

Leopoldina
Nationale Akademie
der Wissenschaften

2020 | Dokumentationsband zu Diskussion Nr. 24

Globale Biodiversität in der Krise – Was können Deutschland und die EU dagegen tun?

Detlev Drenckhahn | Almut Arneth | Juliane Filser | Helmut Haberl
Bernd Hansjürgens | Bernd Herrmann | Jürgen Homeier | Christoph Leuschner
Volker Mosbrugger | Thorsten Reusch | Andreas Schäffer
Michael Scherer-Lorenzen | Klement Tockner

Impressum

Herausgeber

Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina e. V.
– Nationale Akademie der Wissenschaften –
Präsident: Prof. Dr. Gerald Haug
Jägerberg 1, 06108 Halle (Saale)

Redaktion

Prof. Dr. Detlev Drenckhahn, Dr. Henning Steinicke
Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina
Kontakt: Abteilung Wissenschaft-Politik-Gesellschaft (Leitung: Elmar König)
politikberatung@leopoldina.org

Stand: Mai 2020

Gestaltung und Satz

unicom Werbeagentur GmbH, Berlin

ISBN 978-3-8047-4067-9

Bibliografische Information der deutschen Nationalbibliothek

Die deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie, detaillierte bibliografische Daten sind im Internet unter <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

Zitiervorschlag

Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina (Hrsg.) 2020: Globale Biodiversität in der Krise – Was können Deutschland und die EU dagegen tun? Dokumentationsband zu Diskussion Nr. 24, Halle (Saale)

Globale Biodiversität in der Krise – Was können Deutschland und die EU dagegen tun?

**Detlev Drenckhahn | Almut Arneth | Juliane Filser | Helmut Haberl
Bernd Hansjürgens | Bernd Herrmann | Jürgen Homeier | Christoph Leuschner
Volker Mosbrugger | Thorsten Reusch | Andreas Schäffer
Michael Scherer-Lorenzen | Klement Tockner**

Publikationen in der Reihe „Leopoldina Diskussion“ sind Beiträge der genannten Autorinnen und Autoren. Mit den Diskussionspapieren bietet die Akademie Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern die Möglichkeit, Denkanstöße zu geben oder Diskurse anzuregen und hierfür auch Empfehlungen zu formulieren.

Inhaltsverzeichnis

1	Globale Biodiversitätskrise	6
1.1	Einführung	6
1.2	Bedeutung der Biodiversität für das Erdsystem und die Lebensgrundlagen der Menschheit.....	7
1.3	Biodiversitätsverlust und seine Folgen.....	8
1.4	Auswirkungen des Biodiversitätsverlustes auf Menschen	10
1.5	Treiber der Biodiversitätskrise	11
1.5.1	Landnutzung	11
1.5.2	Überfischung der Meere	12
1.5.3	Jagd und Wilderei	12
1.5.4	Süßwasserverbrauch	12
1.5.5	Globale Stickstoffproblematik.....	13
1.5.6	Phosphatproblematik.....	13
1.5.7	Chemikalien, Pestizide (vgl. Kap. 9).....	13
1.5.8	Klimawandel	14
1.5.9	Invasive Arten	14
1.6	Ökologische Kipppunkte	14
1.7	Schlussfolgerungen	15
2	Bedeutung der Biodiversität für das menschliche Selbstverständnis	16
3	Die Krise der marinen Biodiversität	17
3.1	Einführung	17
3.2	Hotspots und Verlustraten der marinen Biodiversität	17
3.3	Folgen des Verlustes der marinen Biodiversität.....	18
3.4	Ursachen des Biodiversitätsverlustes im Meer	18
3.4.1	Fischerei und andere direkte Nutzung.....	18
3.4.2	Die direkte Zerstörung von Lebensräumen	19
3.4.3	Gebietsfremde Arten	19
3.4.4	Verschmutzung	20
3.5	Erwärmung und Versauerung des Ozeans	20
3.6	Maßnahmen zum Schutz mariner Biodiversität.....	21
3.7	Schutz der marinen Tierwelt.....	22
3.7.1	Direkter Artenschutz	22
3.7.2	Meeresschutzgebiete.....	22
3.8	Handlungsempfehlungen.....	24
4	Wälder und Biodiversität	26
4.1	Die Wälder der Erde.....	26
4.2	Biodiversität im Wald	26
4.3	Waldflächenverluste	27
4.4	Degradierung	27
4.5	Fragmentierung	28

4.6	Defaunierung	28
4.7	Klimawandel und Biodiversität der Wälder	29
4.8	Biodiversität des Waldes in Deutschland	29
4.9	Agenda zum Schutz der Biodiversität der Wälder.....	30
4.10	Handlungsempfehlungen.....	30
5	Die Biodiversitätskrise in Süßwasserökosystemen	32
5.1	Einleitung	32
5.2	Globale Verteilung von Süßgewässern.....	32
5.3	Hotspots der Biodiversität und der Ökosystemleistungen.....	33
5.4	Ökosystemleistungen	33
5.5	Bedrohungen der Süßwasserbiodiversität	33
5.5.1	Übernutzung, Überdüngung, Verschmutzung, Habitatdegradation, Versalzung, Flussdämme.....	33
5.5.2	Feuchtgebiete und Flussauen	34
5.5.3	Flussmündungen.....	34
5.5.4	Moore	34
5.6	Blaupause für ein lebendiges Süßwasser	35
5.7	Handlungsempfehlungen.....	36
6	Grasländer und Savannen	37
6.1	Verbreitung	37
6.2	Biodiversität	37
6.3	Bedrohung	38
6.3.1	Landnutzungswandel	38
6.3.2	Landnutzung	39
6.3.3	Klimawandel	40
6.4	Kohlenstoffspeicherung, Bedeutung für den Klimawandel.....	40
7	Landwirtschaft und Landnutzung als Treiber der Biodiversitätskrise.....	41
7.1	Einführung	41
7.2	Ackerland	41
7.3	Grasländer.....	42
7.4	Biodiversität und agrarische Landschaftsvielfalt	43
7.5	Konsumperspektive, Flächenfußabdruck.....	43
7.6	Bodenbiodiversität, Bodenverluste, Klimarelevanz	44
7.7	Dünger	45
7.8	Bioenergie, Biotreibstoffe	46
7.9	Klimawirkung der Landnutzung	48
7.9.1	Tierhaltung als ein Hauptverursacher von Klimawandel und Biodiversitätsverlust ..	48
7.9.2	Auswirkungen der Tierhaltung auf Klimaziele und Agrarflächenbedarf	49
7.9.3	Klimawirkung auf Produktivität.....	50
7.9.4	Klimawirkung auf Ernährungssicherheit und Gesundheit.....	50
7.9.5	Klimaschutz durch Verminderung des Fleischkonsums	50
7.9.6	Lebensmittelverluste.....	51
7.10	Agrarpolitik	51
7.11	Fazit.....	52
7.12	Handlungsempfehlungen.....	53
	Anhang zu Kapitel 7.....	54

8	Biodiversität und Klimawandel	57
8.1	Wechselwirkungen zwischen Klima, Biodiversität und Ökosystemfunktionen	57
8.2	Manifestierung des Klimawandels	57
8.3	Allgemeine Einflüsse des Klimawandels auf Biodiversität und Ökosystemfunktionen	58
8.4	Klimawandel und Terrestrische Ökosysteme	58
8.5	Klimawandel und Süßwassersysteme	59
8.6	Klimawandel und marine Ökosysteme.....	59
8.7	Effekte des CO ₂ -Anstiegs auf die Vegetation.....	60
8.8	CO ₂ -Anstieg und Ozeanversauerung	61
8.9	Auswirkungen von Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel an Land	61
8.10	Auswirkungen des Wandels der biologischen Vielfalt auf die Klimastabilisierung und die Minderung des Klimawandels.....	61
8.11	Handlungsempfehlungen.....	62
9	Chemikalien als Treiber der Biodiversitätskrise	64
9.1	Einträge von Chemikalien	64
9.2	Verhalten und Effekte von Chemikalien in der Umwelt	64
9.3	Chemischer Pflanzenschutz – eine besondere Herausforderung.....	66
9.4	Fazit.....	66
9.5	Handlungsempfehlungen für Agrarsysteme der Zukunft	66
10	Biodiversität und Ökonomie	69
10.1	Leistungen von Biodiversität und natürlichen Ökosystemen für die Menschheit.....	69
10.2	Studien zum Wert der Biodiversität.....	70
10.3	Handlungsempfehlungen.....	70
11	Schutzgebiete, Schutzmaßnahmen.....	72
11.1	Allgemeines.....	72
11.2	Status und Erfolg von Schutzgebieten.....	72
11.3	Schutzgebietsbestand	73
11.4	Ökoregionale Schutzstrategie, Flächenbedarf	75
11.5	Probleme der Schutzgebiete und der IUCN-Kriterien	76
11.6	Klimaanpassung und Schutzgebiete.....	77
11.7	Handlungsempfehlungen.....	77
	11.7.1 Deutschland, Europa.....	77
	11.7.2 Außerhalb Europas.....	80
	Abbildungsverzeichnis.....	82
	Abkürzungsverzeichnis.....	83
	Literaturverzeichnis.....	86
	Autorinnen und Autoren.....	124

1 Globale Biodiversitätskrise

1.1 Einführung

Die Menschheit verursacht spätestens seit Beginn des Industriezeitalters gewaltige Veränderungen des gesamten Erdsystems, also der vernetzten und rückgekoppelten Kompartimente: Die Biosphäre umfasst alle Räume des Erdsystems, in denen vielfältiges Leben vorkommt (Biodiversität) – und beinhaltet die Hydrosphäre (Meere, Süßwassersysteme, Eis), die Atmosphäre bis in etwa 60 Kilometer Höhe und die oberen Gesteinsschichten der Erde (Lithosphäre) (Abb. 1). Der Mensch ist zu einer dominierenden Gestaltungskraft des Erdsystems von erdgeschichtlicher Dimension geworden (vgl. auch die aktuelle Diskussion vom „Anthropozän“¹) und erzeugt massive Umweltprobleme und Störungen der Energie- und Stoffkreisläufe, so dass nach Ansicht verschiedener Autoren die Sicherheitsgrenzen der Existenzgrundlagen der Menschheit („safe operating space for humanity“²) bereits teilweise drohen überschritten zu werden.³

Zu den globalen Umweltproblemen des Anthropozäns zählen vor allem Klimawandel mit Ozean-Versauerung und Erwärmung, die erheblichen Verluste der Biodiversität auf Arten- und Ökosystemebene (Biome, Artenvielfalt, genomische Vielfalt), Übernutzung der Süßwasserreserven, Umweltgifte und Überfrachtung der globalen Kreisläufe mit reaktiven Stickstoffverbindungen. Es handelt sich dabei nicht um voneinander getrennte Phänomene. Sie hängen unmittelbar zusammen und müssen auch mit ihren vielfältigen Konnektivitäten gesehen werden. Diese Übernutzung verändert historisch gewachsene dynamische Prozesse, sodass der Mensch selbst zunehmend Schaden nimmt. Dadurch ist nicht das Überleben der Menschheit in ihrer Gesamtheit bedroht, sondern Menschen sind in ihren Lebenschancen und ihren Entwicklungsmöglichkeiten regional sehr unterschiedlich betroffen und werden bereits jetzt schon lokal gezwungen, bestimmte lebensunwert

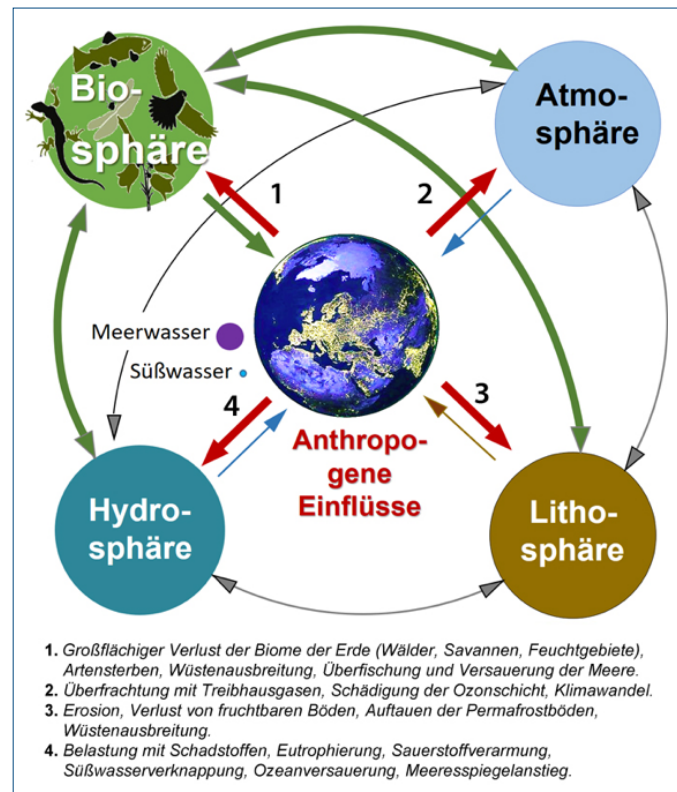


Abb. 1: Das Erdsystem mit seinen Wechselwirkungen zwischen anthropogenen Einflüssen (Satellitenbild bei Nacht – aufgeleuchtet), Atmosphäre, Lithosphäre, Hydrosphäre und Biosphäre.

Erläuterung: Die Grundlage der Biosphäre ist die Biodiversität (Vielfalt der Organismen und Ökosysteme). Grüne Pfeile: Wechselwirkungen der Biosphäre; rote Pfeile: negative Auswirkungen der anthropogenen Einflüsse. Die Hydrosphäre umfasst 1,4 Milliarden Kubikkilometer (Kugel mit einem Durchmesser von 1380 Kilometern), davon sind nur 3 Prozent Süßwasser (2 Drittel Eis, 1 Drittel Grundwasser, 0,3 Prozent nutzbares Oberflächenwasser).

gewordene Heimatgebiete wegen Nahrungs- und Trinkwasserunsicherheit und daraus resultierenden Konflikten zu verlassen.⁴

Gliederung der Biosphäre

Flächen: Die Oberfläche der Erde (510 Millionen Quadratkilometer) ist zu rund 71 Prozent mit Meeren (360 Millionen Quadratkilometer) und zu 29 Prozent mit Land (149 Millionen Quadratkilometer) bedeckt. Die eisfreie Landfläche beträgt 134 Millionen Quadratkilometer mit einem Anteil von 4,6 Millionen Quadratkilometer Binnengewässer und

1 Crutzen 2002; Subramanian 2019.

2 Rockström et al. 2009.

3 Steffen et al. 2015; Campbell et al. 2017.

4 Ionescu et al. 2017; IDMC 2019.

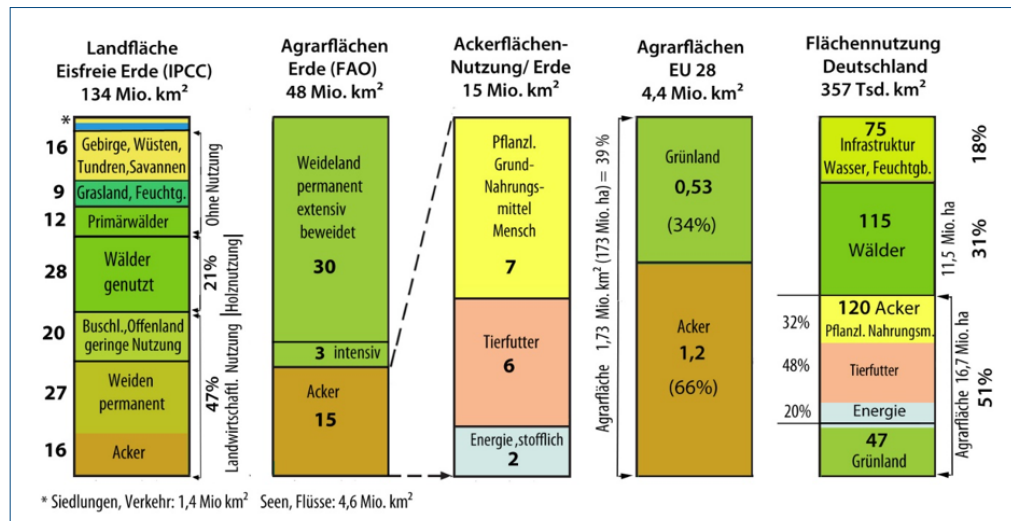


Abb. 2: Landflächen und Landnutzung der Erdoberfläche

Erläuterung: Etwa 35-60 Prozent der Erdoberfläche wird unterschiedlich intensiv landwirtschaftlich genutzt und 70 Prozent der Wälder (21 Prozent der Erdoberfläche) unterliegen einer schwachen bis intensiven forstwirtschaftlichen Nutzung. Außer dem hauptsächlich als Weide genutzten Grünland dient auch Ackerland über 50 Prozent seiner Fläche nicht der Versorgung der Menschen mit pflanzlichen Grundnahrungsmitteln, sondern der Erzeugung von Viehfutter für die Produktion von Fleisch und Milch und zunehmend auch der Gewinnung von Energie und Treibstoffen (Agrodiesel, Ethanol). Die unberührten Primär(Ur)wälder (11,5-12 Millionen Quadratkilometer) bedecken nur noch 9 Prozent der Landoberfläche. Sie beherbergen aber etwa 50 Prozent aller Tier- und Pflanzenarten der Erde. Die Wälder stehen vor allem wegen des ansteigenden Fleisch- und Milchkonsums, der Produktion von Palmöl (u. a. als Agrodiesel) und der zunehmenden Verwendung von Holz zu Energiezwecken weiterhin unter erheblichem Konversionsdruck.⁵

Flüsse. Von der Landfläche sind derzeit 63 Millionen Quadratkilometer (47 Prozent) landwirtschaftlich schwach bis intensiv genutzte Flächen (Acker: 16 Millionen Quadratkilometer; Weideland: 47 Millionen Quadratkilometer), 40 Prozent geschlossene Wälder (28 Millionen Quadratkilometer bewirtschaftet, 12 Millionen Quadratkilometer Urwälder) und etwa 25 Prozent ungenutzte Grasländer, Feuchtgebiete, Savannen, Steppen und Wüsten (Abb. 2). Zum Vergleich: Die Welternährungsorganisation FAO berücksichtigt nur 14,9 Millionen Quadratkilometer als (produktives) Ackerland und 33,2 Millionen Quadratkilometer als (produktives) Weideland, also 36 Prozent der eisfreien Landmasse.

Biome, Ökoregionen: Die International Union for Conservation of Nature (IUCN), untergliedert gemäß Olson et al.,⁶ revidiert in Dinerstein et al.,⁷ die Biosphäre in 8 biogeografische Großregionen und die Landfläche in 14 (terrestrische) Biome und über 846 Ökoregionen (Abb. 3). Europa wird in etwa 30 Ökoregionen unterteilt.

1.2 Bedeutung der Biodiversität für das Erdsystem und die Lebensgrundlagen der Menschheit

Biodiversität/biologische Vielfalt umfasst die gesamte Vielfalt des Lebens auf allen Hierarchie und Komplexitätsebenen. Biodiversität bedeutet vor allem die Vielfalt der Lebensräume (Biome, Ökosysteme), der Arten (taxonomischen Einheiten), lokal angepassten Populationen und ihrer Vielfalt an Genvarianten und der Wechselwirkungen zwischen Organismen und mit Ökosystemen. Biodiversität ist in ihrer ganzen Komplexität auch heute noch erheblich unerforscht.

Gegenwärtig sind etwa 1,9 Millionen Tier- und Pflanzenarten beschrieben.⁸ Die Schätzungen der tatsächlichen Artenvielfalt reichen von 5 Millionen bis zu 100 Millionen Tier-, Pflanzen- und Pilzarten; neuere, eher konservative Schätzungen, gehen von 8 bis 10 Millionen Tier-, Pflanzen- und Pilzarten aus. Derzeit sind somit höchstens zwischen 15 und 20 Prozent der tatsächlichen Artenvielfalt bekannt. In der Tiefsee sind sogar vermutlich erst weniger als 1 Prozent der Arten bekannt. Weltweit werden jährlich rund 18 000 neue Arten entdeckt.⁹

5 Quellen: IPCC 2019; EU 2017; Eurostat 2019; OECD/FAO 2017; Carus et al. 2014; Jering et al. 2013; Bruckner et al. 2017.

6 Olson et al. 2001.

7 Dinerstein et al. 2017.

8 Régnier et al. 2015.

9 <https://www.esf.edu/species> (abgerufen am: 7. März 2019).

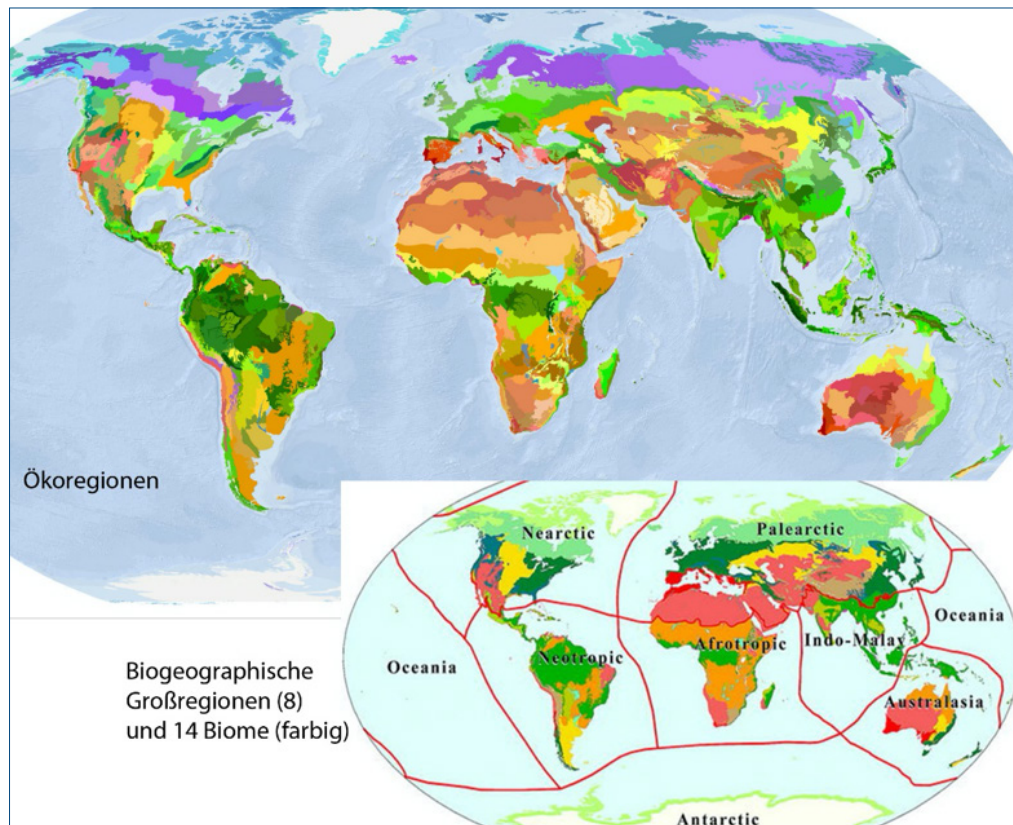


Abb. 3: Untergliederung der Biosphäre in 8 geografische Großregionen sowie 14 Biome (unten farbig) und 846 Ökoregionen (oben farbig, modifiziert)¹⁰

Für Deutschland sind etwa 48 000 Tierarten bekannt (654 Wirbeltiere, 44 000 Wirbellose, 3200 Einzeller), 9500 Pflanzenarten (darunter 3000 Samenpflanzen) und 14 000 Pilzarten und Flechten (darunter ca. 5000 Ständerpilze).¹¹ Die Kenntnisse über die Biodiversität auf anderen Hierarchie-Ebenen, wie etwa der Ökosysteme, der Gene oder der Wechselwirkungen zwischen den Arten, sind noch äußerst gering. Die übergeordneten Funktionen der Biodiversität und Ökosysteme für Stoff- und Energiekreisläufe sowie die Dynamik des Erdsystems sind dagegen in groben Zügen gut verstanden. Eine zentrale Grundlage sind die Primärproduktion von Biomasse durch Fotosynthese und die davon ausgehenden Stoffkreisläufe. Die Sauerstoffkonzentration von derzeit rund 21 Prozent in der Erdatmosphäre ist ausschließlich der (oxygenen) Fotosynthese zu verdanken. Nahezu alle oberflächennahen Prozesse und Stoffkreisläufe werden durch die Biosphäre stark beeinflusst und gesteuert, so etwa die Konzentration der Gase, Staubpartikel und Aerosole in der Atmosphäre, die Bodenbildung, die Kreisläufe von Wasser, Kohlen-

stoff, Stickstoff, Schwefel und Phosphat, aber auch die Strahlungsbilanz der Erde, das Klima und die Windsysteme. Der Forschungsbedarf für ein Gesamtverständnis ist noch erheblich.

1.3 Biodiversitätsverlust und seine Folgen

Die biologische Vielfalt ist heute sehr stark bedroht. Dies dokumentiert u. a. die Rote Liste der bedrohten Arten der IUCN, die den Gefährdungsgrad von verschiedenen Tier- und Pflanzengruppen erfasst. Nach ihren Untersuchungen sind gegenwärtig weltweit über 30 000 Tier- und Pflanzenarten vom Aussterben bedroht, entsprechend 27 Prozent aller untersuchten Arten.¹² Die umfassendste Gefährdungsanalyse der biologischen Vielfalt wurde im Mai 2019 vom Weltbiodiversitätsrat (IPBES) vorgestellt,¹³ resultierend aus der Zusammenarbeit von 145 Experten aus 50 Ländern und basierend auf der Analyse von rund 15 000 Publikationen und behördlichen Studien.

¹⁰ Dinerstein et al. 2017; <https://ecoregions2017.appspot.com/>.

¹¹ BfN 2015.

¹² <https://www.iucnredlist.org> (abgerufen am: 15. Februar 2020).

¹³ IPBES 2019.



Abb. 4: Ökosystemleistungen der Biodiversität (vereinfachte Darstellung)¹⁴
 Erläuterung: Die Rolle der Biodiversität als Existenzgrundlage der Menschheit wird über „Ökosystemleistungen“ („Nature’s Contributions to People“) beschrieben, die wiederum an „Ökosystemfunktionen“ und damit an einzelnen Arten hängen. Der globale volkswirtschaftliche Wert der Ökosystemleistungen wurde 2011 auf 125 bis 145 Billionen (10¹²) US-Dollar pro Jahr geschätzt.¹⁵

Nachfolgend sind daraus und aus anderen Quellen einige ausgewählte Erkenntnisse wiedergegeben:

- Der durchschnittliche Artenbestand ist in den meisten terrestrischen (Land-) Lebensräumen seit 1900 um über 20 Prozent gesunken.
- Mehr als 40 Prozent der Amphibienarten, fast 33 Prozent der riffbildenden Korallen und mehr als 33 Prozent aller Meeressäuger sind bedroht. Die globale Biomasse von Wildsäugern ist seit Beginn des 20. Jahrhunderts um 82 Prozent zurückgegangen, ihre Verbreitung um mindestens 50 Prozent.
- Seit dem 16. Jahrhundert sind mindestens 680 Wirbeltierarten ausgestorben.
- Drei Viertel der natürlichen Landökosysteme und etwa 66 Prozent der Meeresökosysteme wurden erheblich beeinträchtigt und zerstört. In Gebieten, die von indigenen Völkern und lokalen Gemeinschaften bewohnt oder verwaltet werden, waren die Veränderungen weniger ausgeprägt oder unterblieben.
- Derzeit werden mehr als ein Drittel der globalen Landoberfläche und fast 75 Prozent der Süßwasserressourcen für die Nahrungsmittelproduktion genutzt.
- Die Holzernte ist seit 1970 um 45 Prozent gestiegen. Davon werden etwa 50 Prozent energetisch genutzt (hauptsächlich verbrannt). Jährlich werden weltweit rund 60 Milliarden Tonnen

erneuerbarer und nicht erneuerbarer Rohstoffe der Erde entnommen – das ist eine annähernde Verdoppelung seit 1980.

- Durch Bodenverluste und Degradierung von Agrarland ist die Produktivität der Landoberfläche um 23 Prozent gesunken. Globale Ernteerträge von bis zu 577 Milliarden US-Dollar sind potenziell durch Verluste von Bestäubern gefährdet.
- Für 100 bis 300 Millionen Menschen besteht ein erhöhtes Gefährdungsrisiko gegenüber Überschwemmungen und Wirbelstürmen aufgrund der Zerstörung schützender Küstenlebensräume.
- Im Jahr 2015 wurden 33 Prozent der Meeresfischbestände überfischt, 60 Prozent wurden maximal an der Obergrenze der Nachhaltigkeit befischt und nur 7 Prozent der Fischbestände wurden geringer befischt und 80 Prozent sind in keinem guten ökologischen Zustand.¹⁶
- Bis zu 400 Millionen Tonnen Schwermetalle, Lösungsmittel, giftiger Schlamm und andere Industrieabfälle sowie Pestizide gelangen jährlich in die Gewässer der Welt, und der Eintrag von Düngemitteln in Küstenökosysteme hat weltweit mehr als 400 marine „Todeszonen“ mit einer Gesamtfläche von mehr als 245 000 Quadratkilometern verursacht. Hinzu kommt eine gegenüber dem Jahr 1980 bis zu 10-fache Steigerung des Eintrages von Plastik vor allem in die Meere.
- Diese negativen Trends werden sich bei allen untersuchten politischen Szenarien bis 2050 und darüber hinaus fortsetzen, wenn nicht grundsätzliche transformative Veränderungen in der Landnutzung, der Fischerei und der Klimapolitik stattfinden.
- Die aktuelle Aussterberate von Tier- und Pflanzenarten liegt mehrere 10 bis mehrere 100 Mal über der aus Fossilbelegen bekannten Aussterberate der vergangenen 10 Millionen Jahre, die weiter ansteigt und allmählich Züge der fünf erdgeschichtlichen Massenaussterben annimmt.¹⁷

Living-Planet-Index

Seit 1970 werden in einem aufwendigen Verfahren 14 000 bis 17 000 Populationen von Wirbeltieren aller Gruppen und 3700 bis 4000 Arten laufend auf deren Populationsgrößen untersucht. Die ermittelten Rückgänge betrugen: Gesamtbestände rund 60 Prozent, davon Landbestände rund 40 Prozent,

¹⁴ In Anlehnung an MEA 2005.

¹⁵ Costanza et al. 2014.

¹⁶ Fernandes et al. 2017.

¹⁷ IPBES 2019, Barnosky et al. 2011.

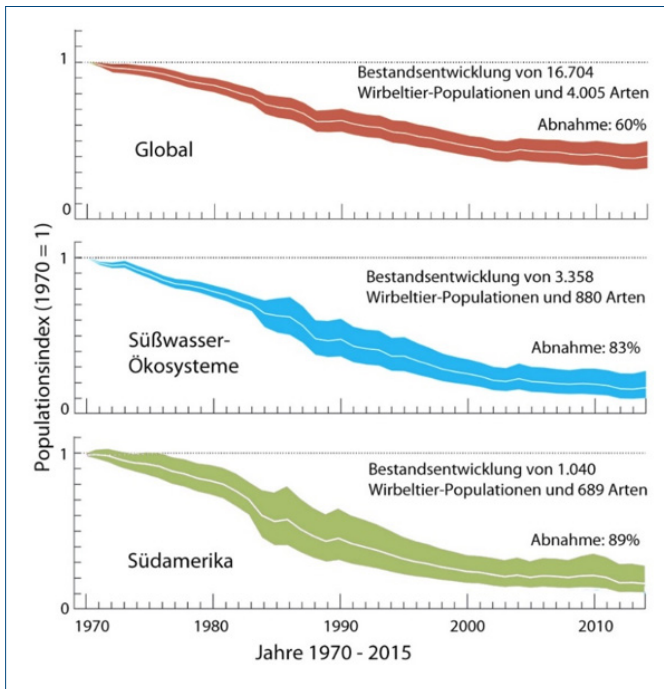


Abb. 5: Populationsindex („Living-Planet-Index“) Wirbeltiere¹⁸

Erläuterung: Der Index wird ermittelt durch umfangreiche Langzeitstudien von über 15 000 Wirbeltierpopulationen weltweit seit 1970. Weiße Linien: Mittelwerte; Farbflächen: Unsicherheitsgrenzen (95 Prozent). Der globale Rückgang aller Populationen weltweit beträgt 60 Prozent. Im Süßwasser-Biom und in Südamerika liegen die Rückgänge sogar um 80 bis 90 Prozent.

Süßwasserbestände rund 80 Prozent, Meeresbestände rund 40 Prozent und die Wirbeltierbestände in Südamerika knapp 90 Prozent.¹⁹

Insektensterben

Die Ordnung der Insekten hat in den letzten Jahrzehnten einen enormen Verlust an Arten und Biomasse hinnehmen müssen. Als Hauptursachen werden Landnutzung, Fragmentierung der Landschaft, Eutrophierung und Schadstoffeinträge (u. a. Pestizide) angenommen. Auf einem Trockenhang bei Regensburg konnte ein Rückgang der Tagfalterarten seit 1840 um rund 35 Prozent, bei den gefährdeten Arten sogar um 60 Prozent festgestellt werden, wobei sich der Artenrückgang seit etwa den 1980er Jahren deutlich beschleunigt hat.²⁰ Die „Krefelder Studie“ belegt einen Rückgang der Biomasse von Fluginsekten, gemessen in 62 Naturschutzgebieten Deutschlands über einen Zeitraum von 27 Jahren hinweg, um rund 75-80 Prozent.²¹ Eine deutschlandweite Studie ermittelte allein zwischen 2008 und 2017 einen weiteren Rückgang von Insekten im Grasland um 67 Prozent

der Biomasse und 34 Prozent der Artenzahlen und in Wäldern eine Abnahme von 41 Prozent der Biomasse und 36 Prozent der Artenzahlen.²² Ähnliche Rückgänge sind überall in Europa und in anderen Regionen der Erde beschrieben worden mit einem weltweiten Rückgang von durchschnittlich um 9 Prozent der landlebenden Insekten pro Jahrzehnt seit mindestens 35 Jahren. Ein Aussterben von bis zu 40 Prozent aller Insekten weltweit wird für die nächsten Jahrzehnte befürchtet.²³ Da Insekten als artenreichste Klasse aller Tiergruppen 70 bis 80 Prozent aller Tierarten ausmachen, kann das Insektensterben als ein Abbild eines schwerwiegenden systemischen Verlustes der gesamten Biodiversität gesehen werden. Insekten sind an fast allen ökosystemaren Prozessen außerhalb der Meere wesentlich beteiligt wie Bestäubung von Blütenpflanzen aber auch Bodenbildung (80 Prozent aller Bestäuber – in Deutschland sind bereits etwa 45 Prozent aller 561 Wildbienenarten stark bedroht und über 60 Prozent aller Ameisenarten, beide Gattungen mit stark zunehmendem Trend²⁴). Hinzu kommen für die Landwirtschaft weitere wichtige Nutzwirkungen: Beispielsweise können 5 bis 10 Marienkäfer und ihre Nachkommen den Blattlausbestand auf 1 Quadratmeter Weizenfeld unter Kontrolle halten.²⁵ Insekten sind weiterhin unverzichtbar als Nahrungsgrundlage für viele Vogelarten (u. a. Schwalben, Meisen, Nachtigall), Reptilienarten (u. a. Eidechsen) und viele Säugetiere (u. a. Igel, Fledermäuse). Der EU-weite Rückgang der Vogelbestände in der Agrarlandschaft zwischen 1990 und 2014 um 31,4 Prozent hat besonders stark die insektenfressenden Vogelarten betroffen.²⁶

1.4 Auswirkungen des Biodiversitätsverlustes auf Menschen

Der jährliche ökonomische Verlust durch das aktuelle Artensterben wird auf etwa 4 Billionen (4×10^{12}) US-Dollar geschätzt.²⁷ Die wachsende Zahl von Umwelt- und umweltbedingter Ernährungs-krisen wird dabei nicht nur durch eine Zunahme von Extremwetterereignissen als Folge des Klimawandels verursacht, sondern hängt zentral mit

18 Nach Deinet et al. 2018.

19 McRae et al. 2017; Deinet et al. 2018.

20 Habel et al. 2016.

21 Hallmann et al. 2017.

22 Seibold 2019.

23 Lister & Garcia 2018; SRU 2018. Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019, van Klink et al. 2020

24 Ries et al. 2019.

25 Freier et al. 2007.

26 EEA 2018b.

27 Costanza et al. 2014.

einer wachsenden Zerstörung von Ökosystemen und ihren Ökosystemdienstleistungen zusammen, die wiederum Erosion (Verlust fruchtbarer Böden), Erdbeben, Überflutungen, Staubstürme und Wüstenausbreitung begünstigen. Inzwischen sind 25 Prozent der Agrarflächen zu unfruchtbarem Brachland geworden,²⁸ was zu einer wachsenden Zahl von Umweltflüchtlingen geführt hat (s. o.). Die Zerstörung der natürlichen Vegetation (Biodiversität) in Teilen der Sahelzone von Afrika ist beispielhaft für den Verlust von Weideland und die Ausbreitung von Wüsten. Ein anderes als Ökosystemkatastrophe bezeichnetes Beispiel ist die Austrocknung und Versalzung der größten Teile des mittelasatischen Aralsees und seiner fruchtbaren Küstenstreifen, des ehemals viertgrößten Binnensees der Erde. Ursächlich dafür ist der Anbau von Baumwolle, der fast das gesamte Wasser der zuführenden Flüsse Amudarja und Syrdarja vor allem für die Bewässerung der Baumwollplantagen in Anspruch nimmt.²⁹ Der meerartige See hatte eine reichhaltige Fischfauna mit zahlreichen endemischen Arten und erbrachte jährliche Fischanlandungen von bis zu mehreren 10 000 Tonnen mit über 30 000 Fischereibeschäftigten. Das Beispiel verdeutlicht den gewaltigen „ökologischen Fußabdruck“ (Wasserfußabdruck) von Baumwoll- und anderen Agrarprodukten in ariden Gebieten: Ein Baumwoll-T-Shirt verbraucht 4100 Liter Süßwasser (vgl. unten Kap. 1.5.4).

1.5 Treiber der Biodiversitätskrise

Die Ursachen des aktuellen Biodiversitätsverlustes sind vielfältig und variieren je nach Region und Ökosystem. Nach Sala et al. und Thuiller ist Landnutzung durch den Menschen der wichtigste Treiber des (terrestrischen) Biodiversitätsverlustes.³⁰ Die Landnutzung (Rodung/Verbrennung von Wäldern, Emission von Treibhausgasen (THG) durch Dünger und Tierhaltung) trägt überdies zu durchschnittlich 23 Prozent der Klimaerwärmung bei.³¹ Der Klimawandel selbst ist dabei die zweitgrößte Bedrohung der Biodiversität.³² Die direkten anthropogenen Treiber des Biodiversitätsverlustes stehen in engem Zusammenhang mit den indirekten Treibern wie Bevölkerungs- und Wirtschaftswach-

tum, Konsumverhalten oder staatlichem Handeln (Governance) und Subventionspolitik, u. a. von Biokraftstoffen, Fischerei und Landwirtschaft (z. B. Gemeinsame Europäische Agrarpolitik, GAP).

Die wichtigsten Treiber der Biodiversitätskrise sind:

- Landnutzung und Landnutzungswandel wie Entwaldung und Umwandlung von natürlichen Ökosystemen in Agrarflächen,
- direkte Ausbeutung (Jagd, Fischerei) von Organismen,
- Beeinträchtigungen von Flüssen und Feuchtgebieten durch übermäßige Süßwasserentnahmen,
 - Stickstoff- und Phosphateinträge, Eintrag von Pestiziden und anderen umweltschädigenden Chemikalien,
- Anstieg von Treibhausgasen und Klimawandel,
- eingeschleppte, gebietsfremde (invasive) Arten.

1.5.1 Landnutzung

Die Landwirtschaft hat durch Intensivierung und Bewässerung in den letzten Jahrzehnten große Ertragssteigerungen erzielt und dadurch die Ernährungsgrundlage von derzeit 7,7 Milliarden Menschen bereitgestellt, allerdings mit regional großen Ungleichheiten. Gleichzeitig sind Intensivierung der Landwirtschaft und Landnutzungswandel Haupttreiber des Klimawandels (23 Prozent) und von etwa 80 Prozent der Biodiversitätsverluste,³³ wobei die Nachfrage und Erzeugung von Tierprodukten (Fleisch, Milch) eine dominierende Rolle (> 50 Prozent) spielt.³⁴ Sie nimmt 60 bis 70 Prozent der globalen wie auch der europäischen Agrarflächen in Anspruch, davon regional schwankend ca. 30 bis 50 Prozent der Ackerflächen zum Futtermittelanbau. Sojaschrot und Getreide sind die vorherrschenden (eiweißreichen) Futtermittel für die Geflügel-, Schweine- und Rinderzucht sowie Hochleistungs-Milchproduktion. Soja wurde bis 2018 hauptsächlich aus Südamerika importiert und verursacht dort erhebliche THG-Emissionen durch Anbau (Düngung, Verlust von Bodenkohlenstoff, Waldrodung) und Konversion von Wäldern, Grasland und Savannen in Ackerflächen (u. a. von Amazonasregenwald, Cerrado, Caatinga und Chaco) (vgl. unten, Kap. 6 und 7). Der globale Handel mit Agrarrohstoffen³⁵ und anderen Rohstoffen wie Holz

28 Nkonya et al. 2016.

29 Zonn et al. 2009; Létolle & Mainguet 1996.

30 Sala et al. 2000; Thuiller 2007.

31 IPPC 2019.

32 CBD 2010a.

33 IPPC 2019; IPBES 2019; Dudley & Alexander 2017; Campbell et al. 2017.

34 Crenna et al. 2019.

35 Kastner et al. 2014a.

verursacht eine massive Biodiversitätsschädigung, wie beispielsweise die stark fortschreitende Abholzung von tropischen Regenwäldern zur Produktion von Fleisch, Soja-Futtermitteln und Palmöl für den internationalen Markt verdeutlicht. Deutschland verbraucht allein für den Import von Agrarprodukten flächenmäßig mehr (ca. 18 Millionen Hektar) als seine eigene Agrarfläche (17 Millionen Hektar) und schädigt dadurch Biodiversität und Klima weltweit (vgl. Kap. 7). Die gesamte Flächeninanspruchnahme der Europäischen Union (EU) für Agrar- und Holzprodukte ist mit rund 640 Millionen Hektar die zweitgrößte der Welt (vgl. unten, Kap. 7.5). Der Beitrag von Deutschland zur globalen Entwaldung zwischen 1995 und 2010 wird auf etwa 1 Million Hektar geschätzt, in erster Linie aufgrund des Konsums tierischer Nahrungsmittel.³⁶

1.5.2 Überfischung der Meere

Die kommerzielle Fischerei ist ein Beispiel für die bedenkliche Übernutzung von Biodiversität: Zwei Drittel der globalen Fischbestände sind maximal befischt oder bereits überfischt. Die Überfischung hat in einigen für die Fischerei sehr wichtigen Meeresgebieten wie beispielsweise dem atlantischen Schelfgebiet vor Kanada zu einem fast vollständigen Zusammenbruch der Nutzfischbestände geführt (Dorsch, vgl. Kap. 1.6).

1.5.3 Jagd und Wilderei

Die Jagd ist in vielen Teilen der Erde nicht nachhaltig und hat in der Vergangenheit zur Ausrottung vor allem der großen Wirbeltierarten geführt, auch in weiten Teilen Europas (u. a. Bär, Wolf, Wisent). In den Tropenwäldern führt die lokale Ausrottung von Affen und anderen Säugetieren („Buschfleisch“) zum Phänomen der „empty forests“ mit vielfältigen Folgen wie ausbleibender Samenverbreitung und Waldverjüngung (vgl. Kap. 3). Die Vogeljagd im Mittelmeerraum ist weiterhin ein ernster Gefährdungsfaktor für die paläarktischen Zugvögel. Die Wilderei und illegale Trophäenjagd auf Elefanten, Nashörner, Löwen und anderen Großtieren aus Gründen des Elfenbeinhandels, der Gewinnung von Horn- und Tierprodukten für die traditionelle asiatische Medizin und zum Zweck der Aneignung von Trophäen hat in den vergangenen Jahren stark zugenommen und wird möglicherweise zum Aussterben dieser Großtiere in freier Wildbahn führen.

1.5.4 Süßwasserverbrauch

Die Hydrosphäre umfasst 1,4 Milliarden Kubik-

kilometer (Kugel mit 1380 Kilometer Durchmesser, Abb. 1). Davon sind nur 3 Prozent Süßwasser (35 Millionen Kubikkilometer, Kugeldurchmesser: 405 Kilometer), wovon wiederum knapp 70 Prozent im Eis und knapp 30 Prozent im Grundwasser gebunden sind. Nur 0,3 Prozent (ca. 11 000 Kubikkilometer) sind als Oberflächenwasser (Seen, Flüsse) für den Menschen verfügbar. Von allen menschlichen Aktivitäten verbraucht die Landwirtschaft 70 Prozent (ein Drittel davon der Fleischsektor durch Futtermittelanbau)³⁷ der globalen Wasserentnahmen aus Flüssen, Seen, Stauseen und Grundwasser (= blaues Wasser) vor allem durch Bewässerungsmaßnahmen und Verdunstung von Kulturpflanzen und Böden. Die Zunahme der Nutztierbestände mit Produktionssteigerung von Viehfutter auf Ackerflächen und die Baumwollproduktion (bevorzugter Anbau in den sonnenreichen Trockengebieten) erfordern einen besonders großen Wasserverbrauch.³⁸ Auch wird eine weitere Erhöhung der Produktion von Biokraftstoffen den Druck auf die Wasserreserven erhöhen.³⁹ 2015 hatten 2,1 Milliarden Menschen keine sichere Wasserversorgung, 844 Millionen Menschen nicht einmal direkten Zugang zu sicherer und sauberer Wasserversorgung, einer der Ursachen für den Tod von 362 000 Kindern an Durchfallerkrankungen.⁴⁰ Obwohl die Wasserverfügbarkeit in vielen Regionen der Erde dramatisch abnimmt, wird der künftige globale Wasserverbrauch in der Landwirtschaft u. a. wegen des steigenden Fleischkonsums bis 2050 um etwa 19 Prozent weiter ansteigen.⁴¹ Die sich abzeichnende Verschärfung der Wasserkrise in wasserarmen Gebieten und die Auswirkungen auf die Biodiversität durch Flussverbau, Austrocknung von Feuchtgebieten, Bodenversalzung oder Kontamination von Gewässern mit Dünge- und Pflanzenschutzmitteln und sonstigen Chemikalien/Kunststoffen sind besorgniserregend (vgl. auch unten, Kap. 5).

