustriellem Design. Die Auffassung, dass diese für die Biodiversität wichtigen Elemente ein kulturelles Erbe darstellen, kann sehr zu ihrem Erhalt beitragen. Auch erwächst aus der Motivation, Natur mit dem städtischen Lebensstil zu verbinden, eine starke Nachfrage nach urbanen Gärten und Naturgärten, die ökologisch bewirtschaftet werden und dann für verschiedenste Artengruppen förderlich sind (Kap. 7.3.2.2). Schließlich ist in städtischen Räumen die Motivation, Natur um ihrer selbst willen zu schützen und zu fördern, auch nicht unbedeutend (»Natur für Natur«, NfN). Viele Städte verfügen über große Anteile

an Schutzgebieten, wie sie beispielsweise für Städte mit Auen typisch sind. Ferner verfügen zahlreiche Städte über Waldschutzgebiete mit teilweise sehr alten Baumbeständen, Heidegebieten oder Magerrasen. Hier besteht nach wie vor ein hohes unausgeschöpftes Potenzial der Ausweisung von weiteren innerstädtischen Schutzgebieten (Kap. 7.6.3.1). Vorwiegend dem Prozessschutz dienen auch begrünte Dächer. Schließlich sind auch Gärten mittlerweile meist nicht mehr vorwiegend Produktionsstandorte für Obst und Gemüse, sondern Orte, an denen die Natur um ihrer selbst willen geschützt und gepflegt wird, wie es für Blühstreifen und Blumenwiesen der Fall ist (Kap. 7.5.3). Die Anlage von Naturgärten ist sehr wirksam für den Erhalt der biologischen Vielfalt und kann wichtige Trittsteinhabitate im urbanen Raum schaffen.

Für den Wirkungspfad NfG gibt es schon heute zahlreiche geeignete Instrumente, die ordnungsrechtlicher,



**Abbildung 11.7:** Die drei Szenarien des Nature Futures Frameworks für den urbanen Raum (aus Shaikh & Hamel [2023], CC-BY4.0: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

finanziell-anreizbasierter oder nur informationeller Natur sind. Städte spielen in zahlreichen strategischen Programmen des Bundes und der Länder eine Rolle, wie in der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS, Anhang A11), mit dem Ziel, den Grünflächenanteil in Städten zu erhöhen und die Lebensräume nicht nur für stadtypische Arten, sondern auch für nicht urbane Lebensraumtypen zu erhalten und zu erweitern. Die Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung hat urbane Lebensräume (Ziel II: Nachhaltige Städte) und insbesondere nachhaltiges Bauen und die Verkehrswende im Fokus. Konkrete Ziele sind beispielsweise die Reduzierung des Flächenverbrauchs für Bebauung und Verkehr (Kap. 7.5.1). Diese Programme bieten den notwendigen Rahmen, um daraus konkrete Maßnahmen abzuleiten, wie mit dem Weißbuch »Grün in der Stadt«, dem »Masterplan Stadtnatur«, dem Bundeskonzept »Grüne Infrastruktur« und dem Bund-Länder-Programm »Zukunft Stadtgrün« (Kap. 7.5.1). Die Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung betrifft Städte auch indirekt, beispielsweise über die Absicht, den Düngereinsatz zu senken und damit den Stickstoffüberschuss zu reduzieren. Basierend auf der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt, wurden im Bundesprogramm Biologische Vielfalt zahlreiche ökonomische Anreize geschaffen, um die biologische Vielfalt in urbanen Räumen zu fördern. Konkret werden beispielsweise die Entwicklung von städtischen Biodiversitätsstrategien sowie die Schaffung extensiv bewirtschafteter Grün- und Sukzessions-

flächen unterstützt (Kap. 7.5.1). Diese vorhandenen Fördermöglichkeiten müssen weiter ausgebaut werden, um deutschlandweit Wirkung zu entfalten.

Von den ordnungsrechtlichen Instrumenten der Raumplanung hat in urbanen Räumen die Bauleitplanung, bestehend aus dem vorbereitenden Flächennutzungsplan und dem darauf aufbauenden Bebauungsplan, die größte Bedeutung. Hier bieten sich die Möglichkeiten, neue Schutzgebiete auszuweisen, Freiflächen zu sichern oder neu zu schaffen und Gewässer zu renaturieren oder neu anzulegen (Kap. 7.5.1). Ein wichtiges Instrument ist die Bürger:innenbeteiligung in den Planungs- und Umsetzungsprozessen. Dies erfolgt zurzeit vorwiegend über die Partizipation von Bürger:inneninitiativen zu konkreten ökologischen Anlässen und typischerweise im Nachgang von Planungen. Hier sollten aber Formen politischer Partizipation weiterentwickelt werden, wie Bürger:innenbefragungen im Vorfeld von möglichen Planungen. Eine langfristige Bindung des Bürger:inneninteresses kann über den Ausbau von Patenschaften von Bäumen, Beeten, Hecken oder Blühstreifen erreicht werden (Kap. 7.5.3).

Um die aus diesen Instrumenten abgeleiteten Maßnahmen auch erfolgreich umzusetzen, ist eine starke Investition in Umweltbildung und in gute Öffentlichkeitsarbeit essenziell. Niederschwellige Bildungsangebote mit Raum für eigene praktische Erfahrungen, wie z. B. bei urbanem Gärtnern oder spezifischer bei der Gestaltung von Naturgärten, schaffen auch das Ver-

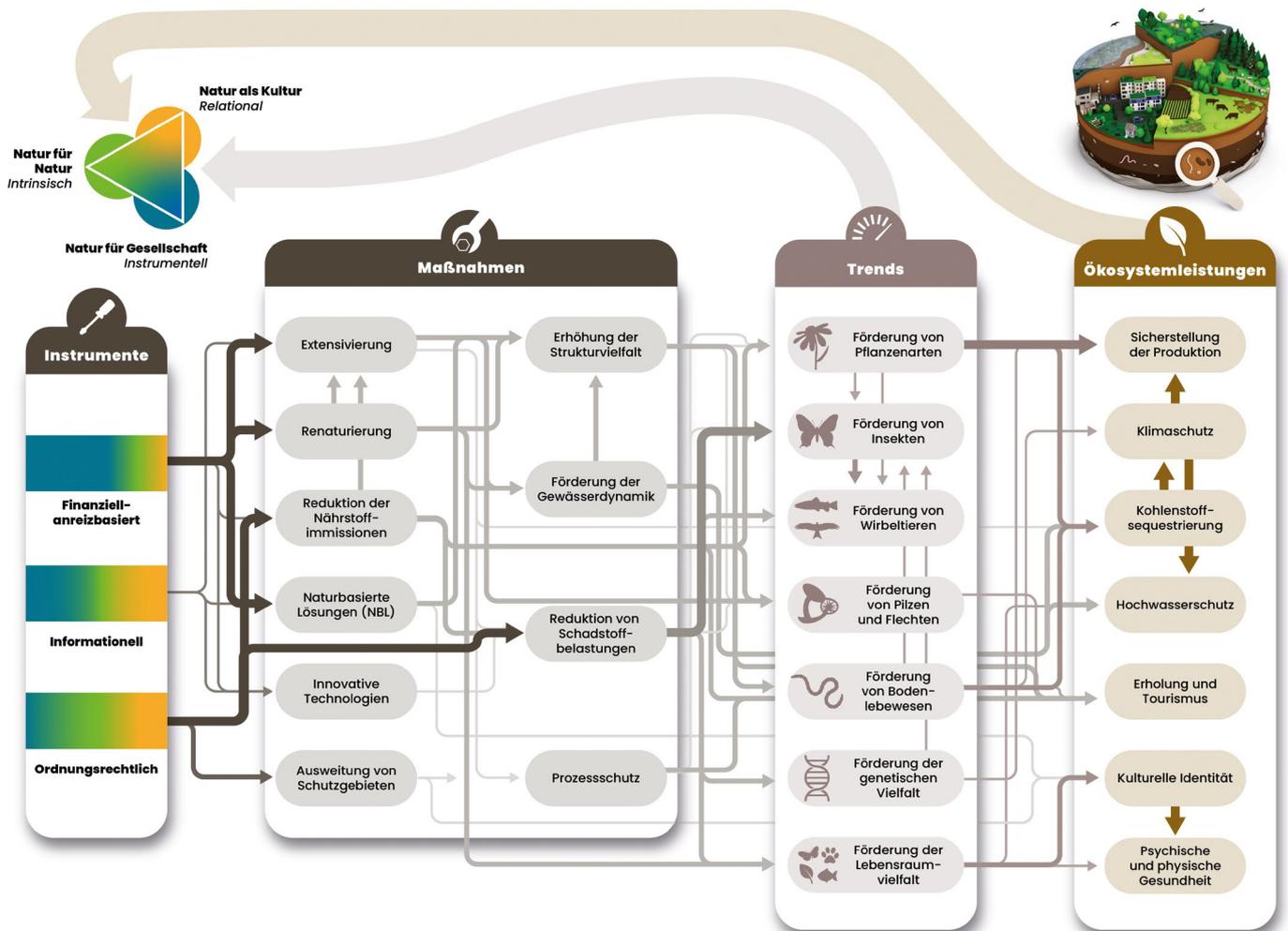
ständnis für andere Maßnahmen zum Biodiversitätsschutz und fördern damit den Erfolg ihrer Umsetzung (Kap. 7.5.3). Zentral ist die Verminderung des Flächenverbrauchs, weil dadurch Offen- und Freiflächen erhalten bleiben und Raum für die Anlage urbaner Gärten oder von Kleingewässern zur Verfügung steht (Kap. 7.7). Den gleichen Effekt hat die Förderung des öffentlichen Nahverkehrs, die den Flächenverbrauch durch den Individualverkehr eindämmt, aber gleichzeitig auch den Schadstoffeintrag und die Lärmbelastung verringert (Kap. 7.4.4). Letzteres hat vor allem positive Auswirkungen auf Wirbeltiere wie die Vogelwelt, aber auch direkt auf die menschliche Gesundheit. Eine wichtige Rolle spielt das städtische Grünflächenmanagement für die vorhandenen Freiflächen (Kap. 7.6.3.2). So können durch extensive Mahdverfahren und das Offenlassen von Flächen Pflanzen, Insekten, Vögel, Amphibien und Bodenorganismen gezielt gefördert werden. Durch Impulsmaßnahmen wie die Einbringung von Strukturelementen wie Totholz, Trockensteinmauern, Lesesteinhaufen, Stein- und Sandschüttungen sowie offene Sandflächen können bestimmte Artengruppen gezielt gefördert werden (Kap. 7.6.3.2). Eine Verringerung des Düngereinsatzes, vor allem des Stickstoffs in der Agrarproduktion, hat auch auf die Biodiversität der Städte positive Auswirkungen. Dies betrifft terrestrische Lebensräume, aber insbesondere die Still- und Fließgewässer in Städten. Für Letztere wirkt sich auch die Reduktion der Schadstoffbelastung aus städtischen Abwässern sehr positiv aus, was direkte positive Auswirkungen auf Fische sowie Amphibien und Wirbellose in Gewässern hat (Kap. 7.4.4). Innovative Technologien sind nicht nur für die Begrünung von Fassaden und Dächern von Bedeutung, sondern auch für Lösungen zur Verringerung der Lichtverschmutzung. So können Beleuchtungsanlagen besser gesteuert oder sogar zeitweise ganz abgeschaltet werden. Beleuchtungsintensitäten können generell abgesenkt werden. Auch vermindern Beleuchtungskörper mit verringerter horizontaler Abstrahlung die negativen Effekte auf nachtaktive Insekten und Fledermäuse. Technologische Lösungen können auch die Versiegelung verringern, beispielsweise durch Rasengittersteine (Kap. 7.4.4). Insgesamt werden mit solchen Maßnahmen Schwammstädte geschaffen, was dazu beiträgt, die Folgen des Klimawandels abzumildern (Kap. 7.7).

Es ist gut belegt, dass die Schaffung von Grünanlagen und Gärten positive Auswirkungen auf die psychische und physische Gesundheit der Stadtbewohner:innen hat (Kap. 7.3.2.2). Ungeklärt ist allerdings bislang, ob diese Effekte direkt durch das Mehr an Grün hervorgerufen werden oder eine indirekte Wirkung über die Förderung

bestimmter Artengruppen (z. B. von Vögeln) oder generell über die Vielzahl der Arten zustande kommt. Gesichert ist dagegen der positive Einfluss von z. B. Insekten (vor allem Tagfaltern) und Vögeln auf die kulturelle Identifizierung mit der jeweiligen Stadt. Ebenso fördert die positive Entwicklung bestimmter Artengruppen auch die Erholung. Neben Insekten und Vögeln, die als sehr positiv wahrgenommen werden, zählen dazu auch die Fische der städtischen Gewässer, die direkt von Angler:innen genutzt, aber auch gerne nur beobachtet werden (Kap. 7.3.1). Ebenso ist die Klimaregulation direkt von Maßnahmen wie der Pflanzung von Stadtbäumen oder der Schaffung von Parks abhängig, wird aber auch direkt über eine höhere Pflanzenvielfalt gefördert. Gleiches gilt für die Schadstoffbindung und die Wasserretention. Erholung, Klimaregulation und Schadstoffreduktion haben wiederum direkte positive Effekte auf die menschliche Gesundheit. Klare direkte Effekte von Biodiversität gibt es aber auf die Produktion von Obst und Gemüse in den urbanen Gärten, vor allem durch die Bestäuberaktivitäten von Insekten (Kap. 7.3.2.1). Insgesamt ergibt sich das Bild, dass die Maßnahmen, die die Ökosystemleistungen in urbanen Räumen fördern, auch gleichzeitig förderlich für die Biodiversität sind, also eine Win-win-Situation vorliegt.

## **11.9 Zusammenfassung der positiven Wirkungsketten für die Biodiversität über alle Lebensräume**

Der Vergleich aller Lebensräume zeigt, wie eng die drei grundsätzlichen Beweggründe des Nature Futures Framework, biologische Vielfalt zu fördern, nämlich um ihrer selbst willen (NfN), aufgrund kultureller Verbundenheit (NaK) oder wegen ihrer Leistungen für die Gesellschaft (NfG), ineinandergreifen, um eine Trendwende herbeizuführen. Zwar überwiegt meistens einer der Beweggründe, ein bestimmtes Instrument zu entwickeln und zu etablieren, jedoch ist jedes Instrument durch eine Mischung verschiedener Gründe motiviert. Umgekehrt gilt es auch, Instrumente in einer Weise zu mischen, die die verschiedenen Beweggründe in der Gesellschaft bedient. Die Mischung aus verschiedenen Instrumenten zieht dann konkrete Maßnahmen in der Fläche nach sich, wobei einzelne Maßnahmen auch von verschiedenen Instrumenten gefördert werden. Von großer Wichtigkeit ist in diesen Fällen, dass die Instrumente gut aufeinander abgestimmt werden, um größtmögliche synergistische Wirkungen entfalten zu können. Auch gilt es, etwaige Nachteile einzelner gesellschaftlicher Gruppen zu minimieren und gebe-



**Abbildung 11.8:** Pfade des transformativen Wandels über **alle Lebensräume** hinweg, ausgehend von den Grundmotivationen (NfG = Natur für Gesellschaft, NaK = Natur als Kultur, NfN = Natur für Natur) über die Wirkungskette von Instrumenten, die über eher generelle Maßnahmen (linke Spalte) und eher spezifische Maßnahmen (rechte Spalte) ihren positiven Einfluss auf die Biodiversität ausüben und somit auch die Bereitstellung von Ökosystemleistungen erhöhen. Es kommt zu positiven Rückkopplungen, wenn vom Menschen wahrnehmbare Verbesserungen des Zustandes der Biodiversität und der Ökosystemleistungen die Grundmotivationen verstärken.

nenfalls die Kosten, die für diese aus bestimmten Maßnahmen resultieren, auszugleichen. Indem Instrumente unter Einbeziehung der Bürger:innen entwickelt und Maßnahmen unter Beteiligung der Betroffenen umgesetzt werden, können alle drei Motivationen erfüllt und damit Konflikte befriedet oder sogar vermieden werden.

In allen Lebensräumen sind schon heute Instrumente etabliert worden, die sich allerdings nur teilweise bewährt haben. Es gibt Gemeinsamkeiten in der positiven Wirkung von Maßnahmen für die biologische Vielfalt über alle Lebensräume hinweg. Finanzielle, anreizbasierte Instrumente können dazu beitragen, Natur für Natur (NfN) zu schützen, für den Menschen nutzbare Ökosystemleistungen bereitzustellen (NfG) sowie kulturell verankerte arten- oder landschaftsfördernde Praktiken und Produktionsformen zu fördern (NaK), die am Markt nicht konkurrenzfähig sind. Gefördert werden dabei zumeist die biodiversitätsfördernden Maß-

nahmen selbst, wobei eine Entlohnung der positiven Resultate dieser Maßnahmen generell effektiver wäre (Kap. 3.6.2.2, 4.6.4, 6.6.4, 7.6.3.2). Erfolgsorientierte Förderungen sind bislang nur unzureichend etabliert.

Bildungs- und Beratungsangebote werden durch informationelle Instrumente gefördert. Einerseits können dadurch die Vorteile für die Menschen vermittelt werden, mit der biologischen Vielfalt zu wirtschaften (NfG). Andererseits zeigen sie auch Wege für eine naturverbundene, ressourcenschonende Lebensweise und für die Wichtigkeit des Schutzes von Naturerbe auf (NaK). Ein vertieftes Verständnis über die biologische Vielfalt und ökologische Zusammenhänge trägt auch zur Wertschätzung des Naturselbstwerts bei (NfN). Ordnungsrechtliche Instrumente wie Gesetze, politische Vereinbarungen, Richtlinien, Verbote und Gebote basieren ebenfalls oft auf allen drei Hauptbeweggründen, priorisieren aber in der Regel den Eigenwert der biologischen Vielfalt, in-

dem sie sich auf ökologische Hotspots, Wildnisgebiete und Maßnahmen zur Wiederherstellung der Biodiversität konzentrieren (NfN). Die Beispiele aus den Lebensräumen zeigen aber auch, dass das Potenzial dieser Instrumente noch längst nicht ausgeschöpft ist. Allerdings wurden sie hinsichtlich ihres konkreten Erfolgs bislang unzureichend evaluiert.

Über alle Hauptgruppen der Lebensräume in Deutschland hinweg ergeben sich wiederkehrende Formen von Maßnahmen, die für den Erhalt der biologischen Vielfalt als besonders wirksam erachtet werden. So spielt die Extensivierung der Land-, Gewässer- und Meeresnutzung, aber auch der Parkanlagen in den Städten eine zentrale Rolle, weil dadurch für eine sehr große Zahl von Arten geeignete Lebensbedingungen geschaffen werden. Dies betrifft viele hoch spezialisierte Arten, deren Lebensraum bei intensiver Nutzung vernichtet wurde, wenig konkurrenzkräftige Arten, die das hohe Ressourcenangebot in intensiv bewirtschafteten Systemen nicht ausnutzen können, und schließlich vor allem Arten, die in irgendeiner Weise indirekt von den vorrangig von intensiver Nutzung betroffenen anderen Arten abhängig sind, beispielsweise in Nahrungsnetzen. Neben einer extensiveren Nutzung wird biologische Vielfalt in allen Lebensräumen auch durch eine höhere strukturelle Vielfalt gefördert, indem Mikrohabitate für Arten geschaffen werden. Strukturelle Vielfalt kann auch in allen Lebensräumen durch direkte Maßnahmen gefördert werden, was von der Anlage von Hecken in der Agrarlandschaft, Belassen von Totholz im Wald, der Schaffung unterschiedlicher Strömungsverhältnisse in Gewässern bis zu strukturreichen Gärten und Parkanlagen in Städten reicht. Auch Renaturierungsmaßnahmen spielen in allen Lebensräumen eine wichtige Rolle. Einerseits zielen sie auf die Wiederherstellung ganz bestimmter, mittlerweile verloren gegangener Lebensraumtypen ab, die zum Erhalt bestimmter Tier- und Pflanzenarten notwendig sind. Andererseits befördern sie ebenso die Extensivierung der Landschaft und die Schaffung eines höheren Strukturereichtums. In vielen Fällen zielt Renaturierung auf die Etablierung einer Eigendynamik ab, wie es bei Rewilding mit großen Weidetieren oder bei der Remäandrierung von Fließgewässern der Fall ist. Auch diese führt mittelfristig zu einer höheren Strukturvielfalt.

Eine ebenfalls zentrale Maßnahme, die die Biodiversität aller Lebensräume fördert, ist die Reduktion der Nährstoffeinträge, vor allem von Stickstoffverbindungen und Phosphat. Auch die Verminderung von anderen Schadstoffen hat starke positive Wirkungen auf alle Lebensräume. In direkter Weise werden dadurch Arten

des Offenlandes und Waldes gefördert, z. B., weil dadurch weniger nährstoffbedürftige Pflanzenarten nicht weiter zurückgedrängt werden würden. Ebenso würden die Arten der Gewässer und Meere von reduzierten Nährstoffeinträgen profitieren, weil verminderte Einträge durch ausgewaschene Nährstoffe vielfältigere Nahrungsnetze nach sich ziehen würden. Von Maßnahmen zur Schadstoffreduzierung würden vor allem empfindliche Arten profitieren, vor allem Tierarten, und hier alle Artengruppen von bodenlebenden Mikroorganismen, bis zu Wirbellosen und Wirbeltieren. Dazu zählen Pestizide im Allgemeinen und Pflanzenschutzmittel im Besonderen, die aus der Land- und Forstwirtschaft sowie aus Kläranlagen stammen. Häufig sind die Wirkungen stark artspezifisch und reduzieren die Fruchtbarkeit der Tiere oder ihr Verhalten. Um Nährstoff- und Schadstoffeinträge effektiv zu reduzieren, werden vor allem ordnungsrechtliche Instrumente benötigt. Gleichzeitig gilt es, bestehende Umsetzungsdefizite zu beseitigen, die bislang verhindern, dass bestehende Gesetze auch eingehalten werden.

Maßnahmen, die naturbasierte Lösungen anstreben, zielen auf Versorgungs- und Regulierungsleistungen ab, die von der Natur strukturell und/oder funktional inspiriert und unterstützt werden. Da es hier meistens auch um den Nutzen für den Menschen geht, sind naturbasierte Lösungen meistens durch den NfG-Pfad motiviert. Sie spielen in allen Lebensräumen eine Rolle, in der landwirtschaftlichen Produktion beispielsweise darin, sich das natürliche Bodenleben für die Nährstoff- und Wasserversorgung der Pflanzen und die Bodengesundheit zunutze zu machen, im Wald bei der natürlichen Wiederbewaldung und der Entwicklung von Klimaresilienz, in den Binnen- und Küstengewässern beim Hochwasser- und Erosionsschutz der Ufer und Küsten und in den Städten bei der Kühlungswirkung von Straßenbäumen und Gründächern.

Innovative Technologien können in allen Lebensräumen biodiversitätsfördernd eingesetzt werden. In der Landwirtschaft können sie dazu dienen, den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln zu vermindern, bei den Binnen- und Küstengewässern dazu, die Nährstoff- und Schadstoffeinträge in Kläranlagen zu reduzieren und die Schwammfunktion der Landschaft durch eine intelligente Wasserverteilung zu erhöhen, und in den Küstengewässern dazu, Fischfang biodiversitätsschonender zu gestalten. Es sind vor allem finanzielle anreizbasierte Instrumente, aber auch solche informationeller Art, die neue Technologien mit positiven Biodiversitätseffekten fördern, denen allen eine vorrangige utilitaristische Motivation zugrunde liegt (NfG).

Schließlich ist ordnungsrechtlich die Ausweisung von Schutzgebieten noch nicht ausgeschöpft. Es gibt in allen Lebensräumen noch zahlreiche Lebensraumtypen, die nicht explizit geschützt sind. Hier kann es zu einer weiteren Ausweitung des Schutzgebietssystems kommen. So könnte das Ziel der EU-Biodiversitätsstrategie erfüllt werden, insgesamt 10 % der gesamten Fläche unter strengen Schutz zu stellen. Auch sollten die bestehenden, häufig sehr kleinen Schutzgebiete um Pufferflächen erweitert werden, schließlich können in vielen Schutzgebieten Maßnahmen durchgeführt werden, die die Qualität der Schutzgebiete für die biologische Vielfalt verbessern. Eine Priorisierung von großen Schutzgebieten ist nicht unbedingt notwendig, da der Beitrag von kleinen Schutzgebieten (bei gleicher Habitatqualität) für den Erhalt und die Entwicklung von biologischer Vielfalt sehr hoch ist (Box 11.1). Die Motivation hier ist häufig, aber nicht ausschließlich, wenn es um Lebensraumtypen geht, die auf menschliche Nutzung angewiesen sind, der NfN-Pfad. Letzterer spielt aber die maßgebliche Rolle in Gebieten, in denen der Prozessschutz Vorrang hat, wie den Nationalparks oder den Naturwaldgebieten. Da die Ausweisung von Schutzgebieten zunehmend auf gesellschaftliche Widerstände stößt, ist die Beteiligung der Bürger:innen hier von zentraler Bedeutung (Kap. 11.3).

Eine wichtige Gemeinsamkeit der verschiedenen Maßnahmen in allen Lebensräumen ist, dass diese entweder direkt auf Ökosystemleistungen wirken und dann positive Nebenwirkungen auf die biologische Vielfalt haben, oder indirekt auf Ökosystemleistungen wirken, indem sie biologische Vielfalt fördern, die dann wichtige Ökosystemleistungen erbringt. Zu den Maßnahmen mit

direkten positiven Wirkungen auf Ökosystemleistungen zählen die naturbasierten Maßnahmen zum Hochwasserschutz oder die Ausweisung von Schutzgebieten für den Tourismus. Der größte Teil der Maßnahmen entwickelt seine Wirksamkeit auf die Ökosystemleistungen, aber über biologische Komponenten, also die biologische Vielfalt. Hier wird das Potenzial, direkt mit Biodiversität zu wirtschaften und dadurch Ökosystemleistungen zu erhöhen, bislang noch längst nicht ausgeschöpft. Das Ziel der EU-Biodiversitätsstrategie, auf 30 % der Landesfläche vorrangig die biologische Vielfalt zu sichern, wird sich nicht ausschließlich durch eine Erhöhung des Netzes streng geschützter Gebiete erreichen lassen, sondern nur durch eine gleichzeitige Einbeziehung dieser Flächen für die Produktion von Holz und Ackerfrüchten. Hierzu kann sowohl die Diversität an Pflanzenarten als auch die genetische Diversität beitragen. Bei Ackerkulturen führt eine Kultursortenmischung, also von verschiedenen Sorten in nebeneinanderliegenden Reihen, zu einer erhöhten Resistenz gegen Pathogene, während aber ein positiver Effekt auf den Ertrag noch nicht zweifelsfrei nachgewiesen werden konnte (Kap 3.3.3). Die Diversität an Bodenorganismen fördert die Kohlenstoffspeicherung und trägt damit zum Klimaschutz bei. Ebenso tragen artenreiche Wälder und Grünlandgesellschaften direkt zur Pufferung von klimatischen Extremen bei. Schließlich fördern die verschiedenen Lebensräume in Deutschland die kulturelle Identität der hier lebenden Menschen, und ebenso profitiert die physische und psychische Gesundheit der Menschen von der Vielfalt der Pflanzen- und Tierarten dieser Lebensräume.

### **Box 11.1:** Der Weg in die Zukunft – aktuelle Entwicklungen und Debatten zur Förderung der biologischen Vielfalt in Deutschland

#### **Der globale Rahmen für die Biodiversität (GBF – Global Biodiversity Framework)**

Auf politischer Ebene sind auf der Weltnaturkonferenz COP 15 der Convention on Biological Diversity (CBD) in Montreal ambitionierte Ziele verabschiedet worden, um die biologische Vielfalt zu erhalten. Dazu sollen mindestens 30 % der Land- und Wasserflächen unter Schutz gestellt werden, ein Drittel davon mit einem strengen Schutzstatus. Insgesamt sollen 30 % degradierte Flächen renaturiert und der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in ihrer Giftigkeit um 50 % reduziert werden. Um diese Ziele zu erreichen, steht ein vielfältiges Portfolio von Instrumenten zur Verfügung, welche für verschiedenste Akteure (Politik, Gemeinden, Privatpersonen) genutzt werden können:

- Um von den aktuell knapp 5 % streng geschützten Flächen auf 10 % zu kommen (1/3 von 30 %), sollten weitere Flächen mit dem Ziel des Erhalts wertvoller intakter Ökosysteme ausgewiesen werden (segregativer Prozessschutz; 1.2.3). Hierfür bieten z.B. natürliche Störungsereignisse, das Einstellen der Bewirtschaftung oder auch Renaturierungsmaßnahmen die Chance, eine natürliche Entwicklung zu starten. Um das Flächenschutzziel von 10 % zu erreichen, deuten die im *Faktencheck Artenvielfalt* zusammengetragenen Ergebnisse darauf hin, dass es für dieses Ziel primär um die Erhöhung der Fläche an hochwertigen Habitaten/Lebensräumen gehen sollte. Hierbei sollten entsprechend für alle Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse (FFH-Richtlinie Anhang I) und für (Verantwortungs-)Arten Flächen ausgewie-

sen werden, welche bereits heute intakte Lebensräume/Habitats enthalten oder das Potenzial haben, sich zu diesen zu entwickeln. Bei der Mehrung von Prozessschutzflächen ist allerdings darauf zu achten, dass diese nicht aus naturschutzfachlich wertvollen Kulturlandschaftselementen wie z.B. den wenigen verbliebenen Mittelwäldern, Streuobstwiesen, Kalkmagerrasen oder Heidegebieten hervorgehen (Kap. 3.2.2.3, 3.2.2.5, 4.2.2.1). Die räumliche Nähe und die absolute Größe von Flächen scheint erst sekundär von Relevanz, woraus sich für die SLOSS-Debatte (Kap. 1.2.3) schließen lässt, dass »Several Small«, also kleinere verteilte Schutzgebiete mit hoher Habitatqualität, für die Mehrung an Lebensräumen von gemeinschaftlichem Interesse – auch im Kontext des Klimawandels – die bessere Option in unserer dicht besiedelten Landschaft darstellt. Diese Ergebnisse lassen darauf schließen, dass viele Arten mobiler sind, als zuvor angenommen (Kap. 4.4.2.1). Das ist vor allem bei der Renaturierung wichtig, weil es bedeutet, dass auch isolierte Gebiete von schutzwürdigen Arten erreicht werden können. Parallel sollte für weniger mobile Arten im Zuge des Biotopverbunds und der Trittsteinhabitats ebenfalls darauf abgezielt werden, hochwertige Lebensräume zu schützen, die gleichzeitig auch zur Vernetzung dieser beitragen können/werden.