1.5.5 Globale Stickstoffproblematik

Die Überfrachtung der globalen Kreisläufe mit reaktiven Stickstoffverbindungen (N_r) wird als besonders gravierende Überschreitung der Grenzen der Tragfähigkeit der Erde („planetary boundaries“) gesehen⁴² mit vielfältigen negativen Wirkungen

37 Godfray et al. 2018.

38 Destouni et al. 2013; Jaramillo & Destouni 2015.

39 Destouni et al. 2013; Jaramillo & Destouni 2015.

40 WHO 2017.

41 WWAP 2019.

42 Rockström et al. 2009; Steffen et al. 2015.

36 Bruckner et al. 2017.

auf die Biodiversität. Der Mensch verdoppelt den natürlichen globalen Stickstoffkreislauf mit jährlich zusätzlichen Einträgen von 210 Millionen Tonnen N_r .⁴³ Der Kunstdünger macht den Hauptteil der Stickstoffüberfrachtung aus (Näheres vgl. Kap. 7.7). Er wird überwiegend ineffizient eingesetzt (über 50 Prozent wird nicht von Pflanzen aufgenommen). In den EU27-Mitgliedstaaten werden rund 4,5 Millionen Tonnen als Stickstoffüberschuss in Gewässer (Grundwasser, Binnengewässer, Meere) entlassen (2014 allein in Deutschland 0,5 Millionen Tonnen N_r)⁴⁴ und erzeugen dort Eutrophierung, Massenwachstum teils giftiger Algen und Sauerstoffarmut mit „Todeszonen“ in Seen und Meeren (vgl. Kap. 3). Die deutsche Landwirtschaft verfehlt die Stickstoff-Reduktionsziele (Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung: 80 Kilogramm pro Hektar bis 2010) immer noch massiv (um über 20 Kilogramm pro Hektar) und belastet vielerorts das Grundwasser (> 20 Prozent der Prüfstellen) mit zu hohen, gesundheitsschädlichen Nitratkonzentrationen (vgl. Kap. 7). Weitere 2,4 Millionen Tonnen N_r gelangen als gasförmige, teils gesundheitsschädliche Verbindungen (u. a. 759 000 Tonnen Ammoniak in Deutschland 2015) und schädigen im näheren Umfeld und flächenhaft über weite Distanzen (Telewirkung) die Biodiversität durch Eutrophierung, Versauerung und bodennahe Ozonbildung.⁴⁵ Über 48 Prozent der terrestrischen, noch naturnahen Ökosysteme Deutschlands sind von Eutrophierung betroffen, 8 Prozent von Versauerung durch N_r -Eintrag.⁴⁶ Lachgas (N_2O) nimmt kontinuierlich in der Atmosphäre zu (10 Prozent Anstieg seit 1985)⁴⁷. Es zerstört in der Troposphäre die vor UV-Strahlung schützende Ozonschicht, ist besonders langlebig (ca. 100 Jahre) und als Treibhausgas 300-fach wirksamer als CO_2 .⁴⁸

1.5.6 Phosphatproblematik

Etwa 150 Millionen Tonnen Phosphatgestein werden jährlich abgebaut und daraus 20 bis 25 Millionen Tonnen Phosphat gewonnen, das fast vollständig als Dünger in die Umwelt gebracht wird.⁴⁹ Etwa 8 bis 10 Millionen Tonnen davon gelangen durch Erosion und Regen in die Binnengewässer, Flüsse und die Ozeane, achtmal so viel wie durch

natürliche geochemische Prozesse. Phosphate erzeugen Eutrophierung, Sauerstoffarmut und aquatische „Todeszonen“. Der Stickstoffeintrag ist aber derzeit in den Meeren das größere Problem, da Phosphat schneller rezirkuliert. Aus erdgeschichtlichen Daten kann abgeleitet werden, dass ein 20-facher Überschuss an Phosphat im Meer zum Massenaussterben von Meeresleben führen könnte.⁵⁰

1.5.7 Chemikalien, Pestizide (vgl. Kap. 9)

Chemikalien werden unter anderem als Pestizide (Sammelbegriff für Herbizide, Insektizide, Fungizide u. a.)⁵¹ flächendeckend auf Ackerflächen, Obstbaukulturen und damit in die Umwelt ausgebracht, um Kulturpflanzen vor Schadorganismen (Tiere, Pilze, Bakterien, Viren) zu schützen und unerwünschte Wildkräuter zu entfernen. In Deutschland wurden 2017 insgesamt 46 800 Tonnen Pestizid-Wirkstoff (226 zugelassene Wirkstoffe) auf 13 Millionen Hektar Ackerland (40 Prozent der Gesamtfläche Deutschlands) ausgebracht. Hinzu kommen rund 40 000 Tonnen Biozide im häuslichen und Gewerbesektor (Desinfektionsmittel, Schuttmittel usw.), die teilweise über Abwasser und die Luft in die Umwelt gelangen.⁵² Pestizide wirken nicht nur toxisch auf Schadorganismen, sondern auch auf Nicht-Ziel-Organismen direkt durch toxische Wirkung oder indirekt durch das verminderte Nahrungsangebot oder reduzierte Deckung. Ein bekanntes aktuelles Beispiel sind die Neonikotinoide, die als eine der Ursachen für das Bienen- und Insektensterben betrachtet werden (vgl. Kap. 9). Der Verlust von natürlichen Feinden der Schadorganismen kann landwirtschaftliche Kulturen anfälliger gegen Schädlinge und Krankheitserreger machen. Durch Verschleppung und über Nahrungsketten können Pestizide auf Organismen in benachbarten oder weiter entfernten Gebieten wirken. Die kontinentweit erfolgte Dezimierung (teils Aussterben) bestimmter Greifvögel und anderer Vogelarten wurde durch das Insektizid DDT verursacht.⁵³ Auch für andere Substanzen trifft dies zu, die u. a. in der Tiermedizin verwendet wurden: Das Schmerzmittel Diclofenac wurde zur Verbesserung der Arbeitsfähigkeit von Rindern in Indien eingesetzt. Das für Geier besonders toxische Diclofenac (tödliche Harnsäureanreicherung) hat in den vergangenen 20 Jahren in Indien bei den

43 Erisman 2011; Fowler et al. 2013; Sutton et al. 2011.

44 UBA 2019a.

45 Bobbink et al. 2010; Bergmann et al. 2015; UBA 2018b.

46 SRU 2015.

47 WMO 2018; UBA 2014.

48 Fowler et al. 2013.

49 Smil 2000.

50 Steffen et al. 2015.

51 EU-Richtlinie 2009/128/EG.

52 SRU 2016.

53 Nakamaru et al. 2003.

Großgeierarten zu einem 99,9 prozentigen Bestandsrückgang geführt, mit Folgewirkungen auch auf die menschliche Gesundheit.⁵⁴

1.5.8 Klimawandel

Der Anstieg der Treibhausgase in der Atmosphäre zeigt jetzt schon teils schwerwiegende Auswirkungen auf die Biodiversität. Beispiele sind die CO₂-Übersäuerung der Weltmeere, das Absterben von Korallen und die Zunahme von Waldbränden infolge von Dürreperioden. Die künftigen Folgen auf die Biodiversität werden voraussichtlich noch weit schwerwiegender sein (vgl. unten, Kap. 8). Die Landnutzung (Landwirtschaft) trägt aktuell zu etwa 25 Prozent, historisch zu 33 Prozent der Treibhausgasemissionen bei, davon entfallen etwa die Hälfte auf die Tierhaltung (vgl. Kap. 7). Biodiversitätsschutz ist zugleich auch Klimaschutz und Klimaschutz ist zentral für den Biodiversitätsschutz. (Näheres siehe Kap. 8)

1.5.9 Invasive Arten

Eingeschleppte, gebietsfremde Arten können direkt (invasiv) oder durch Übertragung von Krankheiten schwere Schäden an der Biodiversität ausrichten. Invasive Arten (einschließlich Hauskatzen, Ziegen und Wanderratten) werden für etwa ein Drittel der seit 1600 weltweit ausgestorbenen Arten verantwortlich gemacht, insbesondere auf Inseln.⁵⁵ Beispielsweise vernichtete die durch das Militär eingeschleppte tropische Braune Nachtbaumnatter *Boiga irregularis* auf der Pazifikinsel Guam in wenigen Jahren fast die gesamte heimische Vogelfauna⁵⁶ und bedroht jetzt auch die Vogelwelt auf Hawaii und anderen Inseln. Die in das Schwarze Meer aus dem Golf von Mexiko eingeschleppte Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi* verursachte durch Nahrungskonkurrenz einen fast völligen Zusammenbruch der Sardellenfischerei⁵⁷. Die global sich ausbreitende Chytridiomykose (Hautpilz *Batrachochytrium dendrobatidis*) ist Ursache für das Aussterben von bislang mindestens 200 Frosch- und Krötenarten weltweit.⁵⁸

1.6 Ökologische Kipppunkte

Aus den bisherigen Ausführungen folgt, dass die Biodiversität auf allen ihren Organisationsebenen stark bedroht und aufgrund von vielfältigen (direkten und indirekten) Treibern einem raschen Wandel unterworfen ist, der zu Verarmung wie auch Homogenisierung der Artengemeinschaften weltweit führt. Eine Folge ist, dass der Wandel laufend zu neuen, vom Menschen bedingten Artenkombinationen und Ökosystemzuständen führt, deren Funktionieren schwer vorherzusagen ist und vielfach hochkomplexe, nichtlineare Systemübergänge sowie „Kipppunkte“ auftreten können.

Ein bekanntes Beispiel für einen Ökosystem-Kipppunkt ist der komplette und offenbar irreversible Zusammenbruch der nordwestatlantischen Dorschpopulation vor der Ostküste Kanadas. Die Gewässer vor Neufundland zählten seit dem 19. Jahrhundert zu den bedeutendsten Fischgründen der Erde mit jährlichen Fischenlandungen von mehreren 100 000 Tonnen (1960–1970 sogar bis zu 800 000 Tonnen). Die unerschöpflich scheinende Dorschbiomasse kollabierte 1992/93 unvermittelt bis fast auf das Nullniveau und ist trotz Fischeiverbote bis heute (25 Jahre später) auf diesem Niveau geblieben. Das hat u. a. zum Verlust von annähernd 40 000 Arbeitsplätzen in der Fischereindustrie geführt. Die Ursachen für die Nichterholung der Dorschbestände (und vieler anderer überfischter Dorschbestände im Nordatlantik) sind komplex. Als mögliche Ursachen werden die Zunahme der Lodde (*Mallotus villosus*), des ehemaligen Hauptbeutefisches des Dorsches, gesehen (die jetzt Eier und Brut der wenigen verbliebenen Dorsche fressen) sowie die Zunahme von Robben, also den Prädatoren von Dorschbrut und Jungdorschen. Durch Überfischung sind Kipppunkte überschritten worden, die zu neuen marinen Ökosystemzuständen („alternative stable states“) ohne eine nennenswerte Rolle des Dorsches geführt haben.⁵⁹

Ein weiteres Beispiel von Folgen der Überfischung sind die fischreichen Gewässer vor Namibia. Inzwischen besteht über die Hälfte der dortigen tierischen Meeresbiomasse aus Quallen.⁶⁰ Auch hier sind offenbar neue alternative Ökosystemare Zustände durch Überfischung entstanden.

Auch das Verschwinden einer einzigen Art kann weitreichende Ökosystemfolgen haben und Kipppunkte auslösen: Das lokale Aussterben von Seeottern an der Pazifikküste Nordamerikas hat

54 Baumgart 2017.

55 IPBES 2019; Baillie et al. 2004.

56 Savidge 1987.

57 Kideys 2002.

58 Reid et al. 2019.

59 Sguotti et al. 2019 und darin enthaltene Literatur.

60 Lynam et al. 2006.

zum großflächigen Absterben der ausgedehnten Tangwälder (*kelp forests*) geführt. Eine lokale Bestandserholung (Wiederansiedlung) von Seeottern bewirkte einen Wiederaufwuchs der Tangwälder. Der Grund: Die Seeotter regulieren Tang fressende Seeigel als bevorzugte Beutetiere der Otter.⁶¹

Klimakipppunkte: Die Erderwärmung führt jetzt schon in Teilen der Arktis zum Auftauen der Dauerfrostböden (Permafrost). In diesen Permafrostböden sind über große Flächen enorme Mengen an Biomasse konserviert, größtenteils Pflanzenreste und Torf, die bei Auftauen bakteriell zersetzt werden und THG freisetzen, insbesondere das Fäulnisgas Methan (25-fach wirksamer als CO₂) und auch Lachgas (300-fach wirksamer). Dadurch werden der Klimawandel und das Auftauen der Permafrostböden weiter beschleunigt mit Freisetzung von potenziell mehreren hundert Gigatonnen von THG und entsprechend schwerwiegenden Folgen für das Klima.⁶² Die Heißezeit (> 5 im Paläozän/Eozän wird auf Permafrost-Auftauung zurückgeführt.⁶³

1.7 Schlussfolgerungen

Die Biodiversität ist eine Schlüsselkomponente des Erdsystems und stellt das Charakteristikum des Planeten Erde dar. Sie ist für die Existenz der Menschheit unerlässlich. Der Mensch verursacht jedoch gegenwärtig große Verluste in der Biodiversität, die den aus der Erdgeschichte bekannten Massenaussterbe-Ereignissen durchaus gleichen, auch wenn sie in ihrem Ausmaß bisher noch nicht präzise quantifiziert werden können.

Die Konsequenzen des anthropogenen Biodiversitätsverlustes sind systemischer Natur, weitreichend und sie werden wahrscheinlich langfristige, über Millionen Jahre andauernde Nachwirkungen haben. Viele Konsequenzen des fortschreitenden Biodiversitätsverlustes sind bereits jetzt schon sichtbar, und zwar in Form von schwindenden oder wegfallenden Ökosystemdienstleistungen, Klimaveränderungen (durch ihre ökosystemabhängigen Antriebe) und einer wachsenden Zahl von regionalen Umweltkrisen und daraus resultierender Armutsmigration.

Die Komplexität der Auswirkungen des Biodiversitätsverlustes und die Vorhersage von ökologischen und klimatischen Kipppunkten bedürfen intensiver Forschung.

Direkte Treiber des anthropogenen Biodiversitätsverlustes sind insbesondere die Umwandlung von natürlichen/naturnahen Ökosystemen (Wälder, Grasland, Feuchtgebiete) in intensiv bewirtschaftete und meist überdüngte Agrarflächen (Landnutzungswandel), Übernutzung, Verbauung, Eutrophierung, Kontamination und Verbauung der Land- und Süßwassersysteme sowie die Kontamination, Eutrophierung, Versauerung und Überfischung der Meere. Der Klimawandel wird durch die intensive Landnutzung beschleunigt, insbesondere durch die Fleischerzeugung, und treibt seinerseits die Biodiversitätskrise weiter an.

Die notwendige Eindämmung des Verlustes von Biodiversität und natürlichen/naturnahen Ökosystemen erfordert abgestimmte Programme auf nationaler wie internationaler Ebene und entschiedenes Handeln. Eine erhebliche Erweiterung des Schutzgebietssystems auf 50 Prozent der Erdoberfläche und 40 Prozent in den Ozeanen, eine Beendigung des fortschreitenden Landnutzungswandels, die Verminderung der Fleischproduktion und eine Internalisierung externer (allgemeiner) Kosten des Biodiversitätsverlustes sind wichtige Handlungsfelder.

61 Estes et al. 2016.

62 IPCC 2013.

63 DeConto et al. 2012.

2 Bedeutung der Biodiversität für das menschliche Selbstverständnis

Die heutige weltweite Verbreitung von Menschen ist das evolutionsbiologische Ergebnis einer Anpassung an geografische Diversitätsgradienten durch arteigene Diversifizierung, Domestizierung und Nutzung von Elementen der Biodiversität. Perspektivisch wird der anthropologischen Diversität, zumindest einem Teil der existenzsichernden genetischen Diversität, durch Biodiversitätsminderung die Anpassungsgrundlage entzogen. Dabei ist die Bedeutung der jeweiligen konkreten Umweltdiversität im Lebensraum einer menschlichen Kultur als Bestandteil, als Sicherung und Rückversicherung der kollektiven Identität für menschliche Bevölkerungen anzuerkennen. Da menschliche Kulturen funktional anthropogene Ökosysteme sind, würde ein anhaltender Biodiversitätsverlust die Existenz nichtglobalisierter Kulturen zutiefst bedrohen und die globalisierten Kulturen stark einschränken. Die Biodiversitätssicherung ist nicht nur ein Menschenrecht indigener Gruppen, sie ist ein allgemeines Menschenrecht und als solches schutzwürdig.

Die wissenschaftliche Grundfrage des heutigen Biodiversitätsverlusts liegt in der Unsicherheit in der Beurteilung der Tragweite seiner Bedeutung für die Lebensgrundlagen der Menschheit. Unabhängig von noch bestehendem wissenschaftlichen Klärungsbedarf über die diversitätsabhängigen, ökosystemaren Funktionen haben internationale Übereinkünfte und Entscheidungsträgerinnen und Entscheidungsträger den Biodiversitätsverlust neben dem Klimawandel als zweite gegenwärtige Bedrohung für das Erdsystem benannt. Sie folgen darin der absoluten Mehrheitsauffassung der sachkundigen Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler.

Nach menschlichen Maßstäben und Bedürfnissen wird der Biodiversitätsverlust mit großer Wahrscheinlichkeit zu schwerwiegenden Beeinträchtigungen der Gesundheit und der Versorgungssicherheit, zum Verlust des ästhetischen Naturerlebens sowie zu Beeinträchtigungen des individuellen und kollektiven Wohlbefindens führen. Das Nahrungsangebot für Menschen wird zwar wesentlich durch ein anthropogenes Diversitätsangebot gesichert. Dieses ist aber auf Rückgriffe auf die genetische Vielfalt der Wildtypen angewiesen.

Ebenso sichern die Wildtypen die Intaktheit der natürlichen Ökosysteme bzw. deren Pufferkapazität sowie die Existenz- und Ernährungsbasis für alle nichtdomestizierten Lebewesen. In den Mikrobiomen gewährleisten sie zudem die Existenz aller Lebewesen.

Im Sinne eines allgemeinen Vorbeugungs- und Versicherungsverhaltens zwingt bereits die Möglichkeit nachteiliger Folgen des Biodiversitätsverlusts zum Handeln. Der für möglich gehaltene Diversitätsverlust ist längst einer Gewissheit seines Bestehens gewichen. Es bedarf keines Rückgriffs auf weltanschauliche Konstrukte, auf Überzeugungssysteme oder emotionsgegründete Argumente – die Anwendung gesunden Menschenverstands genügt, um für den Biodiversitätserhalt und gegen einen weiteren Verlust zu argumentieren und zu handeln. Die Bewertung der normativen und deskriptiven Teile der Biodiversität erfordert ein Zusammenwirken naturwissenschaftlicher, rechtlicher und ökonomischer Forschung unter Einbeziehung moralphilosophischer Betrachtungen.

Neben aktivem politischen Handeln zur Eindämmung der Biodiversitätskrise ist ein wichtiges Instrument proaktiven Handelns die Auflage eines pädagogischen Programms für alle Bildungs- und Erziehungsbereiche, etwa nach dem Vorbild der Bildungsoffensive im Rahmen des Grundsatzprogramms „Schutz der Erdatmosphäre“. Sie würde die Grundlage für eine allgemeine Bewusstmachung der bevorstehenden Biodiversitätsprobleme schaffen und eine breite biodiversitätsfördernde und -schützende Aufstellung auf allen gesellschaftlichen Ebenen bewirken.

3 Die Krise der marinen Biodiversität

3.1 Einführung

Oft gilt der Ozean als die letzte Wildnis der Erde. Neuere Untersuchungen ergaben jedoch, dass nur 13 Prozent der gesamten Meeresoberfläche als unberührt oder annähernd im natürlichen Zustand gelten können, während ungestörte Gebiete mit alarmierender Geschwindigkeit verschwinden.⁶⁴ Da der Mensch an Land lebt, konzentrierten sich Schutzmaßnahmen zunächst auf die terrestrische Biodiversität, und auch Instrumente wie geschützte Arten oder Nationalparks wurden zunächst an Land entwickelt und implementiert. Dieser terrestrische Fokus wird langsam durch eine ausgewogenere Sichtweise ersetzt, die im Jahr 2016 im ausdrücklichen Schutzziel von „Leben unter Wasser“ als nachhaltigem Entwicklungsziel (SDG) Nr. 14 der Vereinten Nationen gipfelte.

Dieser Paradigmenwechsel ist mehr als überfällig, auch unter Berücksichtigung der Tatsache, dass das Leben überhaupt vor ca. 3 Milliarden Jahren im Meer seinen Ursprung hatte und entscheidende Innovationen des Lebens wie die Evolution der komplexen Zelle (Eukaryoten) oder die „kambrische Explosion“ mit der Entstehung vieler der heutigen Tierbaupläne im Meer stattfanden. Die marine Biodiversität enthält somit die ursprünglichsten und einzigartigsten Zweige der biologischen Stammesgeschichte („tree of life“) unseres Planeten. Daneben sind Meeresökosysteme auch die größten unseres Planeten. Die Tiefsee (> 3000 Meter Tiefe) bedeckt 54 Prozent der Erdoberfläche und übersteigt damit beispielsweise die noch verbleibenden Flächen tropischer Regenwälder um den Faktor 25. Geht man von einem 40 Meter hohen Kronendach und einem 10 Meter in den Boden ragenden Wurzelraum aus, ist das Volumen der Tiefseeökosysteme sogar 1500-fach größer als jenes der Regenwälder.

Gleichzeitig ist unser Wissen über die marine Biodiversität auf allen Ebenen, ob genetisch, artenbezogen oder funktional, oft noch sehr lückenhaft. Insbesondere das größte Ökosystem der Erde, der

tiefe pelagische Ozean, sowie die Polargebiete weisen große Forschungslücken auf. Vom Meeresboden tiefer als 4000 Meter wurde bis heute nur Probenmaterial entnommen, das flächenmäßig wenigen Fußballfeldern entspricht.⁶⁵ Hochrechnungen haben ergeben, dass es für jede der bekannten 250 000 vielzelligen Meeresarten (also ohne Mikroben) 3 bis 8-mal so viele weitere unbekannte Arten gibt.⁶⁶ Da die marine Biodiversität so schwer zu erfassen ist, ist eine Beurteilung umso schwieriger, ob marine Arten lokal oder sogar global ausgestorben sind oder nicht.⁶⁷

Charismatische große Arten standen bisher im Mittelpunkt der meisten Schutzbemühungen in marinen Systemen, die von lebensraumbildenden Korallenriffen bis hin zu Fischen und großen Raubtieren wie Haien, Thunfischen und Meeressäugern reichten. Obwohl es leicht zu vermitteln ist, sollten zukünftige Erhaltungsmaßnahmen die Funktionalität des gesamten Interaktionsnetzes mariner Ökosysteme in einem umfassenden Konzept des ökosystem-basierten Managements berücksichtigen.

3.2 Hotspots und Verlustraten der marinen Biodiversität

In einer 10-jährigen internationalen Anstrengung identifizierte das Projekt „Census of Marine Life CoML“ klare globale Muster und Hotspots, z. B. den indopazifischen Raum, Küstengebiete und die Tiefsee. Der Ozean zeichnet sich durch besondere Lebensräume wie Tiefsee-Hydrothermalquellen oder Korallenriffe aus, die bei nur geringem Anteil an der Meeresfläche überproportional hohe Artenzahlen und wahrscheinlich auch genetische Vielfalt beherbergen. Es kann bereits heute beobachtet werden, dass mobile Meeresorganismen wie Fische und Meeressäuger besonders schnell die sich verschiebenden Klimazonen mitverfolgen, was zu

⁶⁵ Ramirez-Llodra et al. 2010.

⁶⁶ Mora et al. 2011.

⁶⁷ McCauley et al. 2015.

⁶⁴ Jones et al. 2018a.

einer Änderung der lokalen Artengemeinschaften führt.⁶⁸ Daneben wird in vielen marinen Regionen und ihren Ökosystemen ein Verlust an Biodiversität verzeichnet, der hauptsächlich auf Artenebene dokumentiert ist,⁶⁹ oft mit Kaskadeneffekten auf das gesamte Ökosystem.⁷⁰ Obwohl es insgesamt nur wenige dokumentierte Ausrottungen gibt, hatte die menschliche Aktivität an Land einen „Vorsprung“ von 50 000 Jahren.⁷¹ Während es oft fast unmöglich ist, das Aussterben mariner Arten zu dokumentieren,⁷² gibt es gut dokumentierte Fälle für das ökologische (lokale) Aussterben an der Küste⁷³ oder das kommerzielle Aussterben, insbesondere durch Überfischung.⁷⁴

Sensitivitäten

Im Vergleich zu terrestrischen Arten ist die Empfindlichkeit von Meeresarten höher, zumindest dort, wo entsprechende Wirbeltiergruppen an Land und im Meer eine vergleichende Bewertung des Erhaltungszustands ermöglichen. Viele marine Wirbeltierarten gehören heute zu den am stärksten gefährdeten. Schipper et al. untersuchten 120 Meeressäugerarten und fanden 36 Prozent als weltweit bedroht (d. h. als stark gefährdet, gefährdet oder anfällig eingestuft),⁷⁵ was bedeutet, dass die Bedrohungslage höher ist als bei terrestrischen Säugern. Ebenso bewerteten Croxall et al. 346 Seevogelarten und fanden heraus, dass mehr als die Hälfte der Seevögel rückläufig waren, sie sind somit stärker bedroht als Landvögel.⁷⁶ Unter den Fischarten sind große Arten wie Haie und Rochen und Wanderfischarten wie Lachsartige oder Aale am stärksten bedroht.⁷⁷

3.3 Folgen des Verlustes der marinen Biodiversität

In den vergangenen Jahrzehnten hat der Ozean etwa 25 Prozent des vom Menschen verursachten überschüssigen Kohlendioxids durch physikalische Lösung und anschließendem Transport von organisch gebundenem Kohlenstoff in die Tiefsee

aufgenommen.⁷⁸ Diese „biologische Kohlenstoffpumpe“ hat somit die fortschreitende Erwärmung durch Treibhausgase deutlich gemildert. Um diese wichtigen Leistungen aufrechtzuerhalten, ist die marine Biodiversität, wie in terrestrischen Ökosystemen, unerlässlich und spielt eine entscheidende Rolle für die Aufrechterhaltung der Primärproduktion, die Sequestrierung von Nährstoffen und Kohlenstoff, die ökologische Widerstandsfähigkeit gegen Störungen und den Transfer von Biomasse auf höhere tropische Ebenen einschließlich nutzbarer Fische.⁷⁹ So erholen sich beispielsweise diverse Korallenriffe schneller nach verheerenden Hurrikanen, während diverse Makroalgenwälder und Riffischgemeinschaften eine höhere Produktivität und Widerstandsfähigkeit aufweisen.⁸⁰ Neben dem Schutz des marinen Naturerbes an sich ist die Erhaltung oder Wiederherstellung der biologischen Vielfalt an sich von unmittelbarer Bedeutung für ihre Leistungen für die menschliche Gesellschaft, zum Beispiel durch die Erhaltung und Wiederherstellung produktiver Fischbestände, durch die Bereitstellung von Küstengewässern ohne Algenblüten und Quallen-Massenvorkommen oder durch den Küstenschutz durch Mangroven, Salzwiesen und Korallenriffe. Insbesondere für die Fischerei sind Portfolioeffekte wichtig, um die jährlichen Schwankungen aufgrund klimabedingter Rekrutierungen zu dämpfen.⁸¹ Über diese positiven Portfolio-Effekte der Biodiversität in marinen Systemen ist nur sehr wenig bekannt, doch dürften diese Prozesse unter dem Einfluss des Klimawandels und häufigerer Klimaextreme eine immer wichtigere Rolle spielen.

3.4 Ursachen des Biodiversitätsverlustes im Meer

3.4.1 Fischerei und andere direkte Nutzung

Fischerei und andere Formen der direkten Ressourcenausbeutung stellen nach wie vor eine der größten Bedrohungen für die biologische Vielfalt der Meere dar, entweder durch Überfischung oder durch dadurch ausgelöste Wirkungskaskaden der gesamten Nahrungskette. Letztere Effekte werden häufig beobachtet, wenn Arten an der Spitze der Nahrungspyramide wie große Fische oder Wale dezimiert werden, was zu weitreichenden Effekten führt, die sich durch das gesamte Nahrungs-

68 Burrows et al. 2011.

69 McCauley et al. 2015.

70 Sala & Knowlton 2006.

71 McCauley et al. 2015.

72 Roberts & Hawkins 1999.

73 Lotze et al. 2006.

74 Frank et al. 2005.

75 Schipper et al. 2008.

76 Croxall et al. 2012.

77 Fernandes et al. 2017.

78 Levin & Le Bris 2015.

79 Worm et al. 2006.

80 Duffy et al. 2016.

81 Schindler et al. 2010.

netz ausbreiten.⁸² Die Dezimierung der großen Walarten durch den Walfang um etwa 90 Prozent hat vermutlich zu einer verminderten Konnektivität der Tiefseefauna geführt, da ihre Trittsteine, die großen Walkadaver, heute nicht mehr in ausreichendem Maß vorhanden sind.⁸³ Eine starke Nutzung des Meeres ist bereits bei den frühesten menschlichen Siedlungen nachgewiesen, hat sich aber in den letzten 100 Jahren stark intensiviert,⁸⁴ hauptsächlich durch industrielle Fischerei. Auch in den europäischen Gewässern befindet sich nur ein Bruchteil der Fischbestände innerhalb sicherer biologischer Grenzen.⁸⁵ Eine umfassende Studie basierend auf 4713 globalen Fischbeständen ergab, dass nur 32 Prozent aller Populationen einen zufriedenstellenden Status hatten, während alle anderen entweder unter der kritischen Biomasse oder über der kritischen Nutzungsrate lagen, die nach dem Konzept des maximalen nachhaltigen Ertrags erforderlich wäre.⁸⁶ Im Ozean haben die Übernutzung und das damit verbundene lokale Aussterben bereits lange vor der Industrialisierung begonnen, was zu einer veränderten ökologischen Basislinie („shifting baselines“) geführt hat. Dies macht es wiederum zunehmend schwierig, den wieder zu erreichenden Zielzustand des Ökosystems zu definieren, der als unberührt betrachtet werden kann, wenn dieser tatsächlich über ein bereits stark reduziertes Arteninventar verfügt.⁸⁷ In terrestrischen Ökosystemen fanden die Aussterbewellen der großen Fauna viel früher statt und sind bereits von prähistorischen Jäger-Sammler-Kulturen und Klimaschwankungen verursacht worden.

Überfischung hat auch einen starken entwicklungspolitischen Aspekt: Viele Entwicklungsländer, z. B. in Westafrika, sind stark auf marine Proteinquellen angewiesen, sodass die Nachfrage bald nicht mehr durch den verfügbaren Fang gedeckt wird, was zu Unterernährung führen wird.⁸⁸ Darüber hinaus führen viele Fangmethoden zu Beifang wie Meeressäugern, Schildkröten und Seevögeln im Falle von Langleinen oder kleinen oder Nichtzielfischen im Falle von Schleppnetzen. Viele Fischfangpraktiken wie das Schleppnetzfishen zerstören auch wichtige Lebensgemeinschaften des Meeresbodens (z. B. Kaltwasserkorallen, Schwammriffe),

wobei die Schleppnetzfisherei entlang des Kontinentalhangs und um die Meeresberge herum in immer größeren Tiefen erfolgt.⁸⁹

Einige ökologische Regimewechsel aufgrund der Überfischung haben zu alternativen Ökosystemzuständen mit einer Dominanz von Quallen⁹⁰ oder Krebstieren⁹¹ geführt. Nach Regimewechseln ist eine Rückkehr in den bisher erwünschten Zustand trotz Fischereimoratorien oft nicht möglich („alternativer Zustand“), wie z. B. nach dem Zusammenbruch der Grundsleppnetzfisherei vor Neufundland im Nordwestatlantik.⁹² Jede sinnvolle Umsetzung von Meeresschutzgebieten muss daher die derzeitigen Fangmethoden reduzieren oder sogar ganz verbieten.

3.4.2 Die direkte Zerstörung von Lebensräumen

Die direkte Zerstörung von marinen Lebensräumen betrifft in wachsendem Maße die Küstenökosysteme, da in Küstenregionen bereits 50 Prozent der Menschenleben, mit weltweit steigender Tendenz.⁹³ Zunehmend sind aber auch entlegene Gebiete wie das Tiefseegebiet betroffen, insbesondere durch den beginnenden Tiefseebergbau.⁹⁴ Mehrere Studien haben inzwischen dokumentiert, dass die Erholung nach Baggerarbeiten oder Fischereiaktivitäten in der „letzten Wildnis“ der Tiefsee extrem langsam verläuft,⁹⁵ was erfordert, dass die Erhaltungsmaßnahmen zum Schutz dieser sensiblen Lebensräume verstärkt werden.

3.4.3 Gebietsfremde Arten

Eine weitere Bedrohung der lokalen Biodiversität ist die Ankunft gebietsfremder Arten vor allem über Ballastwasser und marine Aquakulturen, die zu einer weltweiten Homogenisierung der Artenbestände führen,⁹⁶ insbesondere in Ästuaren und Küstenregionen. Beispiele sind die Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi* (Meerwalnuss) aus dem Golf von Mexiko, die vor 25 Jahren zum Zusammenbruch der Küstenfisherei am Schwarzen Meer beigetragen hat.⁹⁷ Die Pazifische Auster *Crassostrea gigas*, die sich über Aquakultur nach Europa, Amerika und Australien ausgebreitet hat, ist eine wei-

82 Pauly et al. 1998; Utne-Palm et al. 2010; Pauly & Zeller 2016.

83 Roman et al. 2014.

84 McCauley et al. 2015.

85 Fernandes et al. 2017; Froese et al. 2018.

86 Costello et al. 2016.

87 Jackson et al. 2001.

88 Golden et al. 2016; Kittinger et al. 2017.

89 Ramirez-Llodra et al. 2011.

90 Utne-Palm et al. 2010.

91 Jackson et al. 2001.

92 Frank et al. 2005.

93 Lotze et al. 2006.

94 Ramirez-Llodra et al. 2011.

95 Jones et al. 2017.

96 Capinha et al. 2015.

97 Kideys 2002.

tere gebietsfremde Art mit starken ökologischen Auswirkungen wie der Verdrängung einheimischer Arten.

3.4.4 Verschmutzung

Plastikverschmutzung

Ohne Zweifel hat die Plastikverschmutzung auf Meeresorganismen negative Auswirkungen. Dies gilt insbesondere für Makroplastik (Partikel >1 Zentimeter) und Geisternetze, in welches sich Schildkröten, Vögel und Meeressäuger verstricken können oder das irrtümlich für Nahrungspartikel gehalten wird. Jedoch fehlen derzeit Belege dafür, ob die mikroplastische Verunreinigung negative Folgen für den Bestandserhalt ganzer Populationen hat, und es gibt derzeit auch keine Befunde, die eine Rolle für das Aussterben von regionalen Arten belegen.⁹⁸ Da es riesige Meeresgebiete gibt und keine Müllentfernungsmethoden denkbar sind, die nicht gleichzeitig auch neustonische (an der Wasseroberfläche lebende) und planktonische Arten töten würden, besteht der einzige sinnvolle Ansatz darin, den Plastikeintrag in die Ozeane zu reduzieren, d. h. in der Begrenzung der Quelle an Land.

Lärmbelastung

Diese Form der Verschmutzung durch einen Anstieg des Schiffsverkehrs (90 Prozent des weltweiten Handels findet über Frachtschiffe statt)⁹⁹ ist weitgehend unbeobachtet, kann aber die Kommunikation von Meeressäugern beeinträchtigen. Als gesichert kann gelten, dass gezielte Unterwasser-Detonationen durch militärische oder industrielle Aktivitäten das Innenohr und damit die Orientierung von Meeressäugern schädigen und zu deren Tod führen können.

3.5 Erwärmung und Versauerung des Ozeans

Die Erwärmung der Ozeane betrifft vor allem tropische Arten, die sich an der oberen Grenze ihrer thermischen Toleranz befinden, wie beispielsweise riffbildende Korallen. Besonders betroffen sind polare Arten, die nicht mehr weiter polwärts ausweichen können, um unter der sich beschleunigenden Erwärmung der polaren Gewässer in für sie essentiellen kalten Bedingungen zu bleiben. Subtropische Gebiete werden durch die Ausbreitungs-

bewegungen von Arten aus tropischen Gebieten also eine „Tropikalisierung“ erfahren. Kalte gemäßigte Arten bewegen sich zunehmend in Richtung der Pole, wo sie polare Arten auskonkurrieren, wie beispielsweise den Polardorsch, der zunehmend durch den Kabeljaubestand vor Nordnorwegen und der Barentssee ersetzt wird.¹⁰⁰

Extreme klimatische Ereignisse treten auch zunehmend in marinen Ökosystemen auf und werden eine wichtigere Rolle spielen als langsam steigende Mittelwerte, wie dies an Land der Fall ist. So wird häufiger ein massives Absterben von Schlüsselarten der gemäßigten Breiten beobachtet (z. B. Kelpwälder)¹⁰¹ – als Folge von sommerlichen Hitzewellen, die in ihrer Frequenz zunehmen.¹⁰² Wiederholt auftretende extreme Wassertemperaturen haben in den letzten 10 Jahren zu einer massiven Korallenbleiche im indopazifischen Raum geführt, die den Bestand von Riffen großflächig gefährdet.¹⁰³ An den Polen verschwindet das arktische Meereis in alarmierender Geschwindigkeit und gefährdet charismatische Arten wie Robben, Walrosse, Seevögel und Eisbären, aber auch die mit dem Meereis verbundene arktische Nahrungskette.¹⁰⁴

Die Erwärmung der Ozeane steht in Wechselwirkung mit anderen unerwünschten Prozessen wie Eutrophierung und damit einhergehendem Sauerstoffmangel,¹⁰⁵ die nicht nur die bodenlebende Diversität bedrohen, sondern auch zur Ausbreitung sauerstoffarmer Zonen im Freiwasser führen.¹⁰⁶ Die Erwärmung begünstigt auch die Heterotrophie gegenüber der Autotrophie in Nahrungsnetzen. Ebenso wird das Wachstum von kleinen Planktonarten befördert, was zu längeren Nahrungsketten führt und in der Folge die Übertragungseffizienz zu nutzbaren Fischpopulationen verringert.¹⁰⁷ Direkte physiologische Erwärmungseffekte, die im Wesentlichen zu kleineren Fischen führen, werden auch für viele Fischpopulationen vorhergesagt.¹⁰⁸

Ozeanversauerung

Eine besondere Bedrohung der marinen biologischen Vielfalt ist die Ozeanversauerung, die durch die Lösung von überschüssigem anthropogenen

⁹⁸ Rochman et al. 2016.

⁹⁹ Kaluza et al. 2010.

¹⁰⁰ Descamps et al. 2017.

¹⁰¹ Wernberg et al. 2016.

¹⁰² Frölicher et al. 2018.

¹⁰³ Hughes et al. 2018.

¹⁰⁴ Post et al. 2013.

¹⁰⁵ Diaz & Rosenberg 2008.

¹⁰⁶ Stramma et al. 2012.

¹⁰⁷ Daufresne et al. 2009.

¹⁰⁸ Baudron et al. 2014.

CO₂ im Meerwasser verursacht wird,¹⁰⁹ was mit niedrigeren pH-Werten und einer Abnahme der Karbonat-Sättigung des Ozeanwassers einhergeht. Diese Prozesse betreffen zunehmend nicht nur die Oberflächenzone der Weltmeere, sondern auch die Tiefseewassermassen.¹¹⁰ Die Anfälligkeit von Schlüsselarten wie Stachelhäutern, Schnecken, Coccolithophoren, Kalkalgen und Korallen gegenüber der Versauerung der Ozeane ist gut dokumentiert.¹¹¹ Es gibt auch alarmierende experimentelle Studien, die einen sofortigen Rekrutierungsrückgang bei kommerziellen Fischarten dokumentieren, die dringend weitere Untersuchungen darüber erfordern, ob eine evolutive Anpassung an zukünftige Bedingungen möglich ist.¹¹² Da die Lösung von CO₂ in Meerwasser ein einfacher physikalisch-chemischer Prozess ist, ist eine fortschreitende Versauerung unvermeidlich, solange die CO₂-Emissionen anhalten und der atmosphärische CO₂-Gehalt ansteigt. Problematisch ist auch, dass die Versauerung des Ozeans zusammen mit der Ozeanerwärmung in empfindlichen Arten wie Korallen negativ wechselwirkt.¹¹³

3.6 Maßnahmen zum Schutz mariner Biodiversität

Obwohl die Begrenzung der THG-Emissionen, insbesondere von CO₂, eine unabdingbare Voraussetzung für die langfristige Erhaltung der marinen Biodiversität und des Funktionierens der Ökosysteme ist, gibt es eine Reihe regionaler Maßnahmen, welche die Widerstandsfähigkeit der Ökosysteme gegenüber diesen weltweit auftretenden Störungen erhöhen können und die mit Nachdruck verfolgt werden sollten sowie grundlegende Veränderungen in der Funktionsweise wichtiger Wirtschaftsbereiche erfordern, insbesondere in den Bereichen Landwirtschaft, Küstenentwicklung und Verkehr.

Verminderung der küstennahen Überdüngung

Während die Primärproduktion im offenen Ozean aufgrund der geringeren Nährstoffversorgung aus der Tiefsee sinken kann, gilt für viele Küstengebiete das Gegenteil. Ökologisch wertvolle Ökosysteme wie Korallenriffe oder marine Vegetation leiden unter lokal hoher Nährstoffbelastung, hauptsächlich durch intensive landwirtschaftliche Praxis, aber

auch durch diffuse Einträge aus Verkehr und Schifffahrt. Jahrzehntelange Forschung hat inzwischen gezeigt, dass der Schutz der Küstenregionen weit ins Landesinnere hineinreicht und das gesamte Einzugsgebiet von Flüssen – und nicht nur die Küstenlinie – Teil eines umfassenden Managementsystems sein muss. Viele dieser Konzepte sind gut entwickelt und bedeuten im Wesentlichen, dass die landwirtschaftlichen Praktiken dem nachhaltigen Stoffkreislauf vollständig entsprechen müssen, um den Nährstoffverlust zu minimieren.

Wo dies der Fall ist, wurden leichte Verbesserungen beobachtet und ökologisch wichtige küstennahe Vegetation konnte sich wieder ausbreiten (Beispiele: Chesapeake Bay,¹¹⁴ Ostsee¹¹⁵). Sobald jedoch die offensichtlichen, einfach umzusetzenden Reduktionsziele der Nährstofffracht erreicht sind, erfordert eine weitere Reduzierung der Nährstoffeinträge eine umfassende und groß angelegte Umstrukturierung der landwirtschaftlichen Produktion hin zu geschlossenen Nährstoffkreisläufen, was einen entsprechenden politischen Willen und weitreichendes gesellschaftliches Umdenken erfordert. Im Falle der Ostsee ist der Sauerstoffgehalt in tiefen Gewässern immer noch nicht zufriedenstellend. Daneben kommt es seit einigen Jahren in der Sommersaison regelmäßig zu Blaualgenblüten. Auch kann daher insgesamt kein guter Umweltzustand (GES) nach der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSFD) der EU erreicht werden.

Fischereimanagement

Im Bereich des Fischereimanagements besteht die Lösung in erster Linie darin, zuerst weniger Fisch zu fangen, um dann später wieder insgesamt mehr Fisch fangen zu können, wenn sich die Bestände erholt haben. Nachhaltige Fangmethoden können fast sofort umgesetzt werden, vorausgesetzt, dass der politische Wille vorhanden ist. Es gibt positive Fallstudien, in denen sich die Bestände erholt haben und welche die bemerkenswerte Widerstandsfähigkeit der marinen (Fisch-)Populationen belegen.¹¹⁶ Die Rückkehr der Fischpopulationen zu ihrer möglichen Populationsgröße bedeutet mehr und nicht weniger Fischfang. Die Fischerei wird dadurch zudem profitabler, da weniger Aufwand erforderlich ist, um die gleiche Menge an Fisch zu fangen.¹¹⁷

109 Doney et al. 2009.

110 Levin & Le Bris 2015.

111 Kroeker et al. 2010.

112 Stiasny et al. 2016.

113 Hoegh-Guldberg et al. 2007.

114 Ruhl & Rybicki 2010.

115 Reusch et al. 2018.

116 Worm et al. 2009.

117 Froese et al. 2018.

Aquakultur (Meer, Süßwasser)

Aquakultur als der am schnellsten wachsende Lebensmittelsektor der Welt kann ein nachhaltiges Fischereimanagement nicht ersetzen. Im Gegenteil, die meisten aktuellen Aquakulturpraktiken sind derzeit nicht nachhaltig, sondern entziehen Menschen in wirtschaftlich weniger entwickelten Ländern wie Westafrika, die oft auf Fischprotein angewiesen sind, um Unterernährung zu vermeiden, wichtige Proteinressourcen.¹¹⁸ Die groß angelegte Umwandlung von kleinen pelagischen Fischen in Futtermittel für die Aquakultur und auch für die Tierhaltung in Form von Fischmehl und -öl stört die marine Nahrungskette und bedroht die Nahrungsversorgung vieler mariner Raubfische und Seevögel. Jüngste Bemühungen um umweltfreundlichere Aquakulturpraktiken wie eine Steigerung der pflanzlichen Nahrungssubstitution in Futtermitteln für die Aquakultur¹¹⁹ und die Entwicklung multi-trophischer Aquakultur können dazu beitragen, negative ökologische Auswirkungen einer intensiven Aquakultur abzumildern. Problematisch sind auch die Umwandlung von Küstenvegetation wie Mangroven/Seegras zur Herstellung von Meeresfrüchten wie Garnelen,¹²⁰ die Erfassung von Futterfischen zur Herstellung von Fischmehl und der großflächige Einsatz von Antibiotika.¹²¹ Ein weiteres Thema ist die Flucht fremder Arten und Schädlinge aus der Aquakultur, die weltweit die zweitwichtigste Quelle für die Einführung von Arten in marine Ökosysteme ist.

Ausbreitung gebietsfremder Arten

Mit dem 2017 in Kraft getretenen Ballastwasserabkommen der Internationalen Seeschiffahrtsorganisation (IMO) wird dieses Problem zufriedenstellend gehandhabt, wenn auch mit zu langen Übergangszeiten für die vollständige Einhaltung der Vorschriften der Mitgliedsländer.¹²² Es sind noch weitere Untersuchungen erforderlich, um die Wirksamkeit der verschiedenen Bewirtschaftungsoptionen, insbesondere des Ballastwasseraustauschs und der Ballastwasserbehandlung in den Häfen, zu überwachen. Verbesserungen sind auch bei der Ballastwasserbehandlung sowohl auf Schiffen als auch in Häfen erforderlich. Auch die unerwünschte Einschleppung fremder Arten und Krankheiten aus der Aquakultur muss strenger

kontrolliert werden. Der weltweite E-Commerce mit Aquarienarten ist eine zunehmende Bedrohung, die durch entsprechende Gesetze kontrolliert werden muss.

3.7 Schutz der marinen Tierwelt

3.7.1 Direkter Artenschutz

Solche Maßnahmen haben sich in der Vergangenheit bewährt, wenn sie konsequent und auf internationalen Abkommen basierend umgesetzt wurden. Eines der besten Beispiele ist das Moratorium für den Walfang, ein anderes Beispiel ist die Stabilisierung von bestimmten Schildkröten-, Robben- und Seevogelpopulationen, was in einigen Fällen auch zur Erholung der Populationen führte. Ein weiteres bemerkenswertes positives Beispiel ist die Erholung der Seehundpopulationen in Nord- und Ostsee.¹²³ Durch ein Verbot von Produkten besonders gefährdeter Arten, wie etwa der Haie, muss deutlich noch mehr getan werden. So ist z. B. das „Finning“ von Haien innerhalb der EU nicht erlaubt, wohl aber die Einfuhr solcher Produkte, das Gleiche gilt für einige Zierarten (z. B. getrocknete Seesterne, tropische Muscheln und Schnecken). Ebenso ist der Europäische Aal, eine in der IUCN auf der Roten Liste stehende Art, nach wie vor marktfähig und kann befischt werden.

3.7.2 Meeresschutzgebiete

Ergänzend zu den Bemühungen zum Schutz einzelner charismatischer Arten werden ganze Meeresökosysteme zunehmend durch Meeresschutzgebiete (MPAs) geschützt.¹²⁴ Die Priorisierung von geeigneten Gebieten ist eine große Herausforderung, da das Wissen über die Artenzusammensetzung in vielen schutzwürdigen Meeresgebieten und ihre räumlich-zeitliche Verteilung (Tropen, Tiefsee, Polargebiete) sehr lückenhaft ist. Eine weitere Besonderheit, auch gegenüber der Situation an Land, ist die „Offenheit“ von Meeresökosystemen. Da viele Meerestierarten Larven haben, die sich wochenlang im Plankton aufhalten, sind Strömungsmuster und ozeanografische Konnektivität wichtige Aspekte bei der Entwicklung von marinen Schutzgebieten. Bei den sich rapide verschiebenden Klimazonen können sich geeignete Schutzgebietsstandorte schnell ändern, insbesondere, wenn sich die aktuellen Ausbreitungsmuster aufgrund von Erwärmung und Salzgehalt wandeln.

¹¹⁸ Golden et al. 2016.

¹¹⁹ Froehlich et al. 2018.

¹²⁰ Boone Kauffman et al. 2017.

¹²¹ Defoirdt et al. 2011.

¹²² Wan et al. 2016.

¹²³ Reusch et al. 2018.

¹²⁴ Edgar et al. 2014.

Neuartige Modellierungsansätze liefern die Werkzeuge zur Beurteilung der natürlichen Grenzen von Wassermassen, um das optimale Design von MPAs zu beschreiben und damit die Larvenretention innerhalb ihrer Grenzen zu maximieren.¹²⁵

Damit sich die MPAs positiv auf die biologische Vielfalt auswirken können, ist die Festlegung wirksamer Schutzmaßnahmen und deren Durchsetzung absolut entscheidend. Obwohl die EU 2018 angekündigt hat, das Aichi-Ziel (Nr. 11)¹²⁶ mit 10,8 Prozent an unter Schutz stehenden europäischen Meeresgebiete erreicht zu haben,¹²⁷ existieren die meisten Meeresschutzgebiete bisher nur auf dem Papier, wie eine aktuelle Studie für europäische Gewässer von Dureuil et al. zeigt.¹²⁸ Die Autoren fanden heraus, dass der Fangdruck durch Schleppnetzfisherei innerhalb der europäischen MPAs höher ist als außerhalb, was den relativ guten Lebensraumzustand des Reservats widerspiegelt. Weltweit ermöglichen 94 Prozent aller MPAs weiterhin die menschliche Nutzung einschließlich der Fischerei, was die Wirksamkeit ihres Schutzes erheblich beeinträchtigt.¹²⁹

Fünf Bedingungen für Marine Schutzgebiete

MPAs, die die folgenden fünf Bedingungen erfüllen, haben die stärksten positiven Auswirkungen auf die Biodiversität sowohl innerhalb des Schutzgebietes selbst als auch als „Spill-over“-Effekte auf angrenzende Gebiete: 1. Eine Entnahme von Organismen ist komplett untersagt, 2. Schutzanforderungen werden konsequent durchgesetzt, 3. Das Gebiet ist bereits länger etabliert (≥ 10 Jahre alt), 4. eine ausreichende Größe (≥ 100 Quadratkilometer) und 5. es besteht ein gewisser Isolationsgrad.¹³⁰ Diese Bedingungen stehen im Einklang mit den allgemeinen IUCN-Richtlinien für Schutzgebiete überhaupt, werden jedoch nach wie vor zu selten berücksichtigt, was insbesondere auch für die meisten europäischen Meeresschutzgebiete gilt.¹³¹

Wie groß sollte der Anteil der Ozeane sein, welcher im Rahmen von MPAs geschützt ist?

Die Konvention über die biologische Vielfalt (Aichi-Ziele) hat sich zum Ziel gesetzt, 10 Prozent der Meeresoberfläche unter Schutz zu stellen,¹³² was

aus verschiedenen Gründen wahrscheinlich zu wenig ist: (1) Viele große offene Meerestiere des offenen Ozeans wie Schildkröten, Haie, Thunfische oder Wale wandern über Tausende von Kilometern zwischen ihren Nahrungs- und Fortpflanzungsgebieten.¹³³ Gleichzeitig gehören viele von ihnen heute zu den am stärksten bedrohten Arten. (2) Die Wanderungsbewegungen vieler mobiler Arten mit den Klimazonen sind beträchtlich und schneller als an Land,¹³⁴ sodass es sich um „bewegliche Ziele“ der zu schützenden Arten und Populationen handelt. (3) Viele Meeresarten verfügen über große Ausbreitungskapazitäten,¹³⁵ sodass die MPAs ebenfalls entsprechend ausgedehnt sein müssen, um Prozesse innerhalb der MPAs wirksam zu schützen.¹³⁶

Die Festlegung und Implementierung von Schutzgebieten auf Hoher See ist ein offenes Thema und bedarf verstärkter Forschung,¹³⁷ damit beispielsweise Migrationskorridore für wandernde Arten wie Schildkröten, große Raubfische (Thunfische, Haie) oder Wale effektiv in die Planungen einbezogen werden können. Viele weit wandernde Arten nutzen ganze Ozeanbecken und durchqueren viele Territorialgewässer während ihrer Nahrungs- oder Reproduktionswanderungen.¹³⁸ Im offenen Ozean müssen neuartige Konzepte entwickelt werden, die ein dynamisches Management ermöglichen, wenn sich die Verbreitungsgebiete mobiler Arten rasch verschieben.¹³⁹ Ein großes Potenzial haben hier Echtzeit-Satellitenverfolgungsdaten in Verbindung mit fortschreitender Miniaturisierung von Sendern, die global über die Bewegungen von wichtigen Arten informieren können. Um die Hohe See außerhalb der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) wirksam zu schützen, müssen neue international verbindliche Verträge vereinbart und umgesetzt werden, wobei automatischen Schiff-identifizierungssystemen eine Schlüsselrolle zukommt (AIS).¹⁴⁰

MPA-Design und -Implementierung

Um MPAs erfolgreich umzusetzen, müssen die Interessen der relevanten gesellschaftlichen Akteure berücksichtigt werden. Dies gilt insbesondere für jene Schutzgebiete entlang der Küsten, die bereits unter starkem und diversem Nutzungsdruck

125 Cowen et al. 2000.

126 CBD 2010b.

127 EEA 2018a.

128 Dureuil et al. 2018.

129 Costello & Ballantine 2015.

130 Edgar et al. 2014.

131 Kelleher 1999; Dureuil et al. 2018.

132 CBD 2010b.

133 Lascelles et al. 2014; Harrison et al. 2018.

134 Burrows et al. 2011.

135 McCauley et al. 2015.

136 Krueck et al. 2017.

137 Krueck et al. 2017.

138 Harrison et al. 2018.

139 Hazen et al. 2018.

140 McCauley et al. 2016.

stehen, von der Schifffahrt über die Stadtentwicklung bis hin zum Tourismus, der Fischerei und der Aquakultur.¹⁴¹ Daher ist es von entscheidender Bedeutung, das MPA-Design und seine Umsetzung in einen größeren Kontext der marinen Raumordnung zu integrieren,¹⁴² einschließlich einer frühzeitigen Einbeziehung der Interessengruppen. Solche Co-Management-Maßnahmen erbringen in der Regel bessere ökologische und gesellschaftliche Zielsetzungen.¹⁴³ Alle groß angelegten MPAs im offenen Ozean werfen unmittelbar die Frage nach der geopolitischen Dimension der Bewirtschaftung eines offenen Lebensraums ohne sichtbare Grenzen auf.¹⁴⁴ Hier sind internationale legislative Fortschritte beim effektiven Bewirtschaftungssystem von Ozeangebieten außerhalb der nationalen Gerichtsbarkeit (44 Prozent der Erdoberfläche) dringend erforderlich.¹⁴⁵

Der Nutzen von MPAs

Dieser beschränkt sich nicht nur auf die Erhaltung großer und charismatischer Arten. Es gibt viele Co-Synergien zwischen dem lokalen Artenschutz und anderen Umweltzielen, wenn MPAs richtig geplant und umgesetzt werden. So können MPAs beispielsweise die Bindung von Kohlenstoff in den Sedimenten durch den Schutz von Ökosystemen wie Seegräsern und Mangroven fördern, beides Ökosysteme, die über sehr große Kohlenstoffpools und eine hohe Rate an Kohlenstoffsequestrierung verfügen.¹⁴⁶ Ebenso wird beim Schutz von Korallen gleichzeitig der biologisch basierte Küstenschutz verbessert,¹⁴⁷ und auch die lokale Fischereiproduktion kann so gesteigert werden. Bei richtiger Planung und Durchsetzung erhöhen MPAs zudem die lokale Widerstandsfähigkeit (Resilienz) gegenüber dem Klimawandel¹⁴⁸ und die potenzielle Anpassungsfähigkeit durch die Erhaltung genetischer Reservoirs für die Anpassung von Populationen und Arten. Ein gezieltes regionales Management kann somit die nachteiligen Auswirkungen des globalen Wandels teilweise kompensieren und sogar die Fähigkeit der Systeme zur Bereitstellung wesentlicher Ökosystemdienstleistungen für die Menschheit verbessern.

3.8 Handlungsempfehlungen

1. Revision der Zielsetzung zum Schutz der Biodiversität der Meere und Küstengewässer im Kontext der Neuauflage des Strategischen Plans des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) im Rahmen der CBD COP 15 sowie im Rahmen einer etwaigen Revision der SDGs und dazugehörigen Ziele – insbesondere durch systematische Einrichtung eines ökologisch kohärenten Netzwerks von repräsentativen und effektiven MPAs, das mindestens 40 Prozent der Weltmeere und insbesondere ökologisch und biologisch bedeutsame Meeresregionen umfasst (Näheres vgl. unten, Kap. 11).
2. Bei Planung von MPAs sollten die folgenden 4 Bedingungen berücksichtigt werden: (1) eine Entnahme von Organismen und eine Zerstörung des Lebensraumes (Meeresbergbau, Sandentnahme) darf nicht erfolgen. (2) Eine ausreichende Größe soll möglichst selbsttragende Prozesse innerhalb der MPAs erlauben. (3) Die Gebiete sind in umfassende Managementpläne eingebunden, die auch Transportprozesse aus angrenzenden Küstenregionen berücksichtigen (Einträge von Nährstoffen/Verschmutzung). (4) Es besteht eine Vernetzung mit benachbarten Gebieten durch Migrationskorridore für mobile Arten. Schutzmaßnahmen müssen konsequent durchgesetzt und überwacht werden, was z. B. durch die Satellitenverfolgung von Fischereischiffen erfolgen kann.
3. Verbindliche Integration von Aspekten des Meeresschutzes in alle relevanten Politikfelder und Sektoren – insbesondere Infrastruktur, Landwirtschaft, Bergbau, Fischerei, Schifffahrt etc. Insbesondere Integration des Meeresschutzes in die Planung und Umsetzung von Aktivitäten/Eingriffen/Belastungen in Meeresregionen – durch (die verbindliche) Anwendung von (a) Meeresraumplanungsprozessen, (b) Strategischen Umweltprüfungen (SUPs) und (c) Umweltverträglichkeitsprüfungen (UVPs), unter Berücksichtigung der kumulativen Wirkungen.
4. Abschluss der aktuell laufenden Verhandlungen über ein internationales, rechtsverbindliches UN-Abkommen (in Ergänzung zum Seerechtsübereinkommen/SRÜ) zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung von mariner biologischer Biodiversität in Meeresgebieten jenseits nationaler Rechtsprechung („Abkommen zum Schutz der Hohen See“).

141 Halpern et al. 2012.

142 Agardy et al. 2011.

143 Cinner et al. 2012.

144 Harrison et al. 2018.

145 Ban et al. 2014.

146 Duarte 2017.

147 Roberts et al. 2017.

148 Roberts et al. 2017.

5. Abschluss eines internationalen Abkommens zum Schutz der Weltmeere vor Eintrag von Plastik.
6. Gezielte Schutz- und Rehabilitationsmaßnahmen zur Bewahrung/Wiederherstellung besonders gefährdeter Küstenlebensräume (v. a. Korallenriffe, Mangrovenwälder, Seegraswiesen).
7. International abgestimmte Abschaffung sämtlicher Subventionen mit negativen Auswirkungen auf die Meeresumwelt (v. a. Fischerei- und Aquakultursubventionen).
8. Schnellstmögliche Umsetzung der international bestehenden Zielsetzung, sämtliche Fischereimaßnahmen nachhaltig zu gestalten und entsprechend illegale, nicht regulierte und nicht dokumentierte Fischereiaktivitäten zu verhindern sowie internationale Anstrengungen hinsichtlich einer kompletten Rückverfolgung von Fängen zu sichern.
9. Vorsorgliche Verhinderung von kommerziellen Tiefseebergbauaktivitäten bis sichergestellt ist, dass schädliche Auswirkungen auf die (besonders empfindsamen) Ökosysteme der Tiefsee minimiert werden können.
10. Gezielte Förderung des Biodiversitätswissens über die Ozeane innerhalb der UN-Dekade für Ozeanwissenschaften und nachhaltige Entwicklung (2021 bis 2030), so zum Beispiel durch Fernerkundung, durch Satellitenverfolgung wandernder Arten, durch systematische Biodiversitätsaufnahmen, durch ein breites Portfolio von Methoden, inklusive der Genomik, sowie durch Investition in gekoppelte Ökosystem-Klima-Modelle der neuen Generation.

4 Wälder und Biodiversität

4.1 Die Wälder der Erde

Für die Zukunft der Biodiversität auf der Erde sind die Wälder entscheidend. Das gilt insbesondere für die tropischen Wälder mit ihrer enormen Artenfülle, aber auch für die anderen Waldbiome, die zwar weniger artenreich sind, jedoch eine Vielzahl an spezifisch angepassten Arten beherbergen. Bevor der Mensch mit großflächigen Rodungen begann, waren ungefähr 47 Prozent der Landoberfläche der Erde (62 Millionen Quadratkilometer) von Wald bedeckt.¹⁴⁹ Davon entfielen 16 bis 17 Millionen Quadratkilometer auf tropische Feuchtwälder, jeweils 15 bis 16 Millionen Quadratkilometer auf temperate und boreale Wälder und ca. 8,8 Millionen Quadratkilometer auf subtropische Wälder (immerfeuchte Lorbeerwälder und winterfeuchte Hartlaubwälder).¹⁵⁰ 2015 wurde die globale Waldfläche noch auf knapp 40 Millionen Quadratkilometer geschätzt, allerdings einschließlich Offenwäldern mit einem Kronenschluss > 10 Prozent.¹⁵¹ Präzisere Angaben liefern hochauflösende Satellitenbilder: Hansen et al. ermittelten 2012 für den tropischen Feuchtwald eine verbliebene Fläche von noch 10,95 Millionen Quadratkilometern;¹⁵² das bedeutet einen Verlust von fast einem Drittel gegenüber der ursprünglichen Fläche. Im Übergangsbereich zwischen Land und Meer sind in geeigneten tropischen Flachwasser- und Gezeitenzonen Mangrovenwälder ausgebildet. Von den ehemals rund 200 000 Quadratkilometer Mangrovenwald sind noch etwa 140 000 Quadratkilometer erhalten. Die zerstörten Wälder wurden überwiegend der Anlage von Aquakulturen (Garnelen/Shrimp-Farmen) sowie Reisfeldern und Palmölplantagen geopfert.¹⁵³

4.2 Biodiversität im Wald

Hochrechnungen gehen davon aus, dass 50 bis 90 Prozent aller terrestrischen Organismenarten im Wald leben, also mehr, als dem globalen Flächenanteil des Waldes entspricht (ursprünglich 40 Prozent). Etwa zwei Drittel der bisher weltweit beschriebenen Arten (ca. 1,9 Millionen Taxa)¹⁵⁴ kommen in den Tropen vor, die meisten davon in tropischen Feuchtwäldern¹⁵⁵, die einst rund 11 Prozent der Landoberfläche einnahmen. Alle fünf globalen pflanzlichen Megadiversitätszentren mit > 5000 Gefäßpflanzenarten auf 10 000 Quadratkilometern befinden sich in tropischen Waldgebieten.¹⁵⁶ Etwa zwanzig Prozent der tropischen Pflanzenarten sind Baumarten (~ 50 000 Arten¹⁵⁷), von denen jeweils 19 000 bis 25 000 in Amerika und Südostasien vorkommen, während der Tropenwald Afrikas nur 4500 bis 6000 Baumarten beherbergt.¹⁵⁸ Weit geringer sind die Baumartenzahlen in der temperaten (~ 1700) und borealen Zone (~ 160).¹⁵⁹

Auf den größeren Daueruntersuchungsflächen im tropischen Tiefland (Lambir in Sarawak, 52 Hektar: 1175 Baumarten \geq 1 Zentimeter Brusthöhendurchmesser [BHD]; Yasuni in Ecuador, 25 Hektar: 1104 Arten) wachsen fast so viele Baumarten wie in allen temperaten Wäldern weltweit zusammen.¹⁶⁰ Einzelne Hektarflächen können im tropischen Feuchtwald mehr als 300 Baumarten mit BHD > 10 Zentimeter beherbergen (Ecuador);¹⁶¹ schon auf kleinen Flächen ist der Gefäßpflanzenreichtum enorm (0,01 Hektar: 233 Arten;¹⁶² 0,1 Hektar: 300 bis 400 Arten;¹⁶³ 1 Hektar: 942 Arten¹⁶⁴).

¹⁴⁹ Billington et al. 1996.

¹⁵⁰ Kuusela 1992; Schultz 1995; Martin 2015; Wright 2010.

¹⁵¹ FAO 2016.

¹⁵² Hansen et al. 2013.

¹⁵³ Friess et al. 2019; Valiela et al. 2001.

¹⁵⁴ Régnier et al. 2015.

¹⁵⁵ Pimm & Raven 2000; Groombridge & Jenkins 2003.

¹⁵⁶ Barthlott et al. 2005.

¹⁵⁷ Fine et al. 2008; Beech et al. 2017.

¹⁵⁸ Slik et al. 2015.

¹⁵⁹ Fine et al. 2008.

¹⁶⁰ Wright 2002.

¹⁶¹ Valencia et al. 1994.

¹⁶² Whitmore et al. 1985.

¹⁶³ Duivenvoorden 1994; Galeano et al. 1998.

¹⁶⁴ Balslev et al. 1998.

Die meisten tropischen Baumarten sind recht selten und kleinräumig verbreitet, aber einige besitzen weite Verbreitung und treten dominant auf. So schätzten ter Steege et al., dass von den etwa 16 000 amazonischen Baumarten 227 Arten hyperdominant sind und die Hälfte aller Baumstämme in Amazonien stellen.¹⁶⁵ Weitere 11 000 Arten sind so selten, dass sie zusammen nur 0,12 Prozent der Stämme ausmachen. Ihre Bedrohung durch Abholzung ist entsprechend groß.

Von den insgesamt bekannten über 20 000 epiphytischen Gefäßpflanzenarten kommen die meisten in tropischen Feuchtwäldern vor. Auf diese Lebensform entfallen somit etwa 5 bis 10 Prozent aller Gefäßpflanzen der Erde.¹⁶⁶

Es wird geschätzt, dass tropische und subtropische Feuchtwälder rund 20 000 Wirbeltierarten (Säuger, Vögel, Reptilien, Amphibien), tropische und subtropische Trockenwälder 7000 Arten, temperate Laub- und Mischwälder 4500 Arten und boreale Wälder 1000 Arten beherbergen.¹⁶⁷ Amazonien, das südöstliche Brasilien und Zentralafrika beherbergen zusammen etwa 50 Prozent aller Wirbeltierarten der Erde. Fast 70 Prozent aller Vogelarten (6900 von rund 10 000) kommen im Wald vor.¹⁶⁸ Mehr als 80 Prozent der Amphibienarten der Erde kommen in Wäldern vor, der größte Teil davon in tropischen.¹⁶⁹

Mehr als die Hälfte der geschätzten 6 bis 8 Millionen terrestrischen Arthropodenarten der Erde finden sich in tropischen Feuchtwäldern.¹⁷⁰ In Panama wiesen Basset et al. auf nur 0,48 Hektar Regenwald 6144 verschiedene Arthropodenarten nach und schätzten die Gesamtzahl auf 25 000 Arten auf 6000 Hektar.¹⁷¹ Auch in naturnahen temperaten Wäldern sind hohe Arthropoden-Artendichten gefunden worden, so in Buchennaturwaldreservaten in Mitteldeutschland (5000 bis 6000 Arten auf 60 Hektar).¹⁷²

4.3 Waldflächenverluste

In den letzten 8000 Jahren hat der Mensch die globale Waldfläche um fast 40 Prozent reduziert; weitere 40 Prozent wurden durch Holznutzung,

Brand und Defaunierung so degeneriert, dass die waldtypischen Lebensgemeinschaften nur noch in verarmter Form vorkommen. Der jährliche Bruttoverlust an Feuchttropenwald-Fläche beträgt für die Jahre 2000 bis 2012 insgesamt 49 000 Quadratkilometer (0,43 Prozent pro Jahr) für Wälder mit mehr als 50 Prozent Überschirmungsgrad.¹⁷³ Die drei Tropenwaldregionen unterscheiden sich deutlich in ihren aktuellen Entwaldungstrends: In Brasilien erreichte die Entwaldung 2004 einen Höchstwert, um danach als Folge des Aktionsplans der Regierung zur Eindämmung der Entwaldung zurückzugehen; sie variiert seitdem zwischen 10 000 und 20 000 Quadratkilometern pro Jahr¹⁷⁴ und betrug im Zeitraum 2001 bis 2013 zwischen 182 000 und 187 000 Quadratkilometer (also ca. 14 000 Quadratkilometer pro Jahr),¹⁷⁵ mit stark steigender Tendenz in jüngster Zeit. In Südostasien, insbesondere in Indonesien, ist dagegen die Entwaldungsrate von 2000 bis 2012 kontinuierlich angestiegen; sie schwankt seitdem in Indonesien auf hohem Niveau um 30 000 Quadratkilometer pro Jahr und schließt hohe Primärwaldverluste (im Zeitraum 2000 bis 2012 insgesamt 60 000 Quadratkilometer) ein, in erheblichem Ausmaß auch in Schutzgebieten.¹⁷⁶ Für das Kongobecken ergab sich für den Zeitraum 2000 bis 2014 ein Waldverlust von 166 000 Quadratkilometern (der größte Teil davon in der Demokratischen Republik Kongo) mit steigender Tendenz.¹⁷⁷ Besonders dramatisch sind die Waldflächenverluste im Atlantischen Regenwald Brasiliens, der ursprünglich eine Fläche von 1,5 Millionen Quadratkilometern umfasste und auf mittlerweile 164 000 Quadratkilometer (11,7 Prozent) reduziert wurde.¹⁷⁸

4.4 Degradierung

Die Biodiversität der verbliebenen Wälder wird durch Walddegradierung, Defaunierung und Fragmentierung zusätzlich reduziert. Für den tropischen Feuchtwald wurde im Jahr 2000 angenommen, dass bis zu 8,5 Millionen Quadratkilometer der damals noch vorhandenen 11 Millionen Quadratkilometer (über 75 Prozent) auf degradierte

¹⁶⁵ Ter Steege et al. 2013.

¹⁶⁶ Zotz & Bader 2009; Zotz 2016.

¹⁶⁷ MEA 2005.

¹⁶⁸ Unwin 2012.

¹⁶⁹ Stuart et al. 2004.

¹⁷⁰ Hamilton et al. 2012; MEA 2005.

¹⁷¹ Basset et al. 2012.

¹⁷² Dorow et al. 2010.

¹⁷³ Auswertung der Daten von Hansen et al. 2013 durch Martin 2015.

¹⁷⁴ Curtis et al. 2018.

¹⁷⁵ Tyukavina et al. 2017.

¹⁷⁶ Curran et al. 2004; Margono et al. 2014.

¹⁷⁷ Tyukavina et al. 2018.

¹⁷⁸ Ribeiro et al. 2009.

Wälder und Sekundärwälder entfielen.¹⁷⁹ Nach Mercer müssen 24 Prozent der verbliebenen Tropenwälder als intakt, 46 Prozent als fragmentiert und die übrigen 30 Prozent als durch Holznutzung, Brand oder andere Treiber degradiert gelten.¹⁸⁰ Im Amazonasbecken wird etwa ein Viertel der Waldfläche zur Holzgewinnung genutzt;¹⁸¹ in Afrika sind etwa 30 bis 40 Prozent der verbliebenen Tropenwälder als Konzessionen zur Holznutzung vergeben.¹⁸² Brände sind wichtige Treiber der Walddegenerierung, insbesondere im borealen Wald und in den tropischen Trockenwäldern, wo sie in der natürlichen Walddynamik eine wichtige Rolle spielen. In vielen tropischen Feuchtwäldern haben Brände durch menschliche Aktivitäten deutlich zugenommen. Im brasilianischen Amazonaswald (4,1 Millionen Quadratkilometer) liegen 27,5 Prozent des Waldes weniger als 10 Kilometer von Flächen entfernt, auf denen es gebrannt hat;¹⁸³ die Feuerhäufigkeit ist in jüngster Zeit deutlich angestiegen.¹⁸⁴

4.5 Fragmentierung

Fragmentierung hat dazu geführt, dass heute 70 Prozent der verbliebenen Waldfläche der Erde weniger als 1 Kilometer von Straßen entfernt liegt und 20 Prozent sogar in weniger als 100 Metern Entfernung zum Waldrand. Heute sind weniger als 11,5 Millionen Quadratkilometer große intakte, unzerschnittene Primärwaldflächen vorhanden, vor allem in den borealen und tropischen Waldbiomen; das sind rund 18,5 Prozent der ursprünglich vorhandenen Waldfläche der Erde. Die Waldränder der Tropen, die auf etwa 50 Millionen Kilometer Gesamtlänge geschätzt werden,¹⁸⁵ wie auch jene der verinselten, temperaten Wälder, sind ausgeprägten Randeffekten ausgesetzt, deren negative Auswirkungen auf Artenzusammensetzung und Ökosystemfunktionen unterschiedlich weit in den Wald hineinreichen.¹⁸⁶ Grundlegende Verschiebungen in der Häufigkeit der Artengruppen sind die Folge, wie die Zunahme von störungstoleranten Pionierbaumarten auf Kosten der langsam wachsen-

den, tierverbreiteten Schlusswaldarten sowie eine Zunahme von Lianen.¹⁸⁷ In einer globalen Analyse fanden Haddad et al. Diversitätsabnahmen um 13 bis 75 Prozent infolge Fragmentierung.¹⁸⁸ Typische Waldarten („forest core species“) erreichen ihre höchsten Abundanzen erst mehrere hundert Meter vom Waldrand entfernt; stark reduzierte Artenzahlen wurden unter anderem bei Amphibien und Reptilien beobachtet.¹⁸⁹ Unter 1673 Wirbeltierarten zeigten 85 Prozent eine Beeinflussung ihrer Häufigkeit durch Waldränder.¹⁹⁰ Stark fragmentierte Wälder mit hohem Waldrandanteil sind zudem häufiger Feuern ausgesetzt.¹⁹¹

4.6 Defaunierung

Die Dezimierung und Ausrottung großer Säuger und Vögel verändert die Lebensgemeinschaften der Waldökosysteme in allen Waldbiomen, auch wenn der Wald strukturell noch intakt erscheint. Die beste verfügbare Schätzung von globalen Populationstrends von Waldbiota stellt der Forest Specialist Index des WWF dar, der im Rahmen des Living Planet Index erhoben wird und langfristige Populationstrends von 268 Vogel-, Säugetier-, Reptilien- und Amphibienarten mit enger Waldbindung abbildet (bei 75 Prozent der untersuchten Arten handelt es sich um tropische Arten). Im Zeitraum 1970 bis 2014 hat dieser Index um 53 Prozent abgenommen, also ging in weniger als 50 Jahren mehr als die Hälfte der Populationen verloren. Eine Folge ist, dass wichtige Ökosystemfunktionen wie die Ausbreitung großfruchtiger Baumarten unterbleiben und Veränderungen in der Baumartenzusammensetzung hin zu Arten mit geringerer Holzdichte und niedrigerer Biomasse erfolgen.¹⁹² Die Megafauna der temperaten Wälder wurde bereits in historischer Zeit weitgehend ausgerottet. Temperate Vogelarten mit enger Bindung an Waldwildnis (wie Auerhuhn und Weißrückenspecht) zeigen langfristige Bestandsrückgänge, während Waldvögel mit geringerer Spezialisierung wie Buntspecht und Mönchsgrasmücke zugenommen haben.¹⁹³

179 ITTO 2002.

180 Mercer 2015.

181 Bongers et al. 2015.

182 Laporte et al. 2007.

183 Peres et al. 2006.

184 Aragao & Shimabukuro 2010.

185 Brinck et al. 2017.

186 Haddad et al. 2015; Laurance et al. 2002; Pfeiffer et al. 2017.

187 Benchimol & Peres 2015; Laurance et al. 2014a, 2014b; Magnago et al. 2017.

188 Haddad et al. 2015.

189 Schneider-Maunoury et al. 2016.

190 Pfeiffer et al. 2017.

191 Armenteras et al. 2013.

192 Effiom et al. 2013; Peres et al. 2016.

193 Gerlach et al. 2019.

4.7 Klimawandel und Biodiversität der Wälder

Der rezente und in Zukunft zu erwartende Klimawandel verstärkt die 5 primären Bedrohungen der Biodiversität der Wälder: (1) Waldtransformation, (2) Walddegenerierung durch (Über-)Nutzung, (3) Brände, (4) Defaunierung und (5) Fragmentierung. Die Auswirkungen der raschen Erwärmung und örtlich sinkender Niederschläge in den letzten 40 Jahren lassen sich bereits heute in allen Waldbiomen an regional steigender Baummortalität, der Thermophilisierung der Vegetation und mancherorts abnehmender Kohlenstoffspeicherung ablesen.¹⁹⁴ In vielen Regionen der Erde wurde in jüngster Zeit ein flächenhaftes Absterben von Wäldern festgestellt, das mit der Erwärmung und zunehmender Sommertrockenheit in Verbindung gebracht wird.¹⁹⁵ Insbesondere im borealen und tropischen Wald ist zudem das Waldbrandrisiko angestiegen. Fortschreitende Erwärmung wird folglich die Wälder weiter destabilisieren und die C-Senkenfunktion reduzieren.

4.8 Biodiversität des Waldes in Deutschland

Der deutsche Wald, der heute 30,7 Prozent der Landesfläche bedeckt, ist in großen Teilen naturfern und wird zu mehr als 95 Prozent als Wirtschaftswald genutzt. Deutschland war vor der menschlichen Einflussnahme zu etwa 97 Prozent bewaldet und dies zu etwa 67 Prozent mit Rotbuchenwäldern.¹⁹⁶ Der Anteil der natürlichen Hauptbaumart ist bis heute auf 15,4 Prozent der Waldfläche reduziert worden. Die heute noch vorhandenen 16 800 Quadratkilometer Buchenwald in Deutschland entsprechen nur 7 Prozent der ehemals vorhandenen Buchenwaldfläche. Der natürliche Flächenanteil von Nadelholz (ehemals < 1 Prozent)¹⁹⁷ ist durch die Forstwirtschaft auf 54,2 Prozent erhöht worden, darunter vor allem Fichte (25,4 Prozent) und Kiefer (22,3 Prozent) (3. Bundeswaldinventur 2012). Nicht nur die Baumartenzusammensetzung ist weithin naturfremd, sondern auch die Alters- und Populationsstruktur der Bestände. Ganz überwiegend handelt es sich um aus Pflanzung oder geförderter Natur-

verjüngung hervorgegangene Altersklassenwälder, denen die für Primärwälder so charakteristische vertikale und horizontale Heterogenität im Kronenraum fehlt. 73,7 Prozent der Bestände sind unter 100 Jahre alt, nur 3,2 Prozent älter als 160 Jahre. Wirkliche Primärwälder fehlen in Deutschland vollständig; in Europa existieren sie noch auf 0,7 Prozent der Waldfläche, meist kleinflächig.¹⁹⁸ Die Seneszenzphase der Waldentwicklung mit sterbenden und toten Bäumen und hohen Totholzmenen fehlt dem deutschen Wald weitestgehend.¹⁹⁹ Der mittlere Totholzvorrat in Wirtschaftswäldern beträgt 9,3 Kubikmeter pro Hektar,²⁰⁰ verglichen mit mehr als dem Zwanzigfachen in slowakischen Buchenprimärwäldern (um 200 Kubikmeter pro Hektar).²⁰¹ Nutzungsfreie Buchenwälder stocken heute in Deutschland auf 1226 Quadratkilometern, das sind 2,7 Prozent der jetzigen bzw. 0,18 Prozent der ehemals vorhandenen Buchenwaldfläche.²⁰²

Obwohl mehr als die Hälfte Deutschlands einst von baumartenarmen Buchenwäldern, oft Einartbeständen, bestockt war, kann der natürliche Wald in Deutschland durchaus als artenreicher Lebensraum mit einer Vielzahl an Habitatspezialisten gelten. In den schweizerischen Wäldern wurden rund 32 000 Tierarten, mehr als 3000 Großpilzarten und über 600 Flechtenarten festgestellt.²⁰³ Gründliche Inventuren in 60 Hektar großen Buchennaturwald-Parzellen in Hessen (ehemalige Wirtschaftswälder) deuten auf das Vorkommen von 5000 bis 6000 Tierarten hin,²⁰⁴ darunter zahlreiche spezialisierte totholzbewohnende (xylobionte) Taxa. Derartig hohe Artenzahlen werden nur in den verbliebenen Primärwaldresten und in einigen Naturwäldern erreicht; viele spezialisierte Arten fehlen im Wirtschaftswald. Das gilt auch für die charakteristische Großsäugerfauna, die bereits vor langer Zeit ausgerottet wurde, sowie für an Altholzbestände angepasste Vogel- und Fledermausarten.

194 van Mantgem et al. 2009; de Frenne et al. 2013; Brien et al. 2015; Hauck et al. 2020.

195 Allen et al. 2010, 2015.

196 Knapp 2007.

197 Suck et al. 2014.

198 Sabatini et al. 2018.

199 Knapp 2007.

200 Erdmann & Wilke 1997.

201 Glatthorn et al. 2018.

202 Knapp 2007.

203 Bollmann et al. 2009; Scheidegger et al. 2010.

204 Dorow et al. 2010.

4.9 Agenda zum Schutz der Biodiversität der Wälder

Weltweit besitzen rund 17 Prozent der verbliebenen Waldfläche einen Schutzstatus, dessen Wirksamkeit jedoch regional sehr unterschiedlich ist und der die verbliebenen Primärwaldflächen nur ungenügend abdeckt. Die Zukunft der Biodiversität auf der Erde hängt entscheidend vom Erhalt der verbliebenen Primärwaldflächen ab. In einer globalen Agenda zum Schutz der Biodiversität muss der wirksame Schutz der 11,5 Millionen Quadratkilometer Primärwald höchste Priorität haben, das entspricht 7,7 Prozent der globalen Landoberfläche. Herzstück eines globalen Schutzkonzeptes sollte die Schaffung von mindestens 10 Wald-Megareservaten im borealen Wald in Russland, Kanada und Alaska sowie im tropischen Feuchtwald in Nordwest-Amazonien (Brasilien, Peru, Kolumbien, Venezuela, die Guyanas), im Kongobecken (Demokratische Republik Kongo), im Bergland Borneos und in Neuguinea (Papua-Neuguinea und Indonesien) sein. Das Ziel, einen wesentlichen Teil der waldgebundenen Biodiversität bis zum Ende des 21. Jahrhunderts zu erhalten, kann angesichts des Klimawandels nur dann erreicht werden, wenn diese Großschutzgebiete umgehend verwirklicht werden und alle Waldnationen einschließlich Deutschlands ein Minimum von 10-15 Prozent ihrer Waldfläche in möglichst großen Blöcken unter wirksamen Schutz stellen.

4.10 Handlungsempfehlungen

1. Aktionsplan der EU/Deutschland und der Weltgemeinschaft zur Erreichung eines wirksamen Schutzes der verbliebenen 11,5 Millionen Quadratkilometer Primärwälder (Urwälder) der Erde (ca. 8 Prozent der globalen Landoberfläche), die wahrscheinlich mehr als 50 Prozent aller Arten auf der Erde beherbergen und für die Stabilisierung des Weltklimas Schlüsselfunktionen besitzen. Der Aufbau eines Fonds der Weltgemeinschaft in ausreichender Höhe ist zu erörtern (35 Milliarden Euro für 10 Jahre umfassenden, ca. 300 Euro pro Quadratkilometer pro Jahr), durch den Nutzungsentschädigungen und alternative Einkommensstrukturen besonders für Entwicklungsländer bereitgestellt werden könnten.
2. Vergrößerung und Stärkung der Schutzgebietsysteme in genutzten Waldgebieten, vor allem durch Langzeitfinanzierungen der Sicherungsmaßnahmen und Stärkung der Einbindung und Mitbestimmung lokaler und indigener Bevölkerungsgruppen. Bis 2030 sollten 50 Prozent der Wälder weltweit entweder effektiv unter Schutz stehen oder nachhaltig gemanagt werden.
3. Einrichtung eines globalen Zentrums für die fortlaufende satellitenbildgestützte, standardisierte Erfassung von Waldausdehnung und Waldzustand in allen Waldregionen der Erde sowie die Entwicklung eines standardisierten Monitoringprogramms für Primärwälder weltweit, um Veränderungen in Artenzusammensetzung und Ökosystemfunktionen zu erfassen. In Deutschland Einführung eines standardisierten Monitorings der Waldbiodiversität in ungenutzten und bewirtschafteten Wäldern in Ergänzung zur Bundeswaldinventur.
4. Vergrößerung der nutzungsfreien Waldfläche in Deutschland von geplanten 5 auf 10 Prozent bis 2030; was angesichts der Tatsache, dass über 40 Prozent des in Deutschland geernteten Holzes zu Energiezwecken verbrannt wird (vgl. unten, Kap. 7.8), vertretbar ist. Langfristig sind 20 Prozent nutzungsfreier Wald anzustreben, um den Waldbiota ein Überleben im Klimawandel zu ermöglichen.
5. Mindestens 50 Prozent der deutschen und europäischen Waldfläche sollten bis 2030 nach FSC-Standard nachhaltig bewirtschaftet werden.
6. Stärkung des EU-Schutzgebietssystems Natura2000 durch die Definition von biodiversitätsfördernder Waldwirtschaft ohne Kahlschlag und Förderung von Sukzessionszonen an Waldrändern.
7. Entwicklung eines EU-Aktionsplans zum Schutz von Wäldern und zur Achtung der Menschenrechte: Produkte, die in den EU-Markt importiert oder vom EU-Finanzsektor unterstützt werden, dürfen keine negativen ökologischen und sozialen Auswirkungen wie Abholzung, schwere Waldschädigung oder Menschenrechtsverletzungen verursachen. Dies schließt die wirksame und zügige Umsetzung der EU-Holzverordnung und des EU-Aktionsplans zur Eindämmung des Handels mit Holz und Holzerzeugnissen illegaler Herkunft (FLEGT) ein, insbesondere durch Partnerschaftsabkommen mit den Exportländern.
8. Regulierung der Bioenergienutzung, damit Holz in erster Linie stofflich genutzt wird und die Anhebung des Anteils regenerierbarer Energien nicht über eine verstärkte energetische Holznutzung oder Palmöl erfolgt.

9. Renaturierung von Waldlandschaften („forest landscape restoration“) als Beitrag zum Wald- und Klimaschutz und zur Zielerreichung der Bonn Challenge (2011),²⁰⁵ der New York Declaration on Forests (2014)²⁰⁶ und der im Klimavertrag von Paris (2015)²⁰⁷ formulierten Ziele, weltweit 350 Millionen Hektar Wald bis 2030 wiederaufzuforsten. Der Aufbau klimastabiler Wirtschaftswälder sollte in erster Linie mit stresstoleranteren lokalen Baumarten geschehen.

205 Vgl. unter: <https://www.bonnchallenge.org/content/challenge> (abgerufen am: 25. Februar 2020).

206 Vgl. unter: <https://forestdeclaration.org/about> (abgerufen am: 25. Februar 2020).

207 Vgl. unter: <https://eur-lex.europa.eu/content/paris-agreement/paris-agreement.html?locale=de> (abgerufen am: 25. Februar 2020).

5 Die Biodiversitätskrise in Süßwasserökosystemen

5.1 Einleitung

Binnengewässer (d. h. Seen, Flüsse, Feuchtgebiete und Grundwasser) sind für die Natur und das Wohlergehen des Menschen von entscheidender Bedeutung. Der Mensch ist sowohl auf Süßwasser als Ressource als auch auf Binnengewässer als wertvolle Ökosysteme angewiesen. Menschliche Zivilisationen entwickelten sich entlang der Ufer großer Flüsse wie Nil, Euphrat, Indus oder Mississippi. Heute leben etwa 50 Prozent der Weltbevölkerung näher als 3 Kilometer an einem oberirdischen Gewässer und nur 10 Prozent leben weiter als 10 Kilometer entfernt.²⁰⁸

Gleichzeitig sind Binnengewässer einzigartige Ökosysteme, weil sie

- lineare oder mosaikartige Landschaftselemente bilden, die in die terrestrische Matrix eingebettet sind;
- an den topografisch tiefsten Stellen der Landschaft liegen und somit die verschiedenen Prozesse und Einflüsse der umgebenden Matrix integrieren; und
- sich in Bezug auf Fläche und/oder Volumen schnell ausdehnen und verkleinern können.

Süßgewässer gehören daher zu den komplexesten, dynamischsten und vielfältigsten Ökosystemen der Welt.

Weltweit ist Süßwasser ungleichmäßig verteilt, sowohl räumlich als auch zeitlich. Klimawandel, Landnutzungsänderungen und zunehmende Ausbeutung werden den Druck auf Wasser als Ressource sowie auf die Binnengewässer als Ökosysteme weiter erhöhen und damit die ungleiche Verteilung des Süßwassers verstärken. Zunehmend setzt der Mensch auf großtechnische Maßnahmen, um Wasser in genügender Menge und Qualität zu sichern. Dazu zählen etwa Wasserumleitungen, der Bau von Dämmen, die Ausbeutung fossiler Grundwasserreserven sowie Entsalzungsanlagen.²⁰⁹

5.2 Globale Verteilung von Süßgewässern

Insgesamt sind etwa 4,6 Millionen Quadratkilometer der Landoberfläche mit Wasser bedeckt, was etwa 3,4 Prozent der gesamten eisfreien Landmasse entspricht.²¹⁰ Darüber hinaus bedecken Feuchtgebiete zwischen 12 und 15 Millionen Quadratkilometer, was etwa 3 Prozent der gesamten Erdoberfläche entspricht.²¹¹ 304 Millionen Seen und Teiche umfassen eine Gesamtfläche von 4,2 Millionen Quadratkilometern. Zugleich bedecken Teiche 77 000 Quadratkilometer, mit stark zunehmender Tendenz. Die Gesamtlänge aller Flüsse, die länger als 10 Kilometer sind, beträgt 11,7 Millionen Kilometer, was 308 000 einzelnen Flussabschnitten und einer berechneten Fläche von 660 000 Quadratkilometern entspricht. Diese Zahl liegt um bis zu zwei Größenordnungen höher, wenn Bäche erster und zweiter Ordnung hinzugefügt werden.²¹² Gleichzeitig fallen mehr als 50 Prozent des globalen Flussnetzes an der Oberfläche trocken (d. h., es handelt sich um temporäre Flüsse und Bäche). Darüber hinaus bedecken insgesamt 500 000 Stauseen (größer als 1 Hektar) eine Gesamtfläche von 507 000 Quadratkilometern ab. Ihre Speicherkapazität beträgt rund 8000 Kubikkilometer Wasser.²¹³ Zum Vergleich: Der jährliche Abfluss des Rheins beträgt 60 Kubikkilometer. Schließlich umfasst das berechnete Gesamtvolumen des Grundwassers in den oberen 2 Kilometern der kontinentalen Kruste ca. 22,6 Millionen Kubikkilometer, von denen 0,1 bis 5,0 Millionen Kubikkilometer (Durchschnitt: 1,3 Millionen Kubikkilometer) jünger als 50 Jahre sind.²¹⁴

²¹⁰ Downing et al. 2006.

²¹¹ Downing 2009.

²¹² Fluet-Chouinard et al. 2015.

²¹³ Lehner et al. 2011.

²¹⁴ Gleeson et al. 2016.

²⁰⁸ Kummu et al. 2011.

²⁰⁹ Shumilova et al. 2018; Zarfl et al. 2015.

5.3 Hotspots der Biodiversität und der Ökosystemleistungen

Binnengewässer sind Zentren der globalen Biodiversität, vergleichbar mit tropischen Regenwäldern und Korallenriffen. Obwohl Binnengewässer (mit Ausnahme von Feuchtgebieten) weniger als 1 Prozent der Erdoberfläche bedecken, beheimaten sie global etwa 10 Prozent aller Tierarten, ein Drittel aller Wirbeltierarten und 40 Prozent aller Fischarten.²¹⁵

Weltweit gibt es mehr als 16 000 Fischarten, die ihr Leben ganz oder teilweise im Süßwasser verbringen. Pro Jahr werden etwa 240 neue Fischarten beschrieben (Durchschnittswert der letzten 10 Jahre), ohne dass eine deutliche Abflachung in der Zunahme der Gesamtarten zu beobachten ist. Der Amazonas, der Kongo und der Mekong beherbergen zusammen mehr als ein Drittel aller Süßwasserfischarten weltweit.²¹⁶

Feuchtgebiete, einschließlich Uferzonen, sind ebenfalls herausragende Ökosysteme und Hotspots der biologischen Vielfalt von globaler Bedeutung. Eine Bestandsaufnahme der Landfauna in der Schweiz etwa ergab, dass 85 Prozent des regionalen Artenpools (insgesamt 4036 Arten in 12 taxonomischen Gruppen) in Flussaunen vorkommen, obwohl diese weniger als 0,3 Prozent der Landesfläche bedecken.²¹⁷

5.4 Ökosystemleistungen

Binnengewässer bieten eine breite Palette von Ökosystemleistungen (Ecosystem Services – ES), die für das Wohlergehen des Menschen von grundlegender Bedeutung sind. Hierzu gehören neben vielen anderen Leistungen sauberes Trinkwasser, Nahrung, die Speicherung von Wasser und der Erholungswert. Tatsächlich stellen Feuchtgebiete und Oberflächengewässer unter allen Ökosystemtypen die meisten ES (pro Flächeneinheit) bereit, mit Ausnahme von Korallenriffen. Feuchtgebiete stellen durchschnittlich ES im Wert 140 000 US-Dollar pro Hektar und Jahr bereit. Für Wälder beträgt dieser Wert 3800 US-Dollar pro Hektar und Jahr.²¹⁸

Zugleich stellt die ökonomische Berechnung von ES ein zentrales Dilemma eines ansonsten sehr wertvollen Konzepts dar. Fu et al. (2014) zum Bei-

spiel haben die Wasserkraft als wichtige Leistung der Ökosysteme aufgeführt.²¹⁹ Wasserkraft ist jedoch eher eine Geosystem- als eine ES, da nur Volumen und Gefälle zur Energieerzeugung benötigt werden. Ebenso ist die Schifffahrt keine ES, vielmehr kann ein natürliches System die Schifffahrt (und die Erzeugung von Wasserkraft) sogar einschränken. Es ist daher notwendig, das ES-Konzept sorgfältig anzuwenden, denn eine rein ökonomische Berechnung kann zu dauerhaften Schäden für die Biodiversität und andere ES führen. Tatsächlich erleben wir derzeit eine weitreichende „Domestizierung“ der Ökosysteme, insbesondere der Binnengewässer. Die Gewässer werden hierbei für einige wenige ES optimiert, die dem Menschen einen großen wirtschaftlichen Nutzen bringen, aber gleichzeitig unvorhergesehene oder unerwünschte Veränderungen an anderen Ökosystemattributen verursachen.²²⁰ In seiner einfachsten Form bedeutet die Domestikation von Ökosystemen, dass die Natur ausgebeutet und kontrolliert wird.