- Auch wenn bereits ca. 30 % der Land- und Meeresfläche formal ein Schutzgebietssiegel tragen, hat etwa die Analyse von 20 % der FFH-Gebiete im *Faktencheck Artenvielfalt* gezeigt, dass neben der reinen Flächengröße insbesondere die Bewirtschaftung den Erhaltungszustand von Lebensraumtypen und Arten nur teilweise gewährleistet, viel häufiger aber beeinträchtigt (Anhang A2.3). Die relevante ökologische Größe für die Förderung der biologischen Vielfalt ist die »Habitatmenge«, die deutlich kleiner sein kann, als es die Flächengröße suggeriert, wenn ein falsches Management die Habitatqualität verringert. Es mangelt in vielen Gebieten an der Umsetzung von Management- und/oder Impulsmaßnahmen, um die Schutzziele zu erreichen. Nur ein integratives, naturverträgliches Management (integrativer Ansatz; Kap. 1.2.3) wird dazu beitragen, wertvolle Bestandteile der Naturlandschaft langfristig erhalten zu können. Vielfältige Beweggründe, sich für die biologische Vielfalt einzusetzen, können dazu beitragen, dass eine Bewirtschaftungsexensivierung neben der Förderung von Arten und Lebensräumen auch zur Erhöhung von Ökosystemleistungen beiträgt. Es ist wichtig, dabei zu beachten, dass eine Exensivierung oft nicht mit einer Rückkehr zu historischen Nutzungsformen (z.B. Waldweide, Streuwiesennutzung, Niederwaldwirtschaft) gleichzusetzen ist. Landnutzungsformen der Zukunft, die im Sinne eines »Ecological Engineering« die biologische Vielfalt als wichtige Komponente für die Erbringung von Ökosystemleistungen bewusst fördern (Albert et al. 2021; Bender, Wagg & Heijden 2016; O'Shaughnessy et al. 2020; Tanneberger et al. 2021) und die Produktion von Nahrung und Rohstoffen nachhaltig und klimaschonend umgestalten, sind ein wichtiger Beitrag für den integrativen Ansatz im Naturschutz. Wirtschaftliche Anreize wie etwa die erfolgsbasierte Entlohnung von Management- und Impulsmaßnahmen bieten

Handlungsoptionen, die gesellschaftliche Akzeptanz finden. Hierzu sollten bestehende Instrumente erweitert werden, welche sozioökonomische und ökologische Entwicklungen von Maßnahmen entsprechend berücksichtigen.

Zusammenfassen lässt sich diese über Deutschland hinausgehende und weltweit relevante Diskussion in folgender Weise: Wir brauchen sowohl einen segregativen Prozessschutz als auch einen integrativen Kulturlandschaftsschutz bzw. die Entwicklung neuer integrativer Ansätze der Landnutzung. Dabei kommt es für den Erhalt spezialisierter und gefährdeter Arten insbesondere auf die Fläche hochwertigen Habitats/Lebensraums an, welcher mittels vieler kleiner Trittsteine in unserem dicht besiedelten Land gelingen kann.

#### **Der europäische Rahmen für die Biodiversität (die Europäische Verordnung zur Wiederherstellung der Natur, NRL – Nature Restoration Law)**

Neben der Bewahrung hochwertiger Gebiete, was eine globale Priorität ist, kommt es in Europa, das so stark durch menschlichen Einfluss geprägt ist, auch darauf an, bereits degradierte Flächen wieder in einen günstigeren Zustand zu überführen. Diesem Ziel dient vor allem die Wiederherstellungsverordnung (EU Nature Restoration Law, NRL), die im Europaparlament im Februar 2024 nach einem langen Diskussionsprozess verabschiedet wurde und Naturschutz und Renaturierung in Europa nachhaltig prägen wird. Die dort aufgeführten Ziele tragen ausnahmslos dazu bei, die hier im *Faktencheck Artenvielfalt* skizzierte notwendige Trendwende des Zustands der biologischen Vielfalt herbeizuführen.

- Durchführung von Wiederherstellungsmaßnahmen, die erforderlich sind, um bis 2030 auf mindestens 30 %, bis 2040 auf mindestens 60 % und bis 2050 auf mindestens 90 % der Fläche jeder Gruppe der in Anhang I aufgeführten Lebensraumtypen, die sich nicht in einem guten Zustand befinden, in einen guten Zustand zu versetzen. Für die Zwecke dieses Absatzes geben die Mitgliedstaaten, soweit erforderlich, bis 2030 Wiederherstellungsmaßnahmen in Natura-2000-Gebieten Vorrang (Artikel 4).

Anhang 1 listet Land-, Küsten- und Süßwasserlebensraumtypen auf. Enthalten sind alle in Anhang I der FFH-Richtlinie aufgeführten Lebensraumtypen, auf die in Artikel 4 Bezug genommen wird, sowie sechs Gruppen dieser Lebensraumtypen, nämlich 1) Feuchtgebiete (Küsten und Binnenland), 2) Grünland und sonstige Weidelande, 3) Fluss-, See-, Auen- und Uferlebensräume, 4) Wälder, 5) Steppen, Heiden und Buschflächen und 6) felsige Lebensräume und Dünen.

- Erreichen einer ausreichenden Qualität und Quantität von Lebensräumen für Arten, die in den Anhängen II, IV und V der Habitatrichtlinie und in der Vogelschutzrichtlinie aufgeführt sind (kein Zeitrahmen angegeben; Artikel 4)
- Erreichen eines guten Zustands mariner Ökosysteme (30 % bis 2030, 60 % bis 2040, 90 % bis 2050; Artikel 5)
- Kein Verlust der gesamten nationalen Fläche an städtischen Grünflächen, ab 2031 Erreichung einer steigenden Tendenz (Artikel 8)

- Beseitigung von künstlichen Hindernissen für die Vernetzung von Oberflächengewässern; Erreichung von 25.000 km frei fließenden Flüssen in der EU; Erhaltung der natürlichen Funktionen von Auen (Artikel 9)
- Verbesserung der Bestäubervielfalt, Umkehrung des Rückgangs der Bestäuberpopulationen bis 2030; danach Erreichen eines steigenden Trends der Bestäuberpopulationen (Artikel 10)
- Steigende Tendenz auf nationaler Ebene bei zwei der drei Indikatoren: »Index der Grünlandschmetterlinge«, »Vorrat an organischem Kohlenstoff in mineralischen Ackerböden«, »Anteil landwirtschaftlicher Flächen mit Landschaftselementen mit großer Vielfalt«; Zielvorgaben für die Steigerung des »Index häufiger Feldvogelarten«; Wiederherstellung entwässerter Moorböden in landwirtschaftlicher Nutzung: 30 % (bis 2030), 40 % (bis 2040), 50 % (bis 2050) (Artikel 11)
- Steigende Tendenz auf nationaler Ebene des »Index häufiger Waldvogelarten« und bei sechs von sieben zusätzlichen Indikatoren wie stehendes Totholz oder Waldvernetzung (Artikel 12)

Allen europäischen Staaten steht für die Erreichung der Ziele das oben beim CBD-Absatz erläuterte vielfältige Portfolio von Instrumenten zur Verfügung, welche für verschiedenste Akteure (Politik, Gemeinden, Privatpersonen) genutzt werden können. Nationale Renaturierungspläne sollen die Maßnahmen, die zur Umsetzung der oben genannten Punkte notwendig sind, spezifizieren. Zu diesen Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt geben die in diesem Kapitel erläuterten Wirkungsketten und die in den einzelnen Lebensraumkapiteln ausgeführten Einzelheiten, auf denen diese Wirkungsketten aufbauen, detailliert Auskunft.

#### **Der deutsche Rahmen für die Biodiversität (die nationale Biodiversitätsstrategie 2030)**

Aktuell wird an der Neuauflage der Nationalen Biodiversitätsstrategie gearbeitet (NBS 2030). Wie die vorhergehende Version, die NBS 2007, enthält die NBS 2030 die Leitlinien für die Naturschutzstrategie Deutschlands. Sie reflektiert dabei auch die internationalen und europäischen Verpflichtungen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt, die oben ausgeführt wurden. Die NBS 2030 soll eine überwiegend bis 2030 angelegte Strategie mit klaren Qualitäts- und Handlungszielen sein, die mit mindestens einem Indikator überprüfbar sind. Ein Aktionsplan 2024–2026 setzt kurzfristige Ziele auf dem Weg dahin, die mithilfe der Indikatoren überprüfbar werden sollen. Eine finale Fassung der NBS 2030 lag dem *Faktencheck Artenvielfalt* zum Zeitpunkt der Drucklegung nicht vor. Mit dem NBS-Entwurf, der 2023 für den Dialogprozess veröffentlicht wurde (<https://dialog.bmu.de/bmu/de/process/58604>), gibt es weitgehende Übereinstimmungen. Beide Dokumente, der *Faktencheck Artenvielfalt* und die NBS, betonen die Dringlichkeit des Handlungsbedarfs. Sie nutzen vergleichbare Definitionen und konstatieren einen Mangel an Monitoringdaten zur präzisen und umfassenden Zielüberprüfung. Der *Faktencheck Artenvielfalt* gibt als Assessment keine Ziele vor, erörtert allerdings Handlungsoptionen,

welche die in der NBS formulierten Ziele überwiegend unterstützen. In Bezug auf die Realisierung einzelner Ziele mit konkreten Maßnahmen gibt es einige abweichende Einschätzungen, die wir in Anhang A1.3 zusammenfassen.

#### **Stellungnahme von Beiräten der deutschen Bundesregierung zur Stärkung der Biodiversität**

Unter dem Titel »Renaturierung: Biodiversität stärken, Flächen zukunftsfähig bewirtschaften« haben der SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen), der Wissenschaftliche Beirat für Waldpolitik (WBW) und der Wissenschaftliche Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen (WBBGR) im Frühjahr 2024 eine Stellungnahme verfasst. Auch diese hebt die dringende Notwendigkeit der Renaturierung von Ökosystemen hervor, um ihre Widerstandsfähigkeit und Anpassungsfähigkeit zu fördern und Synergien mit dem Klimaschutz und der Klimaanpassung zu schaffen. Dies gilt innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten und auch für nicht natürliche Ökosysteme wie Ackerland oder städtische Parks. Renaturierung schließt dabei in vielen Fällen auch eine naturverträgliche Bewirtschaftung ein.

Renaturierung bringt nach den Ausführungen in der Stellungnahme aber auch Herausforderungen mit sich, die auch im *Faktencheck Artenvielfalt* wiederholt hervorgehoben wurden: Sie kann bisherige Nutzungen einschränken, das Landschaftsbild beeinflussen oder hohe Anschubinvestitionen für veränderte Produktionsweisen erfordern. Entscheidend sind daher Strategien für den Umgang mit divergierenden Interessen und Konflikten. Renaturierung kann nur erfolgreich sein, wenn Kommunikation, Beteiligung und Interessenausgleich von Anfang an mitgedacht werden. Gerade weil sowohl die gesellschaftlichen Aushandlungsprozesse als auch die Umsetzung von Maßnahmen viel Zeit erfordern, muss deswegen mit einer systematischen Renaturierungspolitik schnellstmöglich begonnen werden. Die Umsetzung erfordert neben staatlichem Handeln auch das Engagement vieler gesellschaftlicher Akteure, insbesondere privater Landnutzer, was eine intensive und zielgruppenspezifische Kommunikation über den Nutzen der Renaturierung und nicht zuletzt finanzielle Anreize erfordert.

Schließlich macht die SRU/WBW/WBBGR-Stellungnahme ebenso wie der *Faktencheck Artenvielfalt* deutlich, dass eine Renaturierung in Deutschland nicht zu einer Erhöhung des Drucks auf die biologische Vielfalt in anderen Ländern führen darf. Eine Renaturierungspolitik, die zu vermehrten Importen von nicht nachhaltig erzeugten land- und forstwirtschaftlichen Produkten führt, würde den ökologischen Fußabdruck Deutschlands in der Welt vergrößern. Renaturierungserfolge im Inland würden also mit größeren Umweltschäden im Ausland erkaufte werden. Dies erfordert eine generelle Verringerung des Flächennutzungsdrucks, also die auch im *Faktencheck Artenvielfalt* immer wieder betonte Notwendigkeit einer Extensivierung bei gleichzeitiger Verbesserung des Zustands der heimischen Ökosysteme. Konkret heißt das, dass im Lebensmittelbereich die tiergestützte Ernährung und damit die Tierhaltung schrittweise, aber deutlich reduziert werden muss, da die dafür notwendige Futtermittelproduktion sehr flächenintensiv ist. Dies folgt auch dem im *Faktencheck Artenvielfalt* dargestellten sich verändernden Konsum- und Verhaltensmuster in der Bevölkerung.

## Literaturverzeichnis

- Albert C., Brillinger M., Guerrero P., Gottwald S., Henze J., Schmidt S., Ott E. & Schröter B. (2021): Planning nature-based solutions: Principles, steps, and insights. *Ambio* 50 (8): 1446–1461. DOI: 10.1007/s13280-020-01365-1
- Bender S. F., Wagg C. & Heijden M. G. A. van der (2016): An Underground Revolution: Biodiversity and Soil Ecological Engineering for Agricultural Sustainability. *Trends in Ecology & Evolution* 31 (6): 440–452. DOI: 10.1016/j.tree.2016.02.016
- Bühler B. (2016): *Ecocriticism. Eine Einführung*. J. B. Metzler Verlag. Stuttgart. 218 S.
- EEA – European Environment Agency (1997): *Air pollution in Europe 1997*. Office for official publications of the European communities. Luxembourg
- Haber W. (2014): *Landwirtschaft und Naturschutz*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. Weinheim. 298 S.
- IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2023): *The Nature Futures Framework, a flexible tool to support the development of scenarios and models of desirable futures for people, nature and Mother Earth, and its methodological guidance*. DOI: 10.5281/zenodo.8171339
- Küster H. (2010): *Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. Von der Eiszeit bis zur Gegenwart*. 4., vollst. überarb. und aktualisierte Aufl. Beck. München. 447 S.
- Leclerc C., Courchamp F. & Bellard C. (2020): Future climate change vulnerability of endemic island mammals. *Nature Communications* 11 (1): 4943. DOI: 10.1038/s41467-020-18740-x
- O’Shaughnessy K. A., Hawkins S. J., Evans A. J., Hanley M. E., Lunt P., Thompson R. C., Francis R. A., Hoggart S. P. G., Moore P. J., Iglesias G., Simmonds D., Ducker J. & Firth L. B. (2020): Design catalogue for eco-engineering of coastal artificial structures: a multifunctional approach for stakeholders and end-users. *Urban Ecosystems* 23 (2): 431–443. DOI: 10.1007/s11252-019-00924-z
- Pereira L. M., Davies K. K., den Belder E., Ferrier S., Karlsson-Vinkhuyzen S., Kim H., Kuiper J. J., Okayasu S., Palomo M. G., Pereira H. M., Peterson G., Sathyapalan J., Schoonenberg M., Alkemade R., Carvalho Ribeiro S. et al. (2020): Developing multiscale and integrative nature–people scenarios using the Nature Futures Framework. *People and Nature* 2 (4): 1172–1195. DOI: 10.1002/pan3.10146
- Shaikh S. F. E. A. & Hamel P. (2023): Identifying nature-positive futures in new cities: an application of the Urban Nature Futures Framework. *Sustainability Science*. DOI: 10.1007/s11625-023-01411-3
- Tanneberger F., Appulo L., Ewert S., Lakner S., Ó Brolcháin N., Peters J. & Wichtmann W. (2021): The Power of Nature-Based Solutions: How Peatlands Can Help Us to Achieve Key EU Sustainability Objectives. *Advanced Sustainable Systems* 5 (1): 2000146. DOI: 10.1002/adsu.202000146
- Trepl L. (2012): *Die Idee der Landschaft. Eine Kulturgeschichte von der Aufklärung bis zur Ökologiebewegung*. Transcript-Verl. Bielefeld. 255 S.

# ANHANG

Abkürzungsverzeichnis .....	1206
Glossar .....	1210
Digitale Anhänge .....	1254
Über die Herausgeber:innen .....	1256

## Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
AFS	Agroforstsystem
AK	Aarhus-Konvention
ANK	Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz
ANW	Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft
AUKM	Agrarumwelt- und -klimamaßnahmen
AWZ	Ausschließliche Wirtschaftszone
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BIP	Bruttoinlandsprodukt
BKompV	Bundeskompensationsverordnung
BLANO	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Nord- und Ostsee
BLE	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BNE	Bildung für Nachhaltige Entwicklung
BRD	Bundesrepublik Deutschland
BSPI	Baltic Sea Pressure Index
BTG	Biotoptypengruppen
BUND	Bund für Umwelt und Naturschutz
BVerfG	Bundesverfassungsgericht
BVL	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
BWaldG	Bundeswaldgesetz
BWI	Bundeswaldinventur
BZE	Bodenzustandserhebung
CBD	Convention on Biological Diversity
CICES	Common International Classification of Ecosystem Services
CMS	Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals
CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid
COP	Conference of the Parties
CSRD	Corporate Sustainability Reporting Directive
DATRAS	Database of Trawl Surveys
DBBW	Dokumentations- und Beratungsstelle des Bundes zum Thema Wolf
DBV	Deutscher Bauernverband
DDA	Dachverband Deutscher Avifaunisten
DDR	Deutsche Demokratische Republik
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
DGfM	Deutsche Gesellschaft für Mykologie
DGfO	Deutsche Gesellschaft für Orthopterologie

Abkürzung	Bedeutung
DPSIR	Drivers, Pressures, States, Impacts, Responses
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
ECA	European Court of Auditors
eDNA	Environmental DNA/Umwelt-DNA
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EFRAG	European Financial Reporting Advisory
EG	Europäische Gemeinschaft
ELER	Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums
eLTER	europäische Infrastruktur zur sozio-ökologischen Langzeitforschung
ENS	Effective Number of Species/Effektive Artenzahl
ERA	Environmental Risk Assessment/Umweltrisikobeurteilung
ESRS	European Sustainability Reporting Standards
EU	Europäische Union
EuGH	Europäischer Gerichtshof
EUNIS	European Nature Information System
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FEdA	BMBF-Forschungsinitiative zum Erhalt der Artenvielfalt
FFF	Fridays for Future
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
FLORKART	FlorKart Datenbank zur Floristischen Kartierung
FSC	Forest Stewardship Council
GAK	Gemeinschaftsaufgabe Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GBF	Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework
GBIF	Global Biodiversity Information Facility
GCEF	Global Change Experimental Facility
GEO BON	Group on Earth Observation – Biodiversity Observation Networks
GFP	Gemeinsame Fischereipolitik
GfS	Gesellschaft für Schmetterlingsschutz
GISD	Global Invasive Species Database
GLÖZ	Guter Landwirtschaftlicher und Ökologischer Zustand
GRI	Global Reporting Initiative
GVE	Großvieheinheiten
HELCOM	Helsinki-Übereinkommen/Helsinki-Kommission
HNV-Farmland	High Nature Value Farmland
HOLAS	Holistic Assessments
HWRM-RL	Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie
ICES	International Council for the Exploration of the Sea/Internationaler Rat für Meeresforschung
iDiv	Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung Halle, Jena, Leipzig
IFRS	International Financial Reporting Standards
IGB	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
IKZM	Integriertes Küstenzonenmanagement
IN	Integrierte Nutzungskonzepte
IPBES	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services

Abkürzung	Bedeutung
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISSB	International Sustainability Standards Board
IUCN	International Union for Conservation of Nature
KI	Künstliche Intelligenz
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LIB	Leibniz-Institut zur Analyse des Biodiversitätswandels
LRT	Lebensraumtyp
LTER-D	Netzwerk für ökologisch-ökosystemare Langzeitforschung
LWaldG	Landeswaldgesetz
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
MhB	Monitoring häufiger Brutvogelarten
MonViA	Biodiversitätsmonitoring für die Agrarlandschaft
MPB	Mikrophytobenthos
MsB	Monitoring seltener Brutvögel
MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie
MSY	Maximum Sustainable Yield/Maximaler nachhaltiger Ertrag
MTHW	Mittlere Tidenhochwasserlinie
NaBioWald	Nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald
NABU	Naturschutzbund
NaK	Natur als Kultur
NBS	Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt
NCP	Nature's Contribution to People
NfG	Natur für Gesellschaft
NfN	Natur für Natur
NGO	Non-governmental organization/Nichtregierungsorganisation
NNE	Nationales Naturerbe
NP	Naturpark
NRL	Nature Restoration Law
NSG	Naturschutzgebiet
ÖA	Öffentlichkeitsarbeit
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
ÖSF	Ökosystemfunktion
ÖSL	Ökosystemleistung
OSPAR	Oslo-Paris-Übereinkommen
OWF	Offshore Wind Farm
PCD	Policy coherence for development
PCR	Polymerase Chain Reaction/Polymerase-Kettenreaktion
PEFC	Programm zur Anerkennung von Forstzertifizierungssystemen
PV	Photovoltaik
RP/RE	Regionalplanung und Regionalentwicklung
SDG	Sustainable Development Goals/Ziele für nachhaltige Entwicklung
SEEA-EA	System of Environmental Economic Accounting-Ecosystem Accounting
SLOSS	Single Large Or Several Small
SoLaWi	Solidarische Landwirtschaft
SPA	Special Protection Area/Vogelschutzgebiete

<b>Abkürzung</b>	<b>Bedeutung</b>
StBA	Statistisches Bundesamt
TAT	Total Applied Toxicity/Gesamtangewandte Toxizität
TCA	True Cost Accounting
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
TEN	Transeuropäische Netze
TMAP	Trilateral Monitoring and Assessment Programme
TMD	Tagfalter-Monitoring Deutschland
TNFD	Taskforce on Nature-related Financial Disclosures
UBA	Umweltbundesamt
UFZ	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung
UmwRG	Umwelt-Rechtsbehelfsgesetz
UN	United Nations/Vereinte Nationen
UNCLOS	United Nations Convention on the Law of the Sea/Seerechtsübereinkommen
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
VPs	Veterinärpharmaka
VR	Virtual Reality
WaStrG	Bundeswasserstraßengesetz
WBGU	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WVC	Weighted Vote Count/Gewichtete Stimmzählung
WZE	Waldzustandserhebung

## Glossar

### 12-Seemeilen-Zone/Zwölfmeilenzone

Bezeichnet einen Küstenstreifen von ca. 22,2 km Breite (12 Seemeilen), den Küstenstaaten als Hoheitsgebiet beanspruchen können.

<https://www.bpb.de/kurz-knapp/lexika/politiklexikon/296557/zwoelfmeilenzone/>

### Abiotische Waldschäden

Waldschäden, an denen Lebewesen nicht erkennbar beteiligt sind. Demnach Schäden durch Luftverschmutzung, aber auch durch Frost, Blitz, Hagel, Wind oder Sturm, Schnee, Dürre oder auch Hitze und Waldbrand.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel, AEWA

Das 1995 unterzeichnete Abkommen umfasst derzeit 81 Vertragsländer und hat zum Ziel, Habitats entlang der Flugrouten von 255 Vogelarten zu schützen.

### Abkommen zur Erhaltung der Kleinwale in der Nord- und Ostsee, dem Nordatlantik und der Irischen See, ASCOBANS

Das 1991 unter dem Dach des Übereinkommens zur Erhaltung wandernder wildlebender Tierarten (UNEP/CMS) geschlossene Abkommen hat zum Ziel, Kleinwalarten zu schützen und zu einem günstigen Erhaltungszustand beizutragen.

### Abundanz (ökologisch)

Die Abundanz bezeichnet in der Ökologie die Anzahl der Individuen einer Art in Bezug auf eine Flächen- oder Raumeinheit.

<https://wiki.baw.de/de/index.php?title=Abundanz>

### Agenda 2000

Bezeichnung für eine 1999 in Berlin beschlossene, auf der Agrarreform von 1992 aufbauende und 2000 begonnene Reform der Europäischen Union (EU). Ziel war es, die Ausgaben für die Landwirtschaft zu senken, um den Haushalt der EU zu konsolidieren und die Nettzahlungen der Mitgliedsländer, z. B. auch Deutschlands, zu verringern. Ziel war es auch, die Voraussetzungen für die Aufnahme der zehn neuen Mitglieder 2004 in die EU (Europäische Union) zu schaffen. Bei der Halbzeitbewertung 2003 in Luxemburg wurde die Gemeinsame Ag-

rarpolitik (GAP) zu großen Teilen über die Agenda 2000 hinaus weiterentwickelt. Vor allem gab es eine Entkopplung der Zahlungen von der bisherigen Bemessungsgrundlage der Erzeugung. Dafür wurde eine Betriebsprämie gezahlt. Diese Direktzahlungen wurden ab 2005 stufenweise reduziert. Durch Cross Compliance (Überkreuzverpflichtung) werden die Direktzahlungen der EU mit der Einhaltung von scharfen Standards in Umwelt, Lebensmittelsicherheit und Tierschutz verbunden. Im November 2008 wurde beschlossen, ab 2013 die Direktzahlungen um 10 % zu verringern, bei Betrieben mit bis dahin über 300.000 € Zahlungen noch um weitere 4 %.

<https://www.ima-agrar.de/wissen/agrilexikon/agenda-2000>

### Agrarökosystem

Ein Ökosystem, das von der Landwirtschaft dominiert wird und Werte und Funktionen wie Biodiversität, ökologische Sukzession und Nahrungsnetze enthält. Ein Agrarökosystem ist nicht auf den unmittelbaren Ort der landwirtschaftlichen Tätigkeit (z. B. den Bauernhof) beschränkt, sondern umfasst die Region, die von dieser Tätigkeit beeinflusst wird, in der Regel durch Veränderungen der Komplexität der Artenzusammensetzung und der Energieflüsse sowie der Nettonährstoffbilanz.

<https://ipbes.net/glossary>

### Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM)

Freiwillige Maßnahmen, bei denen sich Landwirte mindestens fünf Jahre vertraglich verpflichten, natur- und umweltverträgliche landwirtschaftliche Arbeitsmethoden anzuwenden, deren Mehraufwand finanziell ausgeglichen wird.

<https://www.rheinische-kulturlandschaft.de/glossar/agrarumwelt-und-klimamaassnahmen-aukm/>

### Agrarumweltprogramme

Programme, die Landwirten und Landbewirtschaftern Finanzmittel zur Verfügung stellen, damit sie so wirtschaften, dass die biologische Vielfalt gefördert, die Landschaft aufgewertet und die Qualität von Wasser, Luft und Boden verbessert wird.

<https://ipbes.net/glossary>

### Agri-Photovoltaik

Agri-Photovoltaik bezeichnet ein Verfahren zur gleichzeitigen Nutzung von Flächen für die landwirtschaftli-

che Pflanzenproduktion (Photosynthese) und die Photovoltaik-Stromproduktion.

<https://www.ise.fraunhofer.de/de/leitthemen/integrierte-photovoltaik/agri-photovoltaik-agri-pv.html>

### Agroforstwirtschaft

Agroforstwirtschaft ist ein Sammelbegriff für Landnutzungssysteme und -technologien, bei denen mehrjährige Gehölze (Bäume, Sträucher, Palmen, Bambus usw.) bewusst auf denselben Landbewirtschaftungseinheiten wie landwirtschaftliche Nutzpflanzen und Tiere in irgendeiner Form der räumlichen Anordnung oder zeitlichen Abfolge verwendet werden.

<https://ipbes.net/glossary>

### Aichi-Ziele (Biodiversität)

Die 20 Ziele, die von der Konferenz der Vertragsparteien des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) auf ihrer zehnten Sitzung im Rahmen des strategischen Plans für die biologische Vielfalt 2011–2020 festgelegt wurden.

<https://ipbes.net/glossary>

### akustisches Monitoring

Das bioakustische Monitoring nutzt Mikrofone, um Geräusche in der Natur aufzuzeichnen.

<https://www.waldwissen.net/de/lebensraum-wald/naturschutz/monitoring/bioakustisches-monitoring>

### Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG)

Empirische Gleichung (Wischmeier-Gleichung) zur Abschätzung eines mittleren jährlichen Bodenabtrags durch Wasser aus Standort-, Klima- und Bewirtschaftungsfaktoren  $[t/(ha \cdot a)]$ .

<https://lgrbwissen.lgrb-bw.de/glossar/allgemeine-boden-abtragungsgleichung>

### allochthon

gebietsfremd (eingewandert oder eingebürgert).

[https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg\\_Infos/Glossar/Glossar\\_node.html](https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg_Infos/Glossar/Glossar_node.html)

### Alpha-Diversität

Artenvielfalt im Maßstab einer lokalen Lebensgemeinschaft (Biozönose).

<https://lehrbuch-biologie.springer.com/lexikon/5191>

### Altbaum

Baum, der sich in der letzten Lebens- oder Entwicklungsphase befindet. Bietet oftmals Lebensraum für an-

dere Artengruppen aufgrund von Struktureichtum (siehe »Biotopbaum«).

<https://www.baumpflege-lexikon.de/stadtbaumleben/grundlagen/>

### Altbestand

Natürliche Altersstufe eines Waldes oder Bestandes. Die Bäume der Altbestände weisen den erwünschten Ziel-durchmesser auf.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Alter

Es wird zwischen natürlichem und wirtschaftlichem Alter unterschieden.

Natürliches Alter: tatsächliches Alter

Wirtschaftliches Alter: ermittelt über die Höhe der Bäume. Unter Umständen haben Umweltfaktoren wie Frost, Wild, Wasser- und Lichtversorgung sowie Konkurrenzdruck das Wachstum der Bäume gehemmt, sodass der Bestand, gemessen am tatsächlichen Alter, deutlich höher sein müsste.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Altersklassen (AKL)

Je nach Alter der führenden Baumart eines Bestandes werden Waldbestände Klassen von jeweils 20 Jahren zugeordnet. Die Altersklassen werden mit römischen Ziffern bezeichnet, I = 1–20 Jahre, II = 21–40 Jahre, III = 41–60 Jahre usw.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Altersklassenwald

Anders als im Dauerwald oder Plenterwald stehen im Altersklassenwald die verschieden alten Bäume nicht gemischt, sondern in etwa gleich alten Beständen räumlich voneinander getrennt. Erfolgt Waldbau in einem Zyklus von Pflanzung, Pflege, Ernte (Kahlschlag) und erneutem Pflanzen, spricht man von Altersklassenwald. Entstanden ist diese Form der Waldbewirtschaftung in erster Linie aus der Notwendigkeit einer nachhaltigen Planung der Holznutzungen. Entscheidende Bedeutung in der Forstwirtschaft bekam der Altersklassenwald durch vorrangigen Anbau von Reinbeständen mit Nadelhölzern nach starken Waldverwüstungen seit Beginn des 19. Jahrhunderts.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Ammonifikation**

Prozess der Umwandlung von organisch gebundenem Stickstoff mithilfe von Mikroorganismen zu Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).

[https://sns.uba.de/umthes/en/concepts/\\_00001876.html](https://sns.uba.de/umthes/en/concepts/_00001876.html)

**Amphipoda**

Die Flohkrebse (Amphipoda) sind eine Ordnung der Krebstiere, die zur Klasse der Höheren Krebse (Malacostraca) gehört.

<https://www.fischlexikon.eu/fischlexikon/glossar/glossar.php?id=63>

**anaerobe Methanoxidation**

Die anaerobe Methanoxidation (AOM) wird als Umkehrung der Methanogenese verstanden.

<https://www.mpi-bremen.de/Kalte-Quellen.html>

**anthropogen**

Vom Menschen verursacht: z. B. erhöhte Nährstoffgehalte im Gewässer, aber auch Veränderungen der Gewässerstruktur.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

**Anthropozän**

Neues geologisches Zeitalter, in dem die Menschheit den dominanten geophysikalischen Einfluss auf das Erdsystem hat und daraus die Verantwortung des Menschen für die Zukunft des Planeten abgeleitet wird (Bundeszentrale für politische Bildung (2018): Das Anthropozän Erzählen: fünf Narrative).