5.5 Bedrohungen der Süßwasserbiodiversität

5.5.1 Übernutzung, Überdüngung, Verschmutzung, Habitatdegradation, Versalzung, Flussschleusen

Süßgewässer stehen aufgrund von Übernutzung, Überdüngung, chemischer Verschmutzung (rund 100 000 synthetische Chemikalien werden in die Umwelt entlassen²²¹), Habitatdegradation, invasiver Arten, Infektionskrankheiten und globaler Erwärmung unter enormem Druck. Zu den Bedrohungen für die biologische Vielfalt im Süßwasser gehören außerdem neuartige Schadstoffe, technische Nanomaterialien, die Verschmutzung mit Mikroplastik, Licht und Lärm sowie die Versalzung von Süßwasser, einschließlich kumulativer Auswirkungen all dieser Faktoren.²²² Die enorme Zunahme von Staudämmen hat zudem massive Auswirkungen auf die Biodiversität frei fließender Flüsse, insbesondere auf wandernde Fischarten. Derzeit sind 3700 große Dämme geplant oder im Bau, die die verbleibenden frei fließenden Flüsse weiter fragmentieren werden.²²³ Eine aktuelle Studie hat gezeigt, dass von 242 Flüssen mit einer Länge von

²¹⁵ Dudgeon et al. 2006.

²¹⁶ Pelayo-Villamil et al. 2015.

²¹⁷ Vgl. Tockner & Ward 1999.

²¹⁸ Costanza et al. 2014.

²¹⁹ Fu et al. 2014.

²²⁰ Kareiva et al. 2007; Tockner et al. 2011.

²²¹ Bernhardt et al. 2017.

²²² Reid et al. 2019.

²²³ Zarfl et al. 2015.

jeweils mehr als 1000 Kilometern nur noch 86 Flüsse frei fließen. Die verbleibenden frei fließenden Flüsse beschränken sich hauptsächlich auf die Arktis sowie auf das Amazonas- und Kongobecken. In Südostasien gibt es nur noch zwei große frei fließende Flüsse, den Irrawaddy und den Salween.²²⁴

Wasserkraft ist eine erneuerbare, aber keineswegs eine klimaneutrale oder umweltfreundliche Energiequelle. Empfehlungen für den zukünftigen Bau von Wasserkraftwerken beinhalten: (a) Umwelt- und Sozialverträglichkeitsprüfungen müssen von Unternehmen und Organisationen durchgeführt werden, die den Bürger*innen und nicht den Staudammerbauer*innen dienen, (b) funktionierende Fischpassagen müssen gebaut und saisonale Abflussregimes nachgebildet werden, (c) eine bessere Governance muss im Gebiet der Staudämme geschaffen werden, (d) mehr Transparenz über die tatsächlichen Kosten im Zusammenhang mit dem Staudambau ist erforderlich und (e) innovative Techniken, die den Bau großer Barrieren überflüssig machen, müssen entwickelt und umgesetzt werden.²²⁵

Die biologische Vielfalt und die damit verbundenen Ökosystemleistungen nehmen in Binnengewässern viel schneller ab als in den meisten anderen Ökosystemen. Binnengewässer gehören zu den am stärksten bedrohten Ökosystemen weltweit. Der Rückgang ist 3- bis 6-fach schneller als in marinen und terrestrischen Biomen. Jede dritte Süßwasserart ist aktuell vom Aussterben bedroht.²²⁶ Seit 1970 sind die Populationen der Binnengewässerarten um 83 Prozent zurückgegangen.²²⁷ Charismatische Süßwasser-Megafauna (Arten > 30 Kilogramm Gewicht) sind sogenannte Regenschirm- oder Vorzeigearten, die für die gesamte Süßwasserbiodiversität repräsentativ sind. Weltweit sank die Zahl dieser Populationen von 1970 bis 2012 um 88 Prozent, mit den stärksten Rückgängen in den Regionen Indomalaya und Paläarkt (–99 Prozent bzw. –97 Prozent).²²⁸ Störe zum Beispiel überlebten 200 Millionen Jahre des globalen Wandels – einschließlich Kalt- und Heißezeiten –, aber es dauerte weniger als 150 Jahre, um sie an den Rand des Aussterbens zu bringen. Heute sind 24 von 26 Störarten weltweit vom Aussterben bedroht oder in der Wildnis bereits ausgestorben.

5.5.2 Feuchtgebiete und Flussauen

Feuchtgebiete und Flussauen sind stark bedrohte Ökosysteme. Mehr als die Hälfte der ursprünglichen 4,3 bis 12,6 Millionen Quadratkilometer globaler Feuchtgebiete wurden entwässert.²²⁹ Seit 1970 zeigt der „Wetland Extent Index“, der aus Zeitreihen von Felddaten entwickelt wurde, die Veränderungen in der lokalen Feuchtgebietsfläche anzeigen, einen Rückgang der Feuchtgebietsfläche von über 30 Prozent.²³⁰ Durch die Vermeidung eines weiteren Verlusts von Feuchtgebieten können erhebliche Kohlenstoffvorräte geschützt und Kosten gesenkt werden, da die Erhaltung der biologischen Vielfalt und der Kohlenstoffvorräte im Boden kostengünstiger ist als die Wiederherstellung von degradierten Feuchtgebieten. Obwohl in der Vergangenheit zwischen 69 Prozent und 75 Prozent aller Feuchtgebiete verloren gegangen sind, stehen nur 11,3 Prozent der übrigen Feuchtgebiete unter Schutz. Der starke menschliche Einfluss, auch in Schutzgebieten, unterstreicht die dringende Notwendigkeit der Erhaltung und Wiederherstellung von Feuchtgebieten, ihrer immensen biologischen Vielfalt sowie der Leistungen, die sie für den Menschen erbringen. Entlang der 28 größten europäischen Flüsse umfassen die Auen (verbunden und abgetrennt) eine Gesamtfläche von 470 000 Quadratkilometern. In diesen Auengebieten leben 62 Millionen Menschen, die zusammen ein Bruttoinlandsprodukt (BIP) von 1,3 Billionen US-Dollar pro Jahr generieren.²³¹ Dies zeigt die enge Verbindung zwischen Ökosystemen und Menschen. Gleichzeitig verdeutlicht dies aber auch das Risiko für Mensch und Infrastruktur angesichts der zunehmenden Wahrscheinlichkeit extremer Hochwasserereignisse in der Zukunft durch globale Erwärmung und Landnutzungsänderungen.

5.5.3 Flussmündungen

Deltas und Flussmündungen sind weitere Beispiele für wichtige Ökosysteme für Mensch und Natur. Weltweit leben 500 Millionen Menschen in Flussdeltas, darunter in Megastädten wie Dhaka, Bangkok und Shanghai. Der Mensch verändert die Funktion von Deltas auf globaler Ebene grundlegend, da Sedimenteinträge reduziert werden, der Meeresspiegel steigt und die bereits natürlich hohen Senkungsraten durch menschliche Aktivitäten weiter verstärkt werden. Der Nil und der Indus führen 98 Prozent bzw. 94 Prozent weniger Sedimente

224 Grill et al. 2019.

225 Gibson et al. 2017; Moran et al. 2018.

226 Strayer & Dudgeon 2010.

227 WWF 2018.

228 He 2019.

229 Davidson 2014; Dixon et al. 2016.

230 Darrah et al. 2019.

231 K. Tockner, unveröffentlichte Daten.

als vor dem Staudammbau. Im Indus-Delta ist ein Fünftel der Fläche seit dem Jahr 1932 erodiert. Auch die Rhone und die Donau verzeichnen eine Abnahme des Sedimenttransports von 85 Prozent beziehungsweise 60 Prozent.²³²

5.5.4 Moore

Moore beherbergen eine sehr spezialisierte und besonders bedrohte Biodiversität und tragen zum Wasserkreislauf und zum globalen Kohlenstoffkreislauf bei, mit besonderer Relevanz für den Klimawandel.²³³ Die Moorfläche in der EU wird auf mehr als 380 000 Quadratkilometer geschätzt, von denen 48 Prozent bereits für die Land- und Forstwirtschaft sowie für den Torfabbau entwässert wurden.²³⁴ Moorökosysteme reagieren sehr empfindlich auf den Klimawandel. Steigende Temperaturen und ein niedrigerer Grundwasserspiegel erhöhen den biologischen Abbau des gespeicherten Kohlenstoffs und die Abgabe als Kohlendioxid in die Atmosphäre. Die großflächige Trockenlegung von Mooren, die sich besonders auf Europa und Indonesien konzentriert hat, verursachte 32 Prozent der globalen THG-Emissionen von Ackerflächen, obwohl auf den trockengelegten Moorflächen nur 1,1 Prozent der gesamten Erntekalorien produziert werden.²³⁵ Moore speichern weltweit ca. 600 Gigatonnen Kohlenstoff,²³⁶ davon um 500 Gigatonnen in der nördlichen Hemisphäre,²³⁷ und sind dadurch eine besonders wichtige Kohlenstoffsene. Der Kohlenstoffvorrat der europäischen Moore enthält mit etwa 18,7 Gigatonnen Kohlenstoff²³⁸ das Fünffache der in Europas Wäldern gespeicherten Menge.²³⁹ Moore bieten daher eine bedeutende Chance für kostengünstige Maßnahmen zur Eindämmung und Anpassung an den Klimawandel. In diesem Zusammenhang könnten Gelder der EU-Strukturfonds für die Wiedervernässung von Mooren und die Entwicklung von Paludikulturen genutzt werden (detaillierte Leitlinien für die Wiederherstellung sind verfügbar).²⁴⁰ Eine Wiedervernässung von trockengelegten Moorflächen in Deutschland (12 000 bis 18 000 Quadratkilometer) könnte eine jährliche Reduktion von bis zu 25 Prozent der THG-Emissionen aus der Landwirt-

schaft oder 5 Prozent der THG-Gesamtemissionen Deutschlands bewirken.²⁴¹

5.6 Blaupause für ein lebendiges Süßwasser

Gewässerökosysteme müssen in Bezug auf ihre Naturschutzwerte, ihre Ökosystemleistungen für die Menschheit und ihre erstaunliche Vielfalt an Leben, die heute so wenig verstanden oder anerkannt wird, auf die Weltkarte gesetzt werden. Die „Alliance of Freshwater Life“ ist eine globale Initiative, die Spezialistinnen und Spezialisten aus den Bereichen Forschung, Datensynthese, Naturschutz, Bildung und Öffentlichkeitsarbeit sowie Politikgestaltung vereint. Dieses Netzwerk von Expertinnen und Experten zielt darauf ab, die kritische Masse bereitzustellen, die für eine effektive Repräsentanz der Gewässerbiodiversität in politischen Entscheidungsprozessen erforderlich ist. Es soll Lösungen entwickeln, die den Erfordernissen von ökonomischer Entwicklung und Naturschutz Rechnung tragen, und die wichtige Rolle vermitteln, die Gewässerökosysteme für das Wohlergehen des Menschen spielen.²⁴²

Tatsächlich müssen Wasser bzw. Gewässer als hybride Systeme gemanagt werden, d. h. als Ressource für den menschlichen Gebrauch und als äußerst wertvolle Ökosysteme. Dazu werden globale Datenbanken und Informationen zu zeitlichen Trends, Umwelttreibern, menschlichen Einflüssen sowie Biodiversität und Ökosystemleistungen benötigt. Auf diese Weise können Bereiche mit hohem Wert und hohem Risiko identifiziert werden. Große ingenieurtechnische Projekte (sogenannte Megaprojekte) sind oft risikoreiche Projekte, da sie große finanzielle Investitionen und lange Zeiträume von der Planung bis zur Fertigstellung erfordern und erhebliche sozioökonomische und ökologische Auswirkungen haben können. Gleichzeitig werden die sozialen, wirtschaftlichen und ökologischen Folgen dieser Projekte im Entscheidungsprozess nicht ausreichend berücksichtigt.²⁴³

Eine solche Blaupause für ein lebendiges Süßwasser wird:

- ein stärkeres globales Bewusstsein für die Bedeutung der Gewässerökosysteme und ihrer Arten schaffen;

232 Giosan et al. 2014; Kelly et al. 2017.

233 Parish et al. 2008.

234 EASAC 2018.

235 Carlson et al. 2016.

236 Page et al. 2011.

237 Yu 2012.

238 Barthelmes 2009.

239 Limpens et al. 2008; Barredo et al. 2012.

240 Similä et al. 2014; Wichtmann et al. 2016; Abel et al. 2019.

241 Abel et al. 2019; Tenneberger & Wichtmann 2011; UBA 2015.

242 Darwall et al. 2018.

243 Tockner et al. 2016.

- den riesigen Bestand an Forschungsdaten und -informationen mobilisieren, beispielsweise über die Funktionen von Feuchtgebieten, als Basis zum Schutz und für ein nachhaltiges Management der Gewässerökosysteme der Welt;²⁴⁴
- die umfangreichen Informationslücken über Gewässerökosysteme schließen, um eine nachhaltige Entwicklung zu fördern; und
- die Erforschung der Süßwasserökosysteme weiterentwickeln, um die Basis für Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen zu errichten und die Öffentlichkeit kompetent zu informieren.

5.7 Handlungsempfehlungen

Vorrangige Maßnahmen: Umsetzung von Umweltmindestabflüssen – Schutz der Wasserqualität angelehnt an internationale Standards (WHO) – Schutz von Feuchtgebieten – Begrenzung der Arten- und Ressourcenextraktion – Kontrolle von Arteninvasionen – Sicherung der Konnektivität von aquatischen Lebensräumen. Die Maßnahmen müssen mit der Konvention über die biologische Vielfalt (CBD), den Zielen für nachhaltige Entwicklung (SDG) und der UN-Klimarahmenkonvention in Verbindung gebracht werden.

1. Konsequente Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) und Fauna-Flora-Habitat(FFH)-Richtlinie – Stärkung der Ziele sowie Verlängerung und Verbesserung des Monitorings in ganz Europa.
2. Bewahrung der Süßwasserkonnektivität durch Maßnahmen in der Infrastrukturentwicklung. Die meisten Süßwasserfischarten sind innerhalb ihres Lebenszyklus auf die Bewegung zwischen Fluss, Aue, stromaufwärts und -abwärts angewiesen. Auch die Bewegung von Sedimenten und Nährstoffen durch verbundene Flusssysteme ist für die Prozesse des Süßwasserökosystems und die biologische Vielfalt von entscheidender Bedeutung. Die Durchwanderbarkeit von Fließgewässern gewinnt eine zunehmende Bedeutung als Adaptationsmöglichkeit an den Klimawandel (Klima- und Wanderkorridore).
3. Rückbau und Nutzung technologischer Alternativen von Wasserkraftwerken und Dämmen, u. a. durch die bevorzugte Nutzung von Wind- und Solarenergie, deren laufende Kos-

ten (Euro/Kilowattstunde) mittlerweile die der Wasserkraft unterbieten. Keine finanzielle Förderung von Wasserkraftwerken.

4. Gewährleistung höherer finanzieller Zusagen für nachhaltiges Wassermanagement und Schutz der Biodiversität von Süßwasserökosystemen in der Entwicklungszusammenarbeit (verbunden mit der Anpassung an den Klimawandel) mit finanziellen Garantien und Investitionskriterien (verbunden mit der Wirtschaft).
5. Integration von Wassermanagement und Landschaftsplanung, z. B. durch verbesserten Schutz und bessere Verbindung von Süßwasserökosystemen sowie die Verbesserung von grenzüberschreitendem Wassermanagement; Bekämpfung der Auswirkungen der Fragmentierung aufgrund von Dämmen und Umleitungen; Einbeziehung regionaler Analysen des Wasserkreislaufes.
6. Einrichtung eines zwischenstaatlichen Wasserausschusses der Vereinten Nationen zur Bearbeitung globaler Wasserprobleme auf höchster politischer Ebene.
7. Definition von Nachhaltigkeitskriterien für Investitionen in Wasserprojekte.
8. Programm zur Renaturierung von Teilen entwässerter und landwirtschaftlich genutzter Moorflächen und Feuchtgebiete mit hohen Gehalten an Bodenkohlenstoff als besonders wirkungsvolle Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität und zugleich Erreichung der Pariser Klimaziele (vgl. unten, Kap. 7.12).

²⁴⁴ Schmidt-Kloiber et al. 2019.

6 Grasländer und Savannen

6.1 Verbreitung

Das Graslandbiom umfasst hauptsächlich offene Grasländer mit kontinuierlicher Grasdecke (Baumbedeckung < 10 Prozent) und tropische Savannen. Die tropischen Savannen besitzen ebenfalls eine kontinuierliche Grasdecke (überwiegend C4-Gräser) und zusätzlich einen lückigen bis fast geschlossenen, einstöckigen Baumbestand.²⁴⁵ In einer weiten Definition (unter Einschluss von Tundren und manchen Gebüschformationen) erstreckt sich das Graslandbiom derzeit über etwa 47 bis 52 Millionen Quadratkilometer und ist damit etwa so groß wie die Wälder der Erde (Waldbiom), das sind ca. 40 Prozent der globalen Landmasse ohne Antarktis und Grönland.²⁴⁶ Die Savannenwälder (Baumbestand > 50 Prozent) machen etwa 10 bis 20 Prozent des Graslandbioms aus und werden auch zu den relativ feuertoleranten Wäldern gerechnet, sodass die eigentlichen Grasländer und lückigen Savannen (< 50 Prozent Baumbedeckung) etwa 26 Prozent der Erdoberfläche bedecken.²⁴⁷ Etwa zwei Drittel der natürlichen Grasländer und Savannen kommen in ariden und semiariden Regionen der gemäßigten, subtropischen und tropischen Breiten vor mit durchschnittlichen Niederschlägen, die für die Waldbildung meist zu gering sind, aber noch ausreichen, um Wüstenbildung zu verhindern (Ariditätsindex < 0,65).²⁴⁸ Etwa 20 Prozent der Grasländer sind kältetolerante, oft zugleich auch semiaride, boreale und montane Graslandschaften jenseits der Baumgrenzen, wie Tundragrasland, das Tibet-Qinghai-Plateau, oder Grasländer des Andenhochlandes.²⁴⁹ Die Übergangszonen der humiden (Ariditätsindex > 0,65) Savannen zu regenreicheren Waldregionen sind in Afrika und Südamerika durch Savannenwälder gekennzeichnet, beispielsweise die Miombo-Zone im südlichen Afrika und große Teile von Cerrado und Chaco in

Südamerika.²⁵⁰ Die meisten Grasländer sind periodischen Regen-, Trocken- und Kältephasen sowie Feuerereignissen ausgesetzt, einige auch längeren Überflutungsperioden (z. B. Orinokosavanne, Pantanal, Sambesi- und Sudd-Überschwemmungsgrasland).²⁵¹ Diese Extremereignisse (insbesondere Feuer) fördern ihre Konkurrenzfähigkeit gegenüber Bewaldung. In fast allen Grasländern wird die Vegetation durch Beweidung von Großherbivoren reguliert: Bisons, Büffel, Antilopen- und Hirscharten, Schaf- und Ziegenarten, Esel, Pferde (Zebras) und Kameltiere (asiatisches und arabisches Kamel, Guanacos und Vikunjas in den Grasländern von Argentinien und den Anden) und in arktischen Grasländern Rentiere und Karibus. Die Herbivoren werden ihrerseits durch Prädatoren (u. a. Großkatzen, Hyänen, Wölfe, Bären) reguliert. Zu den Grasländern werden auch sekundäre anthropogene, oft sehr alte, humide Graslandschaften gezählt, die durch Rodung von Wäldern und Beweidung durch Nutzvieh entstanden sind und permanent offengehalten werden.²⁵² In Europa beträgt der Graslandanteil an der Gesamtagarfläche etwa 30 Prozent, in Deutschland 28 Prozent.²⁵³

6.2 Biodiversität

Grasländer besitzen oft eine große Artenvielfalt, die die Pflanzen- und Wirbeltierdiversität von Wäldern übersteigen kann. Zu den 136 terrestrischen Ökoregionen mit höchster Biodiversität zählen 35 Graslandökosysteme.²⁵⁴ Die Hälfte der 234 Zentren der Pflanzendiversität (CPD) umfasst Grasländer.²⁵⁵ Eine besonders hohe Biodiversität ist für das tropische, semiaride bis humide brasilianische

²⁴⁵ Definitionen in Ratnam et al. 2011 und White et al. 2000.

²⁴⁶ Suttie et al. 2005; Erb et al. 2007; White et al. 2000; Dengler & Tischew 2018.

²⁴⁷ Panunzi 2008.

²⁴⁸ White et al. 2000.

²⁴⁹ Suttie et al. 2005.

²⁵⁰ Shorrook 2007; Oliveira & Marquis 2002.

²⁵¹ Shorrook 2007; vgl. auch Weltkarte der Ökoregionen <https://ecoregions2017.appspot.com/> (zuletzt abgerufen: 16. Februar 2020).

²⁵² Ellenberg & Leuschner 2010; Epplé 2012; Suttie et al. 2005; Erb 2007.

²⁵³ Dengler et al. 2014; Becker et al. 2014.

²⁵⁴ Olsen & Dinerstein 1998.

²⁵⁵ White et al. 2000.

nische Cerrado-Gebiet belegt, ein etwa 2 Millionen Quadratkilometer großes Mosaik aus Grasland und Baumsavannen, das zu den Hotspots der Biodiversität der Erde zählt.²⁵⁶ Mit ca. 10 000 Pflanzentypen (darunter ca. 4000 bis 5000 Endemiten), 200 Säugetierarten, 800 Vogelarten und 300 Reptilien- und Amphibienarten ist die Diversität des Cerrado vergleichbar mit der Gefäßpflanzen- und Wirbeltierdiversität des Amazonasregenswaldes.²⁵⁷ Die afrikanischen Savannen sind durch ihre ikonische Megafauna von Elefanten, Nashörnern, Giraffen, Büffeln, Zebras, Antilopen, Großkatzen und über 500 Vogelarten, unter ihnen der afrikanische Strauß und der langbeinige Sekretärvogel (Greifvogel), außergewöhnlich artenreich mit herausragender ökonomischer Bedeutung durch den Naturtourismus. Außer den für die meisten Grasländer typischen Großherbivoren beherbergen die Grasländer auch die größten Vogelarten der Erde wie die (herbivoren) Straußarten der südlichen Grasländer (Nandu, Afrikanischer Strauß, Emu), Trappenvögel (Europa, Asien, Afrika), Kranichvögel (außer Südamerika) und einige Storchenvögel.

Auch die temperaten (überwiegend anthropogenen) Grasländer Europas (etwa 30 Prozent Flächenanteil) sind vielfach so artenreich wie europäische Wälder, besitzen aber einen größeren Anteil an endemischen Pflanzenarten.²⁵⁸ Von den ca. 6200 endemischen Pflanzenarten in Europa kommen 18 Prozent im Grasland vor, dem zweitwichtigsten Lebensraum für Endemiten.²⁵⁹ Von den in Deutschland gefährdeten Arten der Farn- und Blütenpflanzen haben rund 40 Prozent (das entspricht 822 Arten) ihr Hauptvorkommen im Grünland.²⁶⁰ Das trifft sowohl für annähernd natürliche Grasländer auf trockenen oder flachgründigen Böden zu (u. a. Kalk- und Silikatmagerrasen) als auch für Wirtschaftsweiden und Mähwiesen. Letztere sind vielfach durch bis in die Steinzeit zurückreichende anthropogene Bewirtschaftung entstanden. In den Jahrtausenden der Landnutzung mit geringer Intensität und großem Struktureichtum an Landschaftselementen (Gebüsche, Hecken, Steinwälle, Gehölze) hat sich auf den Grünlandflächen eine große Artenvielfalt entwickelt: Auf den südwestdeutschen Grasländern wurden 1000 bis 1300 verschiedene Pflanzenarten ermittelt,²⁶¹

und 18 Prozent aller europäischen endemischen Gefäßpflanzen, etwa zwei Drittel aller Schmetterlingsarten und 29 Prozent aller Vögel (152 Arten) kommen im naturnahen Grasland vor.²⁶² Einige mitteleuropäische Trockenrasen gehören zu den Lebensräumen mit der weltweit höchsten Pflanzendiversität auf kleiner Fläche (bis zu 67 Arten pro Quadratmeter).²⁶³ Die feuchten Grünländer in Europa sind wichtige Refugien für stark bedrohte Wiesenvögel wie Kiebitz, Brachvogel, Uferschnepfe, Bekassine und Rotschenkel (Limikolen), Wachtelkönig (Ralle) und für Singvögel wie beispielsweise Wiesenpieper und Braunkehlchen.

6.3 Bedrohung

6.3.1 Landnutzungswandel

Über 90 Prozent des naturnahen, artenreichen Graslandes in Nordeuropa sind seit den 1930er Jahren verschwunden.²⁶⁴ Einen ähnlich großen Verlust erlitten beispielsweise auch die naturnahen, artenreichen Grasländer in England und Wales.²⁶⁵ Nahezu genauso stark (60 bis 90 Prozent Reduktion) sind die Kalkmagerrasen (Alvare) in Estland betroffen. Letztere werden der Sukzession in Busch- und Waldland überlassen.²⁶⁶ Unter den Graslandhabitaten im westlichen und nördlichen Europa gelten 62 Prozent als gefährdet.²⁶⁷ In Norddeutschland und in den Niederlanden wurden seit 1950 ca. 30 bis 50 Prozent des Graslandes zu Ackerflächen umgewandelt.²⁶⁸ Und in Deutschland wurden allein in den vergangenen 30 Jahren 6200 Quadratkilometer Grünland umgepflügt, ein erheblicher Teil im Zuge der Bioenergieförderung.²⁶⁹ In Nordamerika gingen in der Vergangenheit 79 Prozent des artenreichen Präriegraslands (davon 99 Prozent der Langgrasprairie) verloren.²⁷⁰ Dadurch sind die nordamerikanischen Graslandvogelbestände seit den 1960er Jahren um 30 bis 70 (90) Prozent zurückgegangen.²⁷¹ Seit 1970 gingen 29 Prozent der gesamten Vogelbestände in Nordamerika verloren (3 Milliarden Vögel), darunter besonders stark (über 50 Prozent) die Vögel der

256 Ratter et al. 1997; Strassburg et al. 2017; Oliveira & Marquis 2002; Klink & Machado 2005.

257 Oliveira & Marquis 2002; Myers et al. 2000.

258 Ellenberg & Leuschner 2010.

259 Hobohm & Bruchmann 2009.

260 Leuschner 2014; Becker et al. 2014; Dengler et al. 2014.

261 Ellenberg & Leuschner 2010.

262 Dengler et al. 2014; Habel et al. 2013; Hobohm & Bruchmann 2009; Wallis DeVries & van Swaay 2009.

263 Klimeš et al. 2001.

264 Eriksson et al. 2002; Bullock et al. 2011.

265 Bullock et al. 2011.

266 Dengler et al. 2014.

267 Dengler & Tischew 2018.

268 Leuschner et al. 2013; Roodbergen & Teunissen 2014.

269 Becker et al. 2014; Nitsch et al. 2009; UBA 2019c

270 White et al. 2000.

271 NABCI 2016.

Grasländer.²⁷² Von 1980 bis 2010 nahmen die Agrarvogelbestände in Europa um 50 Prozent ab, 300 Millionen Vögel verschwanden.²⁷³ Die Vögel feuchter Grünländer in Europa erfuhren in den letzten 30 Jahren Rückgänge um 20 bis 60 Prozent; viele Arten mit engen Lebensraumsprüchen sind regional ausgestorben.²⁷⁴ Die Subvention für Biotreibstoffe hat in den USA von 2005 bis 2008 zum Verlust von 8500 Quadratkilometern und von 2008 bis 2012 noch einmal zum Verlust von 36 000 Quadratkilometern Präriegrasland zum Anbau von Energiepflanzen geführt.²⁷⁵ Die östliche eurasische Steppe von der Wolgaregion bis Nordkasachstan wurden in nur 10 Jahren (1954 bis 1964) auf mehr als 430 000 Quadratkilometern in Ackerland umgewandelt – mit einem 30-Prozent-Verlust an Bodenkohlenstoff (1,2 Gigatonnen = 4 Gigatonnen CO₂). Aufgrund von Staubstürmen und Humusverlust fielen 30 bis 40 Prozent der Flächen anschließend brach.²⁷⁶ In Südamerika wurden ebenfalls ca. 60 Prozent der Grünlandflächen zu Ackerflächen umgebrochen.²⁷⁷ Die Savannen und Trockenwälder des brasilianische Cerradogebietes und des Chaco im nördlichen Argentinien und in Paraguay wurden in den vergangenen 35 Jahren zu etwa der Hälfte (über 1 Million Quadratkilometer) in Ackerflächen konvertiert, hauptsächlich für den Anbau von Soja (für die Biodieselproduktion und als Exportfuttermittel für die Fleisch-/Milcherzeugung) und von Zuckerrohr für die Gewinnung von Bioethanol.²⁷⁸ Cerradoland wird ebenfalls in Plantagen von Eukalyptus- und Nadelhölzern umgewandelt mit einer derzeitigen Zelluloseproduktion von 8 Millionen Tonnen im Jahr (Brasilien ist Haupt-nicht-EU-Exporteur von Zellulose nach Deutschland).²⁷⁹ Die Entwaldungsrate im Cerrado ist derzeit 2,5-fach höher als im Amazonasgebiet, u. a. weil das brasilianische Soja-Moratorium nicht für den Cerrado gilt.²⁸⁰ Derzeit findet auch eine großflächige Umwandlung der asiatischen Steppen in Russland und dem nördlichen Kasachstan in Ackerflächen statt.²⁸¹

6.3.2 Landnutzung

Im globalen Durchschnitt werden derzeit knapp 10 Prozent der gesamten aktuellen Nettoprimärproduktion (NPP) der Grasländer von Weidevieh gefressen.²⁸² Durch eine Intensivierung der Beweidung mit Nutztieren wird die herbivore Wildtierfauna der schwach genutzten oder noch unberührten Grasländer zunehmend verdrängt. In der Sahelzone hat die Überweidung mit Nutztieren großflächig zur Degradation und anschließenden Desertifikation durch Winderosion mit Restkohlenstoffgehalten der Böden (Soil Organic Carbon) von nur ca. 4 Kilogramm pro Hektar geführt.²⁸³ In der Mongolischen Steppe, einer der größten zusammenhängenden Grasländer der Erde (1,17 Millionen Quadratkilometer), hat die Beweidungsintensität in den vergangenen 25 Jahren so stark zugenommen (Verdopplung der Weidetierbestände), dass bereits etwa 70 Prozent der Graslandflächen als schwer geschädigt (degradiert) gelten.²⁸⁴ Die überweideten Grasländer in Afrika und auch in Australien begünstigen vielfach die Ansiedlung und Massenvermehrung der dornigen, sehr tief wurzelnden, invasiven Mesquite-Mimose (*Prosopis juliflora*), die zu großflächiger Verbuschung von Grasland und Wasserläufen führt und nur mit sehr großem Aufwand und mäßigem Erfolg bekämpft werden kann.²⁸⁵ Beweidung mit Nutztieren führt vielfach zu verbesserter Feuerbekämpfung und zu Einzäunungen von Grasländern, wodurch die Bewaldung gefördert und Wildtierwanderungen verhindert werden.²⁸⁶

In Deutschland wurden nicht nur in 50 Jahren annähernd 10 000 Quadratkilometer Grünland in Ackerland umgewandelt, sondern die Grünlandnutzung wurde auch sehr stark intensiviert durch Düngung und 3 bis 5 Grasernten im Jahr.²⁸⁷ Die Intensivierung wird u. a. durch die inzwischen vorherrschende, durch Kraftfutter unterstützte (abhängige) Stallhaltung von Milchvieh (ca. zwei Drittel) und Mastrindern (fast ausschließlich) verursacht.²⁸⁸ Intensive Grünlandnutzung und Drainage von Feuchtgrünland haben einen fast vollständigen Verlust der historisch gewachsenen, artenreichen Grasgesellschaften verursacht, von denen auf Probeflächen in Norddeutschland nur noch 3 bis

272 Pennisi 2019.

273 PECBMS 2012.

274 Hötter 2004; Roodbergen & Teunissen 2014; Becker et al. 2014; Hötter & Leuschner 2014.

275 Fargione et al. 2009; Wright et al. 2017.

276 Moon et al. 2013.

277 Suttie et al. 2005.

278 Strassburg et al. 2017.

279 Kliem et al. 2019.

280 Strassburg et al. 2017.

281 Dengler et al. 2014.

282 Erb et al. 2007; Haberl et al. 2007.

283 Doso 2014.

284 Hilker et al. 2013.

285 Shackleton et al. 2014.

286 Ferguson & Hanks 2012.

287 Becker et al. 2014.

288 BLE 2019.

9 Prozent flächenmäßig vorhanden waren (in England und Wales nur noch 2 Prozent²⁸⁹). Das hat im Extremfall zu lokalen Totalverlusten von Brutvögeln und einem Großteil der Insekten geführt.²⁹⁰ Von 1950 bis 2000 hat die Pflanzenartenvielfalt des Feuchtgrünlands in Norddeutschland infolge der Intensivierung um 30 bis 70 Prozent abgenommen;²⁹¹ viele ehemals häufige Grünlandpflanzen erlitten Populationsverluste von 95 Prozent oder mehr.²⁹² Die Grünlandbestände charakteristischer Insektenarten und deren Biomasse nahmen ebenfalls in den letzten Jahrzehnten und auch noch in den letzten 10 Jahren um bis zu 60 Prozent ab.²⁹³ Die Auslöschung des Tierlebens („Defaunierung“) im Grasland und anderswo in Deutschland/Europa ist bereits erheblich fortgeschritten.

6.3.3 Klimawandel

Die gegenwärtigen und noch zu erwartenden Erhöhungen von CO₂-Konzentration und Erderwärmung werden wahrscheinlich in den tropischen Grasländern einen Übergang der C4-Grasland- und Savannenvegetation zu einer C3-dominierten Waldlandvegetation mit Zunahme der Graslandbewaldung fördern.²⁹⁴ Dies wird zu einem weiteren Rückgang der an offene Grasländer angepassten Biota führen. Wenn Grasländer mit dem Klimawandel stärker von Trockenperioden beeinflusst werden, ist anzunehmen, dass viele ihre C-Senkenfunktion einbüßen und zumindest temporär zu Kohlenstoffquellen werden.²⁹⁵

6.4 Kohlenstoffspeicherung, Bedeutung für den Klimawandel

Grasländer spielen aufgrund ihrer großen Fläche eine wichtige Rolle für die terrestrische Kohlenstoffspeicherung und die globalen Kohlenstoffkreisläufe. Sie besitzen damit eine große Klimarelevanz.²⁹⁶ Die Gesamtmenge an Kohlenstoff, die in dem natürlichen Grasland- und Savannenbiom der Erde gespeichert ist, beträgt annähernd 500 bis 600 Gigatonnen, also etwa 20 bis 30 Prozent des Kohlenstoffs, der in der terrestrischen Vege-

tation und im Boden weltweit enthalten ist.²⁹⁷ Die durchschnittlichen Kohlenstoffvorräte in Grasländern liegen je nach Klimazone und Bodentyp bei etwa 100 bis 200 Tonnen pro Hektar.²⁹⁸ Sie sind damit vergleichbar mit dem oberirdischen Biomasse-Kohlenstoffspeicher vieler temperater und tropischer Wälder. Etwa 60 bis 80 Prozent der Kohlenstoffvorräte in Grasländern sind aber im Boden gespeichert, weitgehend geschützt vor Feuer und Trockenperioden. Sie sind damit weniger volatil als die oberirdischen Kohlenstoffvorräte im Holz der Wälder.²⁹⁹ Die Biomasseproduktion und damit die Kohlenstoffspeicherung korreliert positiv mit dem Wasser- und Tongehalt des Bodens, steigt aber auch in manchen Fällen mit der Pflanzenvielfalt der Grasländer.³⁰⁰ Die Umwandlung von Grasland in Ackerland setzt große Mengen von CO₂ (vgl. oben, russische Steppen) und anderen Treibhausgasen (THG) wie Methan frei und ist bezüglich der Klimawirkung vergleichbar mit der Brandrodung von Wäldern.³⁰¹ In Deutschland werden mehr als 35 Prozent der gesamten Kohlenstoffvorräte landwirtschaftlicher Böden in nur 10 Prozent der landwirtschaftlichen Nutzfläche (vorwiegend Grünland) gespeichert.³⁰² Der Kohlenstoff-Sättigungszustand (Senkenfunktion) wird nach Poeplau et al. jedoch erst nach etwa 100 Jahren in neu angelegten Grünländern erreicht.³⁰³ Grünlandböden mit hoher Wassersättigung haben die höchste Kohlenstoffspeicherung. Ackernutzung auf trockenen Niedermoorböden erzeugt eine THG-Emission von 33,8 Tonnen CO₂ pro Hektar und Jahr verglichen mit 10,3 Tonnen/Hektar/Jahr bei Nutzung als extensives Grünland auf nassem Boden.³⁰⁴ Bei Umwandlung von Grünland in Ackerflächen werden der im Boden gespeicherte Kohlenstoff und Humus bereits im ersten Jahr fast vollständig als CO₂ und N₂O freigesetzt.³⁰⁵ Grünland mit langer Kontinuität speichert deshalb deutlich mehr Kohlenstoff und ist artenreicher als Grünland, das im Zuge der Intensivierung regelmäßig wieder neu eingesät wird.

Handlungsempfehlungen siehe Kapitel 7

289 Bullock et al. 2011.

290 Leuschner 2014; Schuch et al. 2012a,b; Seibold et al. 2019.

291 Wittig et al. 2007; Krause et al. 2014.

292 Leuschner et al. 2013; Leuschner & Ellenberg 2017.

293 Schuch et al. 2012a, b; Seibold et al. 2019.

294 Higgins & Scheiter 2012; Lehmann & Parr 2016.

295 Hauck et al. 2020.

296 Grace et al. 2006; Poulter et al. 2014; Epple 2012; Trumper et al. 2009.

297 Ciais et al. 2013; Trumper et al. 2009; White et al. 2000.

298 Epple 2012; Grace et al. 2006; Lee et al. 2010.

299 Ciais et al. 2011; Dass et al. 2018.

300 Sonkoly et al. 2019; Cardinale et al. 2007.

301 Dass et al. 2018; Poulter et al. 2015; Moon et al. 2013.

302 von Haaren et al. 2010.

303 Poeplau et al. 2011.

304 Drösler et al. 2011.

305 von Haaren et al. 2010.

7 Landwirtschaft und Landnutzung als Treiber der Biodiversitätskrise

7.1 Einführung

Die Nutzung von Landökosystemen durch menschliche Gesellschaften übt einen starken Einfluss auf die Biodiversität aus. Landnutzung bzw. Landnutzungswandel sind die wichtigsten Treiber von Biodiversitätsverlust und diesbezüglich von größerer aktueller Bedeutung als der Klimawandel.³⁰⁶ (a) 80 Prozent der weltweiten Entwaldung beruht auf der Umwandlung von Wald in Agrarflächen, (b) 70 Prozent des globalen Wasserverbrauchs entfällt auf die Landwirtschaft, (c) 85 bis 90 Prozent des globalen Stickstoff- und Phosphatverbrauchs beruht auf dem Düngemiteleinsatz in der Landwirtschaft, (d) 25 Prozent der globalen Emissionen von Treibhausgasen (THG) wird durch die Landwirtschaft verursacht, (e) der Beitrag der Landwirtschaft zum Verlust der globalen Biodiversität wird auf 80 Prozent geschätzt.³⁰⁷

Etwa zwei Drittel der gesamten globalen eisfreien Landfläche von 134 Millionen Quadratkilometer wird mehr oder weniger intensiv menschlich genutzt (Abb. 2, Kap. 1).³⁰⁸ Eine wichtige Unterscheidung in diesem Zusammenhang ist jene zwischen Landbedeckung, also einer Beschreibung der biophysischen Beschaffenheit des Landes etwa anhand dominanter Wuchsformen von Pflanzen (Wald, Grasland etc.), und Landnutzung, also der Gesamtheit jener menschlichen Aktivitäten, die Land für menschliche Zwecke in Dienst nehmen.³⁰⁹ Während die Landbedeckung relativ gut mithilfe von Luftbildern bzw. Daten aus der Fernerkundung beschrieben werden kann, ist die Erfassung der Landnutzung erheblich schwieriger und erfordert die Kombination verschiedener wissenschaftlicher Ansätze und Datenquellen.³¹⁰ Die Landnutzung wird als die Hauptursache für den teils dramatischen Rückgang der Artenvielfalt gesehen. Beispielsweise sind in den letzten 10 bis

30 Jahren in Deutschland die Bestände von typischen Vogelarten der Agrarlandschaft (Ackerland und Grünland) wie Feldlerche, Star und Kiebitz um mehr als 36 Prozent und die Biomasse von Insekten um 60 bis 80 Prozent und 36 Prozent an Diversität zurückgegangen, letztere auch in Naturschutzgebieten und auf anderen Flächen.³¹¹ Ähnliche Rückgänge sind überall in Europa und in vielen anderen Regionen der Erde beschrieben worden (siehe auch Kap. 1.3). Als wichtige Ursachen für diese Verluste der Biodiversität gelten neben der Umwandlung natürlicher und naturnaher Ökosysteme in Agrarflächen die intensive Acker- und Graslandnutzung mit Fragmentierung und Verlust der Strukturvielfalt der Landschaft, Trockenlegungen von Feuchtgebieten und Moorflächen, Schadstoffeinträge (u. a. Pestizide) und Eutrophierung durch Stickstoff- und Phosphatüberschüsse.³¹² Die Hauptkomponente dieser globalen Probleme ist die Erzeugung von Fleisch, Milch und sonstigen Tierprodukten, die etwa 70 Prozent der Agrarflächen der Erde beansprucht und über 10 Prozent der globalen THG-Emissionen verursacht.

7.2 Ackerland

Ackerland macht etwa 12 Prozent (ca. 15 bis 16 Millionen Quadratkilometer) der globalen Landfläche ohne Antarktis und Grönland aus.³¹³ Es liefert etwas über 6 Milliarden Tonnen (6 Gigatonnen) Biomasse pro Jahr, gemessen als Trockensubstanz.³¹⁴ Ackerland trägt damit zentral zur Ernährung von Menschen und Nutztieren bei, liefert aber auch Faser- und Energiepflanzen sowie andere nachwachsende Rohstoffe. Das Ackerland wird sehr intensiv genutzt: Die menschliche Biomasse-Ernte inklusive Nebenprodukten und Reststoffen beläuft sich auf etwa 75 Prozent der aktuellen jährlichen

306 Maxwell et al. 2016; Pimm & Raven 2000; Dudley & Alexander 2017; Campbell et al. 2017; IPCC 2019, Birner 2019.

307 Campbell et al. 2017.

308 Ellis et al. 2013, 2010; Erb et al. 2007.

309 Lambin et al. 2001; Turner et al. 2007; Verburg et al. 2011.

310 NRC 1998; Erb et al. 2007; Verburg et al. 2011.

311 Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina et al. 2018, Seibold et al. 2019 und dort zitierte Literatur.

312 Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina et al. 2018.

313 Erb et al. 2007; IPCC 2019; OECD-FAO 2019, Kap. 1, Fig. 2.

314 Krausmann et al. 2008.

Biomasseproduktion grüner Pflanzen auf diesen Flächen (gemessen als aktuelle Nettoprimärproduktion, kurz NPP_{act}). Die NPP_{act} liegt wiederum im globalen Durchschnitt ein gutes Drittel unter der potenziellen NPP (NPP_{pot}) des heutigen Ackerlandes. Das bedeutet, dass die derzeit als Ackerland genutzten Flächen unter heutigen Klimabedingungen durchschnittlich jährlich über 50 Prozent mehr Biomasse produzieren könnten, als sie das bei der aktuellen Nutzung tun.³¹⁵ Ein erheblicher Teil des heutigen Ackerlandes wurde durch Rodung von Wald gewonnen, befindet sich also auf potenziellen Waldstandorten.³¹⁶ Ungefähr die Hälfte der Ackerlandflächen wird für den Anbau von Futtermitteln für die Fleischproduktion verwendet (Näheres vgl. unten, Kap. 7.9.2).³¹⁷ Die wachsende Fleischproduktion verbraucht steigende Mengen der globalen Getreideerzeugung. 2018 wurden ca. 36 Prozent der Getreideernte an Tiere verfüttert. Das liegt nur noch 7 Prozent unter dem Anteil von 43 Prozent, der direkt der menschlichen Ernährung dient. 22 Prozent der Getreideernte wird stofflich (energetisch/industriell) genutzt.³¹⁸

Die Intensität der Ackerlandnutzung ist global gesehen äußerst heterogen und reicht von sehr extensiv bis sehr intensiv, was sich sehr gut anhand der räumlichen Verteilung des Quotienten NPP_{act}/NPP_{pot} der die Veränderung der NPP infolge Landnutzung im Vergleich zum natürlichen Potenzial abbildet, darstellen lässt.³¹⁹ Die NPP_{act} kann durch entsprechende Inputs wie Maschinenleistung, Pflanzennährstoffe oder Bewässerung deutlich über die NPP_{pot} gesteigert werden. Global gesehen kommt dies vor allem dort vor, wo aride Gebiete bewässert werden; es ist aber bei intensiver Landnutzung auch in humiden Gebieten möglich. So übersteigt derzeit in Europa, vor allem Nordwesteuropa, die NPP_{act} die NPP_{pot} auf erheblichen Teilen des Ackerlandes.³²⁰ Die Umwandlung von natürlichen oder naturnahen Ökosystemen in Ackerland sowie die Intensivierung der Nutzung des Ackerlandes führt teilweise gezielt – etwa bei Pestizideinsatz – zur Zurückdrängung unerwünschter Organismengruppen, teilweise als unbeabsichtigte Nebenfolge zu erheblichen Biodiversitätsverlusten.³²¹

7.3 Grasländer

Die Grasländer und Savannen machen etwa 36 Prozent (47 Millionen Quadratkilometer) der globalen eisfreien Landfläche aus (vgl. auch oben, Kap. 6).³²² Sie liefern weltweit etwas unter 4 Milliarden Tonnen Biomasse pro Jahr. Im globalen Durchschnitt werden nur etwas weniger als 10 Prozent der NPP_{act} dieser Flächen von menschlich genutzten Weidetieren gefressen, weil nur etwa 20 Prozent der globalen eisfreien Landfläche (33 Millionen Quadratkilometer) als permanentes Weideland genutzt und davon nur 2,6 Millionen Quadratkilometer intensiv beweidet werden (vgl. auch oben, Kap. 1, Abb. 2).³²³ In geringerem Umfang (vor allem in Europa) wird die Biomasse durch Mähen gewonnen und in Form von Silage und Heu genutzt. Auf einem erheblichen Teil des globalen Graslandes wäre es möglich, die Besatzdichten zu erhöhen. Allerdings hätte das ökologische Folgen, denn die nicht von Nutztieren gefressene Biomasse ernährt derzeit zum Teil Wildtiere, deren Dichte abnehmen würde, wenn man den Nutztierbesatz erhöht. Ein anderer Teil enthält biologische Kohlenstoffspeicher, deren Kapazität bei intensiverer Nutzung sinken könnte.

Die NPP_{act} der Grasländer liegt nur wenig – etwa 10 Prozent – unter der NPP_{pot} .³²⁴ ein beträchtlicher Teil der Grasländer befindet sich auf potenziellen Waldstandorten.³²⁵ Diese Landnutzungskategorie der Grasländer umfasst sehr extensiv beweidete, gering produktive Flächen wie etwa Halbwüsten, naturnahe, wenig intensiv beweidete und teilweise baumbestandene Flächen wie etwa Savannen³²⁶ ebenso wie höchst intensiv beweidete oder gemähte und entsprechend gedüngte Grasländer in Mitteleuropa. Die Auswirkungen der Graslandnutzung auf die Biodiversität können von positiv bis negativ reichen. So gehören extensiv genutzte Grasländer in Europa zu den aus Sicht von Biodiversität und Naturschutz besonders wertvollen Ökosystemen (vgl. oben, Kap. 6).³²⁷ Entsprechend wird die Erhaltung extensiver Nutzungsformen vielerorts als Voraussetzung für den Natur- und Biodiversitätsschutz gesehen.³²⁸ Die Intensivierung der Nutzung und Düngung von Grasländern führt dagegen zu erheblichen Biodiversitätsverlusten (vgl. oben, Kap. 6).³²⁹

315 Haberl et al. 2007.

316 Erb et al. 2016.

317 Carus et al. 2014.

318 FAO 2019.

319 Niedertscheider et al. 2016.

320 Plutzer et al. 2016.

321 Donald et al. 2001; Gaston et al. 2003.

322 Erb et al. 2007.

323 IPCC 2019.

324 Haberl et al. 2007.

325 Erb et al. 2016.

326 Searchinger et al. 2015.

327 Isenhardt et al. 2005.

328 Bignal & McCracken 2000.

329 Alkemade et al. 2013; Dengler et al. 2014.

7.4 Biodiversität und agrarische Landschaftsvielfalt

Die Biodiversität hängt vor allem auch von der räumlichen Struktur der Landschaften ab (vgl. auch oben, Kap. 1). Im Wechselspiel mit den natürlichen Gegebenheiten (Orografie, Ausgangsgesteine im Untergrund, Klima und der sich daraus ergebenden natürlichen Landbedeckung bzw. den natürlichen Böden) führen Formen, Intensität und Muster der Landnutzung zur Entstehung von Kulturlandschaften.³³⁰ Sowohl die Heterogenität verschiedener Typen von Landnutzung bzw. Landbedeckung als auch ihre räumliche Anordnung spielen eine wichtige Rolle für die Biodiversität der Agrarlandschaften.³³¹ Sie kann bei manchen Organsimengruppen regional höher sein als die der natürlichen Vegetation (z. B. im Falle der Waldbedeckung in Mitteleuropa). Die durchschnittliche Landnutzungsintensität und die Landschaftsvielfalt sind ebenfalls miteinander verknüpft, wobei die höchste Landschaftsvielfalt bei mittleren Landnutzungsintensitäten nachgewiesen werden konnte.³³² Die starken Verluste der Biodiversität in der Agrarlandschaft, u. a. der Verlust der Insektenbiomasse von bis zu 80 Prozent und der Diversität bis zu 36 Prozent (vgl. Kap.1.3), in den vergangenen Jahrzehnten sind Folge einer intensiven Acker- und Graslandnutzung mit Verlust der Strukturvielfalt, veränderten Mahdregimen, der Eutrophierung durch Stickstoff- und Phosphatüberschüsse und der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (Pestiziden) auf annähernd der gesamten Fläche.³³³

7.5 Konsumperspektive, Flächenfußabdruck

Der globale Handel mit landwirtschaftlichen Produkten steigt deutlich rascher als deren Produktion. Ein immer größerer Teil der landwirtschaftlich genutzten Fläche wird für Exportprodukte verwendet,³³⁴ und in vielen Weltregionen spielen importierte Agrarprodukte eine wesentliche Rolle für die Lebensmittelversorgung. Deutschland importierte z. B. im Jahr 2007/2008 netto über 4,8 Millionen Tonnen Sojaschrot, was einem Flächenbedarf von 23 000 Quadratkilometern (2,3 Millionen Hektar)

ren) entspricht.³³⁵ Knapp 20 Prozent der Biodiversitätsimpacts der globalen Landwirtschaft hängen mit Exportproduktion zusammen, schätzt eine kürzlich erschienene Studie.³³⁶ Die umfassende Analyse derartiger „Fernkopplungen“ („Telecouplings“) in der globalen Landnutzung sind ein wachsendes Forschungsfeld.³³⁷

Der Druck auf Ökosysteme, der mit gehandelten bzw. konsumierten Agrarprodukten verbunden ist, kann zum Beispiel durch Berechnung der Flächeninanspruchnahme bei der Produktion abgebildet werden. So zeigen etwa Kastner et al.,³³⁸ dass die Inanspruchnahme von Ackerflächen für die Exportproduktion rapide wächst, während jene für die Deckung des jeweils heimischen Konsums weitgehend konstant bleibt. Die Quantifizierung von Flächen ist nur teilweise aussagefähig, da sie die Intensität der Flächennutzung oft unvollständig berücksichtigt. Die bilateralen Handelsverflechtungen aller Länder weltweit wurden für den Zeitraum von 1986 bis 2006 mit einer Auflösung von ca. 500 Produkten bereits quantifiziert.³³⁹ Die Nachverfolgung von globalen Handelsströmen ist eine Voraussetzung für ein besseres Verständnis der globalen Verflechtungen, die den Druck auf Ökosysteme und Biodiversität weltweit mitbestimmen. Sie beantwortet aber oft nicht die Frage nach dem jeweiligen Anteil an Verantwortung für die biodiversitätsrelevanten Eingriffe.³⁴⁰

Der Verbrauch Deutschlands und Europas von Biomasse als Nahrungsmittel, Futtermittel, Energieträger und als Rohstoff für die Industrie geht weit über die Grenzen Europas hinaus (externer Flächenfußabdruck). Über die Hälfte der für die Herstellung der in Europa konsumierten Agrar- und Holzprodukte benötigten Flächen liegt außerhalb Europas. Die durchschnittliche Inanspruchnahme von Land für den Konsum der Europäer*innen liegt vor allem wegen des hohen Konsums von Fleisch-, Milch- und Holzprodukten pro Kopf bei etwa 1,3 Hektar, in China und Indien dagegen nur bei etwa 0,4 Hektar.³⁴¹ Die gesamte Flächeninanspruchnahme der EU für Agrar- und Holzprodukte ist mit rund 600 Millionen Hektar die zweitgrößte der Welt, direkt nach den USA mit 900 Millionen Hektar, gefolgt von China (500 Millionen Hektar).

330 Berglund 1991; Kristensen 2016.

331 Fahrig et al. 2011.

332 Wrba et al. 2004.

333 Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina et al. 2018.

334 Kastner et al. 2015.

335 Reichert & Reichardt 2011.

336 Chaudhary & Kastner 2016.

337 Friis & Nielsen 2019.

338 Kastner et al. 2014a, b.

339 Kastner et al. 2015.

340 Jakob & Marschinski 2013.

341 Lugschitz et al. 2011.

ar) und den Staaten der ehemaligen Sowjetunion (300 Millionen Hektar).³⁴² Allein Deutschland importiert jährlich Produkte, deren Herstellung 80 Millionen Hektar benötigen. Davon kommen 10 Millionen Hektar aus anderen EU-Staaten, 70 Millionen Hektar von außerhalb Europas. Allein für Sojaimporte beansprucht die EU 15 Millionen Hektar außerhalb Europas (Deutschland ca. 2 Millionen Hektar), 13 Millionen Hektar davon kommen aus Südamerika. Die Nachfrage der EU nach Soja wird maßgeblich für die Fleischproduktion benötigt; sie übt einen Umwandlungsdruck auf natürliche Lebensräume in den Exportländern aus (Wälder, Grasländer) und trägt maßgeblich zum Biodiversitätsverlust bei. Der Beitrag von Deutschlands Endnachfrage zur globalen Entwaldung zwischen 1995 und 2010 wird auf knapp 1 Millionen Hektar veranschlagt. Knapp drei Viertel des Entwaldungsfußabdrucks standen in Verbindung mit dem Konsum von Nahrungsmittelerzeugnissen (hauptsächlich Fleisch und Milch) und mehr als ein Viertel mit dem Konsum von industriellen Nahrungsmitteln.³⁴³

Der steigende Konsum von Agrar- und Holzprodukten ist ein wichtiger Treiber für den wachsenden Druck auf Ökosysteme und Biodiversität in vielen Regionen der Erde. Die Länder, in denen die Produkte konsumiert werden, tragen daher eine wichtige Mitverantwortung.³⁴⁴

7.6 Bodenbiodiversität, Bodenverluste, Klimarelevanz

Bodenbiodiversität

Das terrestrische Leben auf der Erde hängt wesentlich von der wenige Dezimeter dicken, lockeren Bodenschicht, auch als „Erde“ bezeichnet, ab. Sie ist die zentrale Produktionsgrundlage für die gesamte terrestrische Biodiversität und die Ernährung der Menschheit. Die Biodiversität der Böden reicht von bodenlebenden Wirbeltieren, Insekten und anderen Arthropoden (u. a. Spinnen, Milben, Asseln, Tausendfüßler, Springschwänze) bis hin zu Würmern, Schnecken, Pilzen und Tausenden von verschiedenen einzelligen Mikroorganismen (u. a. Bakterien, Protisten). Die vielfältigen Funktionen und Ökosystemleistungen des Bodens und der darin lebenden Organismen hängen eng miteinander zusammen. Sie ermöglichen u. a. das Pflanzen-

wachstum durch Bereitstellung von Nährstoffen aus dem Abbau von pflanzlichen und tierischen Reststoffen, die Bildung von reaktiven Stickstoffverbindungen, die Freisetzung von Mineralstoffen, die Vergrößerung des von Wurzeln erreichbaren Bodenvolumens durch Mykorrhiza, den Abbau von Pestiziden und anderen Fremdstoffen sowie die Reinigung und Speicherung von Wasser.³⁴⁵ Die Bodenbiodiversität nimmt weltweit stetig ab³⁴⁶ – vor allem über negative Effekte von Überdüngung, Versauerung, Pestiziden, Antibiotika (über Tierausscheidungen) und Schwermetallen aus Dünger auf die Bodenbiodiversität.³⁴⁷ Der Wiederaufbau der Bodenbiodiversität nimmt, dort wo noch möglich, Jahrzehnte in Anspruch.³⁴⁸ Entscheidend für die Verluste der Biodiversität im Boden sind aber darüber hinaus die Bodenverluste generell wie auch die Klimawirkungen des Bodens.

Bodenverluste

Etwa 25 Prozent der eisfreien Erdoberfläche gilt in ihrer Produktivität und Integrität durch menschliche Eingriffe als stark beeinträchtigt (degradiert) und die weltweiten Bodenverluste übersteigen das 10 bis 20-Fache (nicht gepflügt) bis das 100-Fache (konventionell gepflügt) der Neubildungsrate von Boden. Der Globale Flächenverlust an Boden durch Wind- und Wassererosion, Übernutzung, Versalzung und Überbauung beträgt etwa 120 000 Quadratkilometer pro Jahr, 25 Prozent des Ackerlandes in Europa ist von Erosion und Bodenverlusten betroffen³⁴⁹ und 130 000 Quadratkilometer sind durch Bodenverdichtung degradiert. Derzeit sind bereits 1,5 Milliarden Menschen der Weltbevölkerung direkt von Bodendegradation betroffen und rund 500 Millionen Menschen leben in Gebieten, die seit 1980 einer zunehmenden Wüstenbildung unterlagen.³⁵⁰ Die Bodendegradation senkt das Ertragspotenzial der landwirtschaftlich genutzten Flächen deutlich. Die Bodenneubildungsrate ist extrem gering: Rund 4000 Jahre sind für die Bildung von 20 Zentimetern landwirtschaftlich nutzbarem Boden notwendig.³⁵¹ In Europa werden zudem jährlich rund 500 Quadratkilometer Landfläche (Boden) durch Siedlungen und Infrastruktur über-

342 Jering et al. 2013.

343 Bruckner et al. 2017.

344 Schaffartzik et al. 2015.

345 Übersichten in EASAC 2018; UBA 2015.

346 Tsiafouli et al. 2015; de Vries et al. 2012, 2013.

347 Tsiafouli et al. 2015; Briones & Schmidt 2017; Giorio et al. 2017; EASAC 2015.

348 Morriën et al. 2017.

349 IPBES 2018 ; IPCC 2019.

350 Caspari et al. 2015, IPCC 2019.

351 Bai et al. 2008.

baut und versiegelt,³⁵² in Deutschland jährlich etwa 290 Quadratkilometer (80 Hektar täglich). Insgesamt waren Ende 2018 49 800 Quadratkilometer in Deutschland bereits überbaut (14 Prozent der Staatsfläche).³⁵³ Der Bericht „Status of World's Soil Resources“³⁵⁴ sieht dringenden Handlungsbedarf, um dem negativen globalen Trend von Bodendegradation und Verlusten der Bodenbiodiversität entgegenzuwirken.

Klimarelevanz der Böden

Böden bilden den größten terrestrischen Speicher („Senke“) für Kohlenstoff in Form von elementarem Kohlenstoff und organischen Kohlenstoffverbindungen.³⁵⁵ Die global in den Böden gespeicherte Menge von Kohlenstoff ist mit 1500 Gigatonnen (Europa: 50 bis 70 Gigatonnen)³⁵⁶ größer als die terrestrische Gesamtmenge an Kohlenstoff der Vegetation (560 Gigatonnen) und der Atmosphäre (760 Gigatonnen) zusammen. Der Bodenkohlenstoff (organische Bodensubstanz) ist als Hauptkomponente des Humus von zentraler Bedeutung für Bodenqualität- und Fruchtbarkeit (u. a. durch Adsorption und Speicherung von Nährstoffen und Wasser) und zugleich als größter terrestrischer Kohlenstoffspeicher auch als Quelle von Treibhausgasen für den Klimawandel von Bedeutung. Etwa 10 bis 20 Prozent der jährlichen globalen CO₂-Emissionen beruhen auf Verlusten von Bodenkohlenstoff durch die Landnutzung, insbesondere durch Pflügen, Entwässerung von Feuchtgebieten, Umbruch von Grasländern und Entwaldung.³⁵⁷ Das zeigt die enge Verknüpfung zwischen Biodiversitätsverlust und Klimawandel. Durch die Landnutzung der Menschheit wurden kumulativ etwa 133 Gigatonnen Bodenkohlenstoff (knapp 500 Gigatonnen CO₂) in die Atmosphäre entlassen³⁵⁸ und weitere ca. 450 Gigatonnen Kohlenstoff (ca. 1600 Gigatonnen CO₂) aus der oberirdischen Vegetation freigesetzt.³⁵⁹ In Deutschland emittieren die bewirtschafteten 1,6 Millionen Hektar organischer (besonders humusreicher) trockengelegter Böden ca. 5 Prozent der gesamten jährlichen Treibhausgase.³⁶⁰ Somit werden auf rund 8 Prozent der deut-

schen Agrarflächen knapp 40 Prozent (über 40 Millionen Tonnen von rund 105 Millionen Tonnen) der THG-Emissionen der Landwirtschaft produziert. Das entspricht knapp der Hälfte des CO₂-Ausstoßes der deutschen PKW-Flotte im Jahr 2017 (100 Millionen Tonnen CO₂, Statistisches Bundesamt). Die humusreichen Böden sind hauptsächlich landwirtschaftlich genutzte, ehemalige Hoch- und Niedermoore. Sie machen nur 4 Prozent (EU) bzw. 7 Prozent (Deutschland, mind. 1,2 Millionen Hektar = ca. zwei Drittel Grünland, ein Drittel Ackerland) der landwirtschaftlichen Nutzfläche aus, tragen aber zu 25 Prozent (EU) bzw. 36 Prozent (Deutschland) der Gesamt-THG-Emissionen der Landwirtschaft bei (5 Prozent des Gesamt-THG-Emission von Deutschland).³⁶¹ Die Wiedervernässung dieser Böden bietet große Potenziale für eine kostengünstige Reduktion der THG-Emissionen aus der Landwirtschaft (Näheres vgl. oben, Kap. 5.5.4). Ohne eine solche Maßnahme wird Deutschland das gesetzte Ziel verfehlen, bis zum Jahr 2050 die THG-Emissionen aus der Landwirtschaft gegenüber dem Jahr 1990 um 80 bis 95 Prozent zu verringern (dazu wird u. a. eine Null-Emission aus der Bodennutzung angestrebt).³⁶²

7.7 Dünger

Stickstoffverbindungen

Die anthropogene Emission von reaktivem Stickstoff (N_r) liegt heute bereits weit über der Belastbarkeitsgrenze der Erde.³⁶³ Der Mensch hat den natürlichen globalen Stickstoffkreislauf mit zusätzlichen jährlichen Einträgen von 210 Millionen Tonnen N_r verdoppelt. Diese stammen zu ca. 60 Prozent (ca. 120 Millionen Tonnen N_r) aus Dünger (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger) und ca. 40 Prozent aus Verbrennungsprozessen.³⁶⁴ Der Kunstdünger wird überwiegend ineffizient eingesetzt (über 50 Prozent werden nicht von Pflanzen aufgenommen). In den EU27-Mitgliedstaaten werden rund 4,5 Millionen Tonnen als Stickstoffüberschuss in Gewässer (Grundwasser, Binnengewässer, Meere) entlassen (2014 allein in Deutschland 0,5 Millionen Tonnen N_r)³⁶⁵ und erzeugen dort Eutrophierung, Massenwachstum teils giftiger Algen und Sauerstoffarmut mit „Todeszonen“ in Seen

352 EASAC 2018.

353 UBA 2015; Statistisches Bundesamt 2019.

354 FAO 2015.

355 Jobbagy & Jackson 2000; Lal 2004; Lal et al. 2015; FAO 2017a, b.

356 Jones et al. 2005.

357 Olivier et al. 2015.

358 Sanderman et al. 2017.

359 Erb et al. 2018.

360 UBA 2015.

361 UBA 2015.

362 Osterburg et al. 2013.

363 Steffen et al. 2015.

364 Erismann 2011; Fowler et al. 2013; Sutton et al. 2011.

365 UBA 2019a.

und Meeren (vgl. oben, Kap. 3, Kap.1). Damit gehen erhebliche Bedrohungen, in Teilen sogar der vollständige Verlust von Biodiversität einher. Die deutsche Landwirtschaft verfehlt ihre N_f -Reduktionsziele (Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung: 80 Kilogramm pro Hektar bis 2010)³⁶⁶ immer noch massiv (um über 20 Kilogramm pro Hektar) und belastet das Grundwasser vielerorts mit zu hohen, gesundheitsschädlichen Nitratwerten. Seit 2008 wird der Grenzwert von 50 Milligramm pro Liter an fast jeder fünften und Werte von > 25 Milligramm je Liter an jeder dritten Messstelle überschritten.³⁶⁷ Der Europäische Gerichtshof hat Deutschland 2018 wegen Verletzung der EU-Nitratrichtlinie verurteilt. Eine Reduktion der Stickstoffüberschüsse auf Agrarflächen von 50 Kilogramm N_f pro Hektar ist angesichts der Nitratproblematik im Grundwasser dringend erforderlich.³⁶⁸ Das Hauptproblem: Es fehlt eine verbindliche betriebliche Ermittlung und Meldung der Nährstoffsalden für Stickstoff und Phosphat mit realitätsnaher (wissenschaftsbasierter) Einberechnung der Nährstoffabfuhr durch das Erntegut und des daraus errechneten Stickstoffüberschusses und auf Feld-(Schlag)-Ebene festgelegten Düngemittelbedarfs.³⁶⁹ Erhebliche Mengen von Nitrat (bis zu 2 Gigatonnen) werden in tieferen Bodenschichten gespeichert (vadose Zone) und dürften von dort über lange Zeiträume verzögert in das Grundwasser freigesetzt werden.³⁷⁰ Weitere 2,4 Millionen Tonnen N_f gelangen in die Atmosphäre und schädigen flächenhaft teils über weite Distanzen (Telewirkung) die Biodiversität durch Eutrophierung und bodennahe Ozonbildung.³⁷¹ Im Jahr 2009 waren etwa 48 Prozent der natürlichen und naturnahen terrestrischen Ökosysteme Deutschlands von Eutrophierung betroffen, 8 Prozent von Versauerung. Nord- und Ostsee sind durch Düngereintrag ebenfalls in erheblichem Maße eutrophiert.³⁷² 2015 wurden überdies 759 000 Tonnen Ammoniak in die Luft in Deutschland freigesetzt. Davon stammten 724 000 Tonnen vornehmlich aus der Tierhaltung und in geringerem Maße aus der Anwendung von Mineraldünger sowie aus der Biogasproduktion.³⁷³ Ammoniak wirkt in der Umwelt eutrophierend und versauernd und trägt damit zur Belastung empfindlicher Ökosysteme bei. In der

Luft bildet es gesundheitsschädliche Feinstaubpartikel.³⁷⁴ Der EU-Umweltrat hat deshalb eine Reduktion der Ammoniakemission in Deutschland um 29 Prozent (im Entwurf 39 Prozent) gegenüber 2005 vorgeschlagen.³⁷⁵

Phosphat

Etwa 20 Millionen Tonnen Phosphat werden in Lagerstätten jährlich abgebaut und vor allem als Dünger in die Umwelt gebracht. Etwa 8 bis 10 Millionen Tonnen davon gelangen durch Erosion und Regen in Binnengewässer, Flüsse und die Ozeane, 8-fach so viel wie durch natürliche geochemische Prozesse. Wie Stickstoffverbindungen erzeugen Phosphate Eutrophierung, Sauerstoffarmut und aquatische „Todeszonen“. Aus erdgeschichtlichen Daten kann abgeleitet werden, dass ein 20-facher Überschuss an Phosphat im Meer zum Massenaussterben von Meeresleben führen könnte.³⁷⁶ Düngemittel, vor allem Phosphatdünger, enthalten neben in Maßen erwünschten Spurennährstoffen wie Kupfer, Zink und Eisen auch von den Pflanzen nicht benötigte Schwermetalle. Zu diesen gehören zum Beispiel Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber, Arsen und Uran in unterschiedlicher Menge. Bei intensiver Düngung können sich diese im Boden anreichern und über die Pflanzen in die Nahrungskette sowie das Grundwasser gelangen. Eine wesentliche Rolle spielen dabei die mineralischen Phosphordünger aus sedimentären Rohphosphaten, die bereits von Natur aus hohe Schwermetallgehalte aufweisen (vor allem Cadmium und Uran). Zink und Kupfer sind nicht nur für den Menschen gefährlich, sondern auch toxisch für einige Bodenmikroorganismen. Dies kann langfristig die Biodiversität verringern und die Bodenfruchtbarkeit beeinträchtigen.³⁷⁷

7.8 Bioenergie, Biotreibstoffe

Neben Solar- und Windenergie werden zum Ersatz fossiler Energieträger speicherbare flüssige Treibstoffe (Dieselöl, Ethanol) für den Verkehrssektor aus Ölpflanzen (u. a. Raps, Palmöl, Soja) und stärkehaltigen Feldfrüchten (u. a. Zuckerrohr, Zuckerrüben, Getreide) gewonnen. Hinzu kommt die Produktion von Elektrizität durch Verbrennung von Methan aus fermentierter Biomasse (vor allem aus

366 BMUB 2007.

367 UBA 2019a.

368 UBA 2015.

369 Taube 2018.

370 Ascott et al. 2017.

371 Bobbink et al. 2010; Bergmann et al. 2015; UBA 2018b.

372 SRU 2015; UBA 2014.

373 UBA 2018a.

374 SRU 2015.

375 Offermann et al. 2016.

376 Steffen et al. 2015.

377 UBA 2017.

Mais) und die Wärmegewinnung durch Verbrennung von Holz. Bis 2030 müssen flüssige Agrokraftstoffe aus Stärke, Zucker, pflanzlichen Ölen und Reststoffen 14 Prozent des Diesel-Benzinbedarfs des Verkehrssektors abdecken (Erneuerbare-Energien-Richtlinie ab 2021).³⁷⁸ Im Jahr 2018 waren in Hinblick auf die Erfüllung des 10-Prozent-Kraftstoffziels (bis 2020) bereits ca. 20 Prozent der deutschen Ackerflächen mit Energiepflanzen bestellt (2,3 Millionen Hektar), von denen etwa 1 Million Hektar durch Umbruch von Grünland erfolgte (vgl. auch oben, Kap. 6.3.1).³⁷⁹ Für die Agrodiesel-Produktion wurden 2007 allein schon in Europa 1,4 Millionen Hektar Ackerland verwendet, davon 40 Prozent (derzeit 580 000 Hektar) in Deutschland.³⁸⁰ Weitere 17 bis 21 Millionen Hektar (rund 200 000 Quadratkilometer, knapp zwei Drittel der Fläche Deutschlands) zusätzliches Land wird zum Energiepflanzenanbau benötigt, um die in der EU-Politik für 2020 festgelegten Bioenergieziele aller EU-Staaten zu erreichen.³⁸¹

Der Anbau von Energiepflanzen trägt weltweit zur Rodung von Tropenwäldern, zum Umbruch von Grasländern und Savannen und zu großen Verlusten der Biodiversität weltweit bei. Die Karbon-Amortisationszeit (die Zeitspanne, die es benötigt, bis die Kohlenstoff-Emissionen durch Landnutzungswandel, der für die Bioenergieproduktion induziert wurde, durch Einsparungen an CO₂ durch Fossilenergiesubstitution aufgewogen wird) kann unter bestimmten Umständen 30 bis 300 Jahre betragen.³⁸² Die THG-Emissionen sind am höchsten für Palmöl, das auf gerodetem Moor-Tropenwald in Indonesien gewonnen wird.³⁸³ Es ist eine wichtige Bezugsquelle von Agrodiesel für Deutschland, die erst bis 2030 auf null abgesenkt werden soll. Ein erheblicher Teil der 1 Million Quadratkilometer gerodeten und umgebrochenen hochbiodiversen Cerrado- und Chaco-Savannenflächen in Südamerika geht auf das Konto des Anbaus von Energiepflanzen wie Zuckerrohr und Soja (vgl. oben, Kap. 6). Ein Drittel der E10-Ethanol-Beimischung zu Benzin in Deutschland wird aus Übersee importiert, u. a. aus Brasilien (Zuckerrohr-basiert). Fast alle auf Äckern angebauten Energiepflanzen (u. a. Mais, Weizen, Zuckerrohr, Soja, Raps, Palmöl) sind zugleich auch Grundnahrungsmittel für Menschen, was ange-

sichts von weltweit ca. 800 bis 900 Millionen hungernden Menschen ethische Fragen aufwirft.

Der Nutzung von Bioenergie und Agrotreibstoffen ist wegen der Unsicherheit von Verlagerungseffekten, Nahrungsmittelkonkurrenz, Landnutzungsänderungen und vielfach schlechter Öko- und Treibhausgasbilanzen differenziert zu sehen: Einerseits gibt es Potenziale, deren Nutzung große Vorteile bringen kann, sogar negative Emissionen sind erzielbar; andere Nutzungspfade sind hingegen mit THG-Emissionen verbunden, die höher sind als jene aus der Fossilenergieverbrennung.³⁸⁴ Entscheidend ist es daher, sich auf jene Nutzungspfade zu konzentrieren, die ökologische Vorteile versprechen, und durch kontinuierliches Monitoring Fehlentwicklungen vorzubeugen. Zu diesem Schluss kamen zahlreiche Studien der letzten Jahre.³⁸⁵

Ein gut quantifizierbares Potenzial bilden dagegen Rest- und Abfallstoffe. Weltweit könnten diese jährlich zwischen 40 und 140 Exajoule an Primärenergie bereitstellen und zukünftig bis zu einem Fünftel des weltweiten Primärenergiebedarfs decken. In Deutschland könnten 200 bis 340 Terawattstunden (9 bis 17 Prozent des Primärenergiebedarfs) zur Verfügung gestellt werden.³⁸⁶

Durch Kaskadennutzung könnte Holz zunächst stofflich, am Ende der Lebensdauer der Produkte dann energetisch verwertet werden. Die energetische Primärnutzung von Holz wird kritisch gesehen.³⁸⁷ Von dem in Deutschland verbrauchten Holz werden etwa 40 Prozent als Energiequelle verbrannt. Wenn das gesamte Holz, das zurzeit in Deutschland geerntet wird, energetisch genutzt würde, könnte dieses nur etwa 4 Prozent des Primärenergiebedarfs von Deutschland decken. Und selbst dieser geringe Beitrag würde – auf lange Sicht – nicht nachhaltig sein, da die Holzmenge, die derzeit gefällt wird, den Ernteindex von 12 bis 13 Prozent für Wald fast um den Faktor zwei übersteigt. Die Menge an Holz, die gegenwärtig als Energiequelle genutzt wird, ist auf Importe angewiesen.³⁸⁸

Soweit heute absehbar, erlauben nur Szenarien, die massiv auf die Verringerung des Energie-

378 Bonn & Reichert 2017.

379 Jering et al. 2013.

380 Bergsma et al. 2007.

381 EU 2007; Hastings et al. 2009; Ozdemir et al. 2009.

382 Achten & Verchot 2011.

383 Achten & Verchot 2011.

384 Kalt et al. 2020.

385 Darunter EASAC 2012; WBA-BMEL 2007; SRU 2007, 2011; Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina 2013, 2019; Isermeyer 2013; IPCC 2019.

386 Klepper & Thrän 2019.

387 EASAC 2019; Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina 2013.

388 Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina 2013.

und Ressourcenbedarfs setzen,³⁸⁹ das Klimaproblem adäquat zu adressieren, ohne den Druck auf Ökosysteme und Biodiversität massiv ansteigen zu lassen.

7.9 Klimawirkung der Landnutzung

Die Landwirtschaft hat durch Intensivierung und Bewässerung in den letzten Jahrzehnten große Ertragssteigerungen erzielt und dadurch die Ernährungsgrundlage von derzeit 7,7 Milliarden Menschen bereitgestellt, allerdings mit regional großen Ungleichheiten.³⁹⁰ Gleichzeitig führt die Landwirtschaft besonders durch die Erzeugung von Fleisch- und anderen Tierprodukten zu negativen Auswirkungen auf Biodiversität und Klima. Haupttreiber der terrestrischen Biodiversitätskrise sind die Umwandlung von natürlichen/naturnahen Ökosystemen (Wälder, Grasland, Feuchtgebiete) in Agrarflächen (Landnutzungswandel) und die Intensivierung der Produktionsweise durch Überweidung, Bodendegradation, Verluste von Bodenkohlenstoff (vgl. oben, Kap. 7.6), Übernutzung von Oberflächen- und Grundwasser und teils bedenkliche Einträge von Chemikalien (Pestizide, Antibiotika) und Düngemitteln (insbesondere Stickstoff- und Phosphorverbindungen) in die Stoffkreisläufe.

Die Landnutzung trägt in hohem Maße zur Klimaerwärmung (Klimawandel) bei,³⁹¹ und die Klimaerwärmung spielt eine zunehmend große Rolle als Gefährdungsfaktor der terrestrischen und aquatischen Biodiversität (vgl. Kap. 8). Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität müssen deshalb beide Ursachen und Gefährdungen der Biodiversität – Landnutzung und Klimawandel – gleichzeitig adressieren. Der globale Anstieg von Treibhausgasen (THG) in der Atmosphäre bis 2011 wurde zu etwa einem Drittel durch Expansion (Umwandlung von Wäldern, Mooren, Grasland) und Intensivierung der Agrarwirtschaft verursacht.³⁹² Von 2005 bis 2016 verursachen Landnutzung und Landnutzungswandel (LULUC) etwa 23 Prozent der globalen THG-Emissionen (13 Prozent der CO₂-, 44 Prozent der Methan[CH₄]- und 82 Prozent der Lachgas[N₂O]-Emissionen), insgesamt 12 Gigatonnen CO₂-Äquivalente. Wenn man die Emissionen im Zusammenhang mit den Prozessen vor und nach der Produktion im globalen Ernährungssys-

tem mitberücksichtigt, werden die Emissionen auf 21 bis 37 Prozent der gesamten anthropogenen Netto-THG-Emissionen geschätzt.³⁹³ In Deutschland stammen 13 bis 15 Prozent der THG aus der Landnutzung. Darin enthalten sind 35 Millionen Tonnen CO₂-Emissionen aus drainierten Moorböden.³⁹⁴ Zusätzliche 45 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente stammen aus Vorleistungen wie Düngerezeugung, Futtermitteln, Maschinen, Ställen etc.³⁹⁵

7.9.1 Tierhaltung als ein Hauptverursacher von Klimawandel und Biodiversitätsverlust

Für die Fütterung der Nutztiere werden etwa 60 Prozent der gesamten für menschliche Zwecke geernteten Biomasse (inklusive Bioenergie, Holz und Faserpflanzen) verwendet.³⁹⁶ Über 60 Prozent der Emissionen aus der Landnutzung (5,6 bis 7,5 Gigatonnen CO₂-Äquivalente/Jahr) werden global und in Europa durch die Produktion tierischer Nahrungsmittel (Fleisch, Milch, Eier) verursacht.³⁹⁷ In Deutschland beträgt der Anteil der Erzeugung tierischer Produkte an der Emission aus der Landwirtschaft 70 Prozent. Das sind knapp 10 Prozent der gesamten THG-Emissionen Deutschlands.³⁹⁸ Damit tragen beispielsweise die THG-Emissionen aus der Erzeugung tierischer Produkte fast im gleichen Maße zum Klimawandel bei wie der gesamte PKW-Verkehr.

Rund 14,5 Prozent der globalen TGH-Emissionen (Stehfest et al. schätzen bis zu 18 Prozent³⁹⁹) resultieren aus der Erzeugung von tierischen Produkten.⁴⁰⁰ Davon entfällt der Hauptteil (9 Prozent der globalen THG) auf Rinderprodukte einschließlich Milch vor allem durch Emission von Methan (CH₄) als Verdauungsgas der Wiederkäuer mit ca. 40 Prozent (Europa: 36 Prozent), Lachgas (N₂O) mit ca. 30 Prozent (Europa: 28 Prozent) aus dem Boden (vor allem durch Dung-/Güllezerersetzung/Emissionen aus Futtermittelerzeugung) und CO₂ mit ebenfalls ca. 30 Prozent.⁴⁰¹ Rund 5 Prozent der globalen THG-Emissionen werden durch die Produktion von Schweine- und Geflügelfleisch verursacht. Methan ist als THG etwa 25-fach und Lachgas (N₂O) etwa

389 Grubler et al. 2018.

390 FAO 2018.

391 IPCC 2019.

392 IPCC 2019.

393 IPCC 2019.

394 Flessa 2019.

395 Stachow et al. 2011; WBAE-BMEL 2016; Köder & Burger 2016.

396 Krausmann et al. 2008.

397 Bellarby et al. 2013; Gerber et al. 2013; Leip et al. 2015; Searchinger et al. 2018; IPCC 2019.

398 Köder & Burger 2016.

399 Stehfest et al. 2009.

400 Herrero et al. 2016; Gerber et al. 2013.

401 Gerber et al. 2013; Herrero et al. 2016; Leip et al. 2015.

300-fach so klimawirksam wie CO₂. Stickstoffverbindungen (Ammoniak, NO_x) aus Tierhaltung und Düngung schädigen durch Bildung von Ozon und Feinstaubpartikeln die Vegetation, erhöhen den Nitratgehalt des Grundwassers, versauern die Böden, führen zusammen mit Phosphateinträgen zur Eutrophierung von Gewässern und Meeren und Beeinträchtigen die menschliche Gesundheit.⁴⁰² Der Stickstoffüberschuss liegt in Deutschland mit durchschnittlich 100 Kilogramm pro Hektar Agrarfläche deutlich über dem Zielwert aus dem Jahr 2010 von 80 Kilogramm pro Hektar (vgl. oben, Kap. 7.7) und der stark erhöhte Ammoniakgehalt (hauptsächlich aus der Tierhaltung und Gülleverbringung) soll erst bis 2030 um 30 Prozent reduziert werden.⁴⁰³

Die Tierhaltung, insbesondere die intensive Weidewirtschaft und Stallhaltung, ist ein Hauptfaktor der Schädigungen von Biodiversität und Umwelt. Die Erzeugung von Tierprodukten nimmt 60 bis 70 Prozent der globalen wie auch der europäischen Agrarflächen (Grünland und Acker) in Anspruch, davon regional schwankend ca. 20 bis 50 Prozent der Ackerflächen zum Futtermittelanbau. Sojaschrot ist das vorherrschende (eiweißreiche) Futtermittel für die Schweine- und Rinderzucht und Hochleistungsmilchproduktion. Soja wurde bis 2018 hauptsächlich aus Südamerika importiert und verursacht dort erhebliche THG-Emissionen durch Anbau (Düngung, Verlust von Bodenkohlenstoff, Waldrodung) und Konversion von Wäldern, Grasland und Savannen in Ackerflächen (u. a. von Amazonasregenwald, Cerrado, Caatinga und Chaco, vgl. oben, Kap. 6). De Sy et al. schätzen, dass rund 71 Prozent der Regenwaldumwandlung in Südamerika durch die Rinderzucht verursacht wurde.⁴⁰⁴ Für die gesamten Sojaimporte in die EU wird ein Flächenbedarf von 19 Millionen Hektar (für die Importe nach Deutschland von ca. 2,5 Millionen Hektar) Ackerflächen mit einer importierten THG-Emission von ca. 18 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten berechnet.⁴⁰⁵ Die Industrieländer (OECD, EU, Russland), die nur etwa 20 Prozent der Weltbevölkerung darstellen, verbrauchen mit durchschnittlich 82 Kilogramm pro Kopf im Jahr ca. 40 Prozent der Weltfleischproduktion. Demgegenüber liegt der jährliche Fleischverbrauch in den Entwicklungsländern bei durchschnittlich 31 Kilo-

gramm pro Kopf.⁴⁰⁶ Eine 30-Prozent-Reduktion des Fleischkonsums in den OECD-Staaten würde global netto ca. 30 Millionen Hektar Ackerland freisetzen, fast das 3-Fache der Ackerfläche Deutschlands.⁴⁰⁷ Die an Tiere weltweit verfütterte Getreidemenge würde 3,5 Milliarden Menschen ernähren können. In den USA werden für die Fleischproduktion 40 Prozent des Ackerlandes (0,6 Millionen Quadratkilometer), fast das gesamte Weideland (zusammen 3,7 Millionen Quadratkilometer = 40 Prozent der Landfläche der USA) sowie 50 Prozent der Stickstoffdüngung und 27 Prozent des gesamten Bewässerungsbedarfs beansprucht. Das produzierte Fleisch erzeugt aber nur 7 Prozent der US-Nahrungsmittelkalorien.⁴⁰⁸

Deutschland und die EU liefern durch Fleischverbrauch und Futtermittelimporte Anreize für die Expansion der Agrarflächen auf Kosten von Tropenwäldern und Savannen.

7.9.2 Auswirkungen der Tierhaltung auf Klimaziele und Agrarflächenbedarf

Bei einer prognostizierten Weltbevölkerung von 9 bis 10 Milliarden Menschen im Jahr 2050 und unverändertem Pro-Kopf-Konsumverhalten (d. h. bei unveränderter Nachfrage nach Tierprodukten) ist zufolge des „World Resources Report“⁴⁰⁹ trotz Einberechnung von Produktionssteigerungen ein zusätzlicher jährlicher Nahrungsmittelbedarf von 7400 Billionen (10¹²) Kilokalorien notwendig (56 Prozent mehr als 2010). Zur Deckung dieser „Ernährungslücke“ wäre eine Agrarflächenenerweiterung von etwa 6 Millionen Quadratkilometern (600 Millionen Hektar) erforderlich – diese „Landlücke“ entspricht in etwa der Fläche von Europa (außer Russland). Die THG-Emissionen aus der Landwirtschaft würden bei diesem Szenario um das Jahr 2050 globale Gesamtemissionen von 15 Gigatonnen CO₂-Äquivalenten verursachen⁴¹⁰ und die globale Emissionsdeckelung zur Erreichung des Temperaturziels nach Art. 2, Abs. 1 des Paris-Abkommens um 11 Gigatonnen überschreiten (hier spricht man von der „THG-Minderungslücke“).

Die weltweite Landnutzung könnte bei unvermindert steigendem Fleischkonsumverhalten im Jahr 2050 dann etwa 75 Prozent der globalen Gesamtemission an THG verursachen.⁴¹¹ Um das

402 SRU 2015.

403 UBA 2017.

404 De Sy et al. 2015.

405 Reichert & Reichardt 2011; WBAE-BMEL 2016.

406 Kliem et al. 2019.

407 Grethe et al. 2011; Duman 2011.

408 Eshel et al. 2014.

409 Searchinger et al. 2019.

410 Searchinger et al. 2019.

411 Searchinger et al. 2019.

1,5-Grad-Ziel zu erreichen, müsste die THG-Minderungslücke aber bis 2050 komplett geschlossen werden. Zusätzlich müssten noch mehrere 100 Millionen Hektar Agrarland von der Lebensmittelproduktion befreit und zur Speicherung von Kohlenstoff aufgeforstet und/oder vernässt werden (Moore, Feuchtgebiete), um verbleibende, unvermeidbare Emissionen aus der Lebensmittelproduktion zu kompensieren.

Die Nachfrage nach Rindfleisch, Milch und Milchprodukten wird aber nach Prognosen des World Resource Instituts bis 2050 sogar noch um 80 bis 90 Prozent steigen und damit die genannten „Lücken“ noch erheblich vergrößern,⁴¹² wenn keine entsprechende Steuerung erfolgt. Die prognostizierte THG-Minderungslücke von 11 Gigatonnen CO₂-Äquivalenten aus der Landnutzung und die Landlücke von ca. 6 Millionen Quadratkilometer können neben noch ungenutzten Produktionssteigerungen auf den bisherigen Flächen nur geschlossen werden, wenn der Fleischkonsum insbesondere von Rindfleisch in den Industrieländern gegenüber dem heutigen Verbrauch annähernd halbiert wird.⁴¹³ Das würde wahrscheinlich auch eine Reduktion um 11 Prozent des Verbrauchs von Regenwasser und 6 Prozent des Verbrauchs von Wasser aus Seen, Flüssen und Grundwasser bewirken und mehrere Millionen Quadratkilometer von Agrarland u. a. für Wiederaufforstung und Graslandbildung als CO₂-Senken freigeben mit Reduktionspotenzialen von 5 bis 10 Gigatonnen CO₂-Äquivalenten pro Jahr.⁴¹⁴

7.9.3 Klimawirkung auf Produktivität

Die Produktivität der Landwirtschaft wird durch Folgen des von ihr mitverursachten Klimawandels global zunehmend beeinträchtigt – etwa durch Dürreperioden, Wasserknappheit und Unwetterereignisse. Es muss deshalb im Interesse der globalen Ernährungssicherheit liegen, den Klimawandel und weitere Verluste der Biodiversität mit ihren Ökosystemdienstleistungen zu verhindern. Extreme Wetterereignisse und Klima-anomalien machen 40 Prozent der globalen Produktionsvariabilität von Weizen aus.⁴¹⁵ Nach Prognosen des US-Landwirtschaftsministeriums könnte der Klimawandel die landwirtschaftliche Produktivität der USA auf das Niveau von 1981 zurückwerfen.⁴¹⁶

7.9.4 Klimawirkung auf Ernährungssicherheit und Gesundheit

Eine globale Analyse dokumentiert direkte negative Auswirkungen der Erhöhung der CO₂-Konzentration auf die menschliche Ernährung.⁴¹⁷ Zum Beispiel reduziert eine erhöhte CO₂-Konzentration in der Atmosphäre den Gehalt an wichtigen Nährstoffen wie Proteinen, Zink und Eisen, insbesondere bei C3-Kulturen (Weizen) und Hülsenfrüchten.⁴¹⁸ Fast 140 Millionen Menschen könnten zukünftig durch den Klimawandel von Zinkmangel bedroht sein, die Mehrheit davon in Afrika und Asien.⁴¹⁹ Die negativen Auswirkungen von CO₂ auf den Proteingehalt von Nutzpflanzen könnten zu einem zusätzlichen Anstieg von 1 bis 2 Prozent der Weltbevölkerung führen, die von Proteinmangel bedroht ist, hauptsächlich auch in Afrika und Asien.⁴²⁰ Eine klimabedingte Mangelversorgung mit Lebensmitteln könnte Unterernährung und Verhungern von etwa 0,5 Milliarden Menschen verursachen.⁴²¹

Der Verlust der Biodiversität und der Klimawandel sind, wie die Ausführungen zeigen, aufs engste miteinander verbunden. Dies ist lange Zeit zu wenig berücksichtigt worden. Einige der angesprochenen Gesichtspunkte bedürfen noch weiterer wissenschaftlicher Vertiefungen. Dennoch sind die wesentlichen Zusammenhänge in der Literatur gut belegt, sodass integrativen Maßnahmen zum Schutz von Klima und Biodiversität eine besondere Bedeutung zukommt.

7.9.5 Klimaschutz durch Verminderung des Fleischkonsums

Die vorstehenden Zusammenhänge und Prognosen zeigen, dass eine Verringerung der Produktion – und damit auch des Konsums – tierischer Lebensmittel (Milch, Fleisch, Eier) und damit einhergehend der Tierbestände eine wichtige Möglichkeit darstellt, um eine Verminderung der THG-Emissionen und der Inanspruchnahme von Landflächen für die Nahrungsmittelproduktion zu erreichen. Es erscheint kaum vorstellbar, dass die Ziele des Pariser Klimaabkommens (Null-THG-Emissionen bis 2050) oder die Aichi-Ziele der Biodiversitätskonvention ohne eine Verringerung des Konsums tierischer Produkte gegenüber dem erwarteten Entwicklungspfad erreicht werden können (Ziele

412 Pelletier & Tydemers 2010.

413 Searchinger et al. 2018.

414 Searchinger et al. 2019.

415 Zampieri et al. 2017.

416 Liang et al. 2017.

417 Watts et al. 2017.

418 Myers et al. 2014.

419 Myers et al. 2015.

420 Medek et al. 2017.

421 Springmann et al. 2016.

7, 8, 12, 14, 15).⁴²² Hierbei ist aber auf die globale Verteilung zu achten: Während in den Industrieländern eine Senkung des Konsums tierischer Produkte vielfältige Vorteile (vor allem auch für die Gesundheit) hätte, wäre ein solches Ziel in den am wenigsten entwickelten Ländern kontraproduktiv. Szenarien einer globalen ausgewogenen Ernährung⁴²³ unterstellen daher Reduktionen in den Industrieländern bei gleichzeitiger Ausweitung des Konsums tierischer Produkte in Regionen mit Mangelernährung, was immer noch eine erhebliche Reduktion des Ressourcenbedarfs gegenüber Trendszenarien ermöglichen würde. Ohne Veränderungen in der Ernährung in Richtung verringerten Konsums tierischer Produkte würden auch wichtige Ziele der Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung (SDG) der Vereinten Nationen absehbarer Weise verfehlt werden,⁴²⁴ wie Ernährungssicherung, gesundes Leben, nachhaltige Wasser- und Sanitärversorgung, nachhaltige Konsum- und Produktionsweisen sowie Bekämpfung des Klimawandels. Es liegt somit auch im Interesse der globalen Ernährungssicherheit, den Klimawandel und den weiteren Biodiversitätsverlust zu verhindern und wichtige Ökosystemleistungen zu erhalten. Ein reduzierter Fleischverbrauch von 0,3 bis 0,6 Kilogramm pro Woche statt derzeit 1 bis 1,5 Kilogramm pro Woche wird auch aus gesundheitlichen Gründen empfohlen, insbesondere zur Verminderung von Krebs- und Herz-Kreislauferkrankungen.⁴²⁵ Springmann et al. prognostizieren bei Befolgung der WHO-Ernährungsrichtlinien eine Abnahme der globalen Mortalität um 10 Prozent und eine Verringerung der durch Nahrungsmittelkonsum verursachten THG-Emissionen um 70 Prozent.⁴²⁶

Um das Ziel eines stark verminderten Fleischverbrauches in den wohlhabenden Nationen mit hohem Fleischverbrauch zu erreichen, sind neben einer im Schulalter bereits notwendigen und flächendeckenden Bildungsoffensive zu gesunder Ernährung auch wirksame Steuerungsinstrumente anzudenken, wie die Aufhebung der Mehrwertsteuerbegünstigung und ggf. eine CO₂-Bepreisung von Fleischprodukten, wobei die Akzeptanz derartiger Maßnahmen durch eine umfassende Strategie gefördert werden kann, die u. a. die Erhöhung des Bewusstseins für Gesundheits- und Umwelt-

vorteile sowie die Schaffung und Förderung entsprechender Angebote und Anreize umfasst (Näheres dazu vgl. unten, Kap. 7.12).