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00669356.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00669356.html)

**Antifouling**

Bewuchshemmender Anstrich, Bewuchshemmender Unterwasseranstrich.

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00002337.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00002337.html)

**aphotische Zone**

Wasserschichten, in die kein Licht mehr gelangt.

**apomiktisch, Apomixis**

Apomixis ist eine ungeschlechtliche Fortpflanzung. Bei dieser findet keine Meiose statt, somit kommt es zu keiner Verschmelzung der Gameten. Die durch Apomixis erzeugten Nachkommen sind mit dem weiblichen Elter genetisch identisch.

<https://www.pflanzenforschung.de/de/pflanzenwissen/lexikon-a-z/apomixis-1180>

**Aquakultur**

Die Aufzucht von Wasserorganismen, einschließlich Fischen, Weichtieren, Krustentieren und Wasserpflanzen, mit Maßnahmen wie regelmäßigem Besatz, Fütterung und Schutz vor Raubtieren, um die Produktion zu steigern. (Im Gegensatz dazu werden Wasserorganismen, die von der Öffentlichkeit als Allgemeingut genutzt werden können, als Fischerei und nicht als Aquakultur eingestuft.)

<https://ipbes.net/glossary>

**Aquifer**

siehe »Grundwasserleiter«.

**Archäophyten**

Gebietsfremde Pflanzen, die bereits vor 1492 zu uns kamen, zum Beispiel mit dem Beginn des Ackerbaus in der Jungsteinzeit oder durch den Handel der Römer – wie beispielsweise die Esskastanie –, werden als Archäophyten bezeichnet.

<https://www.lfu.bayern.de/natur/neobiota/neophyten/index.htm>

**arid**

Bezeichnung für Klimate (Klima), in denen die potenzielle Verdunstung die jährlichen Niederschläge (Niederschlag) übertrifft.

<https://www.spektrum.de/lexikon/biologie/arid/5009>

**Artenschutz**

Schutz einzelner Tier- oder Pflanzenarten.

**Artenschutzabkommen für Seehunde (WSSA)**

Das 1991 zwischen den Niederlanden, Deutschland und Dänemark unter dem Dach des Übereinkommens zur Erhaltung wandernder wildlebender Tierarten (UNEP/CMS) geschlossene Abkommen hat zum Ziel, einen auf wissenschaftlichem Monitoring basierten Naturschutz- und Managementplan zu entwickeln.

**Artenvielfalt**

Ein Maß, das sowohl die Anzahl der Arten (den Artenreichtum) einer Biozönose als auch ihre relative Abundanz (Häufigkeit) im Vergleich zu den anderen Arten (die Äquität oder Evenness) umfasst.

<https://lehrbuch-biologie.springer.com/lexikon/5191>

**Ästuar**

Ein zum Meer hin offenes, den Gezeiten unterworfenen Gewässer an der Küste, bei dem das salzreiche Meerwasser merklich durch das vom Land abfließende Süßwas-

ser verdünnt wird und es zu Schichtungs- und Durchmischungsvorgängen der verschiedenen Wasserkörper kommt.

[https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg\\_Infos/Glossar/Glossar\\_node.html](https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg_Infos/Glossar/Glossar_node.html)

### Atmosphäre

Die gasförmige Hülle, welche die Erde umgibt. Die trockene Atmosphäre besteht fast gänzlich aus Stickstoff (78,1 Volumenprozent) und Sauerstoff (20,9 Volumenprozent) zusammen mit einer Anzahl von Spurengasen wie Argon (0,93 Volumenprozent), Helium und strahlungsaktiven Treibhausgasen wie Kohlendioxid (0,035 Volumenprozent) und Ozon. Zusätzlich enthält die Atmosphäre das Treibhausgas Wasserdampf, dessen Menge stark schwankt, aber typischerweise bei 1 Volumenprozent liegt. Die Atmosphäre enthält auch Wolken und Aerosole. (Nach: IPCC (2007): Klimaänderung 2007. Synthesebericht.)

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00002840.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00002840.html)

### Attributierung

Hier die Zuordnung eines Treibers als direkte Ursache von Biodiversitätsveränderungen.

### Aufforstung

Umwandlung von Gras- oder Strauchland in Baumplantagen. Aufforstung wird manchmal als Mittel zur Bindung von Kohlenstoff vorgeschlagen, kann aber negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt und die Funktion von Ökosystemen haben.

<https://ipbes.net/glossary>

### Ausbreitungskorridor

Schaffung eines Biotopverbundes, welcher es Arten ermöglicht, sich in andere Gebiete auszubreiten bzw. verschiedene Gebiete miteinander zu verbinden.

### Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ)

Meeresgebiet seewärts des Küstenmeeres bis maximal zur 200-Seemeilen-Grenze. (ELWIS (2020): Ausschließliche Wirtschaftszone.)

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00647082.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00647082.html)

### autochthon

ursprünglich (nicht eingewandert oder eingebürgert).

[https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg\\_Infos/Glossar/Glossar\\_node.html](https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg_Infos/Glossar/Glossar_node.html)

### Auwald

Wald entlang eines Flusses oder Baches. Sein Standort bedingt, dass er permanent von Grundwasserschwan- kungen und/oder Überflutung beeinflusst wird. Bei Überschwemmungen speichert der Auwald Wasser und gibt es in Trockenzeiten gleichmäßig wieder ab, anders als beim andauernd nassen, sumpfigen Bruchwald.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infotehek/glossar-wald-von-a-z/>

### Ballastwasser

Wasser einschließlich der darin enthaltenen Schwebstoffe, das an Bord eines Schiffes genommen wird, um den Trimm, die Krängung, den Tiefgang, die Stabilität oder die Spannungen des Schiffes zu regulieren. (Internationales Übereinkommen von 2004 zur Kontrolle und Behandlung von Ballastwasser und Sedimenten von Schiffen, Artikel 1 Absatz 2.)

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00602478.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00602478.html)

### Ballastwasser-Übereinkommen

Übereinkommen zur Überwachung und Behandlung von Ballastwasser und Sedimenten von Schiffen.

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00607035.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00607035.html)

### Baltic Sea Action Plan (BSAP)

Das strategische Maßnahmenprogramm zur Umsetzung der Ziele der HELCOM verfolgt das Ziel, einen guten Zustand der Ostsee zu erreichen.

### Baltic Sea Pressure Index (BSPI)

BSPI konzentriert sich auf die Stärke der anthropogenen Belastungssituation, unabhängig von der räumlichen Verbreitung der Ökosystemkomponenten.

### Barcode-Bibliotheken, DNA-Barcode-Bibliotheken

Öffentlich zugängliche Referenzdatenbanken mit art-spezifischen kurzen DNA-Sequenzen, welche die Identifikation einer Art ermöglichen.

<https://gbol.bolgermany.de/startseite/dna-barcoding/was-ist-dna-barcoding/>

### Barriereinsel

Eine sich ständig verändernde Ablagerung von Sand, die sich parallel zur Küste bildet.

<https://oceanservice.noaa.gov/facts/barrier-islands.html>

### Baumartengruppe

In der Forsteinrichtung oder statistischen Auswertung genutzte, variable Zusammenfassung verschiedener Baumarten zu einer Gruppe, da seltenere Baumarten

häufig keine sinnvollen Einzelbetrachtungen ermöglichen.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Baumkurre

Fanggerät der Grundscheppnetzfisherei.

[https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg\\_Infos/Glossar/Glossar\\_node.html](https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg_Infos/Glossar/Glossar_node.html)

### Baummortalität

Sterblichkeit von Bäumen.

### Beifang

Kommerziell unerwünschte Arten, die bei einem Fischfang gefangen werden.

<https://ipbes.net/glossary>

### benthisch, Benthal

der Seeboden, den Meeresboden betreffend.

### Benthos

Eine Gruppe von Organismen, andere wirbellose Tiere, die in oder auf dem Boden von aquatischen Lebensräumen leben.

<https://ipbes.net/glossary>

### Berner Konvention

Abkommen über den Schutz europäischer wildlebender Tiere und Pflanzen aus dem Jahr 1979.

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00030255.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00030255.html)

### Bestand

Bewirtschaftungseinheit des Waldes. Ein Waldteil, der sich hinsichtlich Struktur, Alter und Baumart wesentlich von benachbarten Waldteilen abhebt. Kleinste Einheit des waldbaulichen Handelns und der Waldinventur.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Bestandesschlussgrad/Kronenschlussgrad

Maß für die Dichte innerhalb eines Bestandes. Die Dichte der herrschenden Baumkronen bestimmt die Lichtversorgung darunter. Der Bestandesschlussgrad ist für die waldbauliche Planung eines Forstbetriebs ein wichtiger Faktor, da er auf die Dringlichkeit von Pflegemaßnahmen in den Beständen hinweist.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### bestandsgefährdet

Fällt in die Rote Liste Gefährdungskategorien 1, 2, 3, G. Meinig, H.; Boye, P.; Dähne, M.; Hutterer, R. & Lang, J. (2020): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 170 (2): 73 S.

### Bestockung

Bezeichnung für den aktuellen Baumbewuchs einer Waldfläche.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Beta-Diversität

Die Unterschiede zwischen kleinräumigeren Lebensgemeinschaften bzw. das Verhältnis von regionaler zu lokaler Diversität, gemessen als Artvorkommen.

### Bias

Verzerrung, Fehler in der Datenerhebung, der zu einem fehlerhaften Untersuchungsergebnis führt.

[https://de.statista.com/statistik/lexikon/definition/35/bias\\_verzerrung/](https://de.statista.com/statistik/lexikon/definition/35/bias_verzerrung/)

### Biodiversität/Artenvielfalt

Der Bericht heißt *Faktencheck Artenvielfalt*, deckt aber alle Facetten der biologischen Vielfalt ab (inklusive Artenvielfalt, funktionelle Vielfalt, genetische Vielfalt und Ökosystemvielfalt). Die Begriffe biologische Vielfalt und Biodiversität werden im gesamten Bericht synonym verwendet.

### Biodiversitätsassessment

Evaluation/Beurteilung der biologischen Vielfalt.

### Biodiversitätskrise

Das durch den Menschen ausgelöste Verschwinden unzähliger Tier- und Pflanzenarten mit alarmierender Geschwindigkeit.

<https://www.stiftung-meeresschutz.org/biodiversitaetskrise/>

### Biodiversitätsmaße

Messgrößen für die verschiedenen Facetten der biologischen Vielfalt. Siehe »Biodiversität«.

### Biofilm

In eine Polysaccharidmatrix eingebettete Gemeinschaft von Mikroorganismen, die einen sehr widerstandsfähigen Überzug auf fast allen feuchten Oberflächen bilden.

<https://lehrbuch-biologie.springer.com/lexikon/5191>

**Biogas**

Jedes Gas, das durch anaerobe Vergärung von Biomasse gewonnen wird. (Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG 2021) § 3 Abs. 11.)

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00005027.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00005027.html)

**biogen**

Bezeichnet Stoffe, die Bestandteile von Lebewesen sind oder von ihnen gebildet werden.

<https://www.pflanzenforschung.de/de/pflanzenwissen/lexikon-a-z/biogen-10099>

**Bioindikatoren**

Lebewesen, die in wahrnehmbarer Weise auf Umweltbelastungen reagieren oder aufgrund ihrer physiologischen oder morphologischen Eigenschaften typisch für Standorte mit besonderen Bedingungen sind. (Wasser-Wissen [2016]: Lexikon.)

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00005039.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00005039.html)

**Biokohle**

Durch Pyrolyse aus Biomasse hergestellte Holzkohle, die zur Bodenverbesserung eingesetzt wird.

<https://ipbes.net/glossary>

**Biokraftstoff**

Aus Biomasse hergestellter Kraftstoff.

<https://ipbes.net/glossary>

**Biokruste/biologische Bodenkruste**

Biologische Bodenkrusten (engl. Biological Soil Crust; BSC) sind eine komplexe Gemeinschaft aus photosynthetisch aktiven Grünalgen, Cyanobakterien, Moosen und Flechten, heterotrophen Pilzen, Protozoen und Bakterien, die die obersten Millimeter des Bodens bedecken.

<https://www.biodiversity-exploratories.de/de/projekte/biodiversitaet-und-funktionelle-rolle-von-biologischen-bodenkrusten-ii/>

**Biologische Vielfalt**

Die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft einschließlich terrestrischer, mariner und anderer aquatischer Ökosysteme und der ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören. Dazu gehören die Variation genetischer, phänotypischer, phylogenetischer und funktioneller Merkmale sowie Veränderungen der Häufigkeit und Verteilung im Laufe von Zeit und Ort.

<https://ipbes.net/glossary>

**Biomasse**

Die Masse an nicht fossilem und biologisch abbaubarem organischen Material, das von Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen in einem bestimmten Gebiet oder Volumen stammt.

<https://ipbes.net/glossary>

**Biome**

Biome sind Zonen auf globaler Ebene, die im Allgemeinen durch die Art des Pflanzenlebens definiert sind, das sie als Reaktion auf durchschnittliche Niederschlags- und Temperaturmuster unterstützen. Zum Beispiel Tundra, Korallenriffe oder Savannen.

<https://ipbes.net/glossary>

**BioProspecting**

Förderinitiativen für die wirtschaftliche Erforschung mariner Naturstoffe und die technologische Entwicklung marktreifer Produkte.

**Bioremediation**

Biologische Sanierung (d.h. Einsatz von Organismen) zur biologischen Entgiftung von Ökosystemen, die verunreinigt und mit Schadstoffen belastet sind. (ekolive s.r.o.: Glossar, <https://ekolive.eu/de/solutions-2/glossar/>, abgerufen am 13.07.2021)

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00603537.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00603537.html)

**Biosphäre**

Die Summe aller Ökosysteme der Welt. Sie ist sowohl die Gesamtheit der auf der Erde lebenden Organismen als auch der Raum, den sie auf einem Teil der Erdkruste (der Lithosphäre), in den Ozeanen (der Hydrosphäre) und in der Atmosphäre einnehmen. Die Biosphäre umfasst alle Ökosysteme des Planeten.

<https://ipbes.net/glossary>

**Biosphärenreservat**

Einheitlich zu schützende und zu entwickelnde Gebiete, die 1. großräumig und für bestimmte Landschaftstypen charakteristisch sind, 2. in wesentlichen Teilen ihres Gebiets die Voraussetzungen eines Naturschutzgebiets, im Übrigen überwiegend eines Landschaftsschutzgebiets erfüllen, 3. vornehmlich der Erhaltung, Entwicklung oder Wiederherstellung einer durch hergebrachte vielfältige Nutzung geprägten Landschaft und der darin historisch gewachsenen Arten- und Biotopvielfalt, einschließlich Wild- und früherer Kulturformen wirtschaftlich genutzter oder nutzbarer Tier- und Pflanzenarten, dienen und 4. beispielhaft der Entwicklung und Erprobung von die Naturgüter besonders schonenden

Wirtschaftsweisen dienen. (Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), § 25 Abs. 1.)

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00030072.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00030072.html)

### Biota

Alle lebenden Organismen eines Gebiets; die Flora und Fauna als Einheit betrachtet.

<https://ipbes.net/glossary>

### Biotop

Lebensraum einer Lebensgemeinschaft wild lebender Tiere und Pflanzen. (Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) vom 29. Juli 2009, § 7 Nr. 4.)

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00005100.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00005100.html)

### Biotopbaum

Insbesondere a) Höhlen- und Horstbäume sowie b) Bäume ab BHD > 40 cm mit Faulstellen, abfallender Rinde, Pilzkonsolen, abgebrochenen Kronen (die Länder können Modifizierungen vornehmen).

(Bundesamt für Naturschutz (BfN): Begriffsbestimmung, <https://www.bfn.de/themen/natura-2000/berichte-monitoring/nationaler-ffh-bericht/bewertungsschemata/ak-waelder/aus-marginalspalte/begriffsbestimmung.html>, abgerufen am 21.02.2021.)

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00655034.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00655034.html)

### Biotopkomplex

weniger systematisch und großskaliger eingeteilte Biotoptypen.

### Biotoptypen

Einteilung von Biotopen in verschiedene Typen anhand voneinander abgrenzbarer Beschaffenheit, ökologischer Bedingungen und charakteristischer Lebensgemeinschaften. Bei der Typisierung werden abiotische und biotische Merkmale und der Grad der Natürlichkeit betrachtet.

<https://www.bfn.de/daten-und-fakten/biotoptypengruppen-und-anzahl-von-biotoptypen-deutschland>

### Biotopverbund

Der Begriff Biotopverbund beschreibt die Erhaltung, Entwicklung und Wiederherstellung der räumlichen Voraussetzungen und funktionalen Beziehungen in Natur und Landschaft mit dem Ziel, Tiere, Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften und Lebensräume langfristig zu sichern (Burkhardt et al. 2004). Biotopverbund ist keine eigene Schutzgebietskategorie. Die für den Biotopverbund erforderlichen Kernflächen, Verbindungsflächen und Verbindungselemente sind durch Erklä-

rung zu geschützten Teilen von Natur und Landschaft, durch planungsrechtliche Festlegungen, durch langfristige vertragliche Vereinbarungen oder andere geeignete Maßnahmen rechtlich zu sichern, um den Biotopverbund dauerhaft zu gewährleisten.

Folgende Gebiete, Flächen oder Elemente können ganz oder in Teilen einen Biotopverbund bilden: z. B. Naturparks, Landschaftsschutzgebiete, NATURA 2000, Nationalparks, Naturdenkmäler.

<https://www.natur.sachsen.de/biotopverbund-7760.html>

### Bioturbation

Durch Bodentiere wie Regenwürmer, Maulwürfe oder auch Hamster, die sich auf der Suche nach Nahrung durch den Boden wühlen, werden die verschiedenen Bodenhorizonte vermischt.

<https://www.bodenwelten.de/content/bioturbation-den-boden-aufmischen>

### Biozönose

Gemeinschaft von Organismen verschiedener Arten von Pflanzen, Tieren, Pilzen und Mikroorganismen in einem abgrenzbaren Lebensraum.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

### Bivalvia

Der wissenschaftliche Name der Klasse Muscheln lautet Bivalvia – die Zweiklappigen, bezogen auf die Schale der Muscheln, die aus zwei Klappen besteht, die an einem elastischen Band, dem Ligament, zusammenhängen.

<https://www.mineralienatlas.de/lexikon/index.php/FossilData?fossil=Bivalvia>

### Blue Carbon

Blauer Kohlenstoff ist das Kohlendioxid, das von den Ozeanen und Küstenökosystemen der Welt eingefangen wird. Dieser Kohlenstoff wird in Form von Biomasse und Sedimenten aus Mangroven, Gezeitensümpfen und Seegraswiesen gespeichert.

<https://oceanfdn.org/de/blue-carbon/>

### Boden-Dauerbeobachtungsflächen

Die Boden-Dauerbeobachtung ist das Langzeitprogramm zur Untersuchung des Bodenzustands und seiner weiteren Entwicklung und stellt ein zentrales Element der Umweltbeobachtung dar. Ziele der Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) sind die Beschreibung des aktuellen Zustandes der Böden, die langfristige Überwachung der Veränderungen der Böden und die Ableitung von Prognosen der zukünftigen Entwicklungen.

<https://www.hlnug.de/themen/boden/erhebung/boden-dauerbeobachtung>

### Bodenaggregat

Gefügeelemente, die durch die Zusammenlagerung einzelner Bodenbestandteile (z. B. Tonminerale, Schluff- und Sandkörner sowie organische Stoffe) zu größeren Einheiten (Aggregation) entstehen und die sich deutlich von der Umgebung abheben. Bodenaggregate sind gekennzeichnet durch unterschiedliche Form, Größe und Stabilität in Abhängigkeit von der Art der Entstehung, geprägt durch die Bodenentwicklung. Sie entstehen durch a) hohe biologische Aktivität und intensive Durchwurzelung (Krümel, Wurmlösungsaggregate), b) Schrumpfungsprozesse (Polyeder, Prismen, Säulen) und c) mechanische Beanspruchung des Ap-Horizontes bei der Bodenbearbeitung (Bröckel, Klumpen). Die Art der Aggregate definiert das entsprechende Aggregatgefüge. Sie sind innerhalb des Bodenverbandes stabilisierende Elemente bei einwirkenden Druck- und Scherbeanspruchungen.

<http://www.geodsz.com/deu/d/Bodenaggregate>

### Bodendegradation

Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen, die geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den Einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen. (Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG), § 2 Nr. 3.)

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00005324.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00005324.html)

### Bodenerosion

Durch Wind oder Starkniederschläge wird lockerer Boden an der Erdoberfläche abgetragen (z. B. durch Stürme, Überschwemmungen). (DWD (2020): Wetterlexikon.)

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00028786.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00028786.html)

### Bodenmüdigkeit

Bodenerschöpfung, das Nachlassen des Bodenertrags bei wiederholtem Anbau derselben Nutzpflanzenart (Nutzpflanzen). Ursachen sind z. B. einseitiger Nährstoffentzug (Nährstoffbilanz, Nährstoffhaushalt), Mangel an Spurenelementen (Mikronährstoffe), Anreicherung von hemmenden Wurzelauausscheidungen, Vermehrung bestimmter Schädlinge.

<https://www.spektrum.de/lexikon/biologie/bodenmuedigkeit/9839>

### Bonner Konvention

Das Übereinkommen enthält die Verpflichtung der Vertragsstaaten, Maßnahmen zum weltweiten Schutz und

zur Erhaltung wandernder wild lebender Tierarten zu treffen, einschließlich ihrer nachhaltigen Nutzung. Dies soll insbesondere auf der Grundlage bestehender oder neu zu schaffender völkerrechtlicher Instrumente international abgestimmter Erhaltungsmaßnahmen im gesamten Wanderungsraum der betroffenen Arten erreicht werden. Etwa 1.200 Arten bzw. regional abgegrenzte Populationen, die akut vom Aussterben bedroht sind oder deren Bestand hoher Gefährdung ausgesetzt ist, sind vom Schutzbereich des Übereinkommens erfasst.

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00030287.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00030287.html)

### Brachfläche

Flächen, deren bisherige die Fläche prägende und in der Regel bauliche Nutzung aufgegeben wurde und die für einen gewissen Zeitraum nicht aktiv einer definierten Folgenutzung zugeführt werden. (ARL – Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Handwörterbuch der Stadt- und Raumentwicklung, Hannover 2018.)

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00005509.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00005509.html)

### Brackwasser

Schwach salzhaltiges Wasser in der Übergangszone von Süß- zu Salzwasser in der Nähe von Flussmündungen ins Meer.

[https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg\\_Infos/Glossar/Glossar\\_node.html](https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg_Infos/Glossar/Glossar_node.html)

### Bruchwald

Ein Bruchwald ist ein permanent nasser, zeitweilig auch überstauter, sumpfiger Wald. Anders als die regelmäßig überfluteten Au(en)wälder, die von Fließgewässern mit einer starken Wasserstandsdynamik geprägt werden.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Bund-Länder-Messprogramm (BLMP)

Mit der Überwachung und der Bewertung des Zustandes von Nord- und Ostsee wurde in Deutschland in den 1970er-Jahren begonnen.

Als übergreifendes Überwachungsprogramm für Nord- und Ostsee ermöglicht das neue BLMP, die aktuelle Belastung von Meerwasser, Sedimenten und Organismen mit schädlichen Stoffen festzustellen, die Auswirkungen anderer, nicht schadstoffgebundener anthropogener Faktoren, wie z. B. dem erhöhten Nährstoffeintrag, auf die Meeresumwelt darzustellen; Daten und andere Untersuchungsergebnisse unter Nutzung der Meeresumweltdatenbank (MUDAB) vorzuhalten und der ARGE BLMP zur Verfügung zu stellen; die Qualität der Über-

wachungsergebnisse der am Messprogramm teilnehmenden Labore sicherzustellen, um damit die nationale und internationale Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten; die Ergebnisse umfassend zusammenzuführen, zu dokumentieren und darzustellen; durch gemeinsame Koordination die vorhandenen Messprogramme zu straffen, um Einsparungseffekte zu erzielen. Die Ergebnisse ihrer Untersuchungen werden vom Bund und von den beteiligten Küstenländern in gemeinsamer Verantwortung herausgegeben, wobei die internationale Unterrichtung dem Bund obliegt.

<https://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/wasserwirtschaft/nordseekuste/guteuberwachung/blmp/-38872.html>

### **Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Nord- und Ostsee (BLANO)**

In der BLANO wird das Management des deutschen Teils der Nord- und Ostsee im nationalen und internationalen Rahmen abgestimmt und koordiniert.

<https://mitglieder.meeresschutz.info/de/blano/allgemeines.html>

### **Bund/Länder-Verwaltungsabkommen Meeresschutz**

Regelt die Zusammenarbeit zwischen Bund und Ländern in der Umsetzung der MSRL.

### **Bundeskompensationsverordnung (BKompV)**

Sie konkretisiert gesetzlich vorgesehene naturschutzrechtliche Eingriffe für geplante Projekte, die in den Zuständigkeitsbereich der Bundesbehörden fallen.

### **Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)**

Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG) vom 29. Juli 2009. Das Bundesnaturschutzgesetz regelt die Aufgaben und Instrumente von Naturschutz und Landschaftspflege. Dazu zählen Arten- und Biotopschutz, Schutzgebiete, gesetzlich geschützte Flächen, planerische Instrumente wie die Landschaftsplanung, die Regelungen für Eingriffe in Natur und Landschaft sowie zur Erholung in der Natur. Praktisch bedeutsam sind auch die Vorschriften zur Beteiligung von Naturschutzbehörden und anerkannten Naturschutzverbänden in bestimmten Verfahren.

Die bisherige Rahmengesetzgebungskompetenz des Bundes im Naturschutzrecht wurde aufgrund der Föderalismusreform in eine konkurrierende Kompetenz mit Abweichungsbefugnis der Länder geändert. Ausgenommen von der Abweichungsbefugnis sind die Regelungen

des Artenschutzes und die allgemeinen Grundsätze des Naturschutzes.

<https://www.umweltpakt.bayern.de/natur/recht/bund/117/bnatschg-bundesnaturschutzgesetz>

### **Bundeswaldinventur (BWI)**

In ganz Deutschland einheitliches Verfahren zur Erfassung von großräumigen Waldverhältnissen und forstlichen Produktionsmöglichkeiten auf Stichprobenbasis in Form von permanenten Probenpunkten. Die Rechtsgrundlage für die Durchführung ist § 41a Bundeswaldgesetz. Die Erhebungen zur ersten BWI (BWI1) erfolgten 1986 – 1989. Darauf folgend fand 2001/02 die zweite Bundeswaldinventur (BWI2) statt. 2014 wurden die Ergebnisse der BWI3 (2011 – 2012) vorgestellt. [www.bundeswaldinventur.de](http://www.bundeswaldinventur.de)

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### **Butterfly Conservation Europe**

Butterfly Conservation Europe ist eine Partnerschaftsorganisation, deren Ziel es ist, den Rückgang von Schmetterlingen, Nachtfaltern und ihren Lebensräumen in ganz Europa aufzuhalten und umzukehren.

<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data-providers-and-partners/butterfly-conservation-europe-bce>

### **Chlorophyll a**

Die meisten Blätter erscheinen in verschiedenen Abstufungen der Farbe Grün. Dies liegt an Farbpigmenten, die man Chlorophyll oder auch Blattgrün nennt. Der Name stammt von den griechischen Wörtern *chloros* (grün) und *phylon* (Blatt). In der Natur gibt es sechs Arten von Chlorophyll. Die beiden Arten, die hauptsächlich in Pflanzen auftreten, nennt man Chlorophyll a und Chlorophyll b. Chlorophyll a absorbiert überwiegend violettes und oranges Licht.

<https://www.mpsd.mpg.de/42776/2015-04-chlorophyll-rubio>

### **CICES-Klassifikation**

In der CICES-Klassifikation sind die Ökosystemleistungen in »biotisch« und »abiotisch« sowie in die Kategorien »Regulierung und Erhaltung«, »Versorgende Leistungen« und »Kulturelle Leistungen« aufgeteilt.

### **Circalitoralzone**

Das circalitorale Gestein ist durch von Tieren dominierte Gemeinschaften gekennzeichnet (im Gegensatz zu den von Algen dominierten Gemeinschaften im Infralitoral). Die circalitorale Zone kann ihrerseits in zwei

Unterzonen unterteilt werden: das obere Circalitoral (Rotalgen vorhanden, aber nicht dominant) und das untere Circalitoral (Rotalgen nicht vorhanden). Die Tiefe, in der die circalitorale Zone beginnt, hängt direkt von der Lichtintensität ab, die den Meeresboden erreicht; bei starker Trübung kann die circalitorale Zone knapp unter dem Wasserstand an den mittleren Niedrigwasserquellen (MLWS) beginnen.

<https://eunis.eea.europa.eu/habitats/445>

### Citizen Science

Bürgerwissenschaften; die Beteiligung der Öffentlichkeit an wissenschaftlicher Arbeit, z. B. bei der Datenerhebung.

### CMS-Übereinkommen

Siehe »Bonner Konvention«.

### CO<sub>2</sub>-Senke

Eine »Senke« ist ein Vorgang, eine Tätigkeit oder ein Mechanismus, durch die ein Treibhausgas, ein Aerosol oder eine Vorläufersubstanz eines Treibhausgases aus der Atmosphäre entfernt wird (Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen von 1992). Im Falle des CO<sub>2</sub> geschieht dies z. B. in Wäldern, Böden, in den Ozeanen oder im Untergrund (z. B. in ehemaligen Gasgruben). Maßnahmen zum Ausbau von Senken, wie beispielsweise die Wiederaufforstung, können somit zum Klimaschutz beitragen.

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00022373.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00022373.html)

### Coastal Squeeze

Eine Folge des fortschreitenden Meeresspiegelanstiegs an der Nordseeküste wird Habitatverlust sein, wenn die Salzwiesen zwischen dem sich ausdehnenden Meer und den Deichen sowie anderen Küstenschutzmaßnahmen immer mehr eingeeignet werden.

### Convention on Biological Diversity (CBD)

Weltweites, völkerrechtlich verbindliches Abkommen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der belebten Natur, bezieht sich sowohl auf die Vielfalt der Tier- und Pflanzenarten als auch auf die Vielfalt innerhalb der Arten (z. B. Nutztierassen) und auf die Vielfalt der Ökosysteme. Die CBD hat 196 Mitgliedsstaaten, inklusive Deutschland und der Europäischen Union.

<https://www.bfn.de/das-uebereinkommen-ueber-die-biologische-vielfalt-cbd>

### COP (Conference of the Parties)

Vertragsstaatenkonferenz für die CBD (siehe »Convention on Biological Diversity«).

### Corporate Sustainability Reporting Directive der EU (CSRD)

EU-Richtlinie zur Unternehmensnachhaltigkeitsberichterstattung.