7.9.6 Lebensmittelverluste

Die Welternährungsorganisation (FAO) veröffentlichte 2011 Zahlen zu Lebensmittelabfällen weltweit. Demnach wird weltweit rund ein Drittel der erzeugten Nahrung weggeworfen; das entspricht 1,3 Gigatonnen pro Jahr.⁴²⁷ Eine Studie zu Lebensmittelabfällen in Deutschland zeigte auf, dass jährlich pro Kopf ca. 82 Kilogramm Lebensmittel zu Abfall werden.⁴²⁸ Bei einer 50-prozentigen Reduzierung der Lebensmittelabfälle in privaten Haushalten könnten sechs Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente an THG-Emissionen in Deutschland eingespart und zugleich auch der Flächenverbrauch durch die Landwirtschaft reduziert werden. Vor dem Hintergrund des Leitbildes einer nachhaltigen Ernährung wird das Wegwerfen von Lebensmitteln auch in der breiten Öffentlichkeit als ein ethisches Problem diskutiert.⁴²⁹ Zur Reduzierung der Lebensmittelabfälle ist nicht nur das Verhalten der Verbraucher, sondern auch die gesamte Wertschöpfungskette von Agrarsubventionen, Lebensmittelhandel und niedrigen Lebensmittelpreisen in den Blick zu nehmen.⁴³⁰

7.10 Agrarpolitik

Landwirtschaftliche Produktion in Deutschland ist durch Mechanismen der Marktwirtschaft, rechtliche Regulierungen sowie öffentliche Transferzahlungen gesteuert. Die Produktionsentscheidungen orientieren sich heute weitgehend an internationalen Preisen für die produzierten

Güter und für die zur Produktion benötigten Ressourcen. Die biologische Vielfalt ist ein öffentliches Gut, für das kein Marktwert existiert. Der Schutz der biologischen Vielfalt spielt in einem auf Angebot und Nachfrage konzentrierten Markt allenfalls als Nischenprodukt eine Rolle (wenn etwa bestimmte Bevölkerungsgruppen diese Produkte kaufen, obwohl sie teurer sind) und wird deswegen unter aktuellen marktwirtschaftlichen Bedingungen nicht ausreichend geschützt.⁴³¹

Die Landwirtschaft der EU-Länder erwirtschaftet

422 CBD 2010b.

423 Stehfest et al. 2009; Erb et al. 2016.

424 UN 2015.

425 Etemadi et al. 2017; DGE 2017; Friel et al. 2009; World Cancer Research Fund & American Institute for Cancer Research 2018; USDA 2015; Ndanuko et al. 2019.

426 Springmann et al. 2016.

427 Gustavsson et al. 2011

428 Kranert et al. 2012

429 Eberle & Hayn 2007

430 UBA 2018b

431 Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina et al. 2018.

tet etwa 1,44 Prozent des Bruttoinlandproduktes der EU (in Deutschland 0,7 Prozent) und erhält im Rahmen der Förderung der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) etwa 36 Prozent der gesamten EU-Haushaltsmittel. In der 7-jährigen GAP-Förderperiode von 2014 bis 2020 wurden etwa 400 Milliarden Euro für die Landwirtschaft verausgabt, davon 42 Milliarden Euro (6 Milliarden jährlich) in Deutschland. Rund 60 bis 80 Prozent dieser Mittel (300 Milliarden Euro) wurden als Flächenprämie ausgezahlt (ca. 300 Euro pro Hektar) ohne nennenswerte Leistungen für den Umwelt- und Biodiversitätsschutz (Direktzahlungen, **1. Säule**). Bestimmte Komponenten wie das „Greening“ oder ökologische Vorrangflächen (ÖVF) betreffen Maßnahmen zur Bodenverbesserung, Fruchtwechsel, Erhaltung von Grünland oder, nach (klimaschädlichem) Umbruch, die Neuanlage von Grünland an anderer Stelle (letztere Maßnahme führt zur Kohlenstoffschuld von annähernd 100 Jahren, vgl. oben, Kap. 7.6 und Kap. 6). Diese Maßnahmen können von den landwirtschaftlichen Betrieben leicht eingehalten werden. Besondere Einschränkungen von Dünger- und Pestizideinsatz bestehen nicht, vielerorts nicht einmal in Naturschutzgebieten. Laut einer Studie aus 2008 werden in Deutschland 30 bis 60 Prozent der Direktzahlungen an die Flächeneigentümer weitergegeben.⁴³² Bei hohen Pachtanteilen – in Deutschland liegt dieser Wert bei ca. 60 Prozent – kommen die Zahlungen zu einem großen Teil nicht den aktiven Landwirtinnen und Landwirten (Pächterinnen und Pächter) zugute, sondern direkt und indirekt den Grundeigentümerinnen und Grundeigentümern durch Überwälzung auf Pacht und Bodenpreise,⁴³³ was einer staatlich gezahlten Dividende gleichkommt (Boden als Anlageinvestition).

Die Mittel der **2. Säule** der Agrarförderung fallen mit nur ca. 20 Prozent der gesamten Zahlungen (in Deutschland) deutlich geringer aus. Aus der 2. Säule werden viele gesellschaftlich relevante Leistungen bezahlt. Dazu gehören u. a. der Ökolandbau, Agrar-Umweltprogramme, das Management der Natura-2000-Gebiete und die Regionalvermarktung, aber auch z. B. die Förderung von Jungbäuerinnen und Jungbauern.

Deutschland macht wie viele andere EU-Staaten wenig von der rechtlichen Möglichkeit Gebrauch, bis zu 15 Prozent der Mittel aus dem Direktzahlungstopf (1. Säule) in die 2. Säule zu verschieben, um dadurch den Biodiversitäts- und

Klimaschutz besser finanziell auszustatten. Auch die EU-rechtlich mögliche Kopplung von Zahlungen der 1. Säule an bestimmte biodiversitätsfördernde Produktionsverfahren wird in Deutschland nicht oder unzureichend in Anspruch genommen. So konnten Evaluierungen in Österreich zeigen, dass behirtete Almen, die durch gekoppelte Zahlungen gefördert wurden, einen besseren Zustand hinsichtlich Biodiversität aufweisen.⁴³⁴ Auch Mittel der 1. Säule bieten zum Beispiel die Möglichkeit einer regional abgestimmten Bereitstellung von ÖVF mit Naturbezug (anstatt nur auf Betriebsebene). Der Biodiversitätsschutz in Naturparks, Biosphärenreservaten und anderen Schutzgebieten könnte dadurch fokussiert und verbessert werden. Für die Biodiversität wichtige Flächen sollten über die gesamte Förderperiode als ÖVF bereitgestellt werden, wie beispielsweise brachliegende Flächen, Terrassen, Waldränder, Blühstreifen, ungenutzte oder nur extensiv genutzte Pufferstreifen entlang von Gewässern.⁴³⁵ Auch könnten ÖVF-Mittel die Umwandlung von Acker auf kohlenstoffreichen Böden in Grünland fördern und dadurch einem positiven Beitrag für Biodiversitäts- und Klimaschutz leisten (35 bis 40 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente stammen aus Moorböden in Deutschland, vgl. oben, Kap. 7.6), besonders, wenn aus Mitteln der 2. Säule gleichzeitig der Grundwasserstand angehoben würde.⁴³⁶

Der erhebliche Biodiversitätsrückgang in der Agrarlandschaft zeigt, dass die ökologischen Komponenten der bisherigen EU-Agrarpolitik wenig wirksam sind, um der Biodiversitätskrise entgegenzuwirken. Deshalb erscheint eine grundsätzliche Neuorientierung der EU-Agrarpolitik notwendig, die sich von den Direktzahlungen löst und konsequent den Ansatz verfolgt, öffentliche Mittel für öffentliche Güter (Umweltschutz, sauberes Wasser, Biodiversität) bereitzustellen.

7.11 Fazit

Die Landwirtschaft hat durch Intensivierung und Bewässerung in den letzten Jahrzehnten große Ertragssteigerungen erzielt und dadurch die Ernährungsgrundlage von derzeit 7,7 Milliarden Menschen bereitgestellt, allerdings mit regional großen Ungleichheiten. Gleichzeitig sind Intensivierung der Landwirtschaft und Landnutzungs-

432 Swinnen et al. 2008.

433 Forstner et al. 2012; WBAE-BMEL 2018.

434 Krämer 2017.

435 Schmidt et al. 2014; Pe'er et al. 2016; Krämer 2017.

436 Röder et al. 2015.

wandel die Hauptursachen für die globale Biodiversitätskrise:

- (a) durch großflächige Umwandlung von artenreichen und kohlenstoffreichen Wäldern, Feuchtgebieten, Mooren und Grasländern in zumeist artenarme Agrarlandschaften mit großen Verlusten von Biodiversität und einem Anteil von etwa einem Drittel der bisher von der Menschheit freigesetzten THG;
- (b) durch Eutrophierung von Land- und Süßwassersystemen und Meeren mit Sauerstoffverarmung infolge von Stickstoff- und Phosphateinträgen aus überdüngten Agrarflächen;
- (c) durch flächendeckenden Einsatz von Chemikalien und Pflanzenschutzmitteln;
- (d) durch vielfach nicht nachhaltige Bewässerungstechniken mit Schädigung der Süßwassersysteme und Versalzung und Versteppung von Böden; und
- (e) durch die aktuelle Freisetzung von 23 Prozent der globalen Treibhausgase, die Hälfte davon aus der Tierhaltung und Erzeugung von Fleisch- und Milchprodukten.

Dadurch sind Landwirtschaft und Landnutzungswandel wesentliche Treiber der globalen Biodiversitätskrise und des Klimawandels mit schweren Folgen für alle Ökosysteme der Erde und die Lebensgrundlagen der Menschheit. Eine Hauptursache dieser globalen Probleme liegt in der Erzeugung von Fleisch, Milch und sonstigen Tierprodukten, die etwa 70 Prozent der Agrarflächen der Erde beansprucht, über 10 Prozent der globalen THG verursacht und bei Fortsetzung dieses Trends die Biokapazität des Planeten massiv überfordern wird, mit Folgen für das gesamte Erdsystem.

Um diesen Trends wirkungsvoll entgegenzuwirken, wird eine Transformation der Landwirtschaft in Deutschland, Europa und weltweit erforderlich sein. Dabei sollten Europa und Deutschland eine Vorbild- und Schrittmacherfunktion anstreben.

7.12 Handlungsempfehlungen

1. Senkung von Fleischkonsum und damit der Tierbestände in Deutschland und der EU entsprechend einschlägiger Ernährungsempfehlungen (Kap. 7.9.5 und dadurch (a) Erbringung wichtiger Beiträge zur Erreichung der Pariser Klimaziele bis 2050, (b) Verminderung von biodiversitätsschädlichen Futtermittelimporten, (c) Freistellung von Ackerflächen für die

Versorgung der steigenden Weltbevölkerung mit pflanzlichen Grundnahrungsmitteln und (d) Verminderung schädlicher Ammoniak- und Nitratfreisetzungen).

Empfohlene Lenkungsinstrumente sind (1) eine umfassende Ernährungsbildungsoffensive (Ernährungsempfehlung: 300 bis 600 Gramm Fleisch pro Woche, bis 30 Kilogramm Fleisch pro Kopf im Jahr), (2) Schaffung und Förderung entsprechender Angebote durch Veränderungen der Speisepläne von Schul- und Betriebskantinen, Ausbildung von Köchinnen und Köchen etc., (3) Aufhebung von Steuervergünstigungen für Fleisch und Fleischprodukte und (d) CO₂-Bepreisung oder Emissionshandel von Fleisch- und Milchprodukten (Details der Bepreisung vgl. unten, Anhang Kap. 7).

2. Betriebliche Flächenbindung der Tierhaltung von bis zu zwei Großvieheinheiten pro Hektar mit finanzieller Förderung einer nachhaltigen Weidewirtschaft und Aufbau von Bodenkohlenstoff.
3. Neuorientierung der Gemeinsamen EU Agrarpolitik (GAP) durch schrittweise Abschaffung der Direktzahlungen (bisherige 1. Säule der GAP) und konsequente Verfolgung des Ansatzes, öffentliche Mittel nur für öffentliche Güter bereitzustellen (bisherige 2. Säule der GAP) insbesondere durch Förderung ökologischer Bewirtschaftungsformen mit besonderem Fokus auf Agrarumwelt-, Klima- und Biodiversitätsprogrammen.
4. Schrittweise Transformation der Landwirtschaft mit deutlich weniger Einsatz von Düngemitteln (<50 Kilogramm N_p pro Hektar Stickstoffüberschuss) und Pestiziden; Förderung des integrierten Pflanzenschutzes und Aufbau von Bodenkohlenstoff und -fruchtbarkeit durch Fruchtfolgenwirtschaft und andere Maßnahmen. Lenkung des Pestizideinsatzes durch angemessene Abgabe auf Pestizide und Preisanreize zur Einhaltung der Stickstoffüberschüsse durch Festlegung von Überschuss-Abgaben von 5–10 Euro pro Kilogramm Grenzwertüberschreitung. Verwendung dieser Abgaben für landwirtschaftliche Beratungsangebote, technische Maßnahmen zur Emissionsminderung und biodiversitätsfördernde Maßnahmen in der Agrarlandschaft.
5. Erstellung eines bundeseinheitlichen Düngekatasters auf der Betriebs- und Feld-(Schlag)-Ebene. Einführung von Melde- und Aufzeichnungspflichten der tatsächlich durchgeführten Düngung (Hof- und Feld-Stall-Bilanzierung).

Strikte Ausrichtung der Düngeverordnungen an den nährstoffbezogenen Schutzziele der EU-Nitrat-Richtlinie vom 12.12.1991⁴³⁷ und der EU-Wasserrahmenrichtlinie vom 23.10.2000.⁴³⁸ Einführung einer Bundes-(EU)-einheitlichen Methodik zur Ermittlung des Phosphatdüngedarfs.

6. Schrittweiser Abbau der Subventionen für Bioenergie aus Biomasse von Agrarflächen und Beendigung der Agrodiesel-Importe aus Palmoil bis 2023.
7. Implementierung auf 15 Prozent bis 20 Prozent der Agrarflächen Deutschlands (Flächengröße entspricht der heute mit Energiepflanzen bestellten Fläche) einer an den Biodiversitätszielen ausgerichteten, extensiveren Landbewirtschaftung. Die Ertragsausfall- (Opportunitäts-) und Aufwandskosten von durchschnittlich etwa 650 Euro pro Hektar und Jahr müssten finanziell bzw. strukturell durch Kumulierung von ökologischen Vorrangflächen, EU-Strukturfonds, Vertragsnaturschutz und Kulturlandschaftsprogrammen bereitgestellt werden (s. Kap. 11.7.1).⁴³⁹
8. Wiedervernässung von ca. 1 bis 1,5 Millionen Hektar entwässerter Moorflächen in Deutschland über einen Zeitraum von 20 Jahren. Dadurch Verminderung von jährlich bis zu 30 Millionen Tonnen THG und Förderung der stark bedrohten Feuchtgebiets- und Moorbiodiversität.
9. Lenkungsmaßnahmen gegen Verluste und Verschwendung von Nahrungsmitteln durch Bilanzierungspflicht des Lebensmittelhandels und ggf. durch Instrumente der Bepreisung.
10. Finanzielle Förderung und flächendeckende beratende Unterstützung von dezentralen, kleinbäuerlichen Versorgungsstrukturen in den Entwicklungsländern.
11. Maßnahmen zur sozial verträglichen Steuerung des Exports subventionierter Agrarprodukte in Entwicklungsländer.
12. Züchtung und Selektion (einschließlich Verfahren des Genome Editing) von Sorten mit verbesserter Schädlingsresistenz, klimatischer Stresstoleranz, geringerer Wasserbedürftigkeit und Salztoleranz.

Anhang zu Kapitel 7

Lösungsvorschläge für eine Verminderung des Fleischkonsums durch Bepreisung

Aufhebung der Mehrwertsteuervergünstigung

Der Handlungsbedarf zur Eindämmung des überhöhten Fleischverbrauchs in den Industrieländern ist nicht nur aus Gründen der Gesundheitsvorsorge, sondern auch zur Verringerung der Emission von Treibhausgasen dringlich. Zur Erreichung des 1,5-Grad-Klimaziels müssen bis 2050 die globalen THG-Emissionen aus allen Sektoren auf ein Nullniveau geführt werden. Ein besonders hohes THG-Reduktionspotenzial besteht in der Fleischerzeugung, die für die Emission von ca. 60 Prozent der agrarischen THG (14,5 Prozent der globalen THG) verantwortlich ist (vgl. oben, Kap. 7.9.1). Das spiegelt sich auch direkt im Lebensmittelkonsum wider: Die Ernährung in Deutschland verursachte im Jahr 2006 ca. 25 Prozent der THG-Emissionen (pro Kopf 2,3 Tonnen CO₂-Äquivalente pro Jahr). Von diesen wurden 66 Prozent durch den Verbrauch tierischer Produkte (ca. 60 Prozent Fleisch, 40 Prozent Milch), 21 Prozent durch pflanzliche Produkte und 13 Prozent durch Getränke verursacht.⁴⁴⁰ Alle Maßnahmen zum Abbau dieser THG-Emissionen müssen deshalb primär am Konsum von Tierprodukten ansetzen, insbesondere von Rinderprodukten. Deshalb könnte als ein erster Schritt mit Lenkungswirkung in Deutschland bei der allgemeinen Umsatzsteuer (Mehrwertsteuer) für tierische Produkte der Regelsteuersatz (19 Prozent) und nicht der reduzierte Satz (7 Prozent) angewendet werden. Die Steuereinnahmen könnten zum Sozialausgleich, Biodiversitätsschutz und zur Förderung von technischen Maßnahmen einer emissionsärmeren Tierhaltung eingesetzt werden (THG-Reduktionen bis 15 bis 20 Prozent eingeschätzt u. a. durch veränderte Futtermittel).⁴⁴¹ Produkte aus dem Ökolandbau könnten weiterhin steuerbegünstigt bleiben, um Anreize zu setzen, dass das staatliche 20-Prozent-Flächenziel des Ökolandbaus bis 2030 erreicht wird. Die für Biodiversität und Kohlenstoffspeicherung förderliche Weidetierhaltung sollte durch EU-Agrarmittel finanziell gestützt werden.

CO₂-Bepreisung von Fleisch Falls sich die Aufhebung der Mehrwertsteuervergünstigung als nicht ausreichend erweist, sollte zusätzlich zu Maßnahmen einer Ernährungsbildungsoffensive eine CO₂-Bepreisung von Fleisch- und Milchprodukten

437 Vgl. unter: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/1991/676/oj> (zuletzt abgerufen: 27. Februar 2020).

438 Vgl. unter: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:32000L0060&from=EN> (zuletzt abgerufen: 27. Februar 2020).

439 Hampicke 2014.

440 WBAE-BMEL 2016.

441 Hedenus et al. 2015; WBAE-BMEL 2016.

in Erwägung gezogen werden.⁴⁴² Die Bepreisung sollte an die tierspezifischen THG-Emissionen gekoppelt werden und eine mengenmäßige Verknappung der Emissionen bewirken. Eine Bepreisung von Tierprodukten mit 60 Euro pro Tonne CO₂-Äquivalent würde nach Prognosen von Wirsenius et al. zu einer Verteuerung von Rindfleisch um 12 Prozent, von Milch um 9 Prozent und von Schweine- und Geflügelfleisch um 4 bis 5 Prozent führen und insgesamt eine Reduktion von 32 Megatonnen THG bewirken können (dies entspricht 7 Prozent der THG-Emissionen der EU).⁴⁴³ Eine globale Bepreisung von Tierprodukten mit einem Preis von 100 US-Dollar pro Tonne CO₂-Äquivalent könnte zu einer jährlichen Einsparung von 1,8 Gigatonnen CO₂-Äquivalenten führen⁴⁴⁴ und große Flächen an Land für pflanzliche Nahrungsmittel, aber auch für Aufforstungen und Renaturierungen freigeben.

Für die THG-Bepreisung kommen im Prinzip Steuern oder Zertifikatelösungen infrage. Beide Instrumente weisen in die gleiche Richtung, indem sie auf eine Bepreisung von Tierprodukten abzielen. Sie gehen jedoch unterschiedliche Wege und sind vom Ausgangspunkt und vom Design her sehr unterschiedlich zu konzipieren. Bei der Steuer- bzw. Abgabensystem wird ein Steuersatz (der „Preis“) festgelegt, und die Menge an Tierprodukten ergibt sich als Folge aus den Anpassungsreaktionen der betroffenen Akteure (z. B. Schlachthöfe oder Importeure, vgl. unten), inwieweit sie weniger Tierprodukte in Verkehr bringen oder es vorziehen, die Steuer zu entrichten. Die Gesamtmenge an in Verkehr gebrachten Tierprodukten ergibt sich erst im Zeitablauf und kann bei einem Bepreisungssystem nicht exakt vorausgesehen werden.

Bei einer **Zertifikatelösung** wird demgegenüber die gesamte zulässige Menge an Tierprodukten vorweg festgelegt (man könnte sich an obigen Mengenzielen orientieren), und der Preis ergibt sich danach aus Angebot und Nachfrage nach Zertifikaten, die der Inverkehrbringer aufweisen muss, um die entsprechende Menge an Tierprodukten in den Handel bringen zu dürfen (die Zertifikate müssen also stets die in Verkehr gebrachten Mengen abdecken, bei fehlenden Zertifikaten muss hinzugekauft werden, bei überschüssigen Zertifikaten könne welche verkauft werden). Die Gesamtmengenreduktion wird durch die Deckelung also sicher erreicht.

Die EU-rechtliche Grundlage für einen möglichen **Emissionshandel** bietet Art. 24 der neuen EU-Emissionshandelsrichtlinie, der die Mitgliedstaaten ermächtigt, auch nicht in deren Anhang I aufgeführte Tätigkeiten und Treibhausgase in den Emissionshandel einzubeziehen. Dazu könnten auch klimaschädliche Tätigkeiten im Bereich der Landnutzung gehören. Art. 24a der Richtlinie ermöglicht ergänzend die Vergabe von Zertifikaten oder Gutschriften durch einen Mitgliedstaat oder die EU in Bezug auf nationale Projekte, die Minderungen von THG bewirken, welche nicht vom bisherigen Emissionshandelssystem erfasst sind.⁴⁴⁵ Ein Emissionshandel auf Tierprodukte würde besonders wirksam auf EU-Ebene sein. Die EU-rechtliche Grundlage für eine Mengensteuerung bildet Art. 192 AEUV, wonach gemäß ordentlichem Gesetzgebungsverfahren im Ministerrat entsprechende Gesetze mit qualifizierter Mehrheit auf den Weg gebracht werden können. Bei gleichzeitigem Grenzausgleich, d. h. der Erhebung des in der EU (bzw. notfalls des auf nationalstaatlicher Ebene) üblichen Zertifikatspreises beim Import der Produkte (bzw. der Erstattung der Zertifikatspreise beim Export), würden zudem keine Wettbewerbsnachteile entstehen und potenzielle räumliche Verlagerungseffekte vermieden. Dies wäre auch welthandelsrechtlich zulässig nach Art. II, III, XX GATT.⁴⁴⁶

Bei einem solchen Zertifikatehandel erfolgt die Verteuerung der Tierprodukte dadurch, dass die Zertifikatspreise auf die jeweiligen Produkte aufgeschlagen und an die Konsumenten weitergegeben werden. Eine CO₂-Bepreisung von Fleischprodukten wird somit durch Preissteigerung zu der gewünschten Abnahme des Fleischkonsums gemäß den vorgegebenen Gesamt-Tierproduktmengen führen (vgl. oben) bzw. eine Verlagerung des Konsums von THG-intensiven und teureren Rinderprodukten auf weniger emissionsintensive Tierprodukte von Schweinen und Geflügel oder ernährungsphysiologisch gleichwertige Eiweißprodukte aus pflanzlichen Quellen bewirken.

Als Unternehmen, die einem solchen Zertifikatehandel unterliegen, bieten sich aufgrund ihrer überschaubaren Anzahl und damit vertretbarem Verwaltungs- und Kontrollaufwand (geringe Transaktionskosten) die tierverarbeitenden Betriebe an, insbesondere Schlachthöfe (Zertifikate auf das Schlachtgewicht) und Molkeereien, oder aber Erstabnehmer der Produkte (z. B.

442 Vgl. auch Herrero et al. 2016; Wirsenius et al. 2010; Ethikrat Dänemark 2016 <http://www.etiskraad.dk/english/publications/climate-damaging-foodsWBAE>; BMEL 2016; Stachow et al. 2011.

443 Wirsenius et al. 2010.

444 Herrero et al. 2016.

445 Details in Stachow et al. 2011.

446 Ekardt 2019.

Lebensmittelgroßhandel). Importe tierischer Produkte wären dadurch ebenfalls einbezogen.

Die Bepreisung (Zertifikatehandel) erfordert Gleichbehandlung aller Quellen und sollte ohne Ausnahmeregelungen auf alle tierischen Produkte unabhängig von ihrer Quelle erhoben werden. Die Festlegung einer Deckelung der Zertifikate könnte als Steuerungsinstrument der Gesamtemission aus der Tierhaltung und damit zur Regelung der Tierbestände eingesetzt werden. Zusätzliche Maßnahmen könnten eine ökologisch schädliche regionale Konzentration von Tierbeständen durch betriebliche Flächenbindung der Tierbestände regulieren. Detailregelungen müssen u. a. die Erreichung des 20-Prozent-Flächenziels durch Ökolandbau berücksichtigen. Der Ökolandbau wäre zur Wahrung eines einheitlichen Zertifikatemarktes in ein solches System einzubeziehen. Er ist jedoch auf Wirtschaftsdünger der Tierhaltung angewiesen, weil Kunstdünger unzulässig sind. Gezielte Förderprogramme des Ökolandbaus und einer an die Betriebsfläche gebundenen, biodiversitätsfördernden Weidewirtschaft, die auch den Bodenkohlenstoff aufbaut, sind daher über andere Instrumente anzustreben.

8 Biodiversität und Klimawandel

8.1 Wechselwirkungen zwischen Klima, Biodiversität und Ökosystemfunktionen

Unterschiedliche Arten haben sich in bestimmten Gebieten entwickelt und sind an die spezifischen Umweltbedingungen ihres jeweiligen Habitats angepasst. Daher sind sie nicht gleichmäßig über den Globus oder in ihrem Verbreitungsgebiet verteilt. Es gibt starke Breiten- und Höhengradienten der Biodiversität, aber auch große Unterschiede im Auftreten von Arten entlang von Produktivitätsgradienten, Gradienten von Bodeneigenschaften oder anderen abiotischen Faktoren.⁴⁴⁷ Das Klima beeinflusst diese Gradienten sowohl auf globaler als auch auf regionaler und lokaler Ebene stark. So nimmt beispielsweise die Zahl der Pflanzenarten vom Äquator bis zu den Polen und vom Flachland bis zu hochalpinen Regionen ab. Es existieren mehrere Hypothesen, welche die hohe Pflanzenvielfalt in den Tropen und die geringer werdende Vielfalt in Richtung höherer Breitengrade erklären.⁴⁴⁸ Das Klima spielt hierfür in jedem Fall eine wichtige Rolle. Klimatische Faktoren wie die mittlere Jahrestemperatur, die jährliche Sonneneinstrahlung und jährliche Niederschläge sowie die Verdunstung stehen in einem positiven Zusammenhang mit dem Reichtum der Pflanzenarten. Klimatische Faktoren beeinflussen das Überleben der Pflanzen zum Zeitpunkt der Keimung und während der weiteren Entwicklung. Das Vorhandensein ausreichender Niederschläge in diesen Phasen ist scheinbar ausschlaggebend: Je geringer die Anzahl der Tage mit günstigen Bedingungen für das Pflanzenwachstum ist, desto größer sind die Einschränkungen für das Wachstum und desto geringer die Artenvielfalt in der entsprechenden Region. Ähnlich große räumliche Gradienten wurden außer für Pflanzen auch für andere Organismengruppen sowie für terrestrische, Süßwasser- und marine Ökosysteme beschrieben. Auch hierbei spielen energieabhän-

gige – und somit klimaabhängige – Prozesse eine maßgebliche Rolle, um diese räumlichen Muster der Biodiversität zu erklären.⁴⁴⁹ Angesichts des großen Einflusses des Klimas auf die Vielfalt und geografische Verteilung der Arten ist es offensichtlich, dass Veränderungen des Klimas letztendlich zu Veränderungen der Biodiversität führen.

Ökosystemfunktionen, d. h. die Energie- und Stoffflüsse innerhalb eines Ökosystems, werden stark durch abiotische und biotische Bedingungen gesteuert. So ist beispielsweise die Nettoprimärproduktion (NPP) nicht nur durch die Verfügbarkeit von Wasser und Temperaturen für Fotosynthese und Atmung beschränkt, sondern wird auch durch die Präsenz von Pflanzenfressern beeinflusst.⁴⁵⁰ Ökosystemfunktionen werden gleichzeitig auch durch die Biodiversität selbst beeinflusst. So steigt beispielsweise die Biomasseproduktion in aquatischen Ökosystemen, Grasländern oder Wäldern im Allgemeinen mit der Anzahl der Primärproduzenten.⁴⁵¹ Durch Rückkopplungen zwischen Biodiversität, Ökosystemfunktionen, der Erbringung von Ökosystemleistungen und menschlichen Aktivitäten können Veränderungen der Biodiversität letztlich auch zu Veränderungen des Klimasystems führen.

8.2 Manifestierung des Klimawandels

Während Landnutzungsänderungen und Fischerei bisher die Haupttreiber für den Verlust der biologischen Vielfalt und die Veränderungen der Ökosystemprozesse in terrestrischen, aquatischen und Meeresökosystemen waren,⁴⁵² wird zunehmend auch der Klimawandel zu einem zusätzlichen Faktor.⁴⁵³ In vielen Zukunftsszenarien der Auswirkungen des globalen Wandels auf die Biodiversität und

447 Heywood & Watson 1995.

448 Vgl. Übersichten von z. B. Hillebrand 2004; Clarke & Gaston 2006.

449 Allen et al. 2002; Hillebrand 2004.

450 Chapin et al. 2002.

451 Cardinale et al. 2011; Tilman et al. 2014.

452 Newbold et al. 2015; Newbold et al. 2016; IPBES 2019.

453 Burrows et al. 2011; Settele et al. 2014; IPBES 2019.

die Ökosystemfunktionen wird der Klimawandel zunehmend sichtbar, während Land- und Meeresnutzung, Umweltverschmutzung und invasive gebietsfremde Arten wichtige Treiber des Wandels bleiben. Im Vergleich zum Ende des 19. Jahrhunderts sind die globalen Durchschnittstemperaturen um ca. 0,9 Grad Celsius und die Durchschnittstemperaturen über Land um 1,4 Grad Celsius gestiegen.⁴⁵⁴ Neben der unterschiedlichen Land- und Meereserwärmung bestehen große regionale Unterschiede. Regionen der nördlichen Breiten weisen beispielsweise besonders hohe Erwärmungsraten auf. In Deutschland ist die mittlere Jahrestemperatur zwischen 1881 und 2018 um 1,5 Grad Celsius gestiegen, mit dem stärksten Anstieg in den wärmsten Gebieten Südwestdeutschlands.⁴⁵⁵ Extreme Dürre- und Temperaturereignisse treten häufiger auf mit einer Tendenz zu trockeneren Sommern und feuchteren Wintern.⁴⁵⁶ Schwerpunkte sind hier vor allem der Südwesten und der Nordosten Deutschlands. Gemittelt über ganz Europa ergibt sich für den Zeitraum 1950 bis 2006 keine signifikante Veränderung des Jahresniederschlages.⁴⁵⁷ Über Deutschland gemittelt stieg der Jahresniederschlag im Zeitraum 1961 bis 2014 allerdings um 10,2 Prozent an; im Winter nahmen die Mengen um 26 Prozent zu, im Sommer dagegen um 0,6 Prozent ab.⁴⁵⁸ Die regionalen Unterschiede in den Niederschlagstrends sind auch innerhalb Deutschlands erheblich: Nach Schönwiese und Janoschitz verzeichneten weite Regionen Mitteldeutschlands im Zeitraum 1901 bis 2000 Rückgänge des Sommerniederschlags um bis zu 20 Millimeter (in Sachsen bis über 60 Millimeter), während Nordrhein-Westfalen und große Teile Bayerns eine geringe Zunahme der Sommerregelmengen erfuhren.⁴⁵⁹

Da die CO₂-Emissionen in die Atmosphäre ungebremst weiter steigen,⁴⁶⁰ gibt es derzeit keine Anzeichen dafür, dass die Ziele des Pariser Abkommens von 2015 eingehalten werden können (wie in Artikel 2 des Abkommens dargelegt): Die Erhöhung der globalen Durchschnittstemperatur auf deutlich unter 2 Grad Celsius über dem vorindustriellen Niveau zu halten und die Bemühungen fortzusetzen, den Temperaturanstieg auf 1,5 Grad Celsius über dem vorindustriellen Niveau zu begrenzen.

8.3 Allgemeine Einflüsse des Klimawandels auf Biodiversität und Ökosystemfunktionen

Der Klimawandel beeinflusst generell die Physiologie von Arten und ihre Toleranz gegenüber Hitze oder Dürre. Zudem verändert er ihr Verhalten, die Phänologie, die Lebensräume und die Artenvielfalt. Zusätzlich wirkt sich der Klimawandel auch auf die biotischen Wechselwirkungen aus.⁴⁶¹ In einer kürzlich veröffentlichten Übersichtsarbeit über das zukünftige globale Aussterberisiko schätzte Urban, dass bei einer mittleren globalen Erwärmung von 2 Grad Celsius das Aussterberisiko von derzeit 2,8 Prozent auf 5,2 Prozent steigen wird.⁴⁶² In einem Szenario, in dem hohe THG-Emissionen zu einer mittleren globalen Erwärmung von mehr als 4 Grad Celsius führen, würde das Aussterberisiko dieser Arbeit zufolge auf 16 Prozent steigen. Es wird zudem erwartet, dass neuartige Artengemeinschaften entstehen, in denen Arten in historisch bisher unbekannten Kombinationen zusammenkommen. Schätzungen des Aussterberisikos basierend auf der Extrapolation früherer beobachteter Trends zeigen sogar stärkere Auswirkungen auf die Biodiversität als die Schätzungen auf der Grundlage von Modellprojektionen.⁴⁶³ Vorhergesagte zukünftige Änderungen in der Artenverbreitung, dem Aussterberisiko und der Diversität der Artengemeinschaften können von Modellen unterschätzt oder überschätzt werden, wenn diese nicht explizit Domino-Effekte durch Wechselwirkungen zwischen den Arten berücksichtigen, d. h., der Verlust einer Art könnte den Verlust anderer Arten auslösen.⁴⁶⁴ Daher erscheint es plausibel, dass der Klimawandel zu einem wichtigen Treiber für Veränderungen in der Biodiversität werden kann, ähnlich wie Landnutzungsänderungen, Übernutzung und direkte Zerstörung von Lebensräumen.⁴⁶⁵

8.4 Klimawandel und Terrestrische Ökosysteme

Wachstumsperioden und die natürlichen Grenzen der Biome verschieben sich als Reaktion auf Klimaerwärmung oder auf Veränderungen der

454 IPBES 2019.

455 UBA 2019b.

456 Leuschner & Schipka 2004; Gernstengarbe & Werner 2009.

457 Haylock et al. 2008.

458 Kaspar & Mächel 2017.

459 Schönwiese & Janoschitz 2008.

460 Le Quéré et al. 2018.

461 Essl & Rabitsch 2013; Mosbrugger et al. 2014.

462 Urban 2015.

463 Maclean & Wilson 2011.

464 Bellard et al. 2012; Schleuning et al. 2016.

465 Leuschner & Schipka 2004; vgl. aber auch Maxwell et al. 2016; IPBES 2019.

Niederschläge bereits heute. Diese Veränderungen sind auch für die Zukunft vorhergesagt, insbesondere in Szenarien, die von einer besonders hohen Erwärmung ausgehen.⁴⁶⁶ Bereits bei relativ geringen Temperaturanstiegen (< 2 Grad Celsius über dem vorindustriellen Niveau) betragen die prognostizierten Flächenverluste der terrestrischen Ökosysteme zwischen 2 und 47 Prozent,⁴⁶⁷ wobei starke Auswirkungen für Tundra, Tropenwald und Savannenregionen prognostiziert wurden.⁴⁶⁸ Es wird erwartet, dass der Klimawandel die derzeitige terrestrische CO₂-Senke verringern und damit die globale Erwärmung beschleunigen wird, obwohl die Nettoeffekte sehr unsicher sind, wenn die Auswirkungen von CO₂ auf die Kohlenstoffaufnahme an Land berücksichtigt werden.⁴⁶⁹

Klimatische Veränderungen könnten positive Auswirkungen auf einzelne Arten haben, wenn ein verändertes Klima beispielsweise mehr Ressourcen für die Fortpflanzung und Verbreitung der Arten bereitstellen kann. Es wurde jedoch prognostiziert, dass die mittlere Artenhäufigkeit über alle Taxa hinweg abnimmt, und das Aussterberisiko und auch das lokale Verschwinden von Arten zunehmen.⁴⁷⁰ Eine aktuelle Bewertung der potenziellen Auswirkungen des Klimawandels auf mehr als 115 000 Pflanzen-, Insekten- und Wirbeltierarten weltweit schätzte, dass bei einer mittleren Erwärmung von 1,5 Grad Celsius nur halb so viele Arten einen geografischen Verbreitungsverlust von über 50 Prozent erleiden würden, verglichen mit einer Erwärmung von 2 Grad Celsius.⁴⁷¹ Diese Arbeit bestätigt frühere Studien.⁴⁷² Der Klimawandel wird sich auch auf die Zentren mit hoher Biodiversität (Hotspots) auswirken. Zwei Klimaszenarien zeigten für die Zeit Ende des 21. Jahrhunderts einen negativen Einfluss auf durchschnittlich 25 Prozent der endemischen Arten in den Hotspots. Die größten Auswirkungen werden hierbei für die Tropen und Inseln prognostiziert.⁴⁷³ Der Klimawandel kann auch mit anderen Treibern des globalen Wandels interagieren und die biologische Vielfalt bedrohen. So hat sich beispielsweise die erfolgreiche Etablierung bestimmter invasiver Arten mit der Klimaer-

wärmung erhöht,⁴⁷⁴ was sich wiederum negativ auf die native Biodiversität auswirken kann.

8.5 Klimawandel und Süßwassersysteme

Als Auswirkungen des Klimawandels auf Süßwassersysteme wurden bisher Verschiebungen der räumlichen Verteilung der Organismen (Areale) als Reaktion auf eine Erwärmung oder lokales Aussterben an den warmen Arealgrenzen als Reaktion auf Verkleinerungen des Verbreitungsgebietes beobachtet.⁴⁷⁵ Während die meisten Arten in tropischen Süßwassersystemen bei ausreichenden Niederschlägen und Wassermengen wärmere Bedingungen vertragen dürften, werden Änderungen der Wassertemperatur voraussichtlich zu einem lokalen oder regionalen Aussterben von Populationen von Kaltwasserarten aufgrund des schrumpfenden Verbreitungsgebietes führen. Insbesondere in Szenarien mit einer stärkeren Erwärmung wird dies vorhergesagt.⁴⁷⁶ Für die semiariden oder mediterranen Regionen wird prognostiziert, dass zukünftig die Wasserverfügbarkeit stark reduziert ist (aufgrund des Klimawandels, aber auch aufgrund erhöhter anthropogener Wasserentnahme), was zu einem Aussterben von Süßwasserorganismen aller Art führen wird. Dies wird sich aufgrund des hohen Endemiegrades in diesen Regionen auch in globalen Nettoverlusten an biologischer Vielfalt niederschlagen.⁴⁷⁷ Änderungen der Schnee- und Gletscherschmelzregime, einschließlich des Verschwindens von Gletschern, wurden bereits beobachtet⁴⁷⁸ und werden voraussichtlich auch in Zukunft anhalten. Die geringere Wasserverfügbarkeit wird sich auch hier negativ auf die Biodiversität auswirken.

8.6 Klimawandel und marine Ökosysteme

Aufgrund von Modellrechnungen wird ein Rückgang der globalen mittleren Nettoprimärproduktion marinen Phytoplanktons bis 2100 unter allen Erwärmungsszenarien vorausgesagt. Dies wird sich

466 Gonzalez et al. 2010; Davies-Barnard et al. 2015; Zhu et al. 2016.

467 Warren et al. 2011.

468 Ostberg et al. 2013; Warszawski et al. 2013.

469 Arneth et al. 2010; Ciais et al. 2013.

470 Pereira et al. 2010; Bellard et al. 2012.

471 Warren et al. 2018.

472 Warren et al. 2013.

473 Bellard et al. 2014.

474 Walther et al. 2002; Bellard et al. 2013.

475 Comte et al. 2013; Wiens 2016.

476 Comte & Olden 2017.

477 Jaeger et al. 2014.

478 Leadley et al. 2014.

auf marine Nahrungsnetze auswirken.⁴⁷⁹ Es wird erwartet, dass die Auswirkungen der Erwärmung der Ozeane geografisch unterschiedlich sein werden, da viele Fischpopulationen sich in Richtung der Pole bewegen werden (vgl. Kap. 3.5). Es ist demnach insbesondere in den tropischen Meeren und den halb-geschlossenen Meeren mit dem Aussterben lokaler Arten zu rechnen.⁴⁸⁰ Es wird erwartet, dass sich Fische in gemäßigten Breitengraden, in denen die Saisonalität stark ist, besser an ein sich änderndes Klima anpassen können als beispielsweise polare stenotherme Arten.⁴⁸¹ Tropische Arten haben hingegen eher schmale Wärmefenster und bewohnen ohnehin das wärmste Wasser, befinden sich also damit bereits in der Nähe physiologischer Toleranzgrenzen, die ihre Anpassungsfähigkeit verringern.⁴⁸² Modelle prognostizieren, dass mit der Erwärmung der Ozeane die mittlere Größe der Fische abnehmen wird. Beobachtungen belegen diese Entwicklung bereits.⁴⁸³

Korallenriffe werden voraussichtlich häufiger extremen Erwärmungsereignissen ausgesetzt sein und die Regenerationszeiten zwischen den Ereignissen werden dementsprechend abnehmen. Bei einer globalen Erwärmung von 1,5 Grad Celsius muss von einem Rückgang der Korallenriffe von 70 bis 90 Prozent und bei 2 Grad Celsius Erwärmung von einem Rückgang von 99 Prozent ausgegangen werden.⁴⁸⁴ Es wird außerdem erwartet, dass die Erwärmung auch Auswirkungen auf luftatmende Meeresarten haben wird, wie Meeressäuger, Schildkröten und Seevögel. Alle Meeresschildkrötenarten werden in allen Lebensstadien von Klimaänderungen betroffen sein.⁴⁸⁵ Bereits in den letzten Jahrzehnten wurden bei einigen Populationen von Meeresschildkröten räumliche Veränderungen der Eiablageplätze und eine Verschiebung der Fortpflanzungsphänologie beobachtet, die auf den Klimawandel zurückzuführen sind.⁴⁸⁶ Für Vögel wie Albatrosse und Sturmvögel wird eine Verschiebung der Futtergebiete in Richtung der Pole prognostiziert, verbunden mit Gebietsverkleinerungen von bis zu 70 Prozent bis zum Jahr 2050 für Wander- und Graukopfalbatrosse.⁴⁸⁷ Es wird erwartet,

dass das Schmelzen von arktischem Meereis in einigen Erwärmungsszenarien bis Mitte des Jahrhunderts neue Risiken für polare Meeressäugerarten mit sich bringt.⁴⁸⁸ Entlang der Küstenlinien wird erwartet, dass die Zunahme extremer klimatischer Ereignisse, der Anstieg des Meeresspiegels und die Entwicklung der Infrastruktur zu einer zunehmenden Fragmentierung und zum Verlust von Lebensräumen führen werden.⁴⁸⁹

8.7 Effekte des CO₂-Anstiegs auf die Vegetation

Der Klimawandel und die Veränderung des CO₂-Spiegels in der Atmosphäre werden die Ökosystemfunktionen terrestrischer Ökosysteme und die Lebensraumstrukturen stark beeinflussen, wobei die relative Bedeutung dieser Faktoren je nach Biom oder Region unterschiedlich ist. Die Zunahme der atmosphärischen CO₂-Konzentrationen, des Haupttreibers des Klimawandels, erhöht die relative Konkurrenzfähigkeit von Pflanzen mit C3-Fotosynthese. Jüngste Analysen führen die in vielen Regionen beobachteten Trends stärkeren Pflanzenwachstums und die Ausbreitung von (C3-) Sträuchern in C4-dominiertem Grasland teilweise auf CO₂-Düngungseffekte zurück (zusätzlich zur Landnutzungsänderung).⁴⁹⁰ Die gemeinsamen Auswirkungen von Klimawandel und CO₂-Konzentration auf die globale Kohlenstoffaufnahme sind höchst ungewiss. Die Modellstudien zeigen höchst inkonsistente Ergebnisse in Bezug auf die Rate oder die Richtung der Landkohlenstoffspeicherung und entsprechender Stoffflüsse zukünftiger Ökosysteme.⁴⁹¹ Die Auswirkungen auf die Biodiversität sind unklar: Während ein Anstieg der Waldvegetation in grasdominierten Regionen die graslandbedingte Biodiversität verringern dürfte,⁴⁹² dürften sich mittlere Waldbedeckungsgrade in manchen Fällen positiv auf Ökosystemfunktionen, wie Kohlenstoffspeicherung oder Reduzierung der Bodenerosion, und auf die Pflanzen- und Tierartendiversität auswirken.⁴⁹³

479 Bopp et al. 2013.

480 Pörtner et al. 2014; Jones & Cheung 2015.

481 Pörtner et al. 2014.

482 Storch et al. 2014.

483 Daufresne et al. 2009; Cheung et al. 2013; Lefort et al. 2015.

484 Heron et al. 2017; IPBES 2019.

485 Fuentes et al. 2011; Hawkes et al. 2009.

486 Pikesley et al. 2013.

487 Krüger et al. 2018.

488 Wassmann et al. 2011.

489 IPBES 2019.

490 Donohue et al. 2013; Schimel et al. 2015; Stevens et al. 2016.

491 Ciais et al. 2013.

492 Barbosa da Silva et al. 2016.

493 Eldridge & Soliveres 2014; Soliveres et al. 2014.

8.8 CO₂-Anstieg und Ozeanversauerung

Im Zuge einer stärkeren Lösung von CO₂ im Meerwasser wird verstärkt eine Ozeanversauerung stattfinden, die marine Organismen beeinträchtigen wird und insbesondere für marine Kalkbildner eine bedeutende Bedrohung darstellt (vgl. Kap. 3.5). Die Auswirkungen der Ozeanversauerung werden am schnellsten in der Arktis und Antarktis auftreten, da niedrige Wassertemperaturen den Sättigungszustand beeinflussen. Die Auswirkungen der Versauerung werden zudem nicht einheitlich sein: Sie können für einige Arten positiv sein, andere Arten können hierdurch vom Aussterben bedroht sein. Außerdem kann die Versauerung zu einer Veränderung der Häufigkeit verschiedener Fischarten mit potenziellen Auswirkungen auf die Lebensgrundlagen lokaler menschlicher Gemeinschaften beitragen.⁴⁹⁴ Die Versauerung kann auch die Größe und Habitatkomplexität von Korallenriffen und der Biodiversität, die sie beherbergen können, verändern. Eine Senkung des pH-Wertes um 0,4 Einheiten (die in Szenarien mit hohen CO₂-Emissionen erwartet wird) würde zu einem Komplexitätsverlust des Korallenlebensraums von 50 Prozent führen, was sowohl für Fische als auch für Wirbellose einen Rückgang des Artenreichtums um 30 Prozent zur Folge hätte.⁴⁹⁵ Andere Arbeiten legen nahe, dass zusätzlich zur Versauerung negative Reaktionen im Wachstum einiger Phytoplanktonarten auf einen erhöhten Kohlendioxidpartialdruck größer sein können als die Effekte der Erwärmung und der reduzierten Nährstoffversorgung.⁴⁹⁶

8.9 Auswirkungen von Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel an Land

Die negativen Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität werden voraussichtlich mit zunehmender Erwärmung stärker werden. Eine Begrenzung der globalen Erwärmung auf deutlich unter 2 Grad Celsius hätte daher viele Vorteile für die Biodiversität und für die Ökosystemfunktionen. Es ist jedoch zu erwarten, dass einige groß angelegte landbasierte Anpassungsmaßnahmen zur Erreichung dieses Ziels auch erhebliche Auswirkungen auf die biologische Vielfalt haben wer-

den. Die meisten globalen Zukunftsszenarien, die auf eine globale Erwärmung von maximal 2 Grad Celsius abzielen, basieren auf Bioenergie (BE; ohne oder mit CO₂-Abscheidung und -Speicherung, BECCS) oder Aufforstung und Wiederaufforstung.⁴⁹⁷ Großflächige Bioenergieplantagen und Forste können allerdings um die gleiche Landfläche oder um landwirtschaftliche Flächen konkurrieren.⁴⁹⁸ Beide haben potenziell nachteilige Wirkungen auf die biologische Vielfalt und die Ökosystemleistungen und können zu sozioökonomischen Zielkonflikten wie höhere Lebensmittelpreise aufgrund der Flächenkonkurrenz führen.⁴⁹⁹ Forstwirtschaftliche Anpassungsmaßnahmen könnten Vorteile für die Biodiversität und viele Ökosystemleistungen haben, allerdings stark abhängig von der Art der gepflanzten Wälder und der Vegetation, die sie ersetzen.⁵⁰⁰ Szenarien, die einen großen Flächenbedarf zur Minderung des Klimawandels voraussetzen, sind nicht vereinbar mit Zielen einer nachhaltigen Entwicklung (inkl. keine Armut, kein Hunger), wenn sich die Flächenkonkurrenz und die Notwendigkeit einer landwirtschaftlichen Intensivierung stark erhöhen würden.⁵⁰¹ Dies bedeutet nicht, dass ein Klimaschutz an Land auf kleiner Skala nicht auch positive Auswirkungen auf die Erreichung dieser Ziele haben kann.