### Cotta, Johann Heinrich

(\* 30. Oktober 1763 in Wasungen; † 25. Oktober 1844 in Tharandt) ist der Begründer der modernen nachhaltigen Forstwirtschaft und Forstwissenschaft und leistete den Übergang von der »Holzzucht« zum »Waldbau«. Cotta prägte den Begriff »Waldbau«, vor allem durch sein Buch *Anweisung zum Waldbau* (1817). Er führte den Begriff Mittelwald ein und unterschied erstmals zwischen Nieder-, Mittel- und Hochwald. Weiter trat er für Bestandspflege ein, so für Durchforstungen – ganz im Gegensatz zu seinem Zeitgenossen Georg Ludwig Hartig. In seinen Werken behandelte Cotta fast alle Gebiete der Forstwissenschaft. Neben dem Waldbau war die Forsteinrichtung einer seiner Schwerpunkte.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Covid-19-Pandemie

Ausbreitung einer durch das Coronavirus SARS-CoV-2 verursachten Infektionskrankheit seit Dezember 2019 mit starken Auswirkungen auf das öffentliche Leben besonders in 2020 und 2021.

### Dauerwald

Bewirtschaftungsform des Hochwaldes, dessen Begriff auf Alfred Möller (1922) zurückgeht. Der Dauerwald zeichnet sich durch ein naturnahes Waldpflege- und Nutzungskonzept aus, welches durch mehrschichtige, ungleichaltrige und überwiegend gemischte Bestände gekennzeichnet ist. Aus dem stetig bestockten Wald entstehen strukturreiche Bestände, die durch Einzelbaumnutzung und Naturverjüngung »dauerhaft« zur Holzproduktion erhalten werden.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Deeutrophierung

Abnahme der Eutrophierung durch Reduktion des Nährstoffeintrags in große Flüsse seit den 1980er-Jahren. Siehe auch »Eutrophierung«.

### Degradation

siehe »Bodendegradation«.

**demersal**

bodennah; Fischarten, die auf dem Meeresboden oder in dessen unmittelbarer Nähe leben. Der Begriff gilt auch für Fanggeräte, die auf dem Meeresboden eingesetzt werden.

<https://www.eea.europa.eu/help/glossary/eea-glossary/demersal>

**Denitrifikation, Denitrifizierung**

Unter Denitrifikation versteht man die Umwandlung des im Nitrat (NO<sub>3</sub>) gebundenen Stickstoffs zu molekularem Stickstoff (N<sub>2</sub>) durch Bakterien.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

**Derbholz**

Die oberirdische Holzmasse von Bäumen mit über 7 cm Durchmesser mit Rinde.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Deskriptor**

Schlüsselbegriffe zur Festlegung eines guten Umweltzustands in der MSRL (siehe »Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie«).

**Detritus**

Abgestorbenes Material bakterieller, pflanzlicher oder tierischer Herkunft.

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00006711.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00006711.html)

**Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie**

Strategie der Bundesregierung, die sich an den 17 globalen Nachhaltigkeitszielen der Vereinten Nationen orientiert.

**Diadrome Art**

Arten, die während ihres Lebens zwischen marinen Lebensräumen und Süßwasserflüssen wandern.

**Diatomee**

Kieselalge.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

**Direkte Treiber**

Einflüsse, die von Menschen verursacht werden und direkte Auswirkungen auf die biologische Vielfalt haben, wie beispielsweise Umweltverschmutzung. Im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* wurden sie in die Kategorien Veränderung der Struktur der Landschaft, Veränderte Land-/Meeresnutzung und direkte Ressourcenentnahme, Verschmutzung, Klimawandel und Invasive Arten eingeteilt.

**Disservices**

Als Disservice werden Ökosystemleistungen oder -funktionen verstanden, die einen negativen Einfluss auf das Wohlbefinden der Menschen ausüben, wie beispielsweise durch Gräserpollen ausgelöste Allergien. Negative Auswirkungen entstehen häufig, wenn die Häufigkeit des Vorkommens einer Art einen bestimmten Schwellenwert übersteigt (z. B. eine Algenblüte, Anzahl der Boote auf einem Gewässerabschnitt, Schäden an Dämmen durch Grabaktivitäten von Bisamen) und dies zu unerwünschten Nebeneffekten führt.

**dissipativ**

Umwandelbar.

<https://www.duden.de/rechtschreibung/dissipativ>

**Distickstoffoxid**

Lachgas, ein bedeutendes Treibhausgas.

**Diversitätsmaße**

siehe »Biodiversitätsmaße«.

**DNA-Barcoding**

Methode zur Artbestimmung anhand der DNA-Sequenz eines bestimmten Gens.

**doppelte Innenentwicklung**

Die Entwicklung der Städte in ihrem Bestand nicht nur im Sinne einer baulichen Verdichtung, sondern zugleich mit Blick auch auf die Erhaltung, Weiterentwicklung und Qualifizierung des urbanen Grüns.

<https://difu.de/nachrichten/was-ist-eigentlich-doppelte-innenentwicklung#:~:text=Doppelte%20Innenentwicklung%20hei%C3%9Ft%2C%20die%20Entwicklung,des%20urbanen%20Gr%C3%BCns%20zu%20richten.>

**Driver-Pressure-State-Impacts-Responses (DPSIR)**

Schema, mit dem die Systemzusammenhänge von Prozessen des Umweltwandels abgebildet werden (Ursachen, Belastungen, Zustand, Auswirkungen, Maßnahmen). Die Struktur des *Faktencheck Artenvielfalt* orientiert sich an dieser Grundstruktur, jedoch nicht an der Nomenklatur.

**Durchforstung**

Waldbauliche Pflegemaßnahme. Eine Durchforstung ist die Entnahme von Bäumen in einem Waldbestand, um den verbleibenden Bäumen mehr Wuchsraum zu geben. Je nach Zeitpunkt und Ziel der Durchforstung werden schwache und fehlgewachsene Bäume gefällt oder be-

reits zielstarke oder jene, die seltene, konkurrenzschwache Baumarten verdrängen. Die Durchforstung dient somit der Erzielung von Bestandsstabilität und Mischungsregulierung sowie der Förderung des Zuwachses der verbleibenden Bäume. Anders als bei Läuterungen fällt bei der Durchforstung Derbholz an. Bei der Durchforstung wird zudem vermehrt ein Augenmerk auf diejenigen Bäume gelegt, die später den Endbestand bilden sollen.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### East Atlantic Flyway

Flugpassage, die Vögel auf ihrer Reise von den nördlichen gelegenen Brutgebieten zu ihren Überwinterungsstätten in Südeuropa und -afrika nutzen und benötigen.

### Ecological Engineering

Ausbringung bestimmter Organismen oder Organismengemeinschaften, um bestimmte Funktionen des Bodens gezielt zu verbessern.

Bender, Wagg & van der Heijden 2016

### Ecosystem Disservice

siehe »Disservices«.

### eDNA

siehe »Umwelt-DNA«.

### Effektive Artenzahl (Effective Number of Species, ENS)

Ein Biodiversitätsmaß, das die Häufigkeitsverteilung von Arten einer Gemeinschaft berücksichtigt.

### Eingriffsregelung

Die Eingriffsregelung nach §§ 13 ff. BNatSchG hat zum Ziel, die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes und des Landschaftsbildes auch außerhalb der besonderen Schutzgebiete zu erhalten. Zu den häufigsten Eingriffstypen zählen Siedlungs- und Verkehrswegebauten. Eingriffe in Natur und Landschaft sind nach der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung vorrangig zu vermeiden. Sofern das nicht möglich ist, sind landschaftspflegerische Maßnahmen (sogenannte Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen) zu ergreifen. Mit diesem Vorgehen werden ein auf alle Schutzgüter des Naturhaushaltes und des Landschaftsbildes bezogener sowie ein flächendeckender Ansatz verfolgt.

<https://www.bfn.de/eingriffsregelung>

### Einjährig

Bezieht sich in der Botanik auf Pflanzen, die vom Samen bis zur Reife, Fortpflanzung und zum Absterben in einem Jahr wachsen. Verwandte Begriffe sind zweijährig (Pflanzen, die zwei Jahre brauchen, um ihren Lebenszyklus abzuschließen) und mehrjährig (Pflanzen, die mehrere oder viele Jahre brauchen, um ihren Lebenszyklus abzuschließen).

<https://ipbes.net/glossary>

### Ektotherme

Wechselwarm, Tiere, deren Körpertemperatur von der Außentemperatur abhängig ist.

### emergent

Unerwartet neu auftretende Eigenschaften eines Systems.

### Emissionen

Ausstoß fester, flüssiger oder gasförmiger Stoffe, welche den Menschen, Tiere und Pflanzen sowie Luft, Wasser oder weitere Lebewesen und Umweltbereiche beeinträchtigen.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

### Endemismus

Siehe »Endemiten«.

### Endemiten

Arten, die nur in einem geografisch begrenzten Gebiet vorkommen.

### Endofauna

Lebensgemeinschaften im Meeresboden.

### Energieholz

Holz, das thermisch, also für die Energiegewinnung durch Verbrennung, genutzt werden soll. Dazu gehören geringerwertige Holzsortimente aus dem Wald, Produktionsabfälle aus der Holz verarbeitenden Industrie, Holz aus landwirtschaftlichen Kurzumtriebsplantagen, Altholz und Flurholz (Holz von Heckenschnitt). Energieholz wird vor allem als klassisches Brennholz (Scheitholz), aber auch in Form von Hackschnitzeln und Holzbriketts und -pellets eingesetzt.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### ephemer

Nur eine kurze Zeit andauernd, kurzlebig (z. B. temporäres Gewässer), speziell Bezeichnung für Therophyten

als ephemere Pflanzen, die ungünstige Zeiten im Jahr als Samen überdauern, und Geophyten, die diese Perioden im Boden überstehen.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Epifauna

Lebensgemeinschaften auf dem Meeresboden.

### Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG)

Das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) ersetzte im Jahr 2000 das bereits seit 1991 gültige Stromeinspeisungsgesetz. Ziel des EEG 2023 ist »insbesondere im Interesse des ›Klima‹- und Umweltschutzes die Transformation zu einer nachhaltigen und treibhausgasneutralen Stromversorgung, die vollständig auf erneuerbaren Energien beruht«.

<https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/erneuerbare-energien/erneuerbare-energien-gesetz#erfolg>

### Erosion

Abtragung von Bodenmaterial aufgrund natürlicher Einflüsse, wie Strömung oder Eis.

[https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg\\_Infos/Glossar/Glossar\\_node.html](https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg_Infos/Glossar/Glossar_node.html)

### Erschließung

Anlage von Forststraßen und Rückegassen, um den Zugang zum Wald zu ermöglichen. Zur Erschließung gehören gut ausgebaute, in der Regel geschotterte Wege, aber auch für waldbauliche Maßnahmen notwendige Rückegassen.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Eulitoral

Wattflächen (zwischen mittlerem Tidehochwasser und mittlerem Tideniedrigwasser gelegene Flächen)

[https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg\\_Infos/Glossar/Glossar\\_node.html](https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg_Infos/Glossar/Glossar_node.html)

### Europäischer Meeres- und Fischereifonds (EMFF)

Europäischer Fonds mit dem Ziel, die Durchführung der Gemeinsamen Fischereipolitik und die Meerespolitik der Union zu stützen.

[https://www.ble.de/DE/Projektfoerderung/Foerderungen-Auftraege/EU-Forschungsangelegenheiten-EMFAF/EMFAF/EMFAF\\_node.html](https://www.ble.de/DE/Projektfoerderung/Foerderungen-Auftraege/EU-Forschungsangelegenheiten-EMFAF/EMFAF/EMFAF_node.html)

### Eutrophierung

Unter dem Prozess der Eutrophierung wird das beschleunigte Wachstum von Algen und höheren Pflanzen in einem Gewässer verstanden, das zumeist durch den erhöhten Eintrag von Nährstoffen verursacht ist. Durch Eutrophierung verursachte Sekundäreffekte (Algenblüte, Sauerstoffmangel, Verlust von Unterwasservegetation durch Verringerung der Lichtdurchlässigkeit) haben Einfluss auf das ökologische Gleichgewicht und den Gewässerzustand.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

### Evapotranspiration

Die Summe von Evaporation, also Bodenverdunstung und Interzeptionsverdunstung, und Transpiration.

### Evenness

Äquität, ein Biodiversitätsmaß für die gleichmäßige Verteilung von Individuenzahlen zwischen den Arten.

### Exnovation

Das aktive und politisch vorangetriebene Auslaufenlassen von ehemals innovativen Techniken, Prozessen oder Praktiken.

### Extensive Landwirtschaft

Art der Bewirtschaftung mit geringem Einsatz von Arbeit, Düngemitteln, Pestiziden und Maschinen im Vergleich zur intensiven Landwirtschaft.

### Facilitation

Förderung oder Begünstigung, positive Wechselbeziehung zwischen verschiedenen Arten.

### Fangquoten

Bezeichnet die erlaubten Fangmengen für Fischbestände.

### Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH)

Die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie ist eine Naturschutzrichtlinie der EU (FFH-Richtlinie, 92/43/EWG). Ziel der Richtlinie ist eine flächendeckende Biotopvernetzung zur Sicherung der Artenvielfalt und zum Erhalt natürlicher Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen im europäischen Gebiet der Mitgliedstaaten. Somit ist sie Bestandteil und Grundlage für den Aufbau des europäischen Schutzgebietssystems »Natura 2000«.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Fernerkundung**

Remote Sensing; Sammelbegriff für Technologien der Erdbeobachtung aus dem Weltraum bzw. aus der Luft.

<https://www.spektrum.de/lexikon/geographie/fernerkundung/2424>

**FFH-Gebiete**

Gebiete, die gemäß der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie ausgewiesen sind und besondere Schutzerfordernisse aus naturschutzfachlicher Sicht erfüllen müssen. Die Planungen der EG-WRRRL sind mit den Zielen der FFH-Richtlinie abzustimmen.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

**FFH-Lebensraumtypen**

Die Typisierung von natürlichen Lebensräumen im Kontext der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie.

**finanziell anreizbasierte Instrumente**

Instrumente, die durch finanzielle Entlohnung, z. B. für das Umsetzen von Maßnahmen, einen Anreiz schaffen.

**Fischereiaufwand**

Das Produkt aus Kapazität und Tätigkeit eines Fischereifahrzeugs; für eine Gruppe von Fischereifahrzeugen ist es die Summe des Fischereiaufwands aller Schiffe in der Gruppe.

[https://sns.uba.de/umthes/en/concepts/\\_b5345500.html](https://sns.uba.de/umthes/en/concepts/_b5345500.html)

**Florenkartierung**

Die flächendeckende Inventarisierung, Bestandserhebung und Kartierung der Gefäßpflanzen.

<https://www.bfn.de/floristische-kartierung>

**Flurbereinigung**

Neuordnungsmaßnahme im ländlichen Raum, bei der in der Regel kleinere, vereinzelte Grundstückseinheiten zusammengelegt werden.

**Forest Stewardship Council (FSC)**

Internationales Zertifizierungssystem nachhaltiger Forstwirtschaft, 1993 gegründet. Anhand eines länderübergreifenden Standards (zehn Grundsätze) verfolgt FSC das Ziel, nachhaltige Waldnutzung zu sichern.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Forwarder**

Holzerntefahrzeug, welches das geerntete Holz aus dem Bestand an den LKW-befahrbaren Weg transportiert.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Fruchtfolge**

Die zeitliche Abfolge von Nutzpflanzen, die auf einer landwirtschaftlichen Fläche angebaut werden.

<https://www.landwirtschaft.de/landwirtschaft-verstehen/wie-arbeiten-foerster-und-pflanzenbauer/die-fruchtfolge-in-der-landwirtschaft>

**Frühjahrsblüte**

Massenentfaltung von Phytoplankton im Frühjahr.

**Fungizid**

Ein Wirkstoff der Pilze oder Pilzsporen abtötet.

**funktionelle Diversität**

Eine Facette der Biodiversität, bei der es um die Unterschiede in der Funktion geht, z. B. in der Ressourcennutzung.

**Funktionelle Gruppen**

Gruppen von Organismen, die sich durch funktionelle Merkmale ähneln. Ein Beispiel sind Nahrungsgilden.

**Gamma-Diversität**

Die Artenvielfalt in einer geografischen Region, der regionale Artenpool.

<https://lehrbuch-biologie.springer.com/lexikon/5191>

**Gebietsfremde Arten**

Siehe »invasive Arten«.

**Gelegenheitsfenster (Windows of Opportunity)**

Unterlassene Handlungen in der Gegenwart können das Erreichen des Ziels in der Zukunft gänzlich verhindern oder mit erheblich gesteigertem Aufwand verbinden.

**Gemeinsame Fischereipolitik (GFP)**

Steuerungs- und Finanzierungsinstrument der EU, das Art und Intensität der Fischerei reguliert.

**Gemeinsame Agrarpolitik (GAP)**

Steuerungs- und Finanzierungsinstrument der EU, das seit 1962 Regeln für die Landwirtschaft definiert und alle sieben Jahre neu verhandelt wird.

**Gene Editing**

Punktgenaue Veränderung einer DNA-Sequenz.

**genetische Diversität**

Eine Facette der Biodiversität, bei der es um die genetischen Unterschiede meist zwischen Individuen oder Populationen einer Art geht.

**geogen**

Bedeutung: »von der Erde selbst herrührend« (griech.). Steht im Gegensatz zu anthropogen. Erhöhte Gehalte von Kalk, Sulfat, Natriumchlorid, Eisen, Mangan, Arsen, Blei u. a. können z. B. sowohl anthropogen als auch geogen bedingt sein.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

**Gesellschaftliche Treiber**

Indirekte Treiber von Biodiversitätsveränderungen, die durch Präferenzen, Werte und Motivationen in der Gesellschaft geprägt sind.

**Glider**

Eine mobile Low-cost-Messplattform für zeitlich und räumlich hochaufgelöste Messungen mariner Prozesse.

**Global Biodiversity Framework**

Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework von 2022.

**Governance**

Die Vielfalt und das komplexe Zusammenwirken staatlicher und nicht staatlicher Steuerungsstrukturen.

**Grundwasserleiter**

Lockerer (z. B. Kies, Sand) oder festes Gestein (z. B. Kalk, Sandstein), dessen zusammenhängende Hohlräume (Poren, Klüfte) groß genug sind, sodass Wasser leicht hindurchströmen kann.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

**Grüne Infrastruktur, auch Grün-blaue Infrastruktur**

Eine aktuelle EU-Strategie definiert grüne Infrastruktur als »ein strategisch geplantes Netzwerk natürlicher und naturnaher Flächen mit unterschiedlichen Umweltmerkmalen, das mit Blick auf die Bereitstellung eines breiten Spektrums an Ökosystemdienstleistungen angelegt ist und bewirtschaftet wird« und sowohl im urbanen als auch im ländlichen Raum die biologische Vielfalt schützt (KOM 2013, Seite 3).

KOM. 2013. EU Strategie zur Grünen Infrastruktur (GI) – Aufwertung des europäischen Naturkapitals (KOM/2013/0249 endgültig).

**gutes ökologisches Potenzial**

Zustand eines erheblich veränderten Oberflächenwasserkörpers, der erreicht werden kann, ohne die Nutzung zu stark zu beeinträchtigen. Er wird wie der gute ökologische Zustand anhand der biologischen Qualitätskomponenten gemessen, der Bewertung des ökologischen Potenzials liegt aber ein spezielles Verfahren zugrunde.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

**Habitat**

Charakteristischer Lebensraum bzw. Standort für eine bestimmte Art.

**Habitatbaum**

Ein Habitatbaum ist ein lebender oder toter, stehender Baum, der mindestens ein Mikrohabitat trägt.

<https://www.waldwissen.net/de/lebensraum-wald/naturschutz/habitatbaeume-kennen-schuetzen-und-foerdern#:~:text=Ein%20Habitatbaum%20tr%C3%A4gt%20Baummikrohabitate%2C%20die,der%20mindestens%20ein%20Mikrohabitat%20tr%C3%A4gt.>

**Haff, Bodde**

Ein durch eine Nehrung vom Meer weitgehend abgetrennter Küstenbereich, der Brackwasser enthält, da er nur über einen geringfügigen Wasseraustausch mit dem offenen Meer verfügt und meist durch Süßwasserzufluss ausgesüßt wird.

**Halokline**

Sprungschicht des Salzgehaltes im Wasserkörper.

**halotolerant**

salztolerant.

**Hartholzaue**

Zone eines Auwalds, die aufgebaut ist aus Baumarten mit härterem Holz.

**Hartig, Georg Ludwig**

(\* 2. September 1764 in Gladenbach; † 2. Februar 1837 in Berlin) war einer der bedeutendsten deutschen Forstwissenschaftler. 1821 richtete er an der Universität zu Berlin einen Lehrstuhl für Forstwirtschaft ein, aus dem später die Forstliche Hochschule Eberswalde wurde. In einem frühen Werk trug Hartig alle damals bekannten Regeln zur Gründung und Pflege von Waldbeständen zusammen. Er veröffentlichte sie 1791 als *Anweisung zur Holzzucht für Förster*. Vier Jahre später ließ er seine *Anweisung zur Taxation der Forsten* folgen, in der er er-

klärte, wie das Prinzip der Nachhaltigkeit in der forstwirtschaftlichen Praxis umgesetzt werden kann. Die Bezeichnung »nachhaltend« im Zusammenhang mit Forstwirtschaft geht auf den sächsischen Oberberghauptmann Hans Carl von Carlowitz zurück

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Harvester

Computerunterstützte Holzerntemaschine für das Fällen, Entasten, Vermessen und Zerschneiden von Bäumen.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Helsinki-Kommission/Helsinki-Übereinkommen, HELCOM

Kommission von zehn Vertragsstaaten, die als Intergovernmental Organisation organisiert ist und regionale Meereskonventionen für die Ostsee umsetzt.

### Herbizide

Wirkstoffe, die zur Bekämpfung von Unkraut eingesetzt werden.

### Hochmoor

In der Folge höherer Niederschläge entstandener Lebensraum als nährstoffarmes Moor, in dem die Vegetationsdecke unabhängig vom Grundwasserspiegel nur vom Niederschlagswasser und mit aus der Luft eingetragenen Nährstoffen versorgt wird.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Hochwald

Waldform aus kernwüchsigen und ausgewachsenen Waldbeständen.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Holzrücken

Abtransport der Stämme gefällter Bäume aus dem Bestand an einen LKW-befahrbaren Weg. Heute erfolgt das Holzrücken überwiegend maschinell durch Rückeschlepper, Forwarder sowie Seilanlagen, aber es wird verschiedenerorts auch mit Pferden gerückt.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Horstschutz

Der Schutz von Horststandorten, z. B. von Greifvögeln.

### Hotspot der biologischen Vielfalt

Ein allgemeiner Begriff für ein Gebiet mit hoher biologischer Vielfalt, z. B. Artenreichtum oder Endemismus. Er kann in Bewertungen auch als präziser Begriff für geografische Gebiete verwendet werden, die anhand von zwei Kriterien definiert werden: (i) Mindestens 1.500 Arten der weltweit 300.000 Gefäßpflanzenarten müssen endemisch sein, und (ii) sie müssen bedroht sein, d. h., sie müssen 70 % ihrer Primärvegetation verloren haben.

<https://ipbes.net/glossary>

### humid

reich an Niederschlag, feucht.

### Hutewald

Alte Waldnutzungsart. Wald, der als Viehweide genutzt wird. Durch die Beweidung entstehen über kurz oder lang lichte parkartige Wälder, in denen es nur wenige Altbäume und kaum oder gar keinen Nachwuchs gibt.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Hydrodynamik

Strömungslehre, z. B. die Wasserbewegung in Fließgewässern

### Hydromorphologie

Interaktion von Wasser und Sediment in Fließgewässern.

### Impulsmaßnahmen

Einmalige Eingriffe/Installation von Strukturen.

### Indirekte Treiber

Indirekte Treiber beeinflussen menschliche Entscheidungen, die sich mittelbar auf die Biodiversität (d. h. biologische Vielfalt) auswirken. Zu den indirekten Treibern zählen politisch-rechtliche (z. B. Naturschutzpolitik), wirtschaftlich-technologische (z. B. neue Technologien) sowie gesellschaftliche Rahmenbedingungen und Entwicklungen (z. B. Werte). Häufig können die Verbindungen zwischen indirekten Treibern und ihren Auswirkungen auf die biologische Vielfalt nicht unmittelbar beobachtet werden.

### Indoor-Farming

Der Anbau von Pflanzen in einem geschlossenen System statt im Freien.

### Industrieholz

Rohholzsortiment, das wegen geringer Dimensionen oder Qualitätseinschränkungen zu schwach ist, um in

Sägewerken verarbeitet zu werden. Industrieholz wird bei der weiteren stofflichen Verwertung mechanisch zerkleinert und/oder chemisch aufgeschlossen. Es wird dann für die Produktion von Holzschliff und Zellstoff als Grundstoffe der Papierherstellung, Holzwolle sowie für die Produktion von Holzwerkstoffen verwendet. Es findet aber auch mehr und mehr Verwendung zur Herstellung von Energieholz (thermische Verwertung).

<https://www.waldbesitzerportal.de/infotehek/glossar-wald-von-a-z/>

### Industrienatur

Als Industrienatur werden Biozönosen definiert, die sich eigenständig auf ehemals industriell genutzten Flächen etablieren konnten.

<https://www.nul-online.de/magazin/archiv/gis-basierte-erfassung-und-bewertung-von-industrienaturflaechen-im-ruhrgebiet,QUIEPTc3MTM1MzgmTUIEPTgyMDMw.html>

### informationelle Instrumente

Informationelle Instrumente beziehen sich auf Ansätze, um die Mensch-Umwelt-Beziehungen durch Informationen zu beeinflussen – beispielsweise um die Unterstützung der Bevölkerung für bestimmte Maßnahmen zum Schutz oder zur Entwicklung der Biodiversität zu erhöhen.

### Infralitoralzone

Die mit höheren Pflanzen bewachsene Zone der durchlichteten Bereiche des Benthals von Seen und Meeren.

<https://www.spektrum.de/lexikon/biologie/litoral/39674>

### Insektenkalamität

siehe »Kalamität«.

### Insektizide

Ein Pestizid, das zur Abtötung, Vertreibung oder Hemmung von Insekten und deren Entwicklungsstadien verwendet wird.

<https://de.wikipedia.org/wiki/Insektizid>

### Instrumente

Instrumente stellen durch politische Rahmenbedingungen geschaffene Möglichkeiten zur Förderung und zum Schutz der Biodiversität dar. Eine Unterteilung der Instrumente erfolgt in die Kategorien ordnungsrechtliche Instrumente (z. B. Bundesnaturschutzgesetz), finanziell anreizbasierte Instrumente (z. B. Entlohnung für Anlage eines Blühstreifens) und informationelle Instrumente (z. B. Bildungsangebote). Ordnungsrechtliche Instru-

mente umfassen neben Gesetzen auch Richtlinien, politische Abkommen, Verbote und Gebote. Finanziell-anreizbasierte Instrumente werden als ergebnisorientiert oder maßnahmenorientiert unterschieden. Vor allem ordnungsrechtliche Instrumente können auch als Indirekte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt wirken.

### instrumentelle Werte (Nutzwert)

Instrumentelle Werte beziehen sich auf Dinge, die ein Mittel zu einem gewünschten Zweck sind. Sie werden in der Regel mit der Natur (z. B. als Vermögenswert, Kapital, Ressource) und ihren Beiträgen für die Menschen in Verbindung gebracht.

### Integrierter Pflanzenschutz

Pflanzenschutz unter Beachtung von § 2 des Pflanzenschutzgesetzes. Integrierter Pflanzenschutz ist eine Kombination von biologischen, biotechnischen, chemischen und physikalischen Maßnahmen. Wichtiges Ziel dabei ist, die Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel auf das Nötigste zu beschränken und dabei Nützlänge möglichst zu schonen.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infotehek/glossar-wald-von-a-z/>

### intensive Landwirtschaft/intensiver Landbau

Art der Bewirtschaftung mit dem Ziel, den Ertrag zu erhöhen durch hohen Einsatz von Arbeit, Düngemitteln, Pestiziden und Maschinen im Vergleich zur extensiven Landwirtschaft.

### interannuelle (Variabilität/Fluktuation)

Unterschiede zwischen Jahren, z. B. in Bezug auf Temperatur oder Niederschlag.

### Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM)

Die nationale Strategie für ein Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM) aus dem Jahr 2006 setzte den Rahmen für eine Raumnutzung bei zeitgleicher Vermeidung von Schadstoffeinträgen sowie weiterem Natur- und Hochwasserschutz.

### Internationaler Rat für Meeresforschung (ICES)

Der Internationale Rat für Meeresforschung (ICES, International Council for the Exploration of the Sea) ist eine zwischenstaatliche Organisation für Meeresforschung, die sich zum Ziel gesetzt hat, Forschung in Bezug auf den Zustand, Ökosystemleistungen und die nachhaltige Nutzung von Meeren voranzutreiben und bereitzustellen.

**Intertidal**

in der Gezeitenzone befindlich; von Ebbe und Flut betroffen.

<https://de.wiktionary.org/wiki/intertidal>

**intrinsische Werte (Selbstwert)**

Intrinsische Werte beziehen sich auf den Selbstwert der Natur, die unabhängig von ihrem Nutzen für den Menschen gelten, und umfassen alle Einheiten von Lebensräumen oder Arten bzw. Individuen.

**Invasive Arten**

In Anlehnung an IPBES (2023) sind invasive Arten Tiere, Pflanzen und andere Organismen, von denen bekannt ist, dass sie sich i. d. R. durch menschliche Aktivitäten – absichtlich oder unabsichtlich – in neuen Regionen etabliert haben (und somit auch gebietsfremd sind) und eine expansive Ausbreitungstendenz zeigen und deswegen Auswirkungen auf die biologische Vielfalt, lokale Ökosysteme und Arten sowie Ökosystemleistungen haben. In der Definition von IPBES (2023; [https://www.de-ipbes.de/files/IPBES\\_IAS\\_SPM\\_Uebersetzung\\_Kernaussagen.pdf](https://www.de-ipbes.de/files/IPBES_IAS_SPM_Uebersetzung_Kernaussagen.pdf)) sind diese Auswirkungen negativ. Im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* betrachten wir invasive Arten hingegen als Treiber, unabhängig von der Art der Auswirkungen, so wie das auch bei anderen Treibern der Fall ist (z. B. kann Landnutzungsänderung auch negative wie positive Auswirkungen haben). So wurden invasive Arten teilweise auch beim Globalen Assessment des IPBES verwendet (IPBES 2019), wo diese als einer der fünf wichtigsten direkten Treiber des Wandels der Natur weltweit neben Land- und Meeresnutzungsänderungen, der direkten Ausbeutung von Organismen, dem Klimawandel und der Umweltverschmutzung betrachtet wurden. Einige bekannte invasive Arten sind Waschbär, Kalikokrebs und Herkulesstaude.

**IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services)**

Zwischenstaatliches Gremium zur wissenschaftlichen Politikberatung für das Thema biologische Vielfalt.

<https://www.bmu.de/faq/was-ist-und-macht-ipbes>

**Jena-Experiment**

Das Jena-Experiment ist eines der längsten Biodiversitätsexperimente Europas und untersucht Diversitätseffekte im Grasland. Eine umfassende Quantifizierung von Zyklen wichtiger chemischer Elemente sowie die Untersuchung von über- und unterirdischen Prozessen werden genutzt, um all jene Mechanismen aufzudecken,

die den beobachteten Biodiversitätseffekten zugrunde liegen.

<https://www.idiv.de/de/forschung/plattformen-und-netzwerke/das-jena-experiment.html>

**Kahlschlag**

Forstliche Nutzungsart. Die Bäume des Bestandes werden bei einem einzigen Hieb oder wenigen, sehr zügig hintereinander stattfindenden Hieben eingeschlagen.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Kalamität**

Großflächiger Ausfall von Waldbeständen. In der Regel handelt es sich um Massenerkrankungen ganzer Waldbestände durch Massenvermehrungen von Pflanzenfressern (u. a. Mäuse, Borkenkäfer, Nonnen, Kieferneulen, Schwammspinner) oder auch Witterungsextreme wie Sturmschäden, Schneebruch und Waldbrand.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Kalkung**

Ausbringung von Kalk in Wäldern, um die Säuren im Boden zu neutralisieren und den pH-Wert des Bodens zu erhöhen.

<https://de.wikipedia.org/wiki/Kalkung>

**Kernzone**

Diese bietet bei Zonierung von Großschutzgebieten (z. B. Nationalparks oder Biosphärenreservate) für die Natur den strengsten Schutz, z. B. ohne wirtschaftliche Nutzung oder als Totalreservat.

<https://www.spektrum.de/lexikon/biologie/kernzone/35902>

**Klimawandel**

Bezeichnet im *Faktencheck Artenvielfalt* eine von fünf Kategorien an direkten Treibern; gemäß der Definition in Artikel 1 des Rahmenübereinkommens der Vereinten Nationen über Klimaänderungen »eine Veränderung des Klimas, die direkt oder indirekt auf menschliche Tätigkeiten zurückzuführen ist, die die Zusammensetzung der Erdatmosphäre verändert und die zu den über vergleichbare Zeiträume beobachteten natürlichen Klimaschwankungen hinzukommt«.

**Kohlendioxid, Kohlenstoffdioxid**

CO<sub>2</sub>, ein klimaschädliches Treibhausgas.

**Kohlenstofffußabdruck**

Ein Maß für die Gesamtmenge an Kohlendioxidemissionen, einschließlich Kohlendioxidäquivalenten, die direkt und indirekt durch eine Aktivität verursacht werden oder sich über die Lebensphasen eines Produkts ansammeln.

<https://ipbes.net/glossary>

**Kohlenstoffkreislauf**

Der Kohlenstoffkreislauf ist der Prozess, durch den Kohlenstoff zwischen den Ökosystemen der Erde ausgetauscht wird.

<https://ipbes.net/glossary>

**Kohlenstoffsequestrierung**

Die langfristige Speicherung von Kohlenstoff in Pflanzen, Böden, geologischen Formationen und im Meer. Die Kohlenstoffbindung erfolgt sowohl auf natürliche Weise als auch als Folge anthropogener Aktivitäten und bezieht sich in der Regel auf die Speicherung von Kohlenstoff, der das unmittelbare Potenzial hat, zu Kohlendioxidgas zu werden.

<https://ipbes.net/glossary>

**Kohlenstoffspeicherung**

Der biologische Prozess, bei dem Kohlenstoff in Form von Kohlendioxid aus der Atmosphäre aufgenommen und durch Photosynthese in verschiedenen Kompartimenten von Ökosystemen, wie Biomasse, Holz oder organischem Kohlenstoff im Boden, eingebaut wird. Auch der technologische Prozess der Abscheidung von Kohlendioxid aus der Industrie oder der Stromerzeugung und dessen Speicherung, damit es nicht in die Atmosphäre gelangt.

<https://ipbes.net/glossary>

**Konditionalität**

Grundanforderungen der Betriebsführung sowie Standards für den guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand im Rahmen der GAP.

**Körperschaftswald**

Wald im Eigentum von Körperschaften öffentlichen Rechts. Dazu gehören Städte, Gemeinden und Gemeindeverbände oder auch Zweckverbände, sonstige Körperschaften sowie Anstalten und Stiftungen des öffentlichen Rechts.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Krefeld-Studie**

Eine Studie, die im Oktober 2017 von Hallmann et al. in PlosOne veröffentlicht wurde und die Ergebnisse von Erhebungen des Entomologenvereins Krefeld ausgewertet hat. In der Studie wurde ein Rückgang der Fluginsektenbiomasse um 76 % zwischen 1989 und 2016 festgestellt.

**krenobiont/krenophil**

Quellbewohnend/ quellliebend.

**Krieg in der Ukraine**

Mit dieser Wendung beziehen wir uns auf den Russisch-Ukrainischen Krieg, der mit einem Angriff Russlands am 24. Februar 2022 begann.

**Kronenverlichtung/Kronenzustand**

Verlust der Baumkronen, von Blättern oder Nadeln, anhand dessen die Vitalität des Baumes eingeschätzt werden kann. In der Regel wird der Zustand der Baumkronen auf Probestellen jährlich im Rahmen der Waldzustandserhebung dokumentiert und mit dem Waldzustandsbericht veröffentlicht.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Kryptische Arten**

Eine morphologisch nicht unterscheidbare Gruppe von Lebewesen.

**kulturelle ÖSL**

Bezeichnet im *Faktencheck Artenvielfalt* (Einteilung nach CICES) eine Kategorie an Ökosystemleistungen, welche kulturelle Relevanz haben, z.B. Ästhetik oder Bildung.

**Kurzumtriebsplantage**

Anpflanzung schnell wachsender und stockausschlagfähiger Bäume mit einer sehr kurzen Umtriebszeit (Weide und Pappel) auf landwirtschaftlichen Flächen. Bei Kurzumtriebsplantagen stehen rasches Wachstum und hohe Biomasseleistungen im Vordergrund. Um einen hohen Ertrag zu garantieren, ist zudem eine leichte Vermehrbarkeit (v.a. vegetativ), höchstmögliche Resistenz gegenüber abiotischen und biotischen Schäden sowie geringe intraspezifische Konkurrenz der Baumarten erwünscht. Die erzeugte Biomasse kann in der Papier-, Zellstoff- und Holzwerkstoffindustrie stofflich verwertet werden, üblich ist jedoch die Nutzung als Energieholz in Form von Holzhackenschnitzeln.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Kurzzeittrends**

Bezeichnet im *Faktencheck Artenvielfalt* Trends seit 1990.

**Küstenschutz**

Gesamtheit der Maßnahmen, die dem Schutz der Küsten des Festlandes und der Inseln vor den zerstörenden Einwirkungen des Meeres (z. B. Sturmflut) dienen.

<https://www.spektrum.de/lexikon/geowissenschaften/kuestenschutz/9059>

**Lachgas**

Distickstoffoxid, ein bedeutendes Treibhausgas.

**Landschaftsschutzgebiet**

Eine Gebietsschutzkategorie, oft großflächiger als Naturschutzgebiet, zielen auf das allgemeine Erscheinungsbild der Landschaft ab.

**Landwirtschaftliche Beratung**

Eine Dienstleistung, bei der Wissen über landwirtschaftliche Praktiken, Technologien, Werkzeuge und Innovationen an Landwirte und die ländliche Bevölkerung weitergegeben wird.

<https://ipbes.net/glossary>

**Landwirtschaftliche Intensivierung**

Eine Steigerung der landwirtschaftlichen Produktion pro Einheit, die in das System gesteckt wird (das können Arbeit, Land, Zeit, Dünger, Saatgut, Futtermittel oder Bargeld sein).

<https://ipbes.net/glossary>

**Langzeittrend**

Bezeichnet im *Faktencheck Artenvielfalt* Trends seit 1950.

**Leakage-Effekte**

Beschreibt positive Umweltwirkungen durch wirtschaftliche oder politische Aktivitäten für eine Region unter Vernachlässigung von unerwünschten Nebeneffekten (sog. negative Externalitäten) für andere Regionen.

**Lebensräume im *Faktencheck Artenvielfalt***

Als Lebensräume im *Faktencheck Artenvielfalt* werden die vorrangig im Rahmen der Analysen und Recherchen ausgewerteten Hauptlebensräume Deutschlands angesehen: a) Agrar- und Offenland inkl. Hochmoore, b) Binnengewässer und Auen inkl. Niedermoore, c) Wald mit subalpinen Wäldern, d) Küste und Küstengewässer, e) Urbane Räume und f) Bodenbiodiversität. Die Lebensräume des *Faktencheck Artenvielfalt* sind angelehnt an die Lebensraumtypen der Fauna-Flora-Habitat-Richtli-

nie und entsprechen in etwa den Ökosystemklassifikationen nach DESTATIS (2021) sowie Grunewald et al. (2020) bzw. sind leicht in diese überführbar.

**Lebensraumtyp**

Die 93 der insgesamt 231 im Anhang I der FFH-Richtlinie aufgelisteten Lebensraumtypen, die auch in Deutschland vorkommen.

<https://www.bfn.de/lebensraumtypen>

**lebensraumübergreifend**

Gemeint ist hier die übergeordnete Betrachtung über alle Lebensräume hinweg, die im *Faktencheck Artenvielfalt* thematisiert werden.

**Lee**

windabgewandte Seite; Gegensatz zu Luv (windzugewandte Seite).

**Lichtbaumart**

Baumart mit großer Lichtbedürftigkeit, die ein sehr schnelles Jugendwachstum vorweist. Das Höhenwachstum von Lichtbaumarten lässt relativ früh stark nach. Zu den Lichtbaumgehölzen gehören die Arten der Eichen, Eschen, Erlen, Lärchen, Pappeln, Kiefern, Weiden und Birken. Im Rahmen der Bewirtschaftung und Waldpflege müssen Lichtbaumarten freigestellt werden.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Lichtverschmutzung**

Lichtverschmutzung ist in städtischen sowie ländlichen Gebieten gleichermaßen anzutreffen und ist ein Phänomen, das durch die künstliche Beleuchtung in der nächtlichen Umgebung entsteht und die natürliche Dunkelheit stört oder gar vollständig aufhebt.

**Lichtwaldarten**

Arten, die in Deutschland an lichte Wälder, die durch Nieder-, Mittel- oder Hutewaldnutzung entstehen, gebunden sind. Beispiele sind der Gelbringfalter (*Lopinga achine*) und der Eschen-Scheckenfalter (*Euphydryas maturna*).

**Limikolen**

Watvögel, ihr Lebensraum liegt am oder in unmittelbarer Nähe vom Wasser.

**limnisch**

das Binnengewässer betreffend.

[https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg\\_Infos/Glossar/Glossar\\_node.html](https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg_Infos/Glossar/Glossar_node.html)

### Lusitanische Fischart

Fischarten mit einem Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa.

### Mainstreaming

Die Überführung von fachlich geprüften Kriterien oder Vorgaben in eine breite gesellschaftliche Debatte.

### Makrofauna (Boden)

Die Makrofauna (2 – 20 mm) umfasst die nächstkleineren Organismen im Boden nach der Megafauna. Siehe auch »Megafauna (Boden)«.

<https://www.spektrum.de/lexikon/biologie-kompakt/bodenorganismen/1782>

### Makrophyten

mehrzellige größere Pflanzen (mit bloßem Auge sichtbar).

[https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg\\_Infos/Glossar/Glossar\\_node.html](https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg_Infos/Glossar/Glossar_node.html)

### Makrozoobenthos

Unter Makrozoobenthos werden alle tierischen Organismen zusammengefasst, die auf dem Gewässerboden oder im Sohlsubstrat leben und zumindest in einem Lebensstadium mit dem bloßen Auge noch erkennbar sind (größer als 0,5 mm). Sie sind wichtige Indikatoren für Gewässerlebensräume und werden zur Bewertung des ökologischen Zustands herangezogen.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

### Malaise-Fallen

Benannt nach dem schwedischen Entomologen René Malaise (1892 – 1978), der sie erstmals 1937 in Burma einsetzte, sind Zeltfallen zum Fang von fliegenden Insekten.

<https://de.wikipedia.org/wiki/Malaise-Falle>

### Managementmaßnahmen

Managementmaßnahmen sind Veränderung der Nutzung oder der Bewirtschaftungsweise einer Fläche, beispielsweise eine Extensivierung der Bewirtschaftung von Agrar- oder Forstflächen.

### Marschen

tonig-schluffige Sedimente.

### Maßnahme

Im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* als physische Eingriffe mit unmittelbarer Wirkung in der Fläche definiert. Die Unterteilung erfolgt in die Kategorien: Impulsmaßnahmen, Flächenschutzmaßnahmen und Managementmaßnahmen. Impulsmaßnahmen beschreiben

einmalige Eingriffe oder Installationen, wie beispielsweise den Bau einer Fischtreppe. Flächenschutzmaßnahmen stellen bestimmte Landschaftsgebiete dauerhaft unter Schutz. Managementmaßnahmen zielen auf die Änderung der Nutzung und der Bewirtschaftungsweise innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten ab.

### Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)

Die Europäische Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) dient dem Schutz, der Erhaltung und der Wiederherstellung der Meeresumwelt und hat das Ziel, bis 2020 einen »guten Zustand der Meeresumwelt« in allen europäischen Meeren zu erlangen.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

### Megafauna (Boden)

Die Megafauna (20 – 200 mm) beschreibt die größten Organismen im Boden. Es werden Organismen betrachtet, die ganz oder teilweise im Boden leben, wie Regenwürmer oder auch Wühlmäuse und Maulwürfe.

<https://www.spektrum.de/lexikon/biologie-kompakt/bodenorganismen/1782>

### Mehrebenenstrukturen

Politische und rechtliche Instrumente mehrerer Ebenen (EU-Bundes-Länder) wirken innerhalb eines Lebensraums.

### Meiofauna (benthisch)

Kleine Tiere mit einer Größe von 32 µm bis 1 mm. Sie leben im Sandlückensystem und im Schlick des Meeresbodens.

<https://www.senckenberg.de/de/institute/sam/dzmb/fb-oekologische-biodiversitaetsforschung/oekologische-biodiversitaetsforschung-forschung/oekologie-der-meiofauna/>

### Melioration

Melioration, alle Bodenkulturmaßnahmen zur Verbesserung des Bodenwasser-, Bodenluft- und Nährstoffhaushaltes mit dem Ziel der Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit und der Ertragssteigerung sowie der Verhinderung von Bodenerosion, Bodenversauerung und Versalzung.

<https://www.spektrum.de/lexikon/geographie/melioration/5006>

### Mesofauna (Boden)

Die Mesofauna (0,2 – 2 mm) beschreibt die nächstkleinere Stufe der Bodenlebewesen nach der Makrofauna. Siehe auch »Makrofauna (Boden)«.

<https://www.spektrum.de/lexikon/biologie-kompakt/bodenorganismen/1782>

### Messtischblattquadranten

Ein Viertel (Quadrant) eines Messtischblattes (MTB) einer topografischen Karte im Maßstab 1:25.000 (TK25), d. h. der Blattschnitt einer TK10.

<https://de.wikipedia.org/wiki/MTBQ>

### Metabarcoding

DNA-Metabarcoding wird eingesetzt, um gleichzeitig bis zu Tausende Individuen bis auf Artebene gleichzeitig zu bestimmen. Dies geschieht durch die parallele Sequenzierung von kleinen standardisierten Genfragmenten (dem DNA-Barcoding-Fragment). Die erhaltenen DNA-Sequenzen werden durch bioinformatische Algorithmen sortiert und durch den Abgleich mit der Referenzdatenbank den verschiedenen Arten zugeordnet. Anders als bei der DNA-Barcodierung kann dies mit der gesamten Artengemeinschaft eines Habitats durchgeführt werden, um die Artenvielfalt nahezu vollständig zu erfassen. Daneben können auch semiquantitative Aussagen zur Häufigkeit von Arten auf der Untersuchungsfläche gemacht werden.

<https://www.pflanzenforschung.de/de/pflanzenwissen/lexikon-a-z/metabarcoding>

### Metapopulationstheorie

Falls ein System von Populationen vorliegt, können einzelne Populationen jederzeit in einem Siedlungsgebiet aussterben, können aber auch jederzeit neu gegründet werden. Man spricht hier von einer Metapopulation (Hanski und Simberloff 1997), einem System von Populationen, bei dem sich durch Aussterben einer lokalen Population sowie deren Neubegründung durch Immigration ein ständiger Wandel der räumlichen Verbreitung einer Art über die potenziellen Siedlungsgebiete hinweg ergibt.

Nentwig, Brandl & Bacher (2011) Ökologie kompakt, 371 S.

### Methan

Methan ist eine chemische Verbindung und ein wichtiges Treibhausgas.

### Methanogenese

Eine Form der anaeroben Carbonatatmung; Stoffwechselweg, bei dem Methan als Endprodukt des anaeroben Abbaus von Biomasse gebildet wird.

<https://lehrbuch-biologie.springer.com/lexikon/5212>

### Mikrobe

Siehe »Mikroorganismus«. Das sind Bakterien, Archaeen, Protisten, Viren und Phagen, Pilze und einzellige Algen.

### Mikrobenmatte

Zusammenhängende geschichtete Bakteriengesellschaften, die auf festem Untergrund wie dem Meeressediment wachsen.

<https://www.spektrum.de/lexikon/biologie-kompakt/mikrobenmatten/7593>

### Mikrobiom

Gesamtheit aller Mikroorganismen (Bakterien, Archaeen, Viren und Phagen, Protisten und Pilze) in einem Boden oder anderen Ort, oft erfasst anhand seiner genetischen Information.

### Mikrobiota

Siehe »Mikrobiom«. Gesamtheit aller Mikroorganismen (Bakterien, Archaeen, Viren und Phagen, Protisten und Pilze) in einem Boden oder anderen Ort.

### Mikrofauna (Boden)

Die Mikrofauna (0,002 – 0,2 mm) beschreibt die nächstkleinere Stufe der Bodenlebewesen nach der Mesofauna. Siehe auch »Mesofauna (Boden)«.

<https://www.spektrum.de/lexikon/biologie-kompakt/bodenorganismen/1782>

### Mikroorganismus

Dazu gehören Bakterien, Archaeen, Protisten, Viren und Phagen, Pilze und einzellige Algen.

### Mikrophytobenthos

Mikroalpengemeinschaft, die den Meeresboden besiedelt. Vertreter sind vor allem Diatomeen (Kieselalgen), aber auch Cyanobakterien und Flagellaten.

Naturschutzgesellschaft Schutz Wattenmeer e. V., Watt für Fortgeschrittene Naturschule Wattenmeer

### Millennium Ecosystem Assessment

Das Millennium Ecosystem Assessment (MA) wurde im Jahr 2000 vom Generalsekretär der Vereinten Nationen Kofi Annan gefordert. Das 2001 eingeleitete MA hatte zum Ziel, die Folgen des Wandels der Ökosysteme für das menschliche Wohlergehen zu bewerten und die wissenschaftlichen Grundlagen für Maßnahmen zu schaffen, die erforderlich sind, um die Erhaltung und nachhaltige Nutzung dieser Systeme und ihren Beitrag zum menschlichen Wohlergehen zu verbessern. An der Arbeit der MA waren weltweit mehr als 1.360 Experten beteiligt.

<https://www.millenniumassessment.org/en/About.html#1>

**Mischbestände/Mischwald**

Waldbestände aus zwei oder mehr Baumarten (Mischwald).

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Mismatches**

Durch den Klimawandel auftretende Veränderungen in der Phänologie, die zu Störungen in Nahrungsbeziehungen wie Räuber-Beute- oder Produzent-Konsument-Beziehungen führen können.

**Mittelwald**

Waldform, in der Niederwald und Hochwald kombiniert werden. Der Mittelwald besteht somit aus dem verschieden alten Altbestand in der Oberschicht und dem Jungwuchs, der für die Brennholznutzung in regelmäßigen Abständen ganzflächig genutzt wird. Beim Jungwuchs handelt es sich in der Regel um Stockausschläge. Einige gut gewachsene Bäume werden bei der Holzernte stehen gelassen und bilden als Kernwuchs über die Jahre die Oberschicht.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Mollusca**

Taxonomischer Stamm der Weichtiere.

**Monitoring-Bias**

Wichtiger Faktor bei der Interpretation der Ergebnisse des Weighted Vote Count des *Faktencheck Artenvielfalt*, da die Datensätze vielfach aus Naturschutz- oder anderweitig geschützten Gebieten stammen und das Monitoring zum Teil erst nach deutlicher Störung des Gebietes beginnt bzw. mit Aufgabe der Nutzung endet.

**Monokultur (Wald)**

Anbau von Wäldern mit nur einer Baumart, die einen sehr einheitlichen Aufbau aufweisen.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Moräne**

Vom Eis (Gletscher oder Inlandeis) transportiertes und abgelagertes Material, wobei der Begriff das auf, im oder unter dem Eis bewegte, noch nicht abgelagerte Material mit einschließt.

<https://www.spektrum.de/lexikon/geowissenschaften/moraene/10765>

**morphologische Vielfalt**

Vielfalt der Formen/Gestalt von Organismen.

**Mortalität**

Sterblichkeit.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

**Multifunktionalität**

gleichzeitige Bereitstellung mehrerer Ökosystemleistungen.

**Munitionsversenkungsgebiete**

Gebiete, in denen sich Munitionsrückstände befinden, bspw. die Lübecker Bucht.

**Mykorrhiza**

Mykorrhiza ist die Lebensgemeinschaft von Bodenpilzen, die mit Pflanzenwurzeln in einer Symbiose leben. Der Pilz besiedelt das Feinwurzelsystem der Pflanze, versorgt die Pflanze mit Nährstoffen wie Phosphor und Stickstoff und macht Wasser leichter verfügbar. Der Pilz wird im Gegenzug mit organischen Stoffen, wie Kohlenhydraten, versorgt.

**Myxomyceten**

Schleimpilze.

**NabioWald**

Eine Arbeitsgruppe aus Vertretern von Bundes- und Landesressorts aus dem Bereich Forstwirtschaft und Naturschutz arbeitet ein nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald (NaBioWald) aus. Ziel des Monitorings ist es, umfassende und repräsentative Informationen über die biologische Vielfalt in den Wäldern und über die sie beeinflussenden Faktoren und deren Wirkungsweisen zu gewinnen.

<https://www.thuenen.de/de/fachinstitute/waldoekosysteme/arbeitsbereiche-neu/oekologie-walddynamik/projekte-initiativen/nationales-biodiversitaetsmonitoring-im-wald>

**Nahrungsgilde**

Zusammenfassung von Arten, die die gleiche trophische Ebene und ähnliche Ernährungsweisen sowie eine vergleichbare Funktion im Nahrungsnetz haben (Heijboer et al. 2018).

**Nahrungsnetz**

Die in einem Ökosystem untereinander verbundenen Nahrungsketten (Beziehungen zwischen Organismen, die sich voneinander ernähren). Pflanzen, Pflanzen-

fresser und Fleischfresser sind alle Teile des Nahrungsnetzes.

[https://ec.europa.eu/health/scientific\\_committees/opinions\\_layman/de/zahnamalgam/glossar/mno/nahrungsnetz.htm](https://ec.europa.eu/health/scientific_committees/opinions_layman/de/zahnamalgam/glossar/mno/nahrungsnetz.htm)

### Nationale Biodiversitätsstrategie (NBS)

Die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt (NBS) ist die zentrale Naturschutzstrategie der Bundesregierung und wesentliches Instrument zur Umsetzung internationaler Vereinbarungen zum Schutz der Biodiversität in Deutschland. Mit der NBS liegen seit 2007 Ziele der Bundesregierung für die Erhaltung und Verbesserung der biologischen Vielfalt sowie deren nachhaltige Nutzung vor.

Mit einer umfangreichen Fortentwicklung der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt, der NBS 2030, will die Bundesregierung ihrer Verantwortung für den Schutz der biologischen Vielfalt in Deutschland und weltweit nachkommen und einen ehrgeizigen Beitrag zur Umsetzung des Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework sowie der EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 leisten.

Die NBS 2030 wird alle für den Biodiversitätsschutz zentralen Themen mit neuen Zielen unter einem strategischen Dach bündeln und die Verursacher für den anhaltenden Verlust der Biodiversität effektiv adressieren. Neben neuen Zielen wird bei der NBS 2030 vor allem eine verbesserte Umsetzung im Vordergrund stehen.

<https://www.bmu.de/themen/naturschutz/allgemeines-und-strategien/nationale-strategie>

### Nationales Naturerbe

Das Nationale Naturerbe ist eine herausragende Initiative des Bundes. Der Bund verzichtet seit 2005 auf den Verkauf ausgewählter wertvoller Naturflächen im Bundeseigentum und gibt sie stattdessen in die Hände des Naturschutzes. Das Nationale Naturerbe umfasst mit der Verabschiedung einer Änderung des Ausgleichsleistungsgesetzes durch den Deutschen Bundestag am 24. Juni 2021 nun insgesamt rund 164.000 Hektar. Zum Nationalen Naturerbe zählen ehemals militärisch genutzte Gebiete, Flächen entlang der innerdeutschen Grenze (»Grünes Band«), Treuhandflächen aus dem DDR-Volkvermögen und stillgelegte DDR-Braunkohletagebaue. Viele Gebiete haben sich über Jahrzehnte hinweg trotz ihrer in Teilen sehr intensiven Nutzung zu einzigartigen Naturräumen entwickelt – als Refugien für viele seltene Tier- und Pflanzenarten (BMUV (2021): Nationales Naturerbe).

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00667707.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00667707.html)

### nationales Naturmonument

Rechtsverbindlich festgesetzte Gebiete, die aus wissenschaftlichen, naturgeschichtlichen, kulturhistorischen oder landeskundlichen Gründen und wegen ihrer Seltenheit, Eigenart oder Schönheit von herausragender Bedeutung sind. Nationale Naturmonumente sind wie Naturschutzgebiete zu schützen (Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG § 24).

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_b9faa164.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_b9faa164.html)

### Nationalpark

Klar definiertes, ausgedehntes Gebiet, das ökologisch besonders wertvoll ist und in großen Teilen einer natürlichen Dynamik unterliegen soll. Anders als in einem Totalreservat wird in einem Nationalpark die Natur nicht unbedingt sich selbst überlassen. Besteht die Notwendigkeit zum Erhalt der Artenvielfalt, wird durch spezielle Maßnahmen regulierend eingegriffen.

Gemäß der Definition der Internationalen Union zum Schutz von Natur und natürlichen Objekten (IUCN) sind Nationalparks natürliche Gebiete auf dem Wasser oder dem Land, die vorgesehen sind,

- um die Unversehrtheit eines oder mehrerer Ökosysteme zu schützen und für die jetzige und künftige Generationen zu erhalten.
- um Ausbeutung ebenso zu verhindern wie andere Tätigkeiten, die dem Gebiet Schaden zufügen.
- um eine Basis zur Spiritualität, Forschung, Schulung, Erholung und Besichtigung zur Verfügung zu stellen, die ökologisch und kulturell vereinbar ist.

<https://www.forstwirtschaft-in-deutschland.de/waelder-entdecken/forstliches-glossar/>

### Natur als Kultur (NaK)

Eine der drei Hauptbegründungen des Nature Future Framework. NaK beschreibt den Willen, die Natur und die biologische Vielfalt in ihr zu schützen, um diese als Ort für kulturelle Identität, Ort der Erholung und der Bildung zu erhalten. Siehe auch »Nature Future Framework (NFF)«.

### Natur für Gesellschaft (NfG)

Ein der drei Hauptbegründungen des Nature Future Framework. NfG stellt den Nutzen der Natur für die Menschen in den Vordergrund und spielt bspw. bei der effizienten und nachhaltigen Nutzung von Ökosystemleistungen eine große Rolle. Siehe auch »Nature Future Framework (NFF)«.

### Natur für Natur (NfN)

Eine der drei Hauptbegründungen des Nature Future Framework. NfN bedeutet einen Schutz der Natur um ihrer selbst willen. Siehe auch »Nature Future Framework (NFF)«.

### Natura 2000

Europäisches Schutzgebietsnetzwerk, welches zum Schutz der biologischen Vielfalt von Arten und Lebensräumen neben den FFH-Gebieten auch die europäischen Vogelschutzgebiete umfasst.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Naturbasierte Lösungen (nature-based solutions)

Lösungen, die von der Natur strukturell und/oder funktional inspiriert und unterstützt werden, die kosteneffizient sind, gleichzeitig ökologische, soziale und wirtschaftliche Vorteile bieten und zum Aufbau von Resilienz beitragen.

EC. 2023, Juli 10. Nature-based solutions. European Commission.

### Nature Future Framework (NFF)

Das Nature Future Framework wird im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* verwendet, um die Grundmotive für den Schutz der Biodiversität darzulegen. Dabei wird von den drei Hauptbegründungen Natur für Natur (NfN), Natur als Kultur (NaK) und Natur für Gesellschaft (NfG) ausgegangen. NfN bedeutet einen Schutz der Natur um ihrer selbst willen. NaK beschreibt den Willen, die Natur und die biologische Vielfalt in ihr zu schützen, um diese als Ort für kulturelle Identität, Ort der Erholung und der Bildung zu erhalten. NfG stellt den Nutzen der Natur für die Menschen in den Vordergrund und spielt bspw. bei der effizienten und nachhaltigen Nutzung von Ökosystemleistungen eine große Rolle.

### Nature Restoration Law (NRL, Gesetz zur Wiederherstellung der Natur)

Die EU-Verordnung zur Wiederherstellung der Natur soll wesentlich zur Wiederherstellung funktionsfähiger, resilienter Ökosysteme beitragen. Sie ist ein zentrales Instrument, um die internationalen Verpflichtungen zur Renaturierung degradierter Ökosysteme umzusetzen, zu deren Erreichung sich Deutschland auf der Weltnaturkonferenz (CBD COP 15) bekannt hat. Die Verordnung ist zudem ein Kernelement des europäischen »Green Deal«. Sie wird zur Verbesserung der biologischen Vielfalt beitragen, die Widerstandsfähigkeit der Natur erhöhen und den natürlichen Klimaschutz unterstützen.

Das »EU Nature Restoration Law« sieht unter anderem vor, dass EU-weit bis 2030 auf mindestens 20 Prozent der Land- und 20 Prozent der Meeresflächen Wiederherstellungsmaßnahmen ergriffen werden. Erstmals macht die Wiederherstellungsverordnung zeitlich verbindliche Vorgaben für Wiederherstellungsmaßnahmen und umfasst sowohl Land-, Küsten- und Süßwasserökosysteme als auch Meeresökosysteme.

Die Verordnung verfolgt einen weit gefassten Ansatz und nimmt die gesamte Landschaft in den Blick – von Flüssen über Wälder, Agrarlandschaften, Moore und Böden bis hin zu den Meeren und der Natur in der Stadt. Sie knüpft an bestehende EU-Naturschutzrichtlinien wie die FFH-Richtlinie an und soll Synergien zu bestehenden Wiederherstellungsverpflichtungen bestmöglich nutzen. Damit wird ein entscheidender europäischer Beitrag zu den internationalen Wiederherstellungszielen geleistet.

Das Europäische Parlament hat am 27.02.2024 den Entwurf einer EU-Wiederherstellungsverordnung in der Kompromissfassung des Trilogs angenommen. Nach Billigung durch den Rat der EU wird die Verordnung voraussichtlich im Mai oder Juni 2024 in Kraft treten.