8.10 Auswirkungen des Wandels der biologischen Vielfalt auf die Klimastabilisierung und die Minderung des Klimawandels

Während es immer mehr Hinweise auf Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität gibt (vgl. Abschnitte oben, Kap. 8), sind die potenziellen Auswirkungen des Biodiversitätswandels auf das Klima oder auf die Wirksamkeit von Klimaschutzmaßnahmen weniger bekannt. Die hierzu vorliegenden Studien fokussieren sich vor allem auf die Ebene der Arten, während Veränderungen in der Vielfalt von Ökosystemen auf landschaftlicher Ebene kaum untersucht sind. Es ist bekannt, dass die Biodiversität eine Vielzahl verschiedener Ökosystemprozesse beeinflusst,

494 Hilmi et al. 2015.

495 Sunday et al. 2017.

496 Dutkiewicz et al. 2015.

497 Smith et al. 2015; de Coninck et al. 2018; Rogelj et al. 2018.

498 Harper et al. 2018.

499 Searchinger et al. 2015; Bensch et al. 2016; Kreidenweis et al. 2016; Santangeli et al. 2016; Hof et al. 2018; Rogelj et al. 2018.

500 Popp et al. 2014; Searchinger et al. 2015.

501 Creutzig 2016; Boysen et al. 2017; Dooley & Kartha 2018; Hasegawa et al. 2018; Henry et al. 2018.

darunter die Produktivität, die Nährstoffkreisläufe und biotische Wechselwirkungen.⁵⁰² Es ist daher plausibel, dass Auswirkungen der Biodiversität auf ökologische Prozesse auch Rückwirkungen auf das Klimasystem haben. Fundierte Belege existieren dafür, dass der Verlust der biologischen Vielfalt in Ökosystemen im Allgemeinen zu einer geringeren Biomasseproduktion führt. Dies kann wiederum mit einer geringeren ökosystemaren Kohlenstoffspeicherung infolge reduzierter fotosynthetischer Assimilation verbunden sein.⁵⁰³ Die Netto-Speicherung von Kohlenstoff hängt aber auch von Prozessen ab, die Kohlenstoff in die Atmosphäre zurückführen, wie z. B. die auto- und heterotrophe Atmung, und von Prozessen, die den Kohlenstoff im Boden über lange Zeiträume stabilisieren,⁵⁰⁴ weshalb die Netto-Ökosystemproduktivität oder die Netto-Biomproduktivität berücksichtigt werden muss.⁵⁰⁵ Die langfristige Kohlenstoffspeicherung im Humus hängt primär nicht von den Streuzersetzungsraten ab, sondern vor allem von mikrobiellen und biochemischen Umwandlungen von kohlenstoffhaltigen Substanzen in neue, persistente Substanzen.⁵⁰⁶ Inwieweit der Verlust an Pflanzenarten (die den Hauptteil der Streu liefern), an Zersetzerorganismen oder an Mikroorganismen, die an diesen Umwandlungsprozessen beteiligt sind, sich auf die langfristige Kohlenstoffspeicherung auswirkt, ist noch nicht untersucht. Der Verlust von Pflanzenarten kann die Kohlenstoffspeicherung in Böden auch aufgrund eines reduzierten Kohlenstoffeintrags durch Wurzelwachstum und Wurzelexsudate⁵⁰⁷ und auch aufgrund geringerer Aktivität des Bodenmikrobioms⁵⁰⁸ reduzieren. Eine Veränderung der Biodiversität kann sich auch auf Verbrauch und/oder Freisetzung anderer Treibhausgase, wie CH₄ oder N₂O, auswirken. Hierzu gibt es bisher aber nur wenige Fallstudien.⁵⁰⁹ Zudem ist bekannt, dass das Vorhandensein oder Fehlen von Top-Prädatoren oder großen Herbivoren sich über die Nahrungskette auf Nährstoff- und Kohlenstoffkreisläufe in Ökosystemen auswirkt, die wiederum die Kohlenstofffestlegung beeinflussen; allerdings hängt die Richtung dieser Effekte stark von der untersuchten Region und der Art der Pflan-

zen-Tier-Interaktionen ab.⁵¹⁰ Schließlich kann auch die Widerstandsfähigkeit und die Resilienz von Ökosystemprozessen gegen Störungen und Veränderungen der abiotischen Bedingungen durch die Biodiversität erhöht werden (sogenannter Versicherungseffekt);⁵¹¹ beispielsweise wurde gezeigt, dass die Resistenz der Produktivität eines Ökosystems gegenüber klimatischen Extremen durch eine Zunahme der pflanzlichen Diversität erhöht werden kann.⁵¹² Stabilere Ökosysteme können daher langfristig die Kohlenstoffbindung erhöhen, da Störungen oftmals mit einer großen Freisetzung von Kohlenstoff in die Atmosphäre verbunden sind (z. B. durch Feuer, Insektenkalamitäten, trockenheitsinduzierte Baum mortalität, Mineralisation). Dadurch können Ökosysteme über Jahre und Jahrzehnte hinweg von einer Kohlenstoffs Senke zu einer Kohlenstoffquelle werden.⁵¹³

8.11 Handlungsempfehlungen

Der Klimawandel ist ein zunehmend bedeutender Mitverursacher der globalen Biodiversitätskrise. Eine Reduktion der Emissionen von CO₂ und anderen Treibhausgasen ist daher unabdingbar. Zudem ist zu beachten, dass es einerseits Synergien zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz gibt, welche vorrangig genutzt werden sollten. Andererseits existieren aber auch Konflikte zwischen diesen beiden Zielen, die beachtet und soweit wie möglich vermieden werden sollten. Aus diesen Überlegungen lassen sich folgende Handlungsempfehlungen für eine ökosystem-basierte Klima- und Biodiversitätspolitik ableiten (vgl. auch unten, Kap. 11.7):

1. Konsequente Verfolgung der Reduktionsziele für klimaschädliche THG-Emissionen und damit die Erfüllung des Pariser Klimaabkommens.⁵¹⁴ Landbasierte Aktivitäten zur Speicherung von Kohlenstoff bzw. zur Substitution fossiler Energieträger mit ökologischen und sozialen Nachhaltigkeitsstandards können dabei eine wichtige Rolle für den Klima- und Biodiversitätsschutz spielen (keine großflächigen, intensiv bewirtschafteten und nur auf Biomassenutzung ausgerichteten Bioenergie-Plantagen, Monokulturen oder Aufforstungen auf

502 Isbell et al. 2011; Cardinale 2012; Scherer-Lorenzen 2014; Tilman et al. 2014; Weisser et al. 2017.

503 Catovsky et al. 2002.

504 Chapin et al. 2002.

505 WBGU 1998.

506 Prescott 2010.

507 Gleixner et al. 2005; Steinbeiss et al. 2008.

508 Lange et al. 2015.

509 Niklaus et al. 2016.

510 Schmitz et al. 2018.

511 Yachi & Loreau 1999.

512 Isbell et al. 2015.

513 Running 2008; Allen et al. 2010; Rebane et al. 2019.

514 Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina 2019.

Nicht-Wald-Flächen wegen zumeist schädlicher Auswirkungen auf Klima, Biodiversität und Ökosystemfunktionen).

2. Verfolgung einer ökosystem-basierten Klima- und Biodiversitätspolitik: Intakte, natürliche und naturnahe Ökosysteme speichern mehr Kohlenstoff als umgewandelte oder degradierte Systeme. Sie beherbergen auch einen Großteil der globalen Biodiversität.
3. Förderung und Finanzierung von Schutz oder Renaturierung von Klimastabilisationsgebieten (Climate Stabilisation Areas, CAS) mit hohem Kohlenstoffspeicher- und -senkenpotenzial, insbesondere Moore, Wälder, Auen, Mangroven, Tundra, Savannen und Grasland. Solche Gebiete könnten in ein globales System von Schutzgebieten, Biosphärenreservaten und nachhaltigen Landnutzungssystemen eingebunden werden (vgl. unten, Kap. 11), unter Einbeziehung und Rechtebewahrung der ansässigen (indigenen) Bevölkerung.
4. Renaturierung von degradierten Ökosystemen als Beitrag zum Biodiversitäts- und Klimaschutz. Diese Renaturierung sollte (a) naturnahe Ökosysteme fördern (und nicht Monokulturen mit exotischen Baumarten); (b) Landnutzungsrechte der ansässigen Bevölkerung bewahren und (c) nicht zu Verlust landwirtschaftlicher Fläche führen was zu sozialen Konflikten (z. B. Lebensmittelpreisanstieg) führen würde.
5. Maßnahmen zur Anpassung von Arten an den Klimawandel:⁵¹⁵
 - Ausbau von Biotopverbundsystemen, welche die Ausbreitung und Migration von Arten erlauben;
 - Erhöhung der Ökosystemvielfalt und Habitatheterogenität auf lokaler Ebene, insbesondere in Agrarlandschaften;
 - Renaturierung von Lebensräumen zur Verbesserung der Resilienz gegenüber Umweltveränderungen (v. a. Feuchtgrünland, Fließgewässer, Moore);
 - Erhöhung des Lebensraumangebotes zur Stärkung der Populationen.
6. Klimaschutzorientierte, aus dem EU-Agrarhaushalt gesondert geförderte Bewirtschaftung von klimarelevanten Agrar- und Waldflächen zur kostengünstigen Vermeidung von THG-Emissionen mit hohen Synergieeffekten zwischen Klima- und Biodiversitätsschutz.⁵¹⁶
 - Nutzung positiver Mischungseffekte von Nutzpflanzen bzw. Bäumen auf Ökosystemfunktionen, d. h. Umwandlung von Monokulturen in Mischbestände;
 - Aufforstungen mit vornehmlich einheimischen, standortangepassten Baumarten in Mischkultur;
 - Nutzung langlebiger Baumarten und Verlängerung von Umtriebszeiten zur Verminderung des Biomasse-Umsatzes und damit zur Erhöhung der Kohlenstoffspeicherfunktion.
 - Förderung von Alt- und Totholzprogrammen zum langfristigen Erhalt von Kohlenstoffspeichern in Wäldern und als Habitat für holzbewohnende, spezialisierte Organismengruppen.
 - Reduziertes Pflügen bzw. Renaturierung von Agrarflächen auf ehemaligen Moor- oder Sumpfgebieten zur Vermeidung der CO₂-Freisetzung aus organisch gebundenem Kohlenstoff;
 - Wiederherstellung ursprünglicher hydrologischer Regimes von Mooren, Sumpfgebieten und Auen;
 - Erhaltung von Grünland, insbesondere von extensiv genutztem Grünland, als bedeutendem Kohlenstoffreservoir mit wirksamer Erosionsschutzfunktion und hoher Artenvielfalt.

⁵¹⁵ Vgl. auch BfN 2017.

⁵¹⁶ Vgl. auch Hansjürgens et al. 2017.

9 Chemikalien als Treiber der Biodiversitätskrise

9.1 Einträge von Chemikalien

Die Menge und Vielfalt synthetischer Chemikalien hat in den letzten Jahrzehnten immer rascher zugenommen. Über 150 Millionen organische und anorganische Chemikalien sind im Chemical Abstract Register (CAS) aufgelistet,⁵¹⁷ von denen ca. 100 000 als chemische Produkte kommerziell verwendet werden. Hunderte von Millionen Tonnen dieser Produkte werden jährlich weltweit in den verschiedensten Lebensbereichen eingesetzt, von denen inzwischen viele in der Umwelt – in Böden, Sedimenten, Wasser, der Atmosphäre und Organismen – nachzuweisen sind. Toxische Chemikalien, die absichtlich – wie Biozide und Pestizide – oder unbeabsichtigt in die Umwelt gelangen, z. B. durch Unfälle wie Öl-Leckagen oder Brände und Explosionen, können Organismen schädigen, die mit ihnen in Berührung kommen. Man schätzt, dass die Belastung der Ökosysteme mit synthetischen Chemikalien in den letzten Jahrzehnten rascher zugenommen hat als die Geschwindigkeit, mit der andere Treiber zunehmend Umweltveränderungen bewirken, wie der Anstieg der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre, die Zerstörung von Lebensräumen und der Verlust der biologischen Vielfalt.⁵¹⁸

9.2 Verhalten und Effekte von Chemikalien in der Umwelt

Wenn synthetische Chemikalien – Xenobiotika – in die Umwelt gelangen, unterliegen sie Transport-, Bindungs- und Abbauprozessen, die von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Substanz und den Umweltbedingungen wie der Matrix, in die sie eintreten (Boden, Wasser, Atmosphäre), dem Klima (Regen, Dürre, Temperatur) usw. abhängen. Es entstehen dabei Abbauprodukte und Metaboliten, die zum Teil durchaus eine höhere Toxizität als

die Ausgangsstoffe aufweisen können,⁵¹⁹ obwohl in den meisten Fällen weniger wirksame bzw. giftige Produkte gebildet werden. Organismen sind demnach immer komplexen Gemischen von Xenobiotika ausgesetzt, die aus den vielfältigen Produkten selbst und deren Metaboliten bestehen. Es ist eine große Herausforderung, die ökologischen Risiken solcher komplexen chemischen Belastungen zu bewerten und zu bewältigen.⁵²⁰

Chemikalien können zu dauerhaften Umweltproblemen führen, entweder, wenn sie persistent sind, d. h. langsam abgebaut werden, oder pseudo-persistent sind, weil sie kontinuierlich oder wiederholt rascher in die Umwelt emittiert als abgebaut werden. Persistente organische Chemikalien (POPs) sind oft lipophil, bioakkumulieren im Gewebe von Organismen und reichern sich im Nahrungsnetz an. Zu dieser Gruppe von Substanzen gehören unter anderem mehrfach halogenierte Chemikalien, z. B. polychlorierte Biphenyle (PCBs), Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT), Hexachlorbenzol (HCB), die seit Langem wegen ihrer Toxizität für Mensch und Tier verboten sind; lipophile Chemikalien von immer noch zunehmender Bedeutung sind z. B. polybromierte Diphenylether (PBDEs), polychlorierte Paraffine und perfluorierte Verbindungen (PFCs). Obwohl viele POPs inzwischen nicht mehr hergestellt werden, werden manche von ihnen auch heute noch in hohen Konzentrationen in Organismen gefunden,⁵²¹ wie z. B. im Fall der PCBs, die vor Jahrzehnten verwendet wurden, aber nach wie vor in extrem hohen Konzentrationen auftreten, z. B. bis zu etwa 0,1 Gewichtsprozent (1000 Milligramm pro Kilogramm) in Orca-Walen.⁵²² Andere Chemikalien wie Pharmazeutika und Körperpflegeprodukte weisen aufgrund ihres kontinuierlichen Eintrags in die Umwelt eine Pseudopersistenz auf. Die POP-Liste der Stockholm-Konvention wird kontinuierlich dis-

⁵¹⁹ Eskenazi et al. 2018.

⁵²⁰ Bernhardt et al. 2017.

⁵²¹ Hernandez-Moreno et al. 2019; Schwarzenbach et al. 2006; Schwarzenbach et al. 2010; Backhaus 2012.

⁵²² Corsolini et al. 2016.

⁵¹⁷ Vgl. unter: <https://www.cas.org> (zuletzt abgerufen: 27. Februar 2020).

⁵¹⁸ Nelson & Grubisic 2018.

kutiert und erweitert.⁵²³ Chemikalien, die die drei Kriterien Persistenz, Bioakkumulation und Toxizität (PBT) erfüllen, sind besonders besorgniserregende Stoffe (SVHC), ebenso wie solche, die sehr persistent (vP) und sehr bioakkumulierend (vB) sind.

Die Auswirkungen synthetischer Umweltchemikalien, die keine gezielte biologische Wirksamkeit aufweisen, auf die globale Biodiversitätskrise sind schwer zu quantifizieren, wie Steffen et al. in ihrem Artikel zu den planetaren Belastungsgrenzen dargestellt haben.⁵²⁴ Die Mehrheit der Umweltwissenschaftlerinnen und Umweltwissenschaftler ist sich aber einig, dass bioaktive Chemikalien wie Pestizide Organismen und Lebensgemeinschaften auf regionaler, kontinentaler und globaler Ebene bedrohen.⁵²⁵ Schwierigkeiten bei der Quantifizierung des Beitrags von Chemikalien zur Gefährdung der biologischen Vielfalt hängen unter anderem mit der Vielzahl möglicher indirekter Effekte zusammen, wie z. B. des Rückgangs von Wildkräutern als Nahrungsquelle für Insekten durch Einsatz von Herbiziden, die selbst ungiftig für Insekten sind. Auch ist die Übertragung der Ergebnisse von ökotoxikologischen Effekten, die unter Laborbedingungen an Standardorganismen durchgeführt werden, auf Lebensgemeinschaften in komplexen natürlichen Ökosystemen nicht trivial.⁵²⁶ Hinzu kommt, dass Organismen viel empfindlicher auf Belastungen mit Chemikalien reagieren können, wenn zusätzliche Stressfaktoren hinzukommen wie z. B. Temperaturerhöhung⁵²⁷ oder die Anwesenheit von Prädatoren.⁵²⁸

Zu den Beispielen von Chemikalien mit Fernwirkungen und Wirkung auf Nicht-Ziel-Organismen gehört das in den meisten Ländern seit Langem verbotene Insektizid DDT, das sich zusammen mit den Wirkungen einiger seiner Metaboliten in Nahrungsketten angereichert und Greifvogelpopulationen großer Regionen an den Rand des Aussterbens gebracht hat und auch für Säuger, Fische und Invertebraten toxisch ist.⁵²⁹ Ebenso unerwartet hat ein Pharmakon, der entzündungshemmende und schmerzstillende Wirkstoff Diclofenac, zum fast vollständigen Aussterben (99,9 Prozent) von Geierarten in Indien mit nachfolgender Zunahme von verwilderten Hunden, Tollwuterkrankungen bei

Menschen und Rattenplagen geführt.⁵³⁰ Schließlich ist das inzwischen verbotene und endokrin wirksame Biozid Tributylzinn zu nennen, das unter anderem in Antifouling-Farben zum Anstrich von Schiffsrümpfen verwendet wurde und Populationen von Meeresschnecken zerstört hat.⁵³¹ Auch für den starken Rückgang von Insekten werden Pestizide als Teilursache angesehen. Auf einem Trockenhang bei Regensburg wurde ein Rückgang der Tagfalterarten seit 1840 um rund 35 Prozent, bei den gefährdeten Arten sogar um 60 Prozent festgestellt, wobei sich der Artenrückgang seit etwa den 1980er Jahren deutlich beschleunigt hat.⁵³² Die „Krefelder Studie“ belegt einen Rückgang der Biomasse von Fluginsekten, gemessen in 62 verschiedenen Naturschutzgebieten Deutschlands über 27 Jahre, um rund 75 bis 80 Prozent.⁵³³ Und eine deutschlandweite Studie von Seibold et al. (2019) ermittelte allein zwischen 2008 und 2017 einen weiteren Rückgang von Insekten im Grasland um 67 Prozent der Biomasse und 34 Prozent der Artenzahlen und in Wäldern eine Abnahme von 41 Prozent der Biomasse und 36 Prozent der Artenzahlen und weltweit durchschnittlich um 9 Prozent pro Jahrzehnt seit mindestens 35 Jahren.⁵³⁴

Obwohl solche Schädigungen von Chemikalien in der Öffentlichkeit stark wahrgenommen werden, stellten Bernhardt et al. fest, dass Veröffentlichungen zu Auswirkungen von Chemikalien auf Organismen, Populationen, Lebensgemeinschaften und Ökosysteme während der letzten 25 Jahre in den 20 höchstangesehenen ökologischen Zeitschriften nur 1 Prozent aller Arbeiten in diesen Zeitschriften ausmachen.⁵³⁵ Die Autorinnen und Autoren berichten dabei auch, dass dieser geringe Anteil mit relativ niedrigen Ausgaben für Forschung zu Umweltschadstoffen einhergeht, jedenfalls im Vergleich zur Forschung zu anderen drängenden Umweltfragen wie der intensiven Nutzung und Umweltbedeutung von Stickstoffdüngern, Lebensraumverlust und Klimawandel.

523 Vgl. unter: <http://chm.pops.int> (zuletzt abgerufen: 17. Februar 2020).

524 Steffen et al. 2015; vgl. auch Letcher et al. 2010.

525 Kim et al. 2015; Cabrerizo et al. 2018; Desforges et al. 2018.

526 Zhang et al. 2019.

527 Rockström et al. 2009.

528 Stehle & Schulz 2015.

529 Malaj et al. 2014.

530 Moschet et al. 2014; Geislinger et al. 2009, Shore et al. 2014.

531 Patra et al. 2015.

532 Habel et al. 2016.

533 Hallmann et al. 2017.

534 Seibold et al. 2019, van Klink et al. 2020.

535 Bernhardt et al. 2017.

9.3 Chemischer Pflanzenschutz – eine besondere Herausforderung

Als ein Haupttreiber der globalen Biodiversitätsverluste wird dem Einsatz von Pestiziden eine besondere Bedeutung zugemessen:⁵³⁶ Pestizide werden vor allem in der Intensivlandwirtschaft eingesetzt, um Pflanzen vor schädlichen Organismen oder den von ihnen verursachten Krankheiten zu schützen und werden also gezielt in die Umwelt eingebracht. Dabei wirken die Pestizide auch auf Nicht-Ziel-Organismen. Der Risikoindex der Nicht-Ziel-Arthropoden steigt jedoch seit 2009 stetig an, bis er 2012 ein Plateau erreicht und im Jahr 2014 wieder abnimmt.⁵³⁷ In terrestrischen Systemen reduzieren Herbizide die Vielfalt und Abundanz von Blütenpflanzen und Wildkräutern. Durch diesen Verlust an Nahrungsressourcen wird die Insektenvielfalt nicht nur in Biotopen an den Grenzsäumen der Äcker reduziert, sondern durch Verdriftung auch in der umliegenden Agrarlandschaft. Der Rückgang von Biodiversität betrifft nicht nur Insekten, sondern auch die Organismen, die sich von Insekten ernähren, also Kleinsäuger und Vögel (zum Greifvogel- und Geiersterben durch DDT und Diclofenac vgl. oben, Kap. 9.2).⁵³⁸ Auch in aquatischen Systemen wurde gezeigt, dass Pestizide die Biodiversität und die Funktionen von Lebensgemeinschaften negativ beeinflussen.⁵³⁹

Zwei Beispiele von Pestizidwirkungen seien genannt: Neonicotinoide beeinflussen das Nervensystem von Insekten, was nicht nur für die zu bekämpfenden Schädlinge, sondern auch für Nichtziel- und Nutzorganismen wie Wildbienen und Hummeln und damit auch für Vögel als deren Konsumenten schädlich ist. Der Einfluss von Neonicotinoiden und anderen Insektiziden auf wesentliche Funktionen wie die Bestäubung durch Insekten ist ein weithin akzeptierter Fakt.⁵⁴⁰ Breitbandherbizide wie Glyphosat vernichten gezielt Wildpflanzen. Da Insekten und Wirbeltiere dadurch einen Teil ihrer Lebensgrundlage verlieren, wirken sich diese Stoffe negativ auf die Biodiversität aus. Eine Literaturstudie von Brühl et al. (2015) zeigt, dass zahlreiche Untersuchungen negative Auswirkungen

des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln auf die Vielfalt und Biomasse von Insekten nachgewiesen haben.⁵⁴¹ Der Einsatz von Pestiziden wirkt sich dadurch auch auf die Nahrungskette und die Qualität von Ackerlebensräumen, beispielsweise für Brutvögel in Agrarlandschaften, aus.⁵⁴²

9.4 Fazit

Chemikalien werden vor allem als Pflanzenschutzmittel (Pestizide) großflächig in der Landwirtschaft und in verhältnismäßig großen Mengen in die Umwelt ausgebracht, um Pflanzen vor Schadorganismen (Tiere, Pflanzen, Pilze, Bakterien oder Viren) zu schützen. Pestizide wirken nicht nur toxisch auf Schadorganismen, sondern auch auf Nicht-Ziel-Organismen direkt durch toxische Wirkung oder indirekt durch das verminderte Nahrungsangebot oder reduzierte Deckung. Der Verlust von natürlichen Feinden kann die biologische Kontrolle von Schädlingen und Krankheitserregern vermindern. Es besteht die Gefahr, dass Pflanzenschutzmittel lange Zeit im Boden verbleiben, dort akkumulieren und die Bodenmikroflora und -fauna beeinträchtigen. Durch Verschleppung und durch Nahrungsketten können sie auf Organismen in benachbarten oder weiter entfernten Gebieten wirken (DDT-Problem). Das trifft auch für andere Substanzen zu, die in der Tiermedizin (Diclofenac-Problem) oder als Antibewuchsmittel in der Schifffahrt eingesetzt werden (Tributylzinn-Problem). Um diese Risiken zu mindern, müssen gewünschte Schutzwirkungen (u. a. auf Kulturpflanzen) und die Schädigung der Biodiversität im Vorfeld der Zulassung gründlicher als bisher untersucht werden. Es sind überdies Vorkehrungen zu treffen, damit die Chemikalien möglichst nicht ihre genuine Anwendungsbereiche verlassen.

9.5 Handlungsempfehlungen für Agrarsysteme der Zukunft

Pestizide werden im Rahmen der Zulassung bezüglich ihres Umweltverhaltens und der ökotoxikologischen Wirkung als Einzelstoffe oder -produkte untersucht. In der landwirtschaftlichen Praxis werden jedoch in aller Regel mehrere Pestizide in Form von Tankmischungen und Spritzserien auf die Felder gebracht, sodass Organismen immer Pesti-

536 Miko et al. 2015.

537 Feindt et al. 2018.

538 Mansouri et al. 2017; Hassan et al. 2018; Shore et al. 2014; Sousa et al. 2014; Sanchez-Bayo & Wyckhuys 2019; Roß-Nickoll et al. 2004.

539 Ottermanns et al. 2010; Legrand et al. 2011; Schmitz et al. 2014; Hahn 2015.

540 Mansouri et al. 2017; Hassan et al. 2018; Roß-Nickoll et al. 2004; Schmitz et al. 2014; Hallmann et al. 2014; Hallmann et al. 2017.

541 Brühl et al. 2015.

542 Jahn et al. 2014; Hallmann et al. 2014.

zidmischungen ausgesetzt sind. Dieser Tatsache wird derzeit zu wenig Aufmerksamkeit geschenkt. Schäfer et al. haben daher eine Reihe von Anpassungsmaßnahmen vorgeschlagen, um die aktuelle Bewertungspraxis der Umweltrisiken von Pestiziden zu verbessern.⁵⁴³ In einem ersten Schritt sollten bei dem Genehmigungsverfahren strengere Sicherheitsfaktoren verwendet werden, mit denen der Unsicherheit von Testergebnissen Rechnung getragen wird. Mittelfristig sollte das bisherige Genehmigungsverfahren durch eine räumlich und zeitlich begrenzte Genehmigung zum Einsatz eines neuen Wirkstoffs ersetzt werden, bei der die Umweltauswirkungen in ausgewählten Gebieten unter realen Nutzungsbedingungen untersucht werden. Werden nach einem bestimmten Zeitraum keine unannehmbaren Auswirkungen auf die Organismen in dem Gebiet festgestellt, kann eine erweiterte Zulassung genehmigt werden. Weiterhin ist der Anteil an nicht mit Pestiziden behandelten Ausgleichsflächen zu erhöhen.

Manche Organismengruppen werden bei der Testung von Pestizideffekten noch nicht ausreichend berücksichtigt. So traten in Feldstudien mit realistischen Pestizidanwendungen starke Effekte bei Hummel- und Wildbienenvölkern auf.⁵⁴⁴ Auch für Amphibien müsste das Risiko einer Pestizidschädigung verfeinert bewertet werden, da sie durch eine effiziente Hautresorption besonders empfindlich auf den direkten Kontakt mit Pestiziden reagieren.⁵⁴⁵

Ansonsten sollten, wenn möglich, alternative Verfahren im Pflanzenschutz eingesetzt werden, um den Pestizideinsatz zu minimieren. Dazu gehört der Einsatz von Nützlingen, wie Schlupfwespen zur Bekämpfung von Schadinsekten, ebenso wie von mechanischen Methoden zur Unkrautregulierung, wie Striegeln, oder von neuen Methoden wie Elektroherbizidverfahren. Auch muss die Entwicklung von Wirkstoffen aus natürlichen Quellen intensiviert werden.

Schließlich sollte eine ausreichend hohe Abgabe auf Pestizide in Betracht gezogen werden,⁵⁴⁶ als Anreiz, diese sparsamer und gezielter einzusetzen (Präzisionslandwirtschaft) und Maßnahmen des integrierten Pflanzenschutzes einzusetzen.⁵⁴⁷ Insgesamt ist eine Reduktion des Pestizideinsatzes um 50

Prozent bis 2030 anzustreben. Nach Paragraph 2 des Deutschen Pflanzenschutzgesetzes⁵⁴⁸ ist der integrierte Pflanzenschutz eine Kombination von Verfahren, bei denen unter vorrangiger Berücksichtigung biologischer, biotechnischer, pflanzenzüchterischer sowie anbau- und kulturtechnischer Maßnahmen die Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel auf das notwendige Maß beschränkt wird. Die Einnahmen der Abgabe auf Pflanzenschutzmittel sollten für Monitoring, Beratung und Schutz- und Kompensationsmaßnahmen verwendet werden.

Folgende Handlungsempfehlungen werden vorgeschlagen:

1. Einführung einer Abgabe auf Pflanzenschutzmittel als Lenkungsmittel für einen sparsameren Gebrauch von Pestiziden und Anreizbildung für die Entwicklung von kostengünstigeren, alternativen Methoden des Pflanzenschutzes. Einsatz der dadurch generierten finanziellen Mittel zum Aufbau von Maßnahmen der Beratung und des Monitorings von Pestizidwirkungen.
2. Schaffung von pestizid- und düngerfreien Pufferzonen insbesondere als Gewässer-, Wald- und Feldrandstreifen, Hecken und Brachen, um Ausbreitungs- und Verdriftungsprobleme von Chemikalien zu reduzieren und lokale Biodiversitätsrefugien zu schaffen. Dadurch Erfüllung der nationalen Biodiversitätsstrategie, Arten und Populationen, die für die agrarisch genutzten Kulturlandschaften typisch sind, zu sichern und wiederherzustellen.
3. Grundsätzliches Verbot der Anwendung von Pestiziden in Naturschutz- und FFH-Gebieten, Gärten, Kommunalfächen sowie in Trinkwasserschutzgebieten.
4. Vorschriftenerweiterung für Zulassungsverfahren zur Testung eines größeren Artenspektrums einschließlich ausgewählter Amphibien, Reptilen und Insektenarten.
5. Zur Erkennung additiver Wirkungen von Pestizidkombinationen (Chemikalien) aus Tankmischungen und konsekutiven Anwendungen (Spritzserien) müssen diese separat geprüft und zugelassen werden.
6. Zur endgültigen großräumigen Zulassung von Pestiziden (Chemikalien) Einführung von wissenschaftlich begleiteten Feldversuchen (Begleitmonitoring) auf landwirtschaftlichen

⁵⁴³ Schäfer et al. 2019; vgl. auch Rundlöf et al. 2015.

⁵⁴⁴ Sousa et al. 2014.

⁵⁴⁵ Goulson 2015.

⁵⁴⁶ SRU 2016, 2018; Möckel et al. 2015; Salomon et al. 2017.

⁵⁴⁷ Vgl. auch: Dänischer nationaler Aktionsplan für Pestizide 2017–2021, https://ec.europa.eu/food/sites/food/files/plant/docs/pesticides_sup_nap_dan-rev_en.pdf

⁵⁴⁸ Vgl. unter: https://www.gesetze-im-internet.de/pflschg_2012/PflSchG.pdf (zuletzt abgerufen: 27. Februar 2020).

Modellflächen und Gewässern, die parallel zu einer begrenzten Primärphase der Freilandzulassung möglichst frühzeitig Wirkungen neuer Pestizide auf die Biodiversität aufdecken könnten.

7. Integriertes Monitoring und Nachmarktkontrollen zugelassener Pestizide (Chemikalien) und ihrer Rückstände (Metaboliten) bezüglich der räumlichen Verteilung in der Umwelt sowie der Wirkungen auf Organismen und Ökosysteme (vgl. 1).
8. Abgabe auf Pestizide als Anreiz und Lenkungsinstrument, um weniger Pestizide wirkungsvoller einzusetzen mit dem Ziel einer Reduktion um 50 Prozent bis 2030.
9. Förderung einer transdisziplinären Forschung zwischen Naturwissenschaften, Medizin, Epidemiologie, Gesellschaftswissenschaften, Ökonomie und Politik über den Einsatz von Pestiziden und ihre Auswirkungen auf Biodiversität und Gesellschaft.

10 Biodiversität und Ökonomie

10.1 Leistungen von Biodiversität und natürlichen Ökosystemen für die Menschheit

Die Biodiversität (Vielfalt der Lebewesen und der von ihnen gebildeten Ökosysteme) bildet die entscheidende Lebensgrundlage der Menschheit. Sie liefert mit ihren Ökosystemleistungen Nahrung und sauberes Wasser, reguliert Luftqualität und Klima und stellt pflanzliche und tierische Fasern für die Bekleidung sowie Bau- und Brennmateriale zur Verfügung. Sie ist zentral für Lebensqualität, Gesundheit und Erholung.

Aus ökonomischer Sicht stellt die Biodiversitätskrise eine zunehmende Knappheit dar. Knappheit bedeutet, dass weniger da ist als erforderlich. Die Biodiversitätskrise führt zu gesellschaftlichen Wohlfahrtsverlusten bis hin zu Existenzkrisen. Sie beeinträchtigt heute schon regional die Ernährungssicherheit, Gesundheit und wirtschaftliche Entfaltungsmöglichkeiten. Wie beim Klimaproblem handelt es sich um eine generationenübergreifende Herausforderung – viele der auftretenden Effekte der Biodiversitätskrise werden erst mit Verzögerung in vollem Umfang bemerkbar sein. Schon jetzt sind viele Meeresgebiete überfischt und mancherorts sind die nutzbaren Fischbestände komplett zusammengebrochen (u. a. viele Dorschbestände im Nordatlantik).⁵⁴⁹ Durch nicht nachhaltige landwirtschaftliche Bewässerung oder Klimawandel versiegen zunehmend Flüsse, trocknen teils riesige Seen und Feuchtgebiete aus (u. a. Aralsee, Tschadsee) und große Landstriche versteppen, was zur Abwanderung lokaler Bevölkerungen geführt hat. Annähernd 25 Prozent der Ackerflächen weltweit sind durch Erosion, Austrocknung und Bodenverluste bereits zu unfruchtbarem Brachland degradiert.⁵⁵⁰ Der Klimawandel wird erhebliche zusätzliche Auswirkungen auf die Biodiversität haben, deren Ausmaß und mögliche Kettenreaktionen erst ansatzweise ermessen werden können (vgl. auch Kap.8).

Eine monetäre Bewertung der Leistungen der Biodiversität (Wertbemessung von Ökosystemleistungen) kann private und öffentliche (politische) Entscheidungen über Eingriffe in die Natur auf eine ökonomische Basis stellen.⁵⁵¹ Die internationale TEEB-Studie „The Economics of Ecosystems and Biodiversity“⁵⁵² und das deutsche Nachfolgevorhaben „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“⁵⁵³ bieten hierfür eine Grundlage.

Bei der monetären Bewertung der Biodiversität folgt die Ökonomie einem anthropozentrischen Nutzungsansatz,⁵⁵⁴ der aber auch nutzungsunabhängige Werte wie Existenzwerte, Erholungswerte, kulturelle Werte, Vermächtniswerte und Optionswerte erfasst.⁵⁵⁵ Letztere beinhalten die Erhaltung von zukünftigen Nutzungsmöglichkeiten,⁵⁵⁶ und die Bemessung der Versicherungswerte erfasst die Risikominderung einer intakten Biodiversität u. a. gegen Unwetterschäden, Dürren (Ernteeinbußen) und Überflutungen.⁵⁵⁷

Biodiversität weist aus ökonomischer Sicht zwei Ansatzpunkte für Wertbemessungen auf: (1) Biodiversität kann als Schönheit der Natur und ihrer Lebewesen bewertet werden, was Wohlbefinden und Erholungswert erzeugt und somit auch eine ökonomische (u. a. touristische) Wertigkeit besitzt. (2) Biodiversität erbringt direkte ökonomische Leistungen für den Menschen (u. a. Fischerei, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Wasserversorgung, Schutz vor Naturkatastrophen). Die Identifikation von „Kippunkten“, bei deren Überschreitung Ökosysteme bestimmte Leistungen nicht mehr erfüllen können oder ihre Stabilität verlieren, ist wichtig, aber meist nicht bekannt.

⁵⁵¹ Pascual et al. 2010; Lienhoop & Hansjürgens 2010; Bartkowski 2017; Sukhdev et al. 2014.

⁵⁵² TEEB 2010a, b, 2011.

⁵⁵³ Naturkapital Deutschland 2016, 2018.

⁵⁵⁴ Boyd & Banzhaf 2007.

⁵⁵⁵ Pascual et al. 2010.

⁵⁵⁶ Pascual et al. 2010.

⁵⁵⁷ Baumgärtner 2007; Baumgärtner & Strunz 2014; Pascual et al. 2015; Bartkowski 2017.

⁵⁴⁹ Sguotti et al. 2019.

⁵⁵⁰ Nkonya et al. 2016.

10.2 Studien zum Wert der Biodiversität

Aufbauend auf der internationalen TEEB-Studie⁵⁵⁸ ist die Datenbank „Ecosystem Valuation Database“ erstellt worden, in der alle verfügbaren Studien (bis 2012) mit monetären Werten von Ökosystemleistungen zusammengefasst sind.⁵⁵⁹ Aus ca. 300 Fallstudien wurden 1350 Wertabschätzungen für zehn Biome (Meere, Korallenriffe, Küsten, Küstenfeuchtgebiete, inländische Feuchtgebiete, Seen und Flüsse, tropische Regenwälder, temperierte Wälder, forstlich genutzte Wälder, Grünland) identifiziert, von denen 665 in der Studie wiedergegeben sind. Der Gesamtwert der globalen Ökosystemleistungen wird mit jährlich 145 Billionen (10^{12}) US-Dollar veranschlagt. Die Bandbreite der Werte von Ökosystemen ist dabei sehr groß: Sie reicht zum Beispiel pro Hektar und Jahr von 660 US-Dollar im offenen Ozean, 9000 US-Dollar in Schelf/Küstengewässern (vor allem Fischerei), bis zu 350 000 US-Dollar für Korallenriffe und 190 000 US-Dollar für Mangrovenwälder, wobei bei letzteren neben biologischen auch Erholungswerte, die Schutzfunktion vor Sturmfluten und Reinigungsfunktionen eine Rolle spielen.⁵⁶⁰

Für Deutschland haben Förster et al. monetäre Werte von Landnutzungsänderungen erfasst.⁵⁶¹ Das Ziel besteht darin, Landnutzungsänderungen in Deutschland ökonomisch zu bewerten und der Natur bei gesellschaftlichen Entscheidungen gegenüber anderen wirtschaftlichen Belangen einen monetären Wert bzw. Preis zuzumessen.

Außer der Wertbemessung von Ökosystemleistungen können auch einzelnen Arten und Artengruppen Wertigkeiten zugordnet werden, wie charismatischen Tieren für den Naturtourismus, aber auch Insekten, die in weiten Teilen intensiv agrarisch genutzter Gebiete zurückgehen. Bei bestäubenden Insekten werden die wirtschaftlichen Verluste aus reduzierten Erträgen infolge ausfallender Bestäubung abgeschätzt.⁵⁶² Global wird der wirtschaftliche Wert der Bestäuberprodukte auf 235 bis 577 Milliarden US-Dollar geschätzt.⁵⁶³ Eine Reduzierung der natürlichen Bestäubungsleistung würde zu Versorgungsengpässen und steigenden

Preisen führen.⁵⁶⁴ Daraus würden nach Bauer und Sue Wing Verluste von 127 bis 152 Milliarden US-Dollar jährlich resultieren.⁵⁶⁵ Neben den Produzenten (Landwirtschaft) und Konsumenten wären auch weitere Wirtschaftssektoren von einer sinkenden Wertschöpfung betroffen, z. B. Unternehmen der Ernährungswirtschaft und die chemische Industrie. Die in diesen Sektoren auftretenden ökonomischen Verluste werden auf weltweit 375 bis 448 Milliarden US-Dollar beziffert.⁵⁶⁶ Die aus dem Rückgang wildlebender Insekten resultierenden Verluste in den USA schätzen Losey und Vaughan auf mindestens 57 Milliarden US-Dollar jährlich.⁵⁶⁷ Dabei wurde nur der Anteil an den Ökosystemleistungen, wie Bestäubung, Schädlingskontrolle, Stoffabbau und Beiträge der Insekten zur Erhaltung der Biodiversität, bewertet (u. a. als Teil von Nahrungsketten).

10.3 Handlungsempfehlungen

1. Internalisierung von Beeinträchtigungen der Biodiversität: Die Folgekosten jeglicher Beeinträchtigung der Biodiversität, wie Rodung von Wäldern, Trockenlegung von Feuchtgebieten, nicht nachhaltiger Bewässerung, Einsatz von Pestiziden und Freisetzung von Treibhausgasen, müssen im Sinn einer Internalisierung externer Effekte⁵⁶⁸ eingepreist werden. Dafür ist ein Instrumentarium entwickelt worden.⁵⁶⁹ Ohne Einpreisung des ökologischen Fußabdrucks von Waren und Dienstleistungen ist die Bewältigung der globalen Biodiversitätskrise nicht möglich. Die Verantwortung Deutschlands und Europas in einer globalisierten Welt erfordert es zwingend, auch den ökologischen Fußabdruck Deutschlands durch geeignete Instrumente in den Ländern, aus denen Importe bezogen werden, zu minimieren.
2. Neuausrichtung der gesellschaftlichen Rechnungssysteme: Die volkswirtschaftlichen und unternehmensbezogenen Rechnungssysteme müssen (endlich) die Größen einbeziehen, die Lebensqualität und Wohlstand bestimmen: das Naturkapital, die Ökosystemleistungen und die Biodiversität.

558 TEEB 2010a, 2010b, 2011.

559 Costanza et al. 2014; de Groot et al. 2012.

560 Costanza et al. 2014.

561 Förster et al. 2019.

562 Breeze et al. 2016; Hansjürgens et al. 2019.

563 Lautenbach et al. 2012; Potts et al. 2016; IPBES 2016.

564 Gallai et al. 2009.

565 Bauer & Sue Wing 2016.

566 Bauer & Sue Wing 2016.

567 Losey & Vaughan 2006.

568 Pigou 1920.

569 Hansjürgens 2011; TEEB 2011; Naturkapital Deutschland 2015, 2016, 2018.

3. Politikintegration durch Sektor-übergreifende Kooperation: Die Notwendigkeiten des Natur- und Biodiversitätsschutzes dürfen nicht auf den flächenhaften Naturschutz begrenzt werden. Ein wirksamer Biodiversitätsschutz erfordert die Einbeziehung aller verursachenden Sektoren, vor allem Land-, Forst- und Wasserwirtschaft, Fischerei, Verkehr und aller anderen Bereiche der Wirtschaft mit Auswirkungen auf die Biodiversität. Besonders die Agrar-, Klima- und Energiepolitik müssen eng mit den Anliegen des Biodiversitätsschutzes abgestimmt werden.
4. Wahre Schätze schützen – Schutzgebiete ausweisen, artenreiches Grünland, Moore, Auen und Feuchtgebiete bewahren: Schutzgebiete sind zentral für die Erhaltung der Biodiversität. Die Verpflichtung aus dem Nagoya-Protokoll (Aichi-Ziele) zur Errichtung von 17 Prozent Schutzgebietsflächen, bezogen auf das Staatsgebiet ohne Meere,⁵⁷⁰ ist noch nicht einmal zur Hälfte erreicht. Besonders schützenswert sind in Deutschland artenreiches Grünland, Moore, Auen und alte artenreiche Laubwälder – sie beherbergen nicht nur eine große Biodiversität, sondern können auch signifikante Beiträge zum Klimaschutz leisten.
5. Regulierung ausschöpfen: Kern staatlicher Umwelt-, Natur- und Biodiversitätspolitik muss die strenge Kontrolle des schonenden Umgangs mit allen Naturressourcen sein, die klare Grenzen der Nachhaltigkeit festlegt und über die Regulierung hinausgehende freiwillige Anstrengungen des privaten Sektors honoriert.
6. Abbau umweltschädlicher Subventionen: Schädliche Subventionen, die zur Beeinträchtigung von Natur, Ökosystemleistungen und Biodiversität beitragen, sind abzuschaffen. Das betrifft besonders den Agrarsektor. Subventionen sind auf die Prioritäten der Sicherung des Naturkapitals auszurichten: „Öffentliches Geld für öffentliche Leistungen“.
7. Erhaltung der Biodiversität als globale Aufgabe: Die Verantwortung Deutschlands in einer globalisierten Welt erfordert es, den Fußabdruck Deutschlands in anderen Ländern unter anderem durch Internalisierung ökologischer Kosten zu minimieren.

570 CBD 2010b.

11 Schutzgebiete, Schutzmaßnahmen

11.1 Allgemeines

Ausweisung und Management von Schutzgebieten gelten als ein wichtiges globales Schlüsselinstrument zur Eindämmung der Biodiversitätskrise. Von der Biodiversitätskonvention (CBD) wird der Flächenanteil von Schutzgebieten als einer der Zielerreichungsindikatoren herangezogen, um den Biodiversitätsverlust signifikant zu verringern.