<https://www.bfn.de/aktuelles/eu-parlament-stimmt-fuer-verordnung-zur-wiederherstellung-der-natur>

### Nature's Contribution to People (NCP)

Alle positiven und negativen Beiträge der lebenden Natur (d. h. die Vielfalt der Organismen, Ökosysteme und die damit verbundenen ökologischen und evolutionären Prozesse) zur Lebensqualität der Menschen. Zu den positiven Beiträgen der Natur gehören beispielsweise die Bereitstellung von Nahrungsmitteln, die Wasserreinigung, der Hochwasserschutz und die künstlerische Inspiration, während zu den negativen Beiträgen die Übertragung von Krankheiten und Raubtiere gehören, die den Menschen oder ihr Vermögen schädigen. Viele Beiträge der Natur für den Menschen können je nach kulturellem, zeitlichem oder räumlichem Kontext als Nutzen oder Nachteil wahrgenommen werden.

<https://www.ipbes.net/glossary-tag/natures-contributions-people>

### Naturerfahrungsraum (NER)

In NER stehen das Erfahren der Natur und das freie Spiel im Vordergrund, d. h. ohne pädagogische Anleitung oder Spielgeräte. Dadurch werden bewegungsbezogenes Spiel, Rollenspiel, experimentelles Spielen mit Materialien, ruhiges beobachtendes Spiel, aber auch stille Teilhabe und das Entdecken der Natur ermöglicht. Um Kindern einen unbegleiteten Besuch zu ermöglichen und Tendenzen wie Medienkonsum und Verhäus-

lichung entgegenzuwirken, sollten NER in unmittelbarer Wohnumgebung liegen, damit die Kinder diese selbstständig und unabhängig von einer Begleitung durch Erwachsene erreichen können.

<https://www.naturerfahrungsraum.de/was-sind-ner>

### Naturkapital

Natürliche Ressourcen und Ökosystemdienste in der Biosphäre, die vom Menschen genutzt werden und dadurch für ihn ein Kapital darstellen.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Naturnahe/naturgemäße Waldwirtschaft

Forstwirtschaftliche Wirtschaftsweise mit dem Leitgedanken eines artenreichen und altersgemischten Dauerwaldes. Im Vordergrund stehen die Einzelbaumnutzung (keine Kahlschläge), Nutzung natürlich ablaufender Prozesse (z. B. Verjüngung des Waldes durch Naturverjüngung) sowie Beachtung aller ökologischen Faktoren (Multifunktionalität) bei der Erfüllung ökonomischer Ziele. Als naturschonende Wirtschaftsweise ist sie das Gegenstück zum Altersklassenwald.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Naturschutz

Der Schutz von Ökosystemen, Ökosystemkomplexen sowie ausgewählter Tier- und Pflanzenarten (nach Plachter 1991).

### Naturschutzgebiet

Rechtsverbindlich festgesetztes Gebiet, in dem ein besonderer Schutz von Natur und Landschaft in ihrer Ganzheit oder in einzelnen Teilen erforderlich ist 1. zur Erhaltung, Entwicklung oder Wiederherstellung von Lebensstätten, Biotopen oder Lebensgemeinschaften bestimmter wild lebender Tier- und Pflanzenarten, 2. aus wissenschaftlichen, naturgeschichtlichen oder landeskundlichen Gründen oder 3. wegen ihrer Seltenheit, besonderen Eigenart oder hervorragenden Schönheit (Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), § 23).

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00017898.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00017898.html)

### Naturverjüngung

Verjüngungsverfahren im Waldbau, bei dem sich die Bäume natürlich reproduzieren. Naturverjüngung entsteht durch selbstständige Saat von Bäumen oder durch vegetative Vermehrung (Stockausschlag).

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Naturwaldreservat, Naturwald

Waldgebiet, in dem forstliche Eingriffe mit Ausnahme der Verkehrssicherung und der Bejagung ausgeschlossen sind. Die Waldfläche soll sich möglichst ohne menschliche Eingriffe zu einem »Urwald von morgen« entwickeln. Oft existiert neben einem »Totalreservat« eine Vergleichsfläche, die weiterhin bewirtschaftet wird. Die walddynamischen Prozesse in Naturwaldreservaten werden von forstlichen Forschungsanstalten und angeschlossenen Instituten wissenschaftlich begleitet. Aus der Untersuchung sollen Erkenntnisse für eine naturnahe Waldbewirtschaftung und für den Naturschutz im Wald abgeleitet werden. In Deutschland werden seit den 1980er-Jahren Naturwaldreservate ausgewiesen und erforscht. Je nach Bundesland bezeichnet man sie auch als Naturwald, Naturwaldzelle, Bannwald oder Prozessschutzfläche (Pflanzenforschung.de (2018): Lexikon).

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00017907.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00017907.html)

### Nehrung

Eine lange, schmale Landzunge, die eine Lagune (ein Haff) unvollständig vom Meer abtrennt.

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00604107.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00604107.html)

### Nekromasse

Die abgestorbene organische Substanz einer bestimmten Herkunft, z. B. die Blattnekromasse des Bestandsabfalls in einem Wald.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Neobiota

Die Gesamtheit der neu hinzugekommenen Arten in einem Gebiet, also Neophyten und Neozoen (nichtheimisch).

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Neophyten

gebietsfremde Pflanzen.

### Neozoen

gebietsfremde Tiere.

### Nettoprimärproduktion

Als Nettoprimärproduktion, NPP, wird die Bruttoprimärproduktion (gesamte Substanzmenge, die in einem Bestand von photoautotrophen Pflanzen durch Photosynthese im Laufe eines Jahres gebunden wird) unter Abzug der Bestandsatmung bezeichnet, also die gesamte Trockensubstanzerzeugung (oder Zuwachs an Kohlen-

stoff) durch die Pflanzen. Der während dieser Zeit erzeugte Bestandsabfall gehört mit zur Nettoprimärproduktion (Produktionsgleichung).

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Niedermoor

Flachmoor, Fen (*fen*): durch Verlandung nährstoffreicher Gewässer (eutroph) oder aus versumpftem Mineralboden, aber auch auf nährstoffarmem Substrat entstandener Lebensraum, vorzugsweise in tiefer gelegenen Geländeteilen (Moor). Es gibt basenreiche und saure Niedermoore. In der Vegetation überwiegen Cyperaceen, Juncaceen und Poaceen. Niedermoore entwickeln sich immer im Bereich hohen Grundwassers, von dem die Vegetation im Gegensatz zu der des Hochmoores nicht abgeschnitten ist; es kann aber auch Quell- und Sickerwasser beteiligt sein. Die Zersetzung der Streu wird wegen der Durchtränkung mit Wasser gehemmt. Das Eigenklima (Ökoklima) hängt stark vom Makroklima ab, ist aber im Vergleich zu dem kontinentaleren des Hochmoores häufig maritimer und daher ausgeglichener. Als abschließende Stufe der Verlandung eines nährstoffreichen Gewässers kann sich über das Stadium des Niedermoores auf nährstoffreichen Böden ein Erlenbruchwald, auf ärmeren Böden ein Birken-Fichten-Bruchwald ausbilden.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Niederwald

Waldform, bei der nach der Holzernte der neue lichte, strauchartige Bestand durch Ausschlag junger Triebe aus dem Baumstumpf und den Wurzelstöcken der genutzten Bäume (Stockausschlag) heranwächst. Der neue Bestand entsteht demnach aus vegetativer Vermehrung und nicht durch Saat, Pflanzung oder natürliche Ansamung.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Nitrifikation, Nitrifizierung

Oxidation von Ammoniak unter aeroben Bedingungen durch die »nitrifizierenden« Bakterien (Nitrat- und Nitritbakterien), wobei *Nitrosomonas* Ammoniak zu Nitrit und *Nitrobacter* Nitrit zu Nitrat unter Freisetzung einer beträchtlichen Energiemenge oxidieren (Stoffwechselltyp). Das Endprodukt ist eine der Hauptquellen für den Gehalt des Bodens an Nitrat, einem wichtigen Nährstoff für das Wachstum der höheren Pflanzen; die gleiche Bedeutung hat die Nitrifikation im Wasser für das Wachstum des Phytoplanktons.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### nitrophil

Bezeichnung für Organismen (vor allem Pflanzen und Pflanzengesellschaften), die stickstoffreiche Lebensräume bevorzugen, z. B. viele Ruderalpflanzen.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Novel Ecosystems

Ein neuartiges Ökosystem ist ein System aus abiotischen, biotischen und sozialen Komponenten, das sich durch den Einfluss des Menschen von den historisch vorherrschenden Bedingungen unterscheidet und die Tendenz hat, sich selbst zu organisieren und ohne intensives menschliches Management neue Eigenschaften zu entwickeln.

Hobbs, R. J., Higgs, E. S. and Hall, C. M. (2013). Defining Novel Ecosystems. In *Novel Ecosystems* (eds R. J. Hobbs, E. S. Higgs and C. M. Hall).

<https://doi.org/10.1002/9781118354186.ch6>

### Nudges

Mithilfe von Nudges (engl. Anstupser) wird eine zielgerichtete Verhaltensänderung angestrebt, die durch eine Änderung der Entscheidungsarchitektur (d. h. Design/Kontext, in dem Entscheidungen getroffen werden) erreicht werden soll.

### Oberflächengewässer

Binnengewässer mit Ausnahme des Grundwassers sowie die Übergangsgewässer und Küstengewässer.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

### Oberflächengewässerverordnung

Die Verordnung regelt bundeseinheitlich die detaillierten Aspekte des Schutzes der Oberflächengewässer und enthält Vorschriften zur Kategorisierung, Typisierung und Abgrenzung von Oberflächenwasserkörpern entsprechend den Anforderungen der WRRL.

<https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/wasserrecht/recht-der-oberflaechengewaeasser>

### Offshore Windenergieanlagen, Offshore-Anlagen

Jede Anlage zur Erzeugung von Strom aus Windenergie, die auf See in einer Entfernung von mindestens drei Seemeilen, gemessen von der Küstenlinie der Bundesrepublik Deutschland aus seewärts, errichtet worden ist (Windenergie-auf-See-Gesetz (WindSeeG) vom 1. Januar 2017, § 3 Nr. 11).

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00052095.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00052095.html)

### Ökosystem

Beziehungsgefüge der Lebewesen untereinander (Biozönose) und mit ihrem Lebensraum (Biotop). Ein Ökosystem ist durch Struktur und Funktion charakterisiert. Die Struktur ist bedingt (1) physikalisch durch die Gliederung des Raumes, (2) chemisch durch Menge und Verteilung der anorganischen und organischen Stoffe, (3) biologisch durch das Spektrum der Lebensformen, das Verknüpfungsgefüge der Arten, die Ernährungsstufen (trophische Ebene) der Produzenten, Konsumenten und Destruenten (Nahrungskette, Nahrungsnetz). Die Hauptfunktion eines Ökosystems liegt im Kreislauf der Stoffe und dem damit verbundenen Energiefluss. Die im Ökosystem ablaufenden Prozesse (»Ökosystemprozesse«) werden durch Organismen gesteuert; diese »Informationsflüsse« können aus interorganismischen Wirkungen (Interaktionen) und aus Wechselwirkungen zwischen Organismen und Umgebung bestehen. Ökosysteme als ökologische Systeme sind stets offen und haben bis zu einem gewissen Grade die Fähigkeit zur Selbstregulation.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Ökosystemfunktion (ÖSF)

Bei Ökosystemfunktionen handelt es sich um quantifizierbare biologische, chemische oder physikalische Prozesse in einem Ökosystem.

### Ökosystemingenieure

Eine Art, die als Mitglied einer Lebensgemeinschaft (Biozönose), eines Ökosystems eine prägende und/oder gestaltende Wirkung auf die Umwelt hat, z. B. Regenwürmer oder Ameisen, die als »Bodeningenieure« die Struktur des Bodens gestalten, seinen Nährstoffgehalt und übrige abiotische Bedingungen verändern, die Entwicklung der Mikroflora stimulieren, Einfluss auf das Pflanzenwachstum haben (Drilosphäre, Myrmekosphäre).

Ökosystemingenieure sind auch dominierende Pflanzen wie z. B. Waldbäume oder bestandsbildende Gräser, die die Struktur eines Lebensraumes zu einem großen Teil bestimmen.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Ökosystemleistungen (ÖSL)

Als Ökosystemleistungen werden für den Menschen nutzbare Leistungen der Natur bezeichnet, wie die Be-

reitstellung von Meerestieren als Nahrungsmittel oder die Kühlungseffekte durch den Schattenwurf von Bäumen. Nicht alle diese Leistungen sind von der biologischen Vielfalt abhängig, jedoch werden im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* nur ÖSL mit einem Bezug zur biologischen Vielfalt betrachtet. Die Einteilung erfolgt nach der CICES-Klassifikation in die Kategorien versorgende Leistungen (z. B. Produktion von Nahrungsmitteln), Regulierung und Erhaltung (z. B. Schutz vor Erosion, Lärm) und kulturelle Leistungen (z. B. Erholung, Bildung).

### Ökotone

Ökotone bezeichnen Randstrukturen und Übergänge zwischen Lebensräumen.

### Oligochaeta

Wenigborster.

### Onshore-Windenergieanlage

Jede Anlage zur Erzeugung von Strom aus Windenergie, die keine Windenergieanlage auf See ist (Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) vom 21. Juli 2014, § 3 Nr. 48).

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00606340.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00606340.html)

### ordnungsrechtliche Instrumente

Ordnungsrechtliche Instrumente umfassen Gesetze, politische Abkommen, Richtlinien, Verbote und Gebote wie bspw. das Bundesnaturschutzgesetz.

### Oslo-Paris-Abkommen (OSPAR)

Das OSPAR-Übereinkommen von 1992 ist seit 25.03.1998 völkerrechtlich in Kraft. Die Vertragsparteien müssen alle ihnen möglichen Maßnahmen treffen, um Verschmutzungen zu verhüten und zu beseitigen. Sie unternehmen ferner alle notwendigen Schritte zum Schutz des Meeresgebiets vor den nachteiligen Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten, um die menschliche Gesundheit zu schützen, die Meeresökosysteme zu erhalten und, soweit durchführbar, beeinträchtigte Meereszonen wiederherzustellen. Dabei müssen sie das Vorsorge- und das »Verursacherprinzip« beachten sowie die »besten verfügbaren Techniken« und die »beste Umweltpaxis« anwenden. Das OSPAR-Übereinkommen gilt insbesondere auch für landseitige Verschmutzungen (UBA (2015): Meeresschutzrecht).

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00018937.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00018937.html)

### Ownership

Der englische Begriff Ownership bedeutet wörtlich übersetzt »Eigentümerschaft«. Er wird in der entwicklungs-

politischen Diskussion verwendet, um die Identifikation der Menschen mit einem sie betreffenden Vorhaben zu umschreiben. Ownership ist auch die Eigenverantwortung, die Zielgruppen und Partnerorganisationen bei der Entwicklungszusammenarbeit übernehmen. Sie gilt als wichtige Vorbedingung für die Effizienz, die Nachhaltigkeit (Lexikoneintrag zum Begriff aufrufen) und den Erfolg von Maßnahmen.

<https://www.bmz.de/de/service/lexikon/ownership-14742>

### Paludikultur

Land- und forstwirtschaftliche Nutzung nasser und wiedervernässter Moore unter Erhalt oder Aufbau des Torfkörpers, zum Beispiel durch die Kultivierung von Seggen, Schilf, Rohrkolben, Torfmoos oder Erlen sowie durch die Beweidung durch Wasserbüffel (DEHST (2020): Glossar).

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00660833.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00660833.html)

### Parasiten

Schmarotzer; Organismus, der auf oder in anderen Organismen (Wirt) lebt und sich von deren Körpersubstanz ernährt, ohne im Regelfall seinen Wirt zu töten (Parasitismus). Parasiten können Pflanzen oder Tiere (aber auch Bakterien und Viren) sein. Parasiten nutzen als Schmarotzer gleichsam das »laufende Einkommen« ihres Wirtes.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Partizipative Ansätze

Der aktive Einbezug von Laien und Personen aus der Praxis in die Politikgestaltung.

### Pathogen

Krankheitserreger; Art aus der Gruppe der Viren, Bakterien, parasitischen Pflanzen oder parasitischen Tiere, die in einem Wirt eine Krankheit bedingt. Die Mikroorganismen unter den Krankheitserregern kann man im weiteren Sinne ebenfalls zu den Parasiten zählen. Häufig werden zu den Krankheitserregern nur Viren und Mikroorganismen gerechnet.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Peer-Review

Ein Begutachtungssystem für wissenschaftliche Publikationen durch Expert:innen aus demselben Fachgebiet.

### PEFC

Das Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes (PEFC) ist das in Deutschland und welt-

weit meistverbreitete Zertifizierungssystem. In Deutschland liegt der Anteil PEFC-zertifizierter Waldflächen bei zirka 7,3 Millionen Hektar (2011). PEFC-gekennzeichnete Holz- oder Papierprodukt stammen aus Rohstoffen von Wäldern, die nach den Regeln einer ordnungsgemäßen, verantwortungsbewussten Forstwirtschaft bewirtschaftet werden. [www.pefc.de](http://www.pefc.de)

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Pelagial

Der uferferne Freiwasserbereich oberhalb des Seebodens.

### periurban

Periurbanisierung bezeichnet ein verstreutes städtisches Wachstum, welches fragmentierte Landschaften mit gemischten städtischen und ländlichen Merkmalen schafft. Solche Gebiete können als ländlich-städtische Randgebiete, Stadtrandgebiete oder städtisches Hinterland bezeichnet werden.

### Pestizid

Wirkstoffe und Zubereitungen, die lästige oder schädliche Lebewesen töten, vertreiben oder in Keimung, Wachstum oder Vermehrung hemmen. Hierunter werden Pflanzenschutzmittel und Biozide zusammengefasst (Umweltbundesamt (2017): Biozidportal).

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_62bbeb00.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_62bbeb00.html)

### Pfadabhängigkeit

Beschreibt den Einfluss vergangener Ereignisse auf heutige Entscheidungen.

### Pflanzenschutzmittel

Produkte, die aus Wirkstoffen, Safenern oder Synergisten bestehen oder diese enthalten und für einen der nachstehenden Verwendungszwecke bestimmt sind:

a) Pflanzen oder Pflanzenerzeugnisse vor Schadorganismen zu schützen oder deren Einwirkung vorzubeugen, soweit es nicht als Hauptzweck dieser Produkte erachtet wird, eher hygienischen Zwecken als dem Schutz von Pflanzen oder Pflanzenerzeugnissen zu dienen

b) in einer anderen Weise als Nährstoffe die Lebensvorgänge von Pflanzen zu beeinflussen (z. B. Wachstumsregler)

c) Pflanzenerzeugnisse zu konservieren, soweit diese Stoffe oder Produkte nicht besonderen Gemeinschaftsvorschriften über konservierende Stoffe unterliegen

d) unerwünschte Pflanzen oder Pflanzenteile zu vernichten, mit Ausnahme von Algen, es sei denn, die

Produkte werden auf dem Boden oder im Wasser zum Schutz von Pflanzen ausgebracht

e) ein unerwünschtes Wachstum von Pflanzen zu hemmen oder einem solchen Wachstum vorzubeugen, mit Ausnahme von Algen, es sei denn, die Produkte werden auf dem Boden oder im Wasser zum Schutz von Pflanzen ausgebracht.

(EU-Verordnung über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (Verordnung (EG) Nr. 1107/2009), Artikel 2 Nr.1)

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00019192.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00019192.html)

### Phänologie

Erscheinungslehre; Wissenschaft, die den Einfluss von Klima und Witterung auf die Wiederkehr des jährlichen Erscheinens pflanzlichen und tierischen Lebens behandelt, denen aber auch endogene Rhythmen und Steuerungsmechanismen zugrunde liegen können. Hierher gehören bei Pflanzen z. B. Daten der Knospung, Blattbildung, Blüte, Frucht, Laubfall, bei Tieren z. B. Ankunft und Wegzug der Zugvögel, Aufhören und Beginn von Winterschlaf, Kältestarre, Sommerschlaf, Beginn der Paarung und Fortpflanzung. In einem weiteren Sinne Entwicklungszylus eines Organismus im Laufe eines Jahres.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### photische Schicht

in Gewässern die obere, von Licht durchstrahlte Schicht, in der Photosynthese von Pflanzen möglich ist (euphotisch). Bisweilen wird die dysphotische Schicht zur photischen Schicht hinzugerechnet.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Photosynthese

Aufbau von organischer Substanz (Glucose) aus energieärmeren, anorganischen Stoffen – hauptsächlich Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>) und Wasser (H<sub>2</sub>O) – mithilfe von Lichtenergie.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Photovoltaik

Bei der Photovoltaik (PV) kommen hauptsächlich mono- und polykristalline Solarzellen zum Einsatz. Solarzellen bestehen aus einem Halbleitermaterial, das unter dem Einfluss von Sonnenlicht Elektronen in Bewegung setzt und damit Strom erzeugt. Dieser Gleichstrom wird über einen Wechselrichter in Wechselstrom umgewandelt.

<https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/erneuerbare-energien/photovoltaik#Funktion>

### Phylogenetische Vielfalt

Bezeichnet die Vielfalt verschiedener Abstammungslinien.

### Phytoplankton

Im Freiwasser lebende, mit der Wasserbewegung treibende bzw. schwebende pflanzliche Organismen.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

### Pionierbaumarten

Die ersten Baumarten, die sich auf Freiflächen z. B. nach Kahlschlag oder Kalamitäten ansamen. Die leichten und flugfähigen Samen der Pionierbaumarten (z. B. Birke, Aspe, Kiefer, Erle und Weide) sind lichtliebend und unempfindlich gegenüber der auf unbesiedelten Böden herrschenden Hitze, Trockenheit oder Frost. Durch ihr Vorhandensein haben anspruchsvollere Baumarten erst die Möglichkeit der Ansiedlung.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Pionierwälder

Bezeichnet einen sich neu ausbildenden Wald, welcher zunächst durch Weiden, Sandbirken und Zitterpappeln besiedelt wird.

[https://geopark-hblo.de/wp-content/uploads/2021/05/Ix7\\_40x30cm\\_FIN.pdf](https://geopark-hblo.de/wp-content/uploads/2021/05/Ix7_40x30cm_FIN.pdf)

### Plenterwald

Bewirtschaftungsform des Hochwaldes, ähnlich wie der Dauerwald. Naturnahes Waldpflege- und Nutzungskonzept, welches sich durch mehrschichtige, ungleichaltrige und überwiegend gemischte Bestände auszeichnet. Aus dem stetig bestockten Wald entstehen strukturreiche Bestände, die durch Einzelbaumnutzung und Naturverjüngung »dauerhaft« zur Holzproduktion erhalten werden.

Der Unterschied zum Dauerwald besteht jedoch darin, dass die »Plenterung« im ursprünglichen Sinne eine Bewirtschaftung der Halbschatten- und Schattenbaumarten Fichte, Buche und insbesondere Weißtanne ist. Der Plenterbetrieb ist an das Vorkommen der Weißtanne gebunden und begünstigt die Weißtanne gegenüber Fichte und Buche. Durch gezielte Freistellung ist es der sehr schattentoleranten Weißtanne möglich, noch in die Oberschicht des Bestandes hineinzuwachsen, auch wenn sie über Jahrzehnte im Unterstand verharret.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Politische und rechtliche Treiber**

Eine Kategorie der indirekten Treiber, welche bspw. Konvention, Richtlinien und Gesetze enthält.

**Polychaeta**

Vielborster.

[https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg\\_Infos/Glossar/Glossar\\_node.html](https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg_Infos/Glossar/Glossar_node.html)

**Polychlorierte Biphenyle (PCB)**

Polychlorierte Biphenyle (PCB) wurden seit 1929 bis Anfang der 1980er-Jahre industriell hergestellt. Sie sind ein Gemisch unterschiedlich chlorierter Einzelverbindungen (maximal 209 verschiedene Verbindungstypen [Kongenerere]). Als Dielektrikum, Flammenschutzmittel und als Weichmacher haben sie in der Vergangenheit breite Verwendung gefunden. Aufgrund ihrer Langlebigkeit, der Akkumulation in der Umwelt und vor allem in der Nahrungskette und ihrer Toxizität sind die Verwendung und das Inverkehrbringen in Deutschland seit 1989 verboten.

[http://www.wissenwiki.de/Polychlorierte\\_Biphenyle](http://www.wissenwiki.de/Polychlorierte_Biphenyle)

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00019542.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00019542.html)

**Porenwasser**

Ein flüssigkeitsgefüllter Raum zwischen den Sandkörnern des Sediments.

**Post-hoc-Integration**

In der Statistik hat post hoc eine spezifische Bedeutung, und zwar im Kontext der Post-hoc-Tests. Es handelt sich dabei um Signifikanztests in Form von Einzelvergleichen. Führt man beispielsweise eine Varianzanalyse durch, so stellt man zunächst nur fest, dass zwischen mehreren Gruppen insgesamt signifikante Mittelwertunterschiede bestehen. Damit ist noch keine Aussage getroffen, welche Gruppen sich konkret signifikant unterscheiden. Post-hoc-Tests bieten entweder paarweise Mittelwertvergleiche oder Teilgruppenvergleiche.

<https://statistik-dresden.de/ad-hoc-und-post-hoc/>

**Präadaptation**

Genetische Vielfalt ermöglicht eine Voranpassung gegenüber Stressoren

**Prädation**

Trophische Wechselbeziehung, bei der ein Individuum der einen Art (der Prädator) Individuen einer anderen Art (der Beute) teilweise oder ganz konsumiert.

<https://lehrbuch-biologie.springer.com/lexikon/5191>

**precision conservation**

Ansatz, der auf die Erhaltung von Boden und Wasser in landwirtschaftlichen und natürlichen Gebieten abzielt. Dafür werden räumliche Technologien wie GIS oder Fernerkundung und Prozesse wie Oberflächenmodellierung und Kartenanalyse genutzt.

Capmourteres et al. (2018): Precision conservation meets precision agriculture: A case study from southern Ontario, *Agricultural Systems* 167, 176–185, ISSN 0308-521X

<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.09.011>

**Primärproduktion**

Beschreibt die durch Primärproduzenten fixierte Kohlenstoffmenge pro Zeiteinheit.

<https://lehrbuch-biologie.springer.com/lexikon/5191>

**Primärproduzent**

Organismus, der organische Substanz aus anorganischer bildet.

[https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg\\_Infos/Glossar/Glossar\\_node.html](https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg_Infos/Glossar/Glossar_node.html)

**Primer**

Kurzer, einzelsträngiger Abschnitt einer Nukleinsäure, gewöhnlich RNA, der die erforderliche Matrize für die Synthese eines neuen DNA-Strangs bildet. Die Synthese erfolgt dabei vom 3'-Ende des Primers an.

<https://lehrbuch-biologie.springer.com/lexikon/5191>

**Privatwald**

Wald, der weder Körperschaftswald noch Staatswald ist. Privatwald befindet sich im Eigentum von natürlichen oder juristischen Personen oder auch Personengesellschaften.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Prozessschutz**

Strategie des Naturschutzes, dessen Ziel darin liegt, natürlich-dynamische Prozesse zu erhalten. Unvorhersehbare Veränderungen eines Lebensraums durch abiotische und biotische Schäden sind beim Prozessschutz erwünscht, um eine natürliche Dynamik von Ökosystemen zu fördern. Im engeren Sinn schließt Prozessschutz dauerhafte menschliche Eingriffe aus, räumt aber gelegentliche Pflegemaßnahmen zur Einleitung natürlicher Prozesse ein. Unterschieden wird zwischen segregativem (selbst regulierende Ökosysteme; Ablauf einer natürlichen Sukzession) und integrativem Prozessschutz (Integration natürlicher Prozesse in Landnutzungsformen).

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Querbauwerk

Im Gewässerausbau quer zur Fließrichtung erstellte Stauanlagen (Wehre, Talsperren und Staustufen) sowie Sohlenstufen (Grundschwellen, Abstürze, Absturztreppe, Sohlgleiten), die z. B. der Energiegewinnung, Sohlenstabilisierung oder landwirtschaftlichen Bewässerung dienen.

Querbauwerke führen zu einer starken Beeinträchtigung der natürlichen Fließgewässerentwicklung. Neben einer Unterbindung der Durchgängigkeit für Lebensgemeinschaften kommt es zu einem Aufstaubereich stromaufwärts des Querbauwerkes, in dem die Fließgeschwindigkeit herabgesetzt und Feststoffe abgelagert werden, woraus umfangreiche Versandungen und Verschlämmungen resultieren. Diese künstlich geschaffenen Barrierewerke führen zu tiefgreifenden Veränderungen der Fließcharakteristik und Habitatausprägung eines Gewässers.

<https://www.spektrum.de/lexikon/geographie/querbauwerk/6362>

### RAMSAR-Konvention

Ziel des Übereinkommens von 1971 ist die Erhaltung von Feuchtgebieten, Feuchtwiesen, Moor- und Sumpfgebieten oder Gewässern, insbesondere als Lebensraum für Wasser und Watvögel. Die Bundesrepublik Deutschland ratifizierte das Abkommen 1976. Inzwischen sind 29 Feuchtgebiete in die Weltliste aufgenommen.

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00020240.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00020240.html)

### Raumordnungsplanung

Raumordnungspläne sind der Bauleitplanung der Gemeinden und der vielfältigen Fachplanung übergeordnete Pläne. Gemäß § 1 Raumordnungsgesetz (ROG) ist der Gesamttraum der Bundesrepublik durch zusammenfassende und aufeinander abgestimmte Raumordnungspläne zu entwickeln, zu ordnen und zu sichern. Gemäß § 3 Nr. 7 ROG bestehen folgende Formen von Raumordnungsplänen: 1. Raumordnungspläne für das Landesgebiet nach § 8 ROG (Landesentwicklungspläne), 2. Pläne für Teilräume der Länder (Regional- oder Gebietesentwicklungspläne) nach § 9 ROG.(1)

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00020349.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00020349.html)

### regionale Disparitäten

Ungleichheiten in der Raumstruktur einer Region oder im Vergleich von zwei oder mehreren Regionen. Die Beseitigung regionaler Disparitäten ist Aufgabe der Regionalpolitik.

<https://wirtschaftslexikon.gabler.de/definition/regionale-disparitaeten-43134/version-266467>

### regulierende ÖSL

Bezeichnet im *Faktencheck Artenvielfalt* (Einteilung nach CICES) eine Kategorie an Ökosystemleistungen, welche regulierend auf Wasser-, Energie- und Strahlungshaushalt wirken.

### Reinbestand

Ein Waldbestand aus nur einer Baumart.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### relationale Werte (Natur-Mensch-Beziehung)

Mensch-Natur-Interaktionen und funktionierende zwischenmenschliche Interaktionen (auch generationsübergreifend) durch die Natur (z. B. Fürsorge, Gegenseitigkeit, Identitätsgefühl und Spiritualität) (IPBES et al. 2022).

### Reliktwälder

Wälder, die die Gletscherzyklen der Eiszeiten überlebt haben.

<https://www.wwf.de/themen-projekte/projektregionen/kaukasus/feuchtgebiete-west-georgiens>

### Remäandrierung

Wiederherstellung eines natürlichen, geschwungenen Flusslaufs.

### Remineralisierung, Remineralisation

Remineralisation: Abbau (Zerlegung, Zersetzung) abgestorbener organischer Substanz zu anorganischen Stoffen durch die Tätigkeit von Mikroorganismen. Diese legen einen Teil der Stoffe im Körper fest (Immobilisation), ein Teil bleibt für höhere Pflanzen nutzbar.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Renaturierung

Allgemein: Die Herstellung naturnäherer Vegetation (die nicht standorttypisch sein muss) auf häufig stärker gestörten oder degradierten Flächen; auch im umfassenden Sinne für Restauration gebraucht.

Für Gewässer auch: Rückführung eines durch menschliche Einwirkung naturfernen Gewässers oder eines Gewässerteils in einen naturnahen Zustand. Vor allem durch Wiederherstellung bzw. wesentliche Verbesserung der Gewässerstruktur oder Umgestaltung eines früher technisch ausgebauten Gewässers.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

### Resilienz

Ein unterschiedlich definierter Begriff im Kontext »Stabilität« von Ökosystemen; er bezeichnet die Fähigkeit eines Systems, nach Störung in den Ausgangszustand zurückzukehren, und bezieht sich auch auf die Geschwindigkeit dieses »Zurückschwingens«. Manche Autoren gebrauchen Resilienz synonym zu Elastizität oder in einem eingegrenzten Sinn als elastische Reaktion eines Ökosystems im Rahmen zyklischer Veränderungen.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Resistenz

Widerstandsfähigkeit der Organismen gegen Schaderreger oder sonstige extreme Umwelteinflüsse oder Stressfaktoren (wie Hitze, Kälte, Gifte). Es gibt hierbei alle Übergänge von Anfälligkeit über schwache Resistenz bis zum höchsten Grad von Resistenz. Nach einer verbreiteten Auffassung in der Pflanzenökologie besteht Resistenz aus den Komponenten Toleranz (als physiologische Anpassung an den Stressfaktor) und Vermeidung des Einflusses über physiologische Prozesse. In der Parasitologie bezeichnet man als passive Resistenz die strukturellen oder physiologischen Eigenschaften des Wirtskörpers, die Befall, Eindringen oder Ausbreitung in ihm unmöglich machen. Unter aktiver Resistenz versteht man die stofflichen Abwehrreaktionen des Wirtes, durch die der Parasit lokalisiert, geschwächt oder toleriert wird. Resistenz gehört zur Reaktionsnorm eines Lebewesens.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Rewilding

Rewilding hat sich als ein innovatives Konzept des Naturschutzes entwickelt und etabliert. Es geht darum, dass mehr großflächige Naturräume sich selbst überlassen werden, natürliche Prozesse wieder vielfältige Landschaften gestalten, gestörte Ökosysteme regeneriert und stark geschädigte Landschaften wiederhergestellt werden. Durch Rewilding entwickelt die Natur selbst wieder vielfältigere, wildere und klimaresiliente Lebensräume.

<https://rewilding-oder-delta.com/was-ist-rewilding/>

### Rhizosphäre

Die unmittelbare Umgebung der Pflanzenwurzel, die ein wichtiger Ansiedlungsplatz für Bodenbakterien, Pilze, Protozoen, Nematoden, Milben, Collembolen ist. Diese

können dort vor allem wegen der Wurzelauflösungen in höherer Zahl vorkommen als im weiter entfernten Bodenbereich.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Rohdaten

Rohdaten sind alle ursprünglichen, unveränderten Beobachtungen, Informationen oder Messwerte, die bei einer Arbeit anfallen, bevor sie beurteilt, berechnet oder ausgewertet werden.

<https://www.gmp-verlag.de/content/de/question-of-the-week/was-versteht-man-unter-rohdaten>

### Rohholz

Für den Verkauf angebotene entastete, entwipfelte und eventuell entrindete Baumstämme. Auch in kleinere Teilstücke zerleinerte Stämme oder aufgespaltenes Schichtholz gehören zum Rohholz. Neben dem Rohholz fällt beim Holzeinschlag noch das Waldrestholz an. Rohholz wird hauptsächlich in die beiden Sortimenten Stammholz zum Erzeugen von Schnittholz und Industrielholz für den chemischen Aufschluss und/oder die mechanische Zerkleinerung unterteilt. Daneben gibt es inzwischen auch einen Großteil an Rohholz, das als Energieholz thermisch verwertet wird. Randsortimente von Rohholz mit sehr geringem Mengenanfall sind Furnierholz, Stangenholz, Masten, Rammpfähle, Schwellen- oder Grubenholz.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Rote Liste, Rote Liste gefährdeter Arten

Rote Listen sind Verzeichnisse ausgestorbener, verschollener und gefährdeter Tier-, Pflanzen- und Pilzarten, Pflanzengesellschaften sowie Biotoptypen und Biotopkomplexe. Sie sind wissenschaftliche Fachgutachten, in denen der Gefährdungsstatus für einen bestimmten Bezugsraum dargestellt ist. Sie bewerten die Gefährdung anhand der Bestandsgröße und der Bestandsentwicklung.

[http://www.bfn.de/0322\\_rote\\_liste.html](http://www.bfn.de/0322_rote_liste.html)

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00021065.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00021065.html)

### Rückegassen, Rückewege

Rückegassen (Rückewege) sind unbefestigte Schneisen im Waldbestand, die im Rahmen der sogenannten Feinerschließung angelegt werden. Sie dienen Rückemaschinen, Harvestern und Forwardern zur Befahrung bei Holzerntemaßnahmen. Die Neigung des Geländes ist entscheidend für die Unterscheidung zwischen Rückegasse und Rückeweg.

Die im überwiegend ebenen Gelände angelegten 3 bis 4 m breiten Rückegassen verlaufen optimalerweise im rechten Winkel zur LKW-befahrbaren Straße. Der Abstand der Rückegassen liegt zwischen 20 und 60 m.

Im Gebirge bei Hangneigungen über 30 % werden Rückewege angelegt, die dann in einem Abstand von ca. 100 m zueinander parallel zu den Höhenlinien verlaufen. Für die Anlage von Rückewegen sind Erdarbeiten nötig.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Ruderalvegetation

Ruderalvegetation ist die vorwiegend krautige Vegetation anthropogen stark veränderter und/oder gestörter Wuchsplätze, sofern diese weder land- noch forstwirtschaftlich genutzt werden.

<http://www.ruderal-vegetation.de/wasistdas.html>; basierend auf Brandes 1985 sowie Brandes & Griese 1991

### ruralurbaner Gradient

Der ruralurbane Gradient ist eine idealtypische Verbindungslinie zwischen dem »Städtischen« und dem »Ländlichen«, die eine charakteristische Veränderung in Bezug auf Bevölkerungs- und Bebauungsdichte, Versiegelung und demografische Struktur sowie (mit abnehmender Tendenz) Lebensgewohnheiten und Lebensstile anzeigt (Haase & Nuissl 2010).

<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/1747423X.2010.481079>

### Salinität

Beschreibt den Salzgehalt eines Gewässers.

[https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg\\_Infos/Glossar/Glossar\\_node.html](https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg_Infos/Glossar/Glossar_node.html)

### Schälen

Unter Schälen versteht man das Abnagen von Rindenstücken (im Winter) oder das Abziehen ganzer Rindenstreifen (im Sommer) von Bäumen vor allem durch Rotwild und andere Hirscharten. Es wird nur Rinde geschält, die wenig dickborkig ist.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Schluff

Bodenfraktion mit Mineralpartikeln von 0,002 bis 0,063 mm Größe.

[https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg\\_Infos/Glossar/Glossar\\_node.html](https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg_Infos/Glossar/Glossar_node.html)

### Schlüsselarten

Art, die in einer Lebensgemeinschaft eine wichtige Funktion hat. Durch ihr Wegfallen würde sich das System stark verändern.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Schutzgebiete

Gebiet, in dem durch Schutzmaßnahmen die biologische Diversität erhalten und natürliche Strukturen und Prozesse bewahrt werden sollen. Es ergeben sich nach der Intensität des Schutzes eine Reihung von Schutzgebieten mit keinen oder geringen Eingriffen bis zu stärker vom Menschen genutzten Flächen. In größeren Schutzgebieten gibt es häufig eine strengen Schutzbestimmungen unterliegende Kernzone (engl. *core area*) und eine nach außen angrenzende Pufferzone.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Sedimentation

Ablagerung von transportierten Teilchen in Fließgewässern und Seen.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

### Sedimentverklappung

Das Einbringen von Abfallstoffen (auch Baggergut) durch Schiffe ins offene Meer.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### segregativer Ansatz

Schutz und Förderung biologischer Vielfalt (bspw. in Schutzgebieten) werden getrennt von der Nutzung (Industrie, Landwirtschaft usw.), was zu Problemen z. B. für Arten mit komplexen Ansprüchen führt.

Plachter (1991): Naturschutz. 463 S. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart

### Selektionseffekt

Besonders gut standortangepasste oder resistente Arten leisten einen überproportional hohen Beitrag für die Erbringung von Ökosystemleistungen.

### sense of place

Heimatgefühl, Verbundenheit mit einer kulturhistorischen Tradition.

### Sequenzbibliothek

DNA-Bibliothek, Genbank, je nach Art der Genbibliothek die Ansammlung der (möglichst) gesamten geno-

mischen DNA bzw. aller exprimierter Gene (Gen) eines Organismus in Form von klonierten DNA-Fragmenten.  
<https://www.spektrum.de/lexikon/biologie/genbibliothek/27204>

### Shannon-Index, Shannon-Wiener-Index

Ein Diversitätsindex. Er gibt den Informationsgehalt einer Artengemeinschaft an und steigt mit zunehmender Artenzahl und zunehmender Gleichverteilung der relativen Abundanz der einzelnen Arten an. Einen maximalen Wert erreicht er bei gleicher Individuendichte aller Arten.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Ships of Opportunity

Die IMOS Ships of Opportunity (SOOP) Facility nutzt eine Kombination aus freiwillig-kommerziellen und Forschungsschiffen, um Daten zur physikalischen, chemischen und biologischen Ozeanografie und Ökologie zu sammeln. Da gecharterte Schiffe für den Einsatz der Ausrüstung teuer und zeitaufwendig sind, ist der Einsatz von Freiwilligenschiffen in Verbindung mit einer Ausrüstung, die speziell für einen effizienten Einsatz ohne große technische Erfahrung entwickelt wurde, das Herzstück der Ships of Opportunity Facility.

<https://imos.org.au/facilities/shipsofopportunity>

### Simpson, Simpson-Index

Ein Diversitätsindex. In den Simpson-Index geht die Wahrscheinlichkeit ein, dass ein zweites Individuum, welches einer Artengemeinschaft entnommen wird, zu derselben Art gehört.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Single Large Or Several Small (SLOSS)

Frage, ob bei der Ausweisung begrenzter Flächen als Schutzgebiete wenige große oder viele kleine Flächen vorteilhafter für den Erhalt der Artenvielfalt sind.

### Smart Farming

Optimierung der Dünger- bzw. Pflanzenschutzmittelapplikation im Einklang mit der Digitalisierung in der modernen Landwirtschaft.

### Sonderhabitate

In Bezug auf urbane Biodiversität sind stark abnehmende unversiegelte Flächen wie Brachflächen, Industrienatur und urbane Wildnis gemeint. Siehe auch »Urbane Wildnis«.

### Spülsaum

Saum am Rande von Gewässern, an den Material durch die Wellenbewegung oder Fließbewegung des Wassers angespült wird. Hierzu können auch Pflanzensamen gehören, die Grundlage der »Spülsaumgesellschaften« sind.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### statistischer Bias

Siehe »Bias«.

### Status & Trends

Status & Trends zeigen den aktuellen Zustand und die Entwicklung der Lebensräume des *Faktencheck Artenvielfalt* und der dort vorkommenden Organismengruppen auf und analysieren Wissenslücken und Defizite in Bezug auf diese Organismengruppen und/oder Biodiversitätsfacetten. Dafür wird als räumlicher und zeitlicher Rahmen überwiegend Deutschland in den letzten 30 Jahren genutzt.

### Stickstoffkreislauf

Der globale biogeochemische Kreislauf des Stickstoffs wird von dem großen Stickstoffreservoir der Luft bestimmt. Die wichtigste Verbindung zum Reservoir bilden N-fixierende Mikroorganismen (Input zur lebenden Biomasse) und Denitrifikanten (Output aus der organischen Masse). Demgegenüber tragen geochemische Vorgänge (Photooxidation von Luftstickstoff, Gewitter, Vulkanismus) deutlich weniger zum Eintrag von Stickstoff bei.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Stockausschlag

Vermehrungsform mancher Baumarten, bei der nach der Fällung des Baumes neue Triebe aus dem Baumstumpf austreiben. Diese Möglichkeit der Vermehrung ist insbesondere bedeutend für die Waldnutzungsform Niederwald.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Strategie Wattenmeer 2100

Die Strategie wurde im Jahr 2015 veröffentlicht. »Ziel der Strategie ist die langfristige Erhaltung des Wattenmeeres in seinen Funktionen für Küstenschutz und Naturschutz. Dazu wird es erforderlich, das durch den Meeresspiegelanstieg entstehende Sedimentdefizit auszugleichen. Das fehlende Sediment ist Ursache dafür, dass die Wattflächen und Salzwiesen langfristig schwinden. Wenn genü-

gend Sediment vorhanden wäre, könnten diese Gebiete quasi mit dem Meeresspiegelanstieg mitwachsen. Um dem künftigen Sedimentdefizit nachhaltig zu begegnen, ist nach heutigen Erkenntnissen der Import von natürlichen Sedimenten, zum Beispiel von Sand aus der vorgelagerten Nordsee, in das Wattenmeer in Form eines Sedimentmanagements die wichtigste Anpassungsoption. Darüber hinaus wird es jedoch erforderlich bleiben, Anpassungen und Verbesserungen im Küstenhochwasserschutz, insbesondere der Deiche, vorzunehmen.« (S. 5) <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimafolgen-anpassung/werkzeuge-der-anpassung/projekte-studien/strategie-fuer-das-wattenmeer-2100>

### Stressor

Gemeint sind Faktoren, die bei einzelnen Zellen oder Organismen Stressreaktionen auslösen.

### Streuzersetzung

Zerfall und Abbau abgestorbener organischer Substanz durch Autolyse und die Tätigkeit von Mikroorganismen, im weiteren Sinne auch von saprophagen Tieren.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### strukturelle Diversität

Strukturelle Vielfalt bspw. in Form von unterschiedlich hoher Vegetation, Anwesenheit von blütenreichen Wiesen und Gehölzen oder Wasserläufen.

### Strukturgleichungsmodellierung

Die Strukturgleichungsmodellierung umfasst den gesamten Prozess von der theoretischen und/oder sachlogischen Formulierung eines Strukturmodells und seiner Messmodelle bis hin zur Beurteilung der empirisch mittels Strukturgleichungsanalyse gewonnenen Ergebnisse.

<https://www.strukturgleichungsmodellierung.de/glossar/o-s/#57>

### Sublitoral

Ständig unter Wasser bleibender Teil des Ufer- und Küstenbereichs im Meer und Süßwasser.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Sublitoral

Uferzone unterhalb des niedrigsten Wasserstandes bis zur unteren Grenze des Pflanzenwuchses (Flachwasserzone).

[https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg\\_Infos/Glossar/Glossar\\_node.html](https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg_Infos/Glossar/Glossar_node.html)

### Subtidal

Im Meer der Bereich des Watts unter der Gezeitenzone (»Intertidal«, Litoral), also unter der Linie des mittleren Springniedrigwassers.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Suburbanisierung

Prozess der Verlagerung von Bevölkerung und Arbeitsplätzen aus der Kernstadt einer Stadtregion in ihr suburbanes Umland (ARL – Akademie für Raumforschung und Landesplanung (2018): Handwörterbuch der Stadt- und Raumentwicklung).

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00607274.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00607274.html)

### Sukzession

Bezeichnung für eine natürliche Wiederbewaldung auf einer durch Windwurf, Waldbrand oder Ähnliches entstandene Freifläche. Da auf solchen Flächen Wind, Sonne, Kälte besonders wirken, siedeln dort zuerst sogenannte Pionierbaumarten wie Birke und Kiefer.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Sulfatatmung

Dissimilatorische Sulfatreduktion: dissimilatorische Stoffwechselforgänge unter anaeroben Bedingungen, bei denen Wasserstoff aus organischen H-Donatoren unter Energiegewinn auf Sulfat übertragen wird, wobei Schwefelwasserstoff entsteht. Sulfatatmung kommt z. B. bei den Bakterien *Desulfovibrio* und *Desulfotomaculum* vor und ist auf völlig sauerstofffreies Milieu (z. B. Faulschlamm, stark verunreinigte Gewässer, Pansen der Wiederkäuer) beschränkt.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Supralitoral

Die Spritzwasserzone, die zwar von den Wellen nicht erreicht wird, aber von Spritzwasser durchnässt werden kann.

### Sustainable Development Goals (SDG)

Das Kernstück der Agenda 2030 bildet ein ehrgeiziger Katalog mit 17 Zielen für nachhaltige Entwicklung (Sustainable Development Goals, SDGs). Die 17 SDGs berücksichtigen erstmals alle drei Dimensionen der Nachhaltigkeit – Soziales, Umwelt, Wirtschaft – gleichermaßen. Die 17 Ziele sind unteilbar und bedingen einander. Ihnen sind fünf Kernbotschaften als handlungsleitende Prinzipien vorangestellt: Mensch, Planet,

Wohlstand, Frieden und Partnerschaft. Im Englischen spricht man von den »5 Ps«: People, Planet, Prosperity, Peace, Partnership.

(Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ))

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_9cle025d.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_9cle025d.html)

### Symbiose, symbiontisch

Enges Zusammenleben zweier verschiedener Organismen, das im Allgemeinen für beide Partner bereits lebensnotwendig geworden ist. Die Partner heißen Symbionten; sie können Pflanzen (z. B. Algen und Pilze als Flechten), Tiere (z. B. Flagellaten im Termitendarm) oder Tier und Pflanze (Bakterien und Hefepilze bei Insekten) sein. Sie sind vorübergehend (Ektosymbiose) oder ständig (Endosymbiose) in Berührung mit dem anderen Partner. Unter Symbiose im weiteren Sinne werden auch alle Wechselbeziehungen eingeschlossen, die für beide Partner vorteilhaft, aber nicht obligatorisch sind; die Symbiose im engeren Sinne als obligatorisches Zusammenleben wird dann als Eusymbiose bezeichnet. In einem anderen Sinne bedeutet Symbiose Zusammenleben von Individuen verschiedener Arten mit physischem Kontakt.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Synergien

Das Zusammenwirken und die gegenseitige Förderung verschiedener Faktoren oder Substanzen; die Gesamtwirkung ist größer als die Summe der Einzelwirkungen (Spektrum.de (2020): Lexikon der Biologie).

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00023965.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00023965.html)

### Taxa

Systematische Gruppe (Einheit) in einem taxonomischen System, zum Beispiel eine Art oder eine höhere systematische Gruppe.

<https://lehrbuch-biologie.springer.com/lexikon/5191>

### Taxonomie

Die Theorie und Praxis der Klassifikation von Organismen; Teilgebiet der Systematik.

<https://lehrbuch-biologie.springer.com/lexikon/5191>

### Telecoupling

Wirtschaftliche Entwicklungen können zu positiven Einflüssen auf die Artenvielfalt vor Ort und zu negativen Auswirkungen in entfernten Regionen führen.

### Totholz

Abgestorbene (liegende und stehende) Äste, Stämme und Bäume.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Trade-offs

Zielkonflikte. Bezeichnet das Abwägen zwischen zwei Aspekten, die sich wechselseitig beeinflussen. Beide Seiten stehen miteinander im Konflikt, das heißt, eine Verbesserung des einen Aspekts erfolgt unter Verschlechterung des anderen.

<https://www.pflanzenforschung.de/de/pflanzenwissen/lexikon-a-z/trade-1238>

### Transformationspotenziale

Transformationspotenziale sind Handlungsoptionen unterschiedlicher Akteursgruppen (zivilgesellschaftliche Organisationen, Bildungseinrichtungen, Wissenschaft, Unternehmen, Akteure in Politik und Verwaltung, aber auch jede:r Einzelne), die den transformativen Wandel für den Schutz und die Wiederherstellung der biologischen Vielfalt unterstützen. Dieser Wandel umfasst eine fundamentale, systemweite Reorganisation, welche bestehende Systeme, Praktiken und Institutionen infrage stellt, verändert und/oder ersetzt. Der Wandel ist weder planbar noch vorhersehbar und kann zu meist nur ex post festgestellt werden.

### transformativer Wandel

Grundlegender Wandel, der bestehende Systeme, Institutionen und Praktiken hinterfragt und möglicherweise ersetzt (Jacob et al. 2020).

### Treiberinteraktionen

Direkte Treiber wirken meist nicht isoliert auf die Biodiversität, sondern interagieren miteinander.

### Treibhausgase

Gase in der Atmosphäre wie Kohlenstoffdioxid und Methan, die zwar die kurzweilige Sonnenstrahlung durchlassen, aber die von der Erde abstrahlende, langwellige Wärmestrahlung absorbieren und dadurch zur Erwärmung der Erdoberfläche beitragen.

<https://lehrbuch-biologie.springer.com/lexikon/5191>

### Trilateral Monitoring and Assessment Programme (TMAP)

Trilaterales Monitoring und Bewertungsprogramm als Teil der trilateralen Wattenmeerzusammenarbeit zwi-

schen Deutschland, Dänemark und den Niederlanden seit 1978.

### Trilaterale Wattenmeerzusammenarbeit

Siehe »Trilateral Monitoring and Assessment Programme«.

### Trittsteinbiotope, Trittsteine

Bei der Ausbreitung einer Population inselhafte Biotope oder Inseln, die als Zwischenstation weitere Entfernungen überbrücken helfen. Trittsteine haben eine Funktion beim Artenschutz. Ähnlich wie bei Korridoren ist über Trittsteine ein genetischer Austausch zwischen Subpopulationen möglich, und Trittsteine können Elemente eines ökologischen Verbundsystems sein.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Trockenheitsindex nach de Martonne

Der Trockenheitsindex nach de Martonne (dMI) wird durch folgende Formel berechnet:  $dMI = P/(T+10)$ . Eingangsdaten sind die Raster für  $T$  = Temperatur in Grad Celsius und  $P$  = Niederschlag in mm.

DWD Climate Data Center CDC), Raster des monatlichen Trockenheitsindex nach de Martonne für Deutschland, Version v1.0.

### trophische Ebene

Ernährungsstufen. Gesamtheit der Organismen mit gleicher Position in der Nahrungskette. Sie wird durch die Zahl der Energietransferschritte bis zu dieser Position definiert. Autotrophe Produzenten (photosynthetisch aktive Pflanzen und Bakterien, chemosynthetische Bakterien) bilden die unterste trophische Ebene (Primärproduktion). Konsumenten der folgenden, höheren Ebenen wandeln diese Biomasse in körpereigene um (Sekundärproduktion). Auf allen trophischen Ebenen wird die gebildete Biomasse durch Bakterien (Reduzenten) wieder abgebaut. Die Bakterienbiomasse wird teilweise wieder in die Sekundärproduktion rückgeführt.

<https://www.spektrum.de/lexikon/geowissenschaften/trophische-ebenen/17023>

### Übergangsgewässer

Bereiche der Flussmündungen, die im Wesentlichen noch von Süßwasserzuströmen beeinflusst sind, aber in Richtung Meer zunehmende Salzgehalte aufweisen.

### ubiquitär

Überall vorkommend.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

### Umtriebszeit

Geplanter mittlerer Zeitraum, den eine Baumart, Baumartengruppe oder ein Bestandstyp von der Begründung bis zur Ernte braucht. Die Umtriebszeit ist von der Baumart, dem Standort und den Betriebszielen abhängig und somit variabel. Sie ist eng an den Altersklassenwald gebunden und dient heute als Rechengröße für Modellkalkulationen.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Umwelt-DNA (eDNA)

Analyse des genetischen Materials aus einer Umweltprobe wie dem Meerwasser, die sequenziert und den Arten zugeordnet wird, ohne die Zielorganismen zu beproben.

### Umweltbilanzierung, Ökobilanz

Die Ökobilanz ist ein Verfahren, um umweltrelevante Vorgänge zu erfassen und zu bewerten. Ursprünglich vor allem zur Bewertung von Produkten entwickelt, wird sie heute auch bei Verfahren, Dienstleistungen und Verhaltensweisen angewendet.

<https://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaftskonsum/produkte/oekobilanz>

### Umweltökonomische Gesamtrechnungen (UGR)

Sie bezieht biologische Vielfalt und ihre Leistungen in die ökonomisch-ökologische Berichterstattung ein und ermöglicht eine Basis für politische Entscheidungen und Unternehmenssteuerung.

### UNECE-Luftreinhaltekonvention

Seit mehr als 40 Jahren (1979) besteht das Genfer »Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung« (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution) der UN-Wirtschaftskommission für Europa (UNECE). Die Konvention ist das erste multilaterale Umweltabkommen weltweit und bis heute das einzige internationale, rechtlich bindende Instrument zur Luftreinhaltung. Sie wurde von 51 Parteien einschließlich der Europäischen Union (EU) ratifiziert. Sie ist nicht nur ein politisches Abkommen zur internationalen Zusammenarbeit gegen die länderübergreifende Luftverschmutzung, sondern ein Dach für eine enge Kooperation zwischen Wissenschaft, Forschung und Politik.

<https://www.bmu.de/themen/luft/genfer-luftreinhaltekonvention>

### United Nations Convention on the Law of the Sea (UNCLOS, Internationale Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen)

Das Seerechtsübereinkommen (SRÜ bzw. United Nations Convention on the Law of the Sea, UNCLOS) der Vereinten Nationen wurde am 10. Dezember 1982 unterzeichnet und trat am 16. November 1994 in Kraft. Es wird durch das Übereinkommen zur Durchführung der Regelungen zum Meeresbergbau vom 28. Juli 1994 ergänzt. Das SRÜ ist ein bedeutender multilateraler Vertrag, der unter anderem Regelungen über folgende Bereiche des Seevölkerrechts trifft:

- zur Abgrenzung der verschiedenen Meereszonen, z. B. Küstenmeer, Anschlusszonen, Meerengen, ausschließliche Wirtschaftszone, Festlandsockel und »Hohe See«,
- zur Nutzung dieser Gebiete, z. B. durch Schifffahrt, Fischerei, wissenschaftliche Meeresforschung,
- zum Schutz der Meeresumwelt,
- zur Regulierung des Meeresbodenbergbaus und
- zur Streitbeilegung.

<https://www.umweltbundesamt.de/themen/nachhaltigkeit-strategien-internationales/arktis/rechtlicher-institutioneller-rahmen-der-arktis/das-seerechtsuebereinkommen-der-vereinten-nationen#seerechtsuebereinkommen-sru>

### Unland

Felsen, ehemalige Militärfelder oder ehemalige Abraumhalden.

### Urbane Brachfläche

Stadtbrachen sind ungenutzte Flächen in Städten, welche Potenzial für Menschen wie Natur bieten.

### Urbane Räume

Urbane Räume sind durch vielfältige menschliche Aktivitäten wie Gewerbe, Industrie, Verkehr, Handel, Bildung und Kultur geprägt und weisen daher eine zum Teil erheblich höhere Bevölkerungs- und Bebauungsdichte als ländliche Gebiete auf.

### Urbane Wildnis

Städtische Lebensräume, deren Strukturen und Elemente überwiegend durch natürlich ablaufende ökosystemare Prozesse einschließlich der Einwanderung und des Aussterbens einheimischer und nicht einheimischer Arten geprägt sind, wobei diese Prozesse durch Einflüsse aus benachbarten Stadtgebieten modifiziert werden können (z. B. Stoffeinträge, veränderter Was-

serhaushalt, Ausbreitung von Neobiota), aber nicht wesentlich durch aktuelle Nutzungen geprägt sind.

Kowarik, I. 2015. Wildnis in urbanen Räumen. Erscheinungsformen, Chancen und Herausforderungen. *Natur und Landschaft* 90:470 – 474.

### Urbanisierung

Ausbreitung städtischer Lebensformen. Diese kann sich einerseits im Wachstum von Städten ausdrücken (physische Urbanisierung oder »Verstädterung« im engeren Sinne), andererseits durch eine mit städtischen Standards vergleichbare infrastrukturelle Erschließung ländlicher Regionen (funktionale Urbanisierung) und durch verändertes Sozialverhalten der Bewohner von ländlichen Gebieten (soziale Urbanisierung) (Wikipedia, abgerufen am 14.12.2020).

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00026357.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00026357.html)

### Vegetationszeit/Vegetationsperiode

Jährlich wiederkehrende Jahreszeit, in der eine Pflanze wächst. Die Vegetationszeit ist eng an die jahreszeitlich schwankenden Temperaturen und die Wasserversorgung gebunden.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Veränderte Land-/Meeresnutzung und direkte Ressourcenentnahme

Eine der fünf betrachteten »Direkte Treiber«-Kategorien im *Faktencheck Artenvielfalt*, welche bspw. die Ausdehnung von Verkehrsflächen oder Wasserentnahme umfasst.

### Veränderung der Struktur der Landschaft

Eine der fünf betrachteten »Direkte Treiber«-Kategorien im *Faktencheck Artenvielfalt*, welche bspw. die Zerschneidung der Landschaft und Bodendegradation umfasst.

### Verantwortungsarten

Arten mit bedeutendem Vorkommen in Deutschland, für deren Erhaltung Deutschland eine besondere Verantwortung hat (bspw. fast ausschließlich in Deutschland vorkommende Arten).

### Verbesserungsgebot

Nach WRRL Forderung, Gewässer so zu bewirtschaften, dass ein guter ökologischer oder ein guter chemischer Zustand erreicht oder erhalten wird.

<https://dejure.org/gesetze/WHG/27.html>

**Verbiss**

Fraßschäden an Trieben und Knospen von Bäumen und Sträuchern durch Wild. Starker Verbiss kann das Heranwachsen von Jungwuchs stark verzögern oder sogar verhindern. Problematisch ist insbesondere der selektive Verbiss der Knospen durch Rehwild durch komplettes Herausfressen schmackhafterer Baumarten, da dies aus Mischwäldern in einigen Jahrzehnten artenarme Reinbestände machen kann.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Verdünnungseffekt**

In artenreichen Lebensgemeinschaften sind einzelne Arten häufig gesünder und leistungsfähiger, weil ihre Krankheitserreger, Parasiten und Fressfeinde hier nur kleinere Populationen aufbauen können.

**Verhaltensökonomik**

Die Verhaltensökonomik kritisiert die Standardökonomik (wonach rationale Akteure ihren Erwartungsnutzen maximieren) als unzureichende Beschreibung menschlichen Verhaltens. Das Ziel der Verhaltensökonomik ist eine realistischere Beschreibung menschlichen Verhaltens unter Einbezug von Psychologie und Ökonomie.

**Verjüngung**

Bezeichnet die natürliche oder künstliche Begründung eines neuen Bestandes.

<https://www.forstwirtschaft-in-deutschland.de/waelder-entdecken/forstliches-glossar/>

**Verjüngung**

Natürliche oder künstliche Begründung eines neuen Bestandes.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Verjüngungsverfahren**

Künstliche oder natürliche Anlage eines neuen Bestandes. Differenziert wird zwischen: Erstaufforstung, Kultur, Einleiten und/oder Fortführen und/oder Ergänzen einer Naturverjüngung, Unterbau, Voranbau, Nachanbau.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Verlust der biologischen Vielfalt**

Die Verringerung eines beliebigen Aspekts der biologischen Vielfalt (d.h. der Vielfalt auf genetischer, artenspezifischer und ökosystemarer Ebene) in einem be-

stimmten Gebiet durch Tod (einschließlich Aussterben), Zerstörung oder manuelle Beseitigung; kann sich auf viele Größenordnungen beziehen, vom globalen Aussterben bis zum Aussterben von Populationen, was zu einer verringerten Gesamtvielfalt auf derselben Ebene führt.

<https://ipbes.net/glossary>

**Versauerung**

Fortschreitende Absenkung des pH-Wertes weg vom neutralen Wert 7. Wird oft in Bezug auf Ozeane, Süßwasser oder Böden verwendet als Folge der Aufnahme von Kohlendioxid aus der Atmosphäre.

<https://ipbes.net/glossary>

**Verschlechterungsverbot**

Die EG-WRRL enthält grundsätzlich ein Verschlechterungsverbot, d.h. unabhängig von der Erreichung des Bewirtschaftungsziel (guter Zustand/gutes Potenzial) darf sich der Zustand des Wasserkörpers, der in der ersten Bestandsaufnahme 2008 ermittelt wurde, nicht verschlechtern. Gilt auch für Arten und Lebensraumtypen, welche nach FFH-Richtlinie geschützt sind.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

**Verschmutzung**

Bezeichnet im *Faktencheck Artenvielfalt* eine der fünf Kategorien an Direkten Treibern (z. B. Licht- und Lärmverschmutzung); rücksichtslose Entsorgung von Müll, Schadstoffen und anderen Dingen in die Natur. Ein globales Problem, welches häufig in ärmere Länder oder Länder mit weniger Kontrollen verschoben wird.

<https://www.oekoside.de/oeko/umweltverschmutzung.php>

**Versicherungseffekt**

Diversere Lebensräume halten Arten vor, welche auf wechselnde Umweltbedingungen unterschiedlich reagieren und dadurch die Funktionsfähigkeit des Ökosystems unter Stress aufrechterhalten können.

**versorgende ÖSL**

Bezeichnet im *Faktencheck Artenvielfalt* (Einteilung nach CICES) eine Kategorie an Ökosystemleistungen, zu welchen die Versorgung mit Nahrung, Rohstoffen und Energie gehört.

**Vertragsnaturschutz**

Bezeichnung für Bewirtschaftungsverträge, Biotopsicherungsverträge, Entschädigungsverträge und ähnlich bezeichnete Abkommen zwischen einzelnen Landwirten und Naturschutzbehörden der einzelnen Bundes-

länder zur Realisierung von Naturschutzprogrammen (Spektrum.de (2020): Lexikon der Geographie).

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00050567.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00050567.html)

### Vertrauensniveau

Das Vertrauensniveau dient der wissenschaftlichen Untermauerung der im *Faktencheck Artenvielfalt* getroffenen Aussagen. So gilt eine Aussage als allgemein anerkannt, wenn eine hinreichend große Anzahl an Studien zu den gleichen Schlüssen/Ergebnissen kommt. Kommt eine kleinere Anzahl an Studien zu demselben Ergebnis, so gilt die Aussage als noch nicht vollständig nachgewiesen. Als ungelöst werden Aussagen zu Themen beschrieben, die häufiger Gegenstand der Forschung sind, aber kontrovers diskutiert werden. Wenn sowohl die Menge der Studien als auch der Grad der Übereinstimmung gering sind, wird die Aussage als offen bezeichnet.

### Vogelschutzrichtlinie

Richtlinie über die Erhaltung der wild lebenden Vogelarten. Die Vogelschutzrichtlinie dient der Erhaltung der Bestände sämtlicher im Gebiet der Europäischen Union natürlicherweise vorkommenden Vogelarten einschließlich der Zugvogelarten, indem sie die Mitgliedstaaten der Europäischen Union zur Erhaltung und Wiederherstellung der Lebensstätten und Lebensräume verpflichtet, insbesondere durch die Einrichtung von Schutzgebieten sowie durch die Einführung artenschutzrechtlicher Schutzvorschriften.

<https://www.bfn.de/abkommen-richtlinie/vogelschutz-richtlinie-richtlinie-2009147eg-des-europaeischen-parlaments-und-des>

### von Carlowitz, Hans Carl

(1645–1714) war ein deutscher Kameralist, Kammer- und Bergrat sowie Oberberghauptmann des Erzgebirges. Er schrieb mit der *Sylvicultura oeconomica, oder haußwirthliche Nachricht und Naturmäßige Anweisung zur wilden Baum-Zucht* (1713) das erste geschlossene Werk über die Forstwirtschaft und gilt als wesentlicher Schöpfer des forstlichen Nachhaltigkeitsbegriffs.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Vorbehaltsgebiet

Binnengewässer und Auen: Flächen, die mit kontrollierten Wassermengen zur ökologischen Wiederherstellung oder Verbesserung geflutet werden dürfen.

Küste und Küstengewässer: Flächen, die in nachfolgenden Verfahren berücksichtigt werden müssen, um

eine ökosystemverträgliche nachhaltige Nutzung der Meere zu erreichen.

### Vorrangflächen

Flächen, die nicht für die Lebensmittelproduktion o. Ä. genutzt werden, sondern für die Wiederherstellung der biologischen Vielfalt und des natürlichen Klimaschutzes bestimmt sind.

NABU 2022

### Vote

Eine Stimme bzw. das Ergebnis, welches einer Studie zugeordnet wird. Siehe auch »Weighted Vote Count«.

### Vote Count

Art der Literaturanalyse. Jeder Studie oder jedem Datensatz wird ein bestimmtes Ergebnis zugewiesen. Für diese Ergebnisse wird der prozentuale Anteil der Stimmen angegeben. Siehe auch »Weighted Vote Count«.

### Wadden Sea Flyway Initiative

Wurde 2012 gegründet, um die Zusammenarbeit in den Bereichen Management und Forschung mit den relevanten Staaten, die entlang der Zugwege liegen, für den Schutz der wandernden Arten entlang dieser Zugwege zu intensivieren.

<https://www.waddensea-worldheritage.org/de/brutvoegel-und-wandernde-vogelarten>

### Wadden Sea Quality Status Report (QSR)

Bewertungsberichte, welche die Ergebnisse der Trilateral Monitoring and Assessment Programme und Maßnahmenvorschläge enthalten.

### Waldbau

Bewirtschaftung des Waldes. Waldbau hat, beginnend bei der Pflanzenanzucht über die Bestandsbegründung bis hin zur Pflege und Nutzung von Beständen, die Aufgabe, das Wachstum des Waldes und seine Stabilität zu sichern. Sein Ziel ist es, den Wald während seines Wachstumszyklus so zu formen, dass alle im Sinne der Multifunktionalität an ihn gestellten Ansprüche so optimal wie möglich erfüllt werden können. Dabei steht die Wertsteigerung unter dem Prinzip der Nachhaltigkeit im Vordergrund.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Waldbestand

Siehe »Bestand«.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Waldblöße**

Holzboden, der vorübergehend ohne Bestockung ist.  
<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Waldgesellschaft**

Bestimmter, durch Kombination von Baum- und weiterer Pflanzenarten charakterisier- und abgrenzbarer Waldtyp.  
<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Waldinventur**

Stichprobenartige, periodisch durchgeführte Inventur, um großräumige Waldzustände zu erfassen und Veränderungen zu beschreiben. Die Inventur des Waldes wird entweder bestandsweise oder anhand eines Stichprobennetzes (permanent markierte Kontrollstichpunkte) durchgeführt. Im Zuge der Waldinventur werden Besitzverhältnisse, Grenzverlauf und Flächengrößen, Baumartenzusammensetzung, Baumhöhen und Durchmesser, Holzvorrat, der Bodenzustand, Wasserhaushalt und die Waldfunktionen erfasst und daraus u. a. der Zuwachs und die nachhaltig nutzbare Holzmenge ermittelt. Auch Totholzanteile, Baumkrankheiten, das Vorhandensein von Verjüngung und Wildschäden werden erhoben und beurteilt.

Die Ergebnisse sind Grundlage für forst-, handels- und umweltpolitische Planungen und Entscheidungen. Waldinventuren liefern auf betrieblicher Ebene die Datengrundlage der Forsteinrichtung, auf Bundesebene die Datengrundlage der Bundeswaldinventur. Auch die Waldzustandserhebung folgt dem Prinzip der Waldinventur.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Waldnaturschutz**

Umfasst verschiedene Instrumente des Naturschutzes im Wald (u. a. Natura 2000, Waldbiotopkartierung, Schutzgebiete im Wald, Naturwaldforschung) und ist integraler Bestandteil der modernen Forstwirtschaft. Über 90 % der deutschen Wälder stehen unter Schutz oder erfüllen wichtige Schutzfunktionen. Darunter befinden sich Gebiete nach Naturschutzrecht wie Nationalparks und Naturschutzgebiete sowie Areale nach Forstrecht wie Wasser- und Bodenschutzwälder. Hinzu kommen Gebiete, die nach der europäischen Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH) ausgewiesen sind. Diese ist Teil des Schutzkonzepts »Natura 2000«. Die deutschen FFH-Gebiete überlappen sich mit Schutzgebiete-

ten nach Naturschutz- und Forstrecht. Insgesamt machen sie bundesweit zehn Prozent der Landesfläche aus. Der Waldanteil daran beträgt ca. 60 %. Auf diesen Flächen ergeben sich zum Teil große Bewirtschaftungseinschränkungen.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Waldpädagogik**

Forstliche Bildungs- und Aufklärungsarbeit, die auf den Wald und die Forstwirtschaft Bezug nimmt. Dabei steht im Vordergrund, durch selbst erlebte und erfüllte Erfahrungen im Wald das Verständnis und die Akzeptanz für den Wald und dessen Multifunktionalität zu fördern.  
<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Waldschutz**

Maßnahmen gegen abiotische und biotische Faktoren zum Schutz des Waldes als Lebens- und Wirtschaftsraum. Abiotische Schäden sind (wenn überhaupt) durch gezielte waldbauliche Maßnahmen beeinflussbar. Hinzu kommt die Möglichkeit der forstlichen Öffentlichkeitsarbeit, um die Bevölkerung beispielsweise für Waldbrände zu sensibilisieren. Zu den Schutzmaßnahmen gegen biotische Faktoren zählen vor allem Jagd, Zaunbau, Schäl- und Verbisschutzmittel zum Schutz vor Verbiss durch Wild, das Entrinden und Nasslagern von Holz sowie der Einsatz von Pestiziden und Lockstofffallen zum Schutz vor schädlichen Lebewesen. Auch die Erhaltung und Ansiedlung von Nutzorganismen wie u. a. Vögel, Fledermäuse oder Ameisen zählen zu den Aufgaben des Waldschutzes.

Im heutigen Waldschutz kommt dem integrierten Pflanzenschutz eine besondere Rolle zu. Des Weiteren liegt ein Schwerpunkt darin, den Ursachen für Waldschäden mit waldbaulichen Maßnahmen vorbeugend entgegenzuwirken und auf diesem Gebiet bei Waldbesitzern regelmäßig beratend und aufklärend tätig zu sein.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

**Waldumbau/Waldumwandlung**

Waldbauliche Maßnahme in Reinbeständen aus Nadelhölzern, bei der durch Voranbau oder Mischungsregulierung der Naturverjüngung die Baumartenzusammensetzung und die Altersklassenverhältnisse verändert werden. Der Waldumbau ist ein mit gezielten Pflegeeingriffen gesteuerter Wechsel vom Altersklassenwald zum mehrschichtigen, ungleichaltrigen, gemischten und vor allem standortgerechten Wald. Ziel ist es, vor allem auch

unter dem Aspekt des Klimawandels anpassungsfähige Wälder zu etablieren, die mit wechselnden Umweltbedingungen und Wetterextremen so gut wie möglich zu recht kommen.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Waldzustanderhebung (WZE)

Periodische Stichprobeninventur auf einem permanenten systematischen Raster zur Erfassung von Waldschäden und der Entwicklung des Waldzustandes. Dabei dient der Kronenzustand als Weiser für die Vitalität der Wälder. Kriterien wie die Verlichtung der Baumkronen und die Vergilbung der noch vorhandenen Nadeln und Blätter sowie biotische und abiotische Schadereignisse werden dabei berücksichtigt. Durch die regelmäßigen Erhebungen können Veränderungen erkannt und Risiken bewertet werden. Die Informationen sind eine wichtige Grundlage für forst- und umweltpolitische Entscheidungen zum Schutz des Waldes. Die Ergebnisse der Waldzustanderhebung werden von den Ländern regelmäßig in Waldzustandsberichten veröffentlicht.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Washingtoner Artenschutzübereinkommen (Handelsübereinkommen, Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES))

Das 1973 unterzeichnete Washingtoner Artenschutzübereinkommen (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES)) ist ein Übereinkommen zum internationalen Handel mit gefährdeten Arten freilebender Tiere und Pflanzen zum Schutz vor übermäßiger Ausbeutung. CITES gewährt heute mehr als 37 000 Tier- und Pflanzenarten unterschiedlichen Schutz, unabhängig davon, ob sie als lebende Exemplare, deren Teile oder daraus gefertigte Erzeugnisse gehandelt werden.

<https://www.bfn.de/thema/cites>

### Wasserdargebot

Die für eine bestimmte Zeit aus dem natürlichen Wasserkreislauf zur Verfügung stehende nutzbare Menge an Süßwasser. Das Wasserdargebot der Bundesrepublik Deutschland beträgt durchschnittlich rund 164 Milliarden Kubikmeter im Jahr (Walz & Spitzenberger GmbH: Wasserlexikon, [www.wasser-lexikon.de](http://www.wasser-lexikon.de), abgerufen am 13.07.2021).

[https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/\\_00027201.html](https://sns.uba.de/umthes/de/concepts/_00027201.html)

### Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

»Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG)«. Es handelt sich um ein starkes politisches Instrument der Wasserpolitik in Deutschland und Europa, dabei werden moderne Ansätze des Gewässerschutzes und vielzählige Einzelrichtlinien des Wasserrechts der EU gebündelt.

<https://www.flussgebiete.nrw.de/glossar>

<https://www.umweltbundesamt.de/wasserrahmenrichtlinie#undefined>

### Wattenmeerplan 2100

Siehe »Strategie Wattenmeer 2100«.

### Weichholz

Hölzer mit einer Darrdichte < 0,55 g/cm<sup>3</sup> (beispielsweise Weide, Pappel, Linde und fast alle Nadelhölzer).

<https://www.forstwirtschaft-in-deutschland.de/waelder-entdecken/forstliches-glossar/>

### Weidegänger

Tier, das lebende Organismen (Pflanzen, Mikroorganismen, auch Tiere) als Nahrung nutzt, die als Rasen wachsen, in anderer Weise flächig ausgebildet sind oder als »Wolke« im Plankton vorkommen.

Schaefer (2012): Wörterbuch der Ökologie, 5. Auflage, 379 S.

### Weighted Vote Count

Art der Literaturanalyse. Jeder Studie oder jedem Datensatz wird ein bestimmtes Ergebnis zugewiesen. Für diese Ergebnisse wird der prozentuale Anteil der Stimmen angegeben. Die Gewichtung der Ergebnisse erfolgte im *Faktencheck Artenvielfalt* anhand der Anzahl der Beobachtungsjahre.

### Wertholz

Stammholz mit besonders guten Eigenschaften, wie Astreinheit, großer Dicke und wenigen oder keinen Wuchsfehlern.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Wild

Frei lebende, dem Jagdrecht unterliegende Tiere.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Windows of Opportunity

Siehe »Gelegenheitsfenster«.

### Wirtschaftliche und technologische Treiber

Umfassen wirtschaftliche Entwicklungen, Globalisierung und technische Innovationen.

### Wurzelbrut

Vegetative Vermehrungsform von Pflanzen. Wurzelbrut ist der Wuchs von Pflanzentrieben aus Wurzelknospen an oberflächlich wachsenden Wurzeln.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Wurzelexsudate

Aus organischen Verbindungen bestehendes Ausscheidungsprodukt der Wurzel.

<https://www.spektrum.de/lexikon/biologie-kompakt/wurzelexsudat/12925>

### Zertifizierung

Verfahren, mit dessen Hilfe nachgewiesen wird, dass Holz- und Papierprodukte aus nachhaltig bewirtschafteten Wäldern stammen. Als Zertifizierungssysteme haben sich in Deutschland vor allem der Forest Stewardship Council (FSC) und das Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes (PEFC) etabliert.

#### Forest Stewardship Council (FSC)

Internationales Zertifizierungssystem nachhaltiger Forstwirtschaft, 1993 gegründet. Anhand eines länderübergreifenden Standards (zehn Grundsätze) verfolgt FSC das Ziel, nachhaltige Waldnutzung zu sichern.

#### Programme for Endorsement of Forest Certification Schemes (PEFC)

Internationales Zertifizierungssystem nachhaltiger Waldbewirtschaftung, 1999 gegründet. Vorrangiges Ziel von PEFC ist die Dokumentation und Verbesserung der nachhaltigen Waldbewirtschaftung im Hinblick auf ökonomische, ökologische und soziale Standards.

<https://www.waldbesitzerportal.de/infothek/glossar-wald-von-a-z/>

### Zielartenkonzept

Zielartenkonzepte sind Instrumente des Naturschutzes, um ausgewählte, für eine Lebensgemeinschaft repräsentative Arten zu bewahren. Anhand der Ansprüche der Zielarten werden Schutzziele formuliert und konkrete Maßnahmen abgeleitet. Diese Ziele und Maßnahmen wirken für den gesamten Lebensraum. Damit sind Zielarten oft zugleich auch Leitarten für die zu schützenden Lebensräume, haben als Schlüsselarten eine wichtige Funktion im Ökosystem und stehen als Schirmarten für das Überleben einer ganzen Artengemeinschaft.

<http://www.naturtipps.com/zielartenkonzepte.html>

### Zooplankton

Im Wasser schwebende oder schwimmende tierische Organismen mit nur geringer Eigenbewegung.

[https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg\\_Infos/Glossar/Glossar\\_node.html](https://www.kuestendaten.de/NSK/DE/Allg_Infos/Glossar/Glossar_node.html)

### Zweijährig

Zweijährige Pflanzen sind wie die einjährigen Pflanzen krautig, das heißt, sie verholzen nicht. Zweijährige Pflanzen brauchen jedoch zwei Vegetationsperioden, bis sie zur Samenbildung gelangen.

<https://permakultur-konkret.ch/umsetzung-uebersicht/pflanzenkunde/aufbau-wachstum/>

## Digitale Anhänge

Sie finden die folgenden Anhänge unter dem Link [www.oekom.de/zusatzmaterial-faktencheck](http://www.oekom.de/zusatzmaterial-faktencheck) oder scannen den nebenstehenden QR-Code



<b>A1: Anhänge zu Kapitel 1 Einleitung</b>		
A1.1	Literatursuche – Allgemein	Beschreibung des Vorgehens der Literaturrecherche von deutscher und englischer Literatur mit Angabe der Ein- und Ausschlusskriterien sowie ein Überblick über die englischsprachigen Suchterme für die systematische Onlineliteraturrecherche
A1.2	Reviewtabelle	Tabelle der Kommentare aus dem Expertenreview und dem Behördenreview mit den jeweiligen Antworten der Autor:innen des <i>Faktencheck Artenvielfalt</i>
A1.3	Bezug zur Nationalen Biodiversitätsstrategie	Erste Reflexion zur Bedeutung der Ergebnisse des <i>Faktencheck Artenvielfalt</i> für die Nationale Biodiversitätsstrategie
<b>A2: Anhänge zu Kapitel 2 Themenbereiche im <i>Faktencheck Artenvielfalt</i></b>		
A2.1	Methoden Trends Weighted Vote Count	Beschreibung der Weighted-Vote-Count-Methode zur Berechnung von Biodiversitätstrends aus heterogenen Datenquellen
A2.2	Übersicht Literatur für Trends Weighted Vote Count	Auflistung aller Literaturquellen und Rohdatensätze, die in die Weighted-Vote-Count-Analyse zur Berechnung von Biodiversitätstrends eingegangen sind
A2.3	Analysen zu Ökosystemleistungen und Evaluation von FFH-Gebieten	Methodik und Ergebnisse der Lebensraumübergreifenden Analysen zum Einfluss von Biodiversität auf Ökosystemleistungen und der Evaluation von FFH-Gebieten
A2.4	Deutsche Übersetzung CICES	Deutsche Übersetzung der englischen Begriffe des Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)
A2.5	Übersicht Literatur Dominanzhierarchie Analyse und Forschungsinteresse zu Direkten Treibern	Auflistung aller Literaturquellen, die für die Analyse der Dominanzhierarchien der fünf betrachteten Kategorien direkter Treiber von Biodiversitätsveränderungen sowie der Darstellung des Forschungsinteresses dieser Kategorien je Lebensraum herangezogen wurden
<b>A3: Anhänge zu Kapitel 3 Agrar- und Offenland</b>		
A3.1	Methoden Literaturrecherche Agrar- und Offenland	Beschreibung des Vorgehens der Literaturrecherche von deutscher und englischer Literatur mit Angabe der Ein- und Ausschlusskriterien sowie ein Überblick über die englischsprachigen Suchtermini für die systematische Onlineliteraturrecherche im Kapitel »Agrar- und Offenland«
A3.2	Detaillierte Methoden und Ergebnisse des Delphi-Prozesses	Detaillierte Methoden und Ergebnisse des Delphi-Prozesses zum Effekt der direkten und indirekten Treiber auf die Biodiversität in Agrar- und Offenlandschaften in Deutschland
A3.3	Volltext der Transformationsbox T1 und T2	Volltext der Transformationsbox 3.1: Transformationspotenziale in Agrar- und Offenland: Fallstudie »Regionalwert-AG Freiburg« und der Transformationsbox 3.2: »Transformationspotenzial: Insektenschutz durch Blühlebensräume im Offenland«
A3.4	Methoden und Deskriptoren der Cross-Impact-Bilanzanalyse	Methoden und Deskriptoren der Cross-Impact-Bilanzanalyse: »Entwicklung der Biodiversität in der Agrarlandschaft in Deutschland bis 2030: Ergebnisse einer expert*innengestützten Szenarioanalyse«
<b>A4: Anhänge zu Kapitel 4 Wald</b>		
A4.1	Methoden Literaturrecherche Wald	Beschreibung des Vorgehens der Literaturrecherche von deutscher und englischer Literatur mit Angabe der Ein- und Ausschlusskriterien sowie ein Überblick über die englischsprachigen Suchtermini für die systematische Onlineliteraturrecherche im Kapitel »Wald«
A4.2	Sonstige Anhänge Wald	Ergänzende und weiterführende Informationen zum Haupttext des Kapitels Wald (Rote-Liste-Kennzeichnung der Waldbiototypen, Erhaltungszustände und Gesamttrends der in Wäldern vorkommenden FFH-Lebensraumtypen, Gefährdungszustand und Bestandstrend funktional eingeteilter Wanzen, Gefährdungszustand und Bestandstrend funktional eingeteilter Käferarten, Horstschutzzonen in den einzelnen Bundesländern, Schutzgebiete)

**A5: Anhänge zu Kapitel 5 Binnengewässer und Auen**

A5.1	Methoden Literaturrecherche Binnengewässer und Auen	Beschreibung des Vorgehens der Literaturrecherche von deutscher und englischer Literatur mit Angabe der Ein- und Ausschlusskriterien sowie ein Überblick über die englischsprachigen Suchterme für die systematische Onlineliteraturrecherche im Kapitel »Binnengewässer und Auen«
------	---	--

**A6: Anhänge zu Kapitel 6 Küste und Küstengewässer**

A6.1	Methoden Literaturrecherche Küste und Küstengewässer	Beschreibung des Vorgehens der Literaturrecherche von deutscher und englischer Literatur mit Angabe der Ein- und Ausschlusskriterien sowie ein Überblick über die englischsprachigen Suchterme für die systematische Onlineliteraturrecherche im Kapitel »Küste und Küstengewässer«
------	--	---

**A7: Anhänge zu Kapitel 7 Urbane Räume**

A7.1	Methodenbeschreibung des Kapitels »Urbane Räume«	Beschreibung des Vorgehens der systematischen Literaturrecherche von deutscher und englischer Literatur mit Angabe der Ein- und Ausschlusskriterien sowie der unter den Mitgliedern des Bündnisses »Kommunen für biologische Vielfalt e. V.« durchgeführten Umfrage zu Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität in urbanen Räumen
------	--	--

**A8: Anhänge zu Kapitel 8 Bodenbiodiversität**

A8.1	Gewichtete prozentuale Anteile an den Trends sowie gewichtete Trends der gemessenen Biodiversitätsmaße für die Regenwurmfaua im Lebensraum Boden	Darstellung der gewichteten Trends (prozentualer Anteil sowie absolut) der Regenwurmfaua in Hinblick auf Abundanz, Artenzahl und effektive Anzahl der Arten, basierend auf den Daten der deutschen Bodendauerbeobachtungsflächen
A8.2	Wahrscheinlichkeit eines positiven bzw. negativen Trends für die Regenwurmfaua im Lebensraum Boden	Darstellung der zeitlichen Wahrscheinlichkeit einer positiven bzw. negativen Entwicklung der Regenwurmfaua in Hinblick auf Abundanz, Artenzahl und effektive Anzahl der Arten, basierend auf den Daten der deutschen Bodendauerbeobachtungsflächen
A8.3	Methoden Literaturrecherche	Beschreibung des Vorgehens der Literaturrecherche von deutscher und englischer Literatur mit Angabe der Ein- und Ausschlusskriterien sowie ein Überblick über die englischsprachigen Suchtermini für die systematische Onlineliteraturrecherche im Kapitel »Boden«.

**A9: Anhänge zu Kapitel 9 Indirekte Treiber der Biodiversitätsentwicklung**

A9.1	Ausgaben für Forstmaßnahmen	Eigene Berechnung der Ausgaben für Forstmaßnahmen im Rahmen des Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) nach Daten der EU-Kommission 2017 (EU-Kommission 2017: Factsheets zu den Programmen zur Entwicklung des ländlichen Raums 2014–2020, EU-Kommission, Brüssel)
------	-----------------------------	---

**A10: Anhänge zu Kapitel 10 Transformationspotenziale zum Erhalt der biologischen Vielfalt**

A10.1	Beitragende Autor:innen des Kapitels	Liste aller beitragenden Autor:innen des Kapitels »Transformationspotenziale zum Erhalt der biologischen Vielfalt«
A10.2	Analyserahmen für Fallstudien	Analyserahmen für Fallstudien unterteilt in T.: Analyse von Treibern und Randbedingungen, P.: Prozessanalyse, und E.: Ergebnisanalyse
A10.3	Methodisches Vorgehen bei der Analyse von Fallstudien	Beschreibung der Vorgehensweise für die Fallstudienanalyse
A10.4	Beschreibungen der einzelnen Fallstudien: Zusammenfassungen der Fallstudien	Beschreibungen der einzelnen Fallstudien: Zusammenfassungen der Fallstudien anhand der Informationen aus der Tabelle entlang von vier Kernfragen
A10.5	Visionen	Visionen aus einem systematischen Literaturreview von Szenarien und Modellen zur Entwicklung von Biodiversität in Deutschland, die sich am Nature Futures Framework (NFF) orientieren; Vision A: Natur für Natur, Vision B: Natur für Gesellschaft, Vision C: Natur als Kultur

## Über die Herausgeber:innen

**Christian Wirth** ist Pflanzenökologe und Biodiversitätsforscher an der Universität Leipzig und am Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Jena. Er ist Gründungsdirektor des Deutschen Zentrums für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig und leitet den Botanischen Garten in Leipzig. Er forscht zum Einfluss von Biodiversität auf Ökosystemfunktionen und zum Waldnaturschutz. Er berät die Bundesregierung als Pate im Forum #Zukunftsstrategie.

**Helge Bruelheide** ist Geobotaniker an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg und Direktor des Botanischen Gartens in Halle. Er hat das Deutsche Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig als einer der Co-Direktoren mitbegründet und ist einer der Leiter des »sMon-Projekts«, das Biodiversitätstrends in Deutschland analysiert. Er forscht darüber hinaus über Biodiversitäts-Ökosystemfunktions-Beziehungen.

**Nina Farwig** ist Naturschutzökologin an der Philipps-Universität Marburg. In Forschung und Lehre verknüpft sie ökologische Grundlagenforschung mit anwendungsorientierten Naturschutzfragen. Dabei untersucht sie, inwiefern die biologische Vielfalt zur Stabilität von Ökosystemen beiträgt. Als Mitglied des Wissenschaftlichen Beirats für Waldpolitik unterstützt sie die Bundesregierung bei der Gestaltung der Rahmenbedingungen für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung.

**Jori Maylin Marx** ist Ökosystemwissenschaftlerin an der Universität Leipzig und forscht zu den Auswirkungen von Klimawandel, Landnutzung und Biodiversitätsverlust auf Ökosysteme und die Rolle, die sie für den Menschen spielen. Durch ihren interdisziplinären Hintergrund legt sie einen besonderen Fokus auf die Verknüpfung von Wissenschaft mit Politik und Gesellschaft.

**Josef Settele** leitet am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) das Department »Naturschutzforschung« und ist Mitglied des Deutschen Zentrums für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig. Der promovierte Agrarwissenschaftler und passionierte Insektenforscher lehrt an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg und ist im Weltbiodiversitätsrat IPBES und im »Sachverständigenrat für Umweltfragen« (SRU) aktiv.

»Entstanden ist ein beeindruckendes Referenz- und Nachschlagewerk, einzigartig in seiner räumlichen und inhaltlichen Detailtiefe, das wir dringend brauchen, um wirksame Maßnahmen zum Biodiversitätserhalt in Deutschland zu ergreifen.«

*Volker Mosbrugger, Senckenberg Gesellschaft*

Der Zustand der Natur verschlechtert sich weltweit – und damit auch ihre lebenswichtigen Beiträge für uns Menschen. So steht es im globalen Assessment des Weltbiodiversitätsrats IPBES. Gibt es eine Krise der biologischen Vielfalt auch bei uns in Deutschland? – Und wenn ja: Was sind die Gründe, und was können wir dagegen tun?

Diesen Fragen gehen 150 Autor:innen von 75 Institutionen und Verbänden im »Faktencheck Artenvielfalt« nach. Auch vor unserer Tür ist die biologische Vielfalt rückläufig. Wichtige Lebensräume schwinden, ehemals häufige Arten werden selten, viele Ökosysteme verarmen und sind einem rapiden Wandel unterworfen. Die Triebkräfte dahinter – ausgeräumte Landschaften, intensive Landnutzung, Einträge von Fremdstoffen, der Klimawandel – gehen von uns Menschen aus.

Aber es gibt auch gute Nachrichten: Als Hauptverursacher haben wir es selber in der Hand, diesen Trend umzukehren. Der »Faktencheck Artenvielfalt« zeigt ermutigende Beispiele auf und analysiert, was in der Praxis funktioniert und, wichtiger noch, unter welchen Bedingungen wir bereit sind, für die biologische Vielfalt aktiv zu werden. Eine gesellschaftliche Transformation hin zu einer Wirtschaftsweise mit und nicht gegen die biologische Vielfalt ist geboten – und möglich.