Die CBD von 1992 („Rio-Konferenz“) definiert ein Schutzgebiet (SG) bzw. Protected Area (PA) als: „A geographically defined area which is designated or regulated and managed to achieve specific conservation objectives“. Diese Definition wurde von der IUCN (International Union for Conservation of Nature) und der UNEP (UN Environmental Programme) in Abstimmung mit dem CBD-Sekretariat weiter präzisiert: „A clearly defined geographical space, recognised, dedicated and managed, through legal or other effective means, to achieve the long term conservation of nature with associated ecosystem services and cultural values“.⁵⁷¹ Eine Ausführungsbestimmung besagt, „that the design and management of protected areas, corridors and the surrounding matrix fosters a connected, functional ecological network“.⁵⁷²

Die SG sind in der „World Database on Protected Areas“ (WDPA)⁵⁷³ gelistet und dort mit der Einordnung in Schutzkategorien (IUCN-Kategorien I–VI)⁵⁷⁴ und weiteren Details hinterlegt.

- I:** Strenges Naturschutzgebiet/Wildnisgebiet ohne jegliche Einflussnahme.
- II:** Nationalpark (NP, großflächig, auf dem größten Teil der Fläche – 75 Prozent – ohne Nutzung, Tourismus).
- III:** Naturmonument/Naturerscheinung.
- IV:** Biotop und Artenschutzgebiet mit Managementanfordernis (Deutschland: Naturschutzgebiet, NSG).

V: Geschützte Landschaft („protected landscapes“, Deutschland: Landschaftsschutzgebiet, LSG)/Geschützte Meeresregion (MPA)

VI: Schutzgebiete mit traditionellen nachhaltigen Nutzungselementen.

Die Kategorien V–VI erlauben Land- und Forstwirtschaft und andere Nutzungsformen, die Kategorie IV (NSG) erfordert in der Regel Naturpflege (Pflegemaßnahmen, Entbuschung, Wasserstandsregulierung), erlaubt in Deutschland aber auch ordnungsgemäße Landwirtschaft, Jagd und Fischerei (Landwirtschaftsklausel).

MPA folgen denselben Einteilungskriterien.⁵⁷⁵ Die MPA in Deutschland sind als NSG eingerichtet (MPA Kat. IV) ohne Verbot der beruflichen Fischerei.⁵⁷⁶

11.2 Status und Erfolg von Schutzgebieten

Die „Protected-Planet-Reports“ der UNEP-WCMC und der IUCN aus den Jahren 2016 und 2018, die auf Daten der WDPA zurückgreifen, enthalten folgende Informationen zu dem weltweiten SG-Netzwerk:⁵⁷⁷

Flächendeckung

Nahezu 14,9 Prozent der eisfreien Landoberfläche der Erde (terrestrische Oberfläche) sind bis Juli 2018 als strikte SG mit insgesamt 238 563 SG einschließlich Binnengewässern ausgewiesen worden. Bezogen auf die gemäßigten und tropischen Zonen der Landmasse sind über 20 bis 25 Prozent der Fläche als SG (aller Kategorien) geschützt. In manchen Regionen wie Amazonasgebiet, Kongogebiet und südlichem tropischen Afrika (Namibia bis Tansania) sind sogar 30 bis 40 Prozent der Fläche geschützt, überwiegend als Nationalparke. In den großen Flächenstaaten USA, Kanada und Russland mit ihren

⁵⁷¹ Dudley 2008.

⁵⁷² CBD 2004.

⁵⁷³ Vgl. unter: <https://www.protectedplanet.net/> (zuletzt abgerufen: 27.02.2020).

⁵⁷⁴ Dudley 2008; Dudley et al. 2010.

⁵⁷⁵ Day et al. 2019.

⁵⁷⁶ BfN 2020.

⁵⁷⁷ UNEP-WCMC & IUCN 2016, 2018.

ausgedehnten Wildnisgebieten sind weniger als 8 bis 12 Prozent der Fläche als geschützt gemeldet. Außerdem bestehen 16 908 Meeresschutzgebiete (MPA: 8 Prozent der Meeresfläche). Bis 2020 soll ein wirksamer Schutz der Biodiversität durch SG (entsprechend Kategorie I–IV) von 17 Prozent der Landoberfläche und 10 Prozent der Meeresfläche der Erde erreicht werden (Aichi-Ziel 11).⁵⁷⁸

Schutzerfolg

Eine Vielzahl von Untersuchungen hat die Wirksamkeit von SG weltweit analysiert, mit dem Ergebnis, dass die Biodiversität in SG wesentlich besser geschützt ist als in nicht geschützten Gebieten.⁵⁷⁹ Das wurde auch systematisch in 86 Studien von **terrestrischen SG** weltweit (überwiegend Nationalparke) im Vergleich zu Referenzflächen in deren Umfeld validiert.⁵⁸⁰ Auch Modellierungen betreffend Anpassungsfähigkeit, Austausch und Aussterberate von Arten durch den Klimawandel sprechen für eine wesentlich bessere Schutzfunktion durch SG.⁵⁸¹ Die besten Schutzeffekte wurden in großen Nationalparks und Wildnisgebieten (IUCN I–II) und in Verbundsystemen von Schutzgebieten festgestellt. Allerdings haben die durchschnittlichen Bestandszahlen von Wirbeltieren seit 1970 auch in SG um 18 Prozent abgenommen, weltweit aber um 39 Prozent.⁵⁸² Der Erfolg von SG hängt von vielen Faktoren ab, u. a. von Größe, Finanzierung, Überwachung, Wilderei, Pufferzonen im Umfeld und Korridoren zu benachbarten SG sowie Dünger- und Pestizideinträgen aus intensiver Landnutzung angrenzender Gebiete und teils auch aus in den SG betriebener Landnutzung.

In **marinen SG (MPA)** wurde ebenfalls festgestellt, dass sie im Durchschnitt die Biodiversität besser schützen als sonstige Einschränkungen der Meeresnutzung: Der Artenreichtum war um 21 Prozent, die Organismengröße um 28 Prozent und die Biomasse um 670 Prozent (6,7-fach) größer als in benachbarten, ungeschützten Gebieten.⁵⁸³ Dies gilt auch und in besonderem Maße für MPA, die die folgenden fünf Bedingungen erfüllen müssen, um besonders positive Auswirkungen auf die Biodiversität sowohl innerhalb der MPA selbst als auch als „Spill-over“-Effekte auf angrenzende Gebiete ausüben zu können: 1. Entnahme von Organismen

ist komplett untersagt, 2. Schutzanforderungen werden konsequent durchgesetzt, 3. Das Gebiet ist bereits länger etabliert (≥ 10 Jahre alt), 4. Größe (≥ 100 Quadratkilometer) und 5. Isolationsgrad.⁵⁸⁴

11.3 Schutzgebietsbestand

Deutschland benennt 23 000 SG in der WDPA-Datbase (133 664 Quadratkilometer oder 37,4 Prozent Flächendeckung) mit dem Ziel des Natur- und Biodiversitätsschutzes (terrestrisch plus Binnengewässer). Hinzu kommen die Naturparke und Natura-2000-Gebiete, sodass nahezu 50 Prozent der Landfläche einen Schutzstatus besitzt. Davon ist aber nur etwa ein Drittel durch strengere Regeln nach IUCN II–IV gesichert (16,1 Prozent der Fläche Deutschlands, etwa 60 000 Quadratkilometer⁵⁸⁵), im Wesentlichen (a) Nationalparke, (b) Naturschutzgebiete (NSG), (c) ein Teil der Natura-2000-Gebiete (s. u.) und (d) Kernzonen der Biosphärenreservate. Die 16 Nationalparke (IUCN II–IV) bedecken eine Fläche von 10 500 Quadratkilometern. Sie sind auf 50 Prozent ihrer Fläche nutzungsfrei statt auf 75 Prozent.⁵⁸⁶ Ohne die Wasser- und Wattflächen der Nationalparke Wattenmeer und Boddenlandschaft/Jasmund sind 2145 Quadratkilometer (0,6 Prozent) der Landfläche Deutschlands als Nationalpark geschützt,⁵⁸⁷ mit rund 135 Quadratkilometern (34 bis 322 Quadratkilometern) Flächengröße pro Park. Die Landfläche der knapp 8900 NSG (IUCN IV) beträgt ohne MPA, aber mit den Wattenmeer-SG ca. 158 000 Quadratkilometer (4 Prozent der Landfläche), ist im Durchschnitt aber nur rund 1,5 Quadratkilometer groß (zwei Drittel $< 0,5$ Quadratkilometer).⁵⁸⁸

26 Prozent der Landfläche wird durch Landschaftsschutzgebiete (LSG) abgedeckt, in denen aber kein nennenswerter Biodiversitätsschutz erfolgt (und auch nicht in der Verordnung verankert ist). In den LSG wird der IUCN-V-Status deshalb noch nicht erreicht. Zusätzliche 28,4 Prozent der Landfläche (101 000 Quadratkilometer) entfallen auf Naturparke, in denen Biodiversitätsschutz neben den Zielen Erholung, Umweltbildung und nachhaltiger Entwicklung eine Teilkomponente der Zielsetzungen ist. Sie erfüllen deshalb teilweise die Kriterien von IUCN-V-Gebieten, wurden aber bisher

⁵⁷⁸ CBD 2010b.

⁵⁷⁹ U. a. Beazley & Baldwin 2019; Wuerthner et al. 2015; Gray et al. 2016; Sala & Rechberger 2018.

⁵⁸⁰ Coetzee et al. 2014.

⁵⁸¹ U. a. Butchard et al. 2012; Baker et al. 2015.

⁵⁸² UNEP-WCMC & IUCN 2016.

⁵⁸³ Sala & Rechberger 2018.

⁵⁸⁴ Edgar et al. 2014.

⁵⁸⁵ BMU, schriftliche Mitteilung vom 19.08.2019.

⁵⁸⁶ IUCN-Forderung; Dudley 2008.

⁵⁸⁷ BfN 2020.

⁵⁸⁸ BfN 2020.

(im Gegensatz zu den LSG) nicht an die WDPA gemeldet.⁵⁸⁹ Naturparke überlappen sich wesentlich (zu ca. 50 Prozent) mit LSG. Sie enthalten einen durchschnittlichen Flächenanteil an NSG und Natura-2000-Gebieten von 23 Prozent (ein Drittel der Parke weniger als 15 Prozent).⁵⁹⁰ Zur Kategorie V werden auch die Biosphärenreservate (3,6 Prozent der Landfläche) mit sehr kleinen geschützten Kernzonen (3 Prozent der Reservatfläche) und 20 Prozent der Fläche als Pflegezonen mit mäßig angepasster landwirtschaftlicher Intensität gezählt. Hinzu kommen noch 5200 Natura-2000-Gebiete, bei denen ein Verschlechterungsverbot besteht (vgl. unter „Europa“). Sie umfassen 15,5 Prozent der Landfläche und liegen zum großen Teil in anderen SG. Bei 4606 der Gebiete ist bisher keine detaillierte Festlegung quantifizierbarer Schutzziele erfolgt (EU-Vertragsverletzungsverfahren vom 12.02.2020⁵⁹¹). Fazit: Über 50 Prozent der Landfläche von Deutschland sind nach den IUCN-Kategorien II (0,6 Prozent), IV (4 Prozent) und V (ca. 95 Prozent) gesetzlich auf die eine oder andere Weise geschützt.

Die Meeresschutzgebiete (MPA) in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) entsprechen am ehesten den IUCN-Kategorien IV–V. Fischerei, einschließlich Grundschieppnetzfischerei (Beschädigung der fragilen Meeresbodenökosysteme), ist zulässig (vgl. auch Kap. 3).⁵⁹² Hinzu kommen Natura-2000-Flächen, sodass rund 45 Prozent der AWZ-Meeresfläche einen (mäßigen) Schutzstatus besitzen.

Europa: Die SG-Fläche der EU-Mitgliedstaaten und von Norwegen und Island beträgt in den baltischen und skandinavischen Ländern sowie Irland 15 bis 20 Prozent, in den anderen mittelwest- und südeuropäischen Ländern rund 25 bis 50 Prozent (im Durchschnitt 32 Prozent): in Polen, Bulgarien, Zypern 40 Prozent; in Slowenien und Luxemburg > 50 Prozent; in Deutschland 37 Prozent; in Frankreich, Spanien und Großbritannien 26 bis 28 Prozent; in Belgien und Holland 22 bis 26 Prozent. Die WDPA-Database-Gebiete umfassen auch SG der schwächeren Schutzkategorie und solche ohne IUCN-Kategorienangabe (ca. 40 Prozent in Europa), sodass ein erheblicher Teil dieser SG-Flächen (z. B. in Deutschland nur 16 Prozent statt 37 Prozent,

vgl. oben) die strikteren IUCN-Kriterien I–IV erfüllt. Die MPA-Fläche beträgt insgesamt 10,5 Prozent: Von ihren jeweiligen AWZ-Meeresflächen haben Griechenland und Italien 4 bis 8 Prozent, Spanien 13 Prozent, Frankreich 49 Prozent, Großbritannien 29 Prozent, Holland 27 Prozent, Dänemark 18 Prozent, Deutschland 45 Prozent, Norwegen und Island < 1 Prozent, Irland 2,3 Prozent und die Ostseeanrainer 15 bis 20 (25) Prozent geschützt.

Natura-2000-Gebiete:⁵⁹³ Mit dem Natura-2000-Programm ist erstmals ein umfassendes rechtliches Instrumentarium zum Lebensraum- und Artenschutz in der Europäischen Union geschaffen worden, das vor allem der verbindenden Kohärenz zwischen Landschaftselementen wie z. B. Wanderung, Ausbreitung und Genaustausch dient. Das Netz Natura 2000 hat sich zu dem größten SG-Verbandssystem der Erde mit mehr als 1 Million Quadratkilometer Schutzfläche (18 Prozent der Fläche der EU, 15,5 Prozent der Fläche von Deutschland) entwickelt. Die einzelnen Gebiete sind teils sehr klein (< 1 Quadratkilometer). Fast 50 Prozent der Gebiete befinden sich im Wald (etwa 375 000 Quadratkilometer Wald in 28 Ländern, 40 Prozent davon in Spanien, Frankreich und Polen).⁵⁹⁴ Die Natura-2000-Gebiete überlagern sich zu einem großen Teil mit NSG, Naturparks und LSG. Rund 30 Prozent liegen in Naturparks. Es liegen keine einheitlichen Schutzkriterien vor. Sie richten sich nach dem Schutzziel des jeweiligen Gebietes, festgelegt in Managementplänen. Deutschland weist erhebliche Implementierungsdefizite auf (EU-Vertragsverletzungsverfahren, siehe zuvor).

Global (Auswertung der WDPA-Database): Derzeit sind ca. 15 Prozent der Landoberfläche und 7,5 Prozent der Meere als MPA ausgewiesen. Die aktuelle Abdeckung mit SG beträgt in Afrika 17,8 Prozent mit starken regionalen Schwankungen: u. a. Kongostaaten zusammen ca. 30 Prozent; Namibia, Tansania, Sambia, Zimbabwe, Botswana mit 27 bis 38 Prozent; Kenia, Uganda, Mosambik 12 bis 21 Prozent. In Lateinamerika sind es 23 Prozent SG-Fläche mit dem größten Flächenanteil in Brasilien 29 Prozent (ca. 40 Prozent des Amazonasgebietes). In Nordamerika sind nur rund 10 Prozent als strenge SG-Fläche ausgewiesen (überwiegend Nationalparke) und in Südostasien, Australien und der pazifischen Inselwelt insgesamt 19,5 Prozent.

589 Denkinger 2019.

590 Scherfose 2019.

591 Vgl. unter: https://ec.europa.eu/germany/news/20200212-habitat-richtlinie_de (zuletzt abgerufen: 27.02.2020).

592 BfN, <https://www.bfn.de/themen/meeresnaturschutz/nationale-meeresschutzgebiete.html> (zuletzt abgerufen 27.02.2020).

593 Vgl. unter: <https://www.bfn.de/themen/natura-2000/richtlinien-grundsatz.html> (zuletzt abgerufen: 27. Februar 2020).

594 Vgl. unter: https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/faq_de.htm#1 (zuletzt abgerufen: 27. Februar 2020).

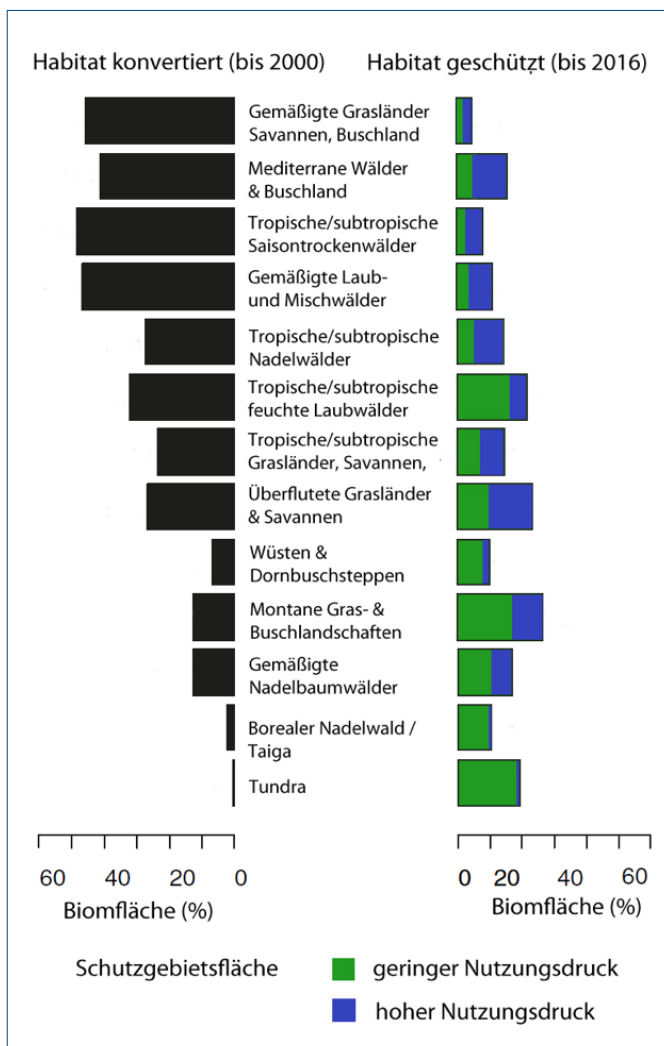


Abb. 6: Umwandlung der Biome durch menschliche Aktivitäten (Prozentualer Flächenanteil 2000) und Flächenanteil von Schutzgebieten der Biome (2016) ⁵⁹⁵

Die Schutzgebiete stehen unter teilweise erheblichen Nutzungsdruck, der durchschnittlich 32,8 Prozent der globalen Schutzgebietsfläche betrifft mit starken Schwankungen von wenigen Prozenten bis über 2 Drittel der Fläche. Die Umwandlung natürlicher Habitats in Agrarland besonders der Tropenwälder und Graslandgebiete ist seit 2000 um teils mehr als 10 Prozent fortgeschritten.

11.4 Ökoregionale Schutzstrategie, Flächenbedarf

Die IUCN folgt Olson et al.,⁵⁹⁶ revidiert in Dinerstein et al.,⁵⁹⁷ und untergliedert die Erde in 9 biogeogra-

phische Großregionen, 14 Biome und 846 Ökoregionen (vgl. oben Abb. 3, Kap. 1).

Terrestrische Schutzgebiete (SG)

Eine Analyse von Integrität und Schutzstatus der Biome und Ökoregionen der Erde (ohne Antarktis) veranlasste Hoekstra et al. von einer „Biomkrise“ der Erde zu sprechen.⁵⁹⁸ Die Umwandlung der natürlichen oder noch ziemlich unberührten Biomhabitats überschreitet die durch SG gesicherten Flächen erheblich, teils um das 8- bis 10-Fache (Abb. 6): Aus weiteren, teils sehr detaillierten Untersuchungen zur Relation zwischen Ökosystemgröße und Artenvielfalt⁵⁹⁹ und umfangreichen Analysen und Literaturlauswertungen der Gefährdungsfaktoren der Biodiversität auf globaler und teils auch auf ökoregionaler Ebene kommen verschiedene unabhängige Studien zu dem Schluss, dass 30 bis 60 (80) Prozent der Fläche der terrestrischen Biome und Ökoregionen der Erde vor jeglicher Form der Biodiversitätsverluste (Umwandlung, schädliche Landnutzungsformen, Zerschneidung, Verschmutzung) wirksam geschützt werden müssen, um weitere Rückgänge der Biodiversität zu verhindern und dem Klimawandel entgegenzuwirken.⁶⁰⁰

Meeresschutzgebiete (MPA)

O’Leary et al. haben 144 Studien (Modellierungen, numerische Simulationen) zum Thema Meeresschutz im Hinblick auf sechs ökologische und sozioökonomische Gesichtspunkte der UN-Ziele analysiert: Im Durchschnitt wurden 37 Prozent MPA-Fläche zur Zielerreichung für notwendig gehalten, 56 Prozent der 144 Studien halten eine MPA-Fläche von > 30 Prozent für erforderlich und > 50 Prozent MPA-Fläche sollen für die Erreichung von 81 Prozent der UN-Ziele benötigt werden.⁶⁰¹ Sala und Rechberger fordern nach gründlichen Analysen den Schutz von 30 Prozent der Küstengewässer (AZW) und 80 Prozent der Hohen See als MPA⁶⁰² (weitere Begründungen s. o., Kap. 3).

⁵⁹⁸ Hoekstra et al. 2005.

⁵⁹⁹ Brose et al. 2004.

⁶⁰⁰ Mogg et al. (2019): 60 Prozent SG-Fläche betreffend die Säugetierfauna der Erde; Woodley et al. (2019): 30 bis 70 Prozent SG-Fläche global; Dinerstein et al. (2019): 50 Prozent SG-Fläche global; Wilson (2016): 50 Prozent SG-Fläche global; Butchard et al. (2015): 29,7 Prozent SG-Fläche global; Noss et al. (2012): 25 bis 75 Prozent SG-Fläche ökoregional und 50 Prozent global; Svancara et al. (2005, Analyse von 159 Publikationen zum Thema SG): 30,6 bis 41,6 Prozent SG-Fläche global; Miller et al. (2003): 62 Prozent SG-Fläche der südlichen Rocky Mountains; Lapola et al. (2014) und Lovejoy & Nobre (2018): 60 bis 80 Prozent SG-Fläche des Amazonasbeckens; Guntern et al. (2013): 30 Prozent SG-Fläche in der Schweiz.

⁶⁰¹ O’Leary et al. 2016.

⁶⁰² Sala & Rechberger 2018.

⁵⁹⁵ Kombiniert und verändert nach Hoekstra et al. 2005 und Jones et al. 2018b.

⁵⁹⁶ Olson et al. 2001.

⁵⁹⁷ Dinerstein et al. 2017.

Flächenziel

Aus diesen und anderen wissenschaftlichen Untersuchungen ergibt sich, dass 30 bis 70 (80) Prozent, im Durchschnitt rund 50 Prozent der Fläche der Ökoregionen der Erde (und 40 Prozent der Meere), dauerhaft durch Schutzgebiete der Kategorien I–IV gesichert werden müssten, um etwa 80 bis 90 Prozent der noch vorhandenen Biodiversität zu retten.⁶⁰³ Die Schutzflächen können besonders dann einen wichtigen Beitrag zu Biodiversitätsschutz leisten, wenn diese sowohl die globale Vielfalt an Arten als auch an Ökosystemen weltweit abdecken und etwaige Artenverschiebungen im Rahmen des Klimawandels versuchen mit abzubilden. Viel der heutigen Flächen sind hierfür nicht adäquat. In diesem Zusammenhang wird auch ein Minimum von 30 Prozent Schutzgebietsfläche der eisfreien Landfläche diskutiert, wenn diese in bestimmte Schutzgebietskategorien (plus 20 Prozent) von niedrigerem Status mit extensiven Landnutzungsformen wirksam eingebettet sind. Dem stehen zu erwartende Steigerungen des Bedarfs nach Produkten aus landbasierter Erzeugung sowie – in vielen Szenarien u. a. des Weltklimarats – ein erheblicher Bedarf an Landflächen für den Klimaschutz, u. a. durch Aufforstungen, gegenüber. Die Bewahrung der Biodiversität muss bei Abwägung unterschiedlicher gesellschaftlicher Ziele (wie Ernährungssicherung, Klimaschutz) größtmögliche Priorität eingeräumt werden, um den vereinbarten Zielen zum Biodiversitätsschutz Rechnung zu tragen (Aichi-Ziele) und den bedrohlichen Niedergang von Biodiversität und Ökosystemleistungen aufzuhalten oder umzukehren.

11.5 Probleme der Schutzgebiete und der IUCN-Kriterien

1. Nutzungsdruck, Herabstufung des Schutzstatus

Ein großer Teil der existierenden SG steht unter erheblichem menschlichen Nutzungsdruck mit Beeinträchtigungen der Schutzziele: Insgesamt gelten 32,8 Prozent aller SG weltweit durch anthropogene Einflüsse in ihrer Integrität gefährdet.⁶⁰⁴ Nach Jones et al. sind 12 Prozent der Nationalparke/Wildnisgebiete und 37 bis 46 Prozent der Kategorie IV- und V-Gebiete (NSG, LSG) stark beeinträchtigt (Abb.6).⁶⁰⁵ Eine Stichprobe von SG, die etwa 14 Prozent der globalen SG-Fläche abdecken, war durch Bergbauaktivitäten innerhalb und direkt

außerhalb der Schutzgebietsgrenzen (bis zu 10 Kilometer) in Mitleidenschaft gezogen.⁶⁰⁶ 3700 SG wurden weltweit in ihrem Schutzstatus herabgestuft (500 000 Quadratkilometer Flächenverlust, Schwächung des Schutzstatus von weiteren 1,6 Millionen Quadratkilometern).⁶⁰⁷ In Deutschland sind beispielsweise etwa die Hälfte der NSG vor allem wegen ihrer geringen Größe (zwei Drittel < 0,5 Quadratkilometer), unzureichenden Schutzes (Pflege), fehlender Pufferzonen und der Zulassung von Jagd, Fischerei und Landnutzung mit Kunstdünger- und Pestizideinsatz in einem mäßigen bis schlechten Zustand.⁶⁰⁸ In den Nationalparks in Deutschland sind statt 75 Prozent (IUCN) nur 50 Prozent der Fläche als nutzungsfrei vorgeschrieben.

2. Finanzierungssituation

Eine Auswertung von Managementberichten von 2167 der weltweiten SG (mit einem Anteil von 23 Prozent aller terrestrischen SG) ergab, dass weniger als ein Viertel dieser SG über ausreichende personelle und finanzielle Ressourcen verfügt.⁶⁰⁹ Unter 11 919 berücksichtigten Wirbeltierarten schätzen die Autoren auf der Basis ihrer Stichprobe, dass nur 4 bis 9 Prozent der terrestrischen Amphibien, Vögel und Säugetiere innerhalb des bestehenden globalen SG-Bestands durch adäquate finanzielle und personelle Mittel hinreichend geschützt sind. Eine weitere Ausweitung der weltweiten SG ist zwar erforderlich, aber die finanziellen Mittel müssen durch Ökofonds in vielstelliger Milliardenhöhe aufgestockt werden, um wirksam auf die aktuelle Krise der biologischen Vielfalt und der Lebensgrundlagen der Menschheit reagieren zu können.

3. Unzureichende Schutzinstrumente für anthropogene Ökosysteme

Das IUCN-Kategoriensystem der SG wird den Herausforderungen der Gegenwart größtenteils nicht mehr gerecht und bedarf einer weiteren Präzisierung der Kriterien, insbesondere was die anthropogen geprägten Regionen (Ökosysteme) der Klassen IV und V betrifft.⁶¹⁰

1. In den IUCN-Kategorie-V-Gebieten („protected landscapes“, LSG) ist der Biodiversitätsschutz nur allgemein verankert: „Ein Gebiet, in dem die Interaktion von Mensch und Natur im Laufe der

603 Wilson 2016; Dinerstein et al. 2019.

604 UNEP-WCMC & IUCN 2018.

605 Jones et al. 2018b.

606 Durán et al. 2013.

607 Kroner et al. 2019.

608 Barsch 2008.

609 Coad et al. 2019.

610 Jonas et al. 2018.

Zeit ein eigenständiges Landschaftsbild erzeugt hat, mit kennzeichnendem ökologischem, biologischem, kulturellem und Landschaftswert; und wo der Schutz der Interaktion von grundlegender Bedeutung ist, das Gebiet zu erhalten und den verbundenen Naturschutz und andere Werte zu gewährleisten“.⁶¹¹ Aus dem allgemeinen Kontext des 75 Prozent Flächenanspruches der IUCN-Richtlinien kann abgeleitet werden, dass auch die LSG auf mindestens 75 Prozent der Fläche so geschützt und gepflegt werden müssen, damit auf ihnen kein Verlust der Biodiversität mehr stattfindet. In den LSG-Verordnungen von Deutschland braucht der Biodiversitätsschutz/Naturschutz nicht zwingend als Zielsetzung aufgenommen zu werden.⁶¹² Trotzdem werden alle LSG in Deutschland als IUCN-V-Gebiete deklariert und an die WDPA gemeldet. Die Schutzziele und Ausweisungskriterien der „protected landscapes“/LSG bedürfen deshalb verbindlicher Schutzkriterien und -ziele durch die IUCN/CBD, ggf. mit ökoregionalen Anpassungen, um das Artensterben und die Biodiversitätskrise in diesen Gebieten aufhalten zu können.

2. IUCN-Kategorie IV: In den strengeren Schutzgebieten nach Kategorie IV (in Deutschland vor allem NSG und ein Teil der Natura-2000-Gebiete, 16 Prozent der Landfläche) muss die vielfach noch stattfindende Land- und Forstwirtschaft dem Erreichen der Biodiversitätsziele verbindlich untergeordnet und dies auch in den IUCN-Kriterien verankert werden. Die Landnutzungsklausel in Naturschutzgebietsverordnungen ist deshalb kritisch zu prüfen. Diese Klausel bewertet in Deutschland die „ordnungsgemäße Land- und Forstwirtschaft“ als keinen Eingriff im Sinne des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG). Das Insektensterben in 62 NSG in Deutschland um bis zu 75 Prozent in den vergangenen Jahrzehnten unterstreicht den Korrekturbedarf.

11.6 Klimaanpassung und Schutzgebiete

Sowohl die Klimarahmenkonvention (UNFCCC) als auch das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) betonen die Notwendigkeit, klimapolitische Ziele und Naturschutzziele aufeinander abzustimmen. Im Rahmen der Anpassungsstrategien an den Klimawandel kommt den SG eine besondere

Bedeutung zu. Auch der Auftrag des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) verpflichtet dazu, Natur und Landschaft in „Verantwortung für die künftigen Generationen“ zu schützen. Damit die Schutzgebiete einen möglichst großen Beitrag zur Verminderung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität leisten können, ist es erforderlich, ihren Zustand zu erhalten bzw. zu verbessern (Resilienzsteigerung). Dazu sind verschiedene Managementmaßnahmen notwendig, wie Pflege-, Entwicklungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen, die auch die Umsetzung proaktiver Maßnahmen eines prozessorientierten Naturschutzes ermöglichen und die zu erwartenden klimabedingten Veränderungen, wie z. B. schnelle Veränderungen in der Artenzusammensetzung und veränderte Störungsregimes, berücksichtigen. Die Herausforderungen des Klimawandels sollten bei Neuausweisungen von Schutzgebieten berücksichtigt werden. Die Erreichung der Biodiversitätsziele ist im Klimawandel nur möglich, wenn die Resilienz der Arten, Biotope und Ökosysteme gegenüber dem Klimawandel gestärkt wird und entsprechende naturschutzfachliche Anpassungsstrategien an den Klimawandel in der Fläche durch geeignete Maßnahmen einschließlich Ausweisung neuer Schutzgebiete umgesetzt werden. Das BNatSchG, Raumordnungsrecht, Wasserschutzgesetz und andere Rechtsinstrumente sollten den Klimaaspekt und die damit verbundenen Umsetzungsmaßnahmen kohärent adressieren.⁶¹³

11.7 Handlungsempfehlungen

Allgemeines

Als ein wichtiges Instrument zur Verhinderung weiterer Verluste der Biodiversität der Erde wird empfohlen, annähernd 50 Prozent der Fläche aller Ökoregionen der Erde und 40 Prozent der Meere durch Schutzgebiete zu sichern, davon mindestens zwei Drittel der Schutzgebietsfläche nach den IUCN-Kategorien I–II, in stark anthropogen geprägten Ökoregionen wie in Mitteleuropa nach den Kategorien I–IV. In diesem Kontext wird auch ein Minimum von 30 Prozent der eisfreien Landfläche in Betracht gezogen, wenn diese in bestimmte Schutzgebietskulissen mit extensiven Landnutzungsformen wirksam eingebettet sind.

11.7.1 Deutschland, Europa

Schutzgebiete sollen ökologisch besonders wertvolle Flächen und Rückzugsräume für bedrohte Ar-

⁶¹¹ Dudley 2008.

⁶¹² BfN 2020.

⁶¹³ Details siehe Schumacher et al. 2014.

ten sichern (BNatSchG). In Deutschland sind über 50 Prozent der Landesfläche durch SG verschiedener Kategorien gesetzlich geschützt (vgl. oben, Kap. 11.3). Aber der Schutz ist überwiegend unzureichend. Beispielsweise kann über die Hälfte der NSG in Deutschland ihre Schutzfunktionen kaum noch erfüllen (s. o.), sodass in den flächenmäßig ohnehin wenig bedeutenden NSG (4 Prozent der Landesfläche) kein nennenswerter Biodiversitätsschutz erreicht wird. Gründe sind Kleinheit, Verinselung, landwirtschaftliche Nutzung, Fehlen von Puffersteinen zu intensiv genutzten Landwirtschaftsflächen, Dünger- und Schadstoffeinträge. Das Gleiche gilt für viele Biosphärenreservate und für 88 Prozent der Natura-2000-Gebiete, für die immer noch keine konkreten Zielvorgaben und Maßnahmenkonzepte (Managementpläne) vorliegen bzw. veröffentlicht wurden. Aber auch die 105 Naturparke in Deutschland (rund 30 Prozent der Landesfläche), in deren Verordnungen der Biodiversitätsschutz als eine der Säulen verankert ist, sind unzureichend personell (im Durchschnitt 2,5 Vollzeitstellen) und finanziell (z. B. in Baden-Württemberg ca. 1900 Euro pro Quadratkilometer) ausgerüstet, um wirkungsvollen Schutz leisten zu können.⁶¹⁴ Aufgrund ihrer Flächenhaftigkeit und ihres europaweiten Verbundes (900 Naturparke mit 390 000 Quadratkilometern Fläche) könnten naturschutzfachlich aufgewertete Naturparks zusammen mit den Natura-2000-Gebieten (15 Prozent der Fläche von Deutschland, 18 Prozent der Fläche der EU) eine wichtige Rolle als Biotopverbund im europaweiten Biodiversitätsschutz einnehmen. Ein Biotopverbund stellt auch ein zentrales Instrument des Naturschutzes bei der Umsetzung von Anpassungsstrategien an den Klimawandel dar (vgl. Kap. 8.11). Die bestehenden gesetzlichen Vorgaben des BNatSchG können bereits in ihrer jetzigen Gestaltung zur Schaffung landesweiter Biotopverbünde genutzt werden.⁶¹⁵

Die Folgen der derzeitigen Defizite im Biodiversitätsschutz in Deutschland werden durch die bundeseinheitliche Generalinventur von Arten und Lebensräumen weiter unterstrichen (12 000 Stichproben von den Alpen bis zur Nord- und Ostsee): 60 Prozent der EU-relevanten Arten und 70 Prozent der Lebensräume sind in einem schlechten bis unzureichenden Erhaltungszustand.⁶¹⁶ Ausdruck die-

ses ganz offenkundig unzureichenden Schutzes der Biodiversität ist unter anderem der starke Rückgang der Insektenbestände (Biomasse) in 62 untersuchten deutschen NSG um über 75 Prozent in den letzten 30 Jahren⁶¹⁷ und in vergleichbarer Höhe auch in 150 Grünlandflächen (67 Prozent) und 140 teils geschützten Waldgebieten (41 Prozent) in Deutschland und Abnahmen in ähnlicher Höhe in anderen Teilen Europas.⁶¹⁸ Insekten sind die artenreichsten Klasse aller Tiergruppen (70 bis 80 Prozent) und sind an fast allen ökosystemischen Prozessen wesentlich beteiligt, wie Bodenbildung, Bodenfruchtbarkeit, Bestäubung, Grundlage der Nahrungsketten vieler Wirbeltiere oder Kontrolle von Schadinsekten in der Land- und Forstwirtschaft.⁶¹⁹

Das Insektensterben kann als ein Abbild eines systemischen Niedergangs der gesamten Biodiversität gesehen werden, einschließlich der Rückgänge der Vogelbestände in den Agrar- und Graslandschaften Europas und Nordamerikas um 30 bis 45 Prozent (teils bis zu 90 Prozent).⁶²⁰ Es besteht dringender Handlungsbedarf, diesem systemischen Niedergang der Lebensgrundlagen der Erde entgegenzuwirken.

Handlungsempfehlungen für Deutschland

Diese Handlungsempfehlungen sind in Grundzügen auch auf andere EU-Regionen übertragbar.

1. Eine durch Deutschland und die EU eingebrachte politische Initiative zur Sicherung der Biodiversität auf 50 Prozent der Fläche aller Ökoregionen der Erde und auf 40 Prozent der Meeresfläche durch Einrichtung und Überwachung von wirksamen Schutzgebieten.
2. Festlegung wirksamer Schutzziele für die nach IUCN-Kategorie V eingestuftten anthropogen stark beeinflussten Ökosysteme (LSG, Protected landscapes) durch verbindliche Aufnahme des Biodiversitätsschutzes als Hauptziel des Gebietsschutzes auf 50 bis 75 Prozent der Schutzgebietsfläche.
3. Festschreibung eines Verschlechterungsverbots aller Schutzgebiete und Streichung der Landwirtschaftsklausel aus dem BNatSchG. Die Land- und Forstnutzung sollte in allen NSG, Natura-2000-Gebieten, Pflegezonen von Biosphärenreservaten und Schutzzonen von

614 Vgl. Sonderband „Naturparke – Großschutzgebiete mit Entwicklungspotenzialen“ in Natur & Landschaft 94(9/10), 2019. Vgl. auch unter: <https://www.natur-und-landschaft.de/de/zeitschrift/natur-und-landschaft-910-2019-132> (zuletzt abgerufen: 27. Februar 2020).

615 Schumacher et al. 2014.

616 BfN 2014.

617 Hallmann et al. 2017.

618 Seibold et al. 2019; SRU 2018.

619 SRU 2018.

620 Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina et al. 2018; Gerlach et al. 2019; Klvanova et al. 2009; Pennisi 2019.

Naturparken und LSG den Naturschutzziele nachgeordnet werden.

4. Reorganisation und Stärkung der Schutzgebiete in Deutschland (diese bedecken bereits 50 Prozent der Landes- und 40 Prozent der AWZ-Meeresfläche, vgl. Kap. 3) mit dem Ziel, den Niedergang (schlechten Erhaltungszustand) von 60 Prozent der EU-relevanten Arten und 70 Prozent der Lebensräume⁶²¹ sowie das Insektensterben als Ausdruck einer ernsten Biodiversitätskrise zu beenden und umzukehren.
5. Ausstattung aller LSG in Deutschland mit 10 Prozent Flächenanteil von NSG, einem zusätzlich erhöhten Anteil (15 Prozent) von nutzungsfreien Waldgebieten (außerhalb der überschneidenden Naturparkflächen und der Kategorie-II-IV-Schutzgebiete) und finanzielle Förderung (u. a. durch EU-Strukturfonds) der Bewirtschaftung von 30 Prozent der landwirtschaftlichen Nutzflächen in LSG mit einer die Biodiversität schonenden Landwirtschaft.
6. Vereinheitlichung der Schutzbestimmungen/Verordnungen für Naturparke und Biosphärenreservate (vgl. Kap. 8.11) unter dem Arbeitstitel „Biodiversitätsmodellregionen“ und Stärkung der Gebiete durch folgende Maßnahmen: (a) Erhöhung des Anteils an NSG und Natura-2000-Gebieten auf mindestens 33 Prozent der Fläche (derzeit durchschnittlich 23 Prozent), davon mindestens 10 Prozent der Fläche als Prozessschutzgebiete, (b) auf weiteren 30 Prozent der Landwirtschaftsflächen Implementierung einer an den Biodiversitätszielen ausgerichteten Bewirtschaftung nach IUCN-Kategorien IV–V,⁶²² finanziell/strukturell bereitgestellt durch Kumulierung ökologischer Vorrangflächen (ÖVP), EU-Strukturfonds, Vertragsnaturschutz und Kulturlandprogramme (vgl. oben, Kap. 7.10 und 7.12), (c) Fokusregionen für Vertragsnaturschutz und ökologische Vorrangflächen, (d) Ausstattung mit durchschnittlich 10 bis 20 Vollzeitpersonalstellen pro Park (europäisches Mittel = 6,5 Stellen, Frankreich bis zu 30) und ausreichenden zusätzlichen Finanzmitteln (s. o.).
7. Ausweitung der Nationalparkflächen auf 1 Prozent der Landfläche (derzeit 0,6 Prozent) mit 75 Prozent nutzungsfreier Schutzfläche (IUCN-Vorgabe), unter anderem auf der Grundlage von bereits ausgearbeiteten Konzepten (z. B. Rhön, Steigerwald, Spessart, Donauauen, Ammergebirge). Zusätzliche Ausweisung von Wildnisgebieten auf 2 bis 3 Prozent der Landesfläche (gemäß der nationalen Biodiversitätsstrategie), bevorzugt in Naturparken bzw. Biodiversitätsmodellregionen.
8. Implementierung des Natura-2000-Schutzgebietsnetzwerks durch Festlegung und öffentliche Bekanntmachung detaillierter und quantifizierbarer Schutzziele und Managementpläne sowie Finanzierung und Aufbau der vorgeschriebenen Monitoring-Verfahren.
9. Förderung und Finanzierung der Biotopvielfalt in der Agrarlandschaft durch (a) Anlage/Erhalt von Tümpeln, Hecken, Schutzstreifen an Waldrändern, Brachen (finanzierte Stilllegungsflächen), (b) Aufbau von geschützten Biotopverbünden und Korridoren zwischen SG als Klima- und Wanderkorridore, unter anderem durch (c) Vervollständigung des Grünen Bandes entlang der ehemaligen innerdeutschen Grenze als Teil des Nationalen Naturerbes und (d) Schaffung von nicht bewirtschafteten, 10 Meter breiten Naturrandstreifen (NSG-Status) beidseits aller Fließgewässer (ca. 400 000 Kilometer) und von 1,5 Meter Breite entlang entwässerungsrelevanter künstlicher Gräben/Straßengräben, ggf. mit Nutzungsentschädigungen durch EU-Agrarmittel. (e) Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit von Fließgewässern als Klima- und Wanderkorridore durch Stärkung und Erweiterung der Regelungen im Wasserhaushaltsgesetz zur Durchgängigkeit oberirdischer Gewässer, (f) durch Ausdehnung auf sämtliche Beeinträchtigungen der Durchgängigkeit und (g) durch Festlegung von Kontrollen der Funktionsfähigkeit von Auf- und Abstiegsanlagen. In diesem Kontext möglichst zügige Umsetzung des Bundesprogramms „Blaues Band“⁶²³ bis 2040.
10. Anpassungsstrategien an den Klimawandel durch Ergänzung des Wasserhaushaltsgesetzes mit Bestimmungen zu Risikomanagementplänen unter (a) Einbeziehung von Rückhalteflächen, (b) Rückverlegung von Deichen und (c) Erhaltung oder Wiederherstellung von Auen. Ausweisung der als Rückhalteflächen renaturierten Auen als SG.
11. Schaffung von bis zu 10 000 Quadratkilometern neuer Feuchtgebiets-SG durch Wiedervernässung von entwässerten Moorflächen und Feuchtgebieten, die zugleich als Klimaschutzgebiete und Klimakorridore wirken und als Kohlenstoffreservoir die Emission von jährlich

621 BfN 2014.

622 Hampicke 2014.

623 Vgl. unter: https://www.blaues-band.bund.de/Projektseiten/Blaues_Band/DE/00_Home/home_node.html (zuletzt abgerufen: 27. Februar 2020).

über 15 bis 30 Millionen Tonnen THG vermeiden (vgl. oben, Kap. 5.5.4 und Kap. 8.11).

12. Vergrößerung der nutzungsfreien Waldfläche in Deutschland von geplanten 5 Prozent auf 10 Prozent bis 2030; was angesichts der Tatsache, dass über 40 Prozent der in Deutschland geernteten Holzmenge zu Energiezwecken verbrannt werden, vertretbar erscheint (s. o., Kap. 4 und Kap. 7.8).
13. Einrichtung eines nationalen (wissenschaftsbasierten) Monitoring-Zentrums zur Erfassung von Trends der Biodiversität, Förderung der taxonomischen wissenschaftlichen und ehrenamtlichen Expertise einschließlich moderner Erfassungs- und Analysemethoden, wie genetisches Barcoding, Modellierung und moderne Statistik für Trendanalysen.⁶²⁴

11.7.2 Außerhalb Europas

Deutschland und Europa tragen durch ihre externe Flächenbeanspruchung weltweit Mitverantwortung für die globale Biodiversitätskrise. Die gesamte externe Flächeninanspruchnahme der EU für Agrar- und Holzprodukte ist mit rund 600 Millionen Hektar (Deutschland 70 Millionen Hektar) die zweitgrößte der Welt. Der Beitrag von Deutschlands Nachfrage nach Agrarprodukten (u. a. Soja) zur globalen Entwaldung zwischen 1995 und 2010 wird auf knapp 1 Million Hektar veranschlagt (näheres vgl. oben, Kap. 7.5). Daraus und aus vielen anderen Rohstoffimporten und Produkten leitet sich eine große Verantwortlichkeit für den Biodiversitätsschutz und für Ausgleichsmaßnahmen außerhalb von Europa ab:

1. Handelsabkommen: Verpflichtende Einbeziehung von Biodiversitäts- und Klimaschutzaspekten sowie indigenen Rechten in Handelsabkommen. Dazu müssten geeignete administrative bzw. politische Strukturen auf Regierungs- und EU-Ebene geschaffen werden.
2. Schutz der letzten ca. 12 Millionen Quadratkilometer Primärwälder (ca. 50 Prozent der globalen Biodiversität, vgl. oben, Kap. 4) und der 10 Millionen Quadratkilometer wenig beeinflusster Grasländer und Feuchtgebiete der Erde. Für die Finanzierung zum Schutz der Primärwälder ist der Aufbau eines mindestens 35 Milliarden Euro für 10 Jahre umfassenden (ca. 300 Euro pro Quadratkilometer pro Jahr) interna-

tionalen Waldschutz- und Klimafonds, der potenzielle Nutzungsausfälle und andere globale Ökosystemleistungen auffängt. Der politisch erhobene globale Gemeinwohlspruch („Lungen der Erde“, „Kohlenstoffsinken“) erfordert ein gemeinsames Handeln der Weltgemeinschaft.

3. Finanzielle Stärkung der Schutzgebiete (SG) in Schwellen- und Entwicklungsländern.
 - (a) Biodiversitätsallianz für Afrika: In Afrika, dem Kontinent mit dem stärksten Bevölkerungszuwachs, sind bereits in vielen Regionen 30 bis 50 Prozent der Fläche durch Nationalparks geschützt (Kongoregion, Tansania, Sambia, Nordmosambik, Zimbabwe, Botswana, Namibia). Die Konsolidierung und eine dauerhafte direkte Grundfinanzierung der SG müssen durch die Industrienationen gewährleistet werden. Die EU-Nationen sollten durch einen Ökofonds für den afrikanischen Kontinent die notwendigen Finanzmittel in Höhe von mindestens 4 Milliarden Euro jährlich für den Biodiversitätsschutz in Afrika bereitstellen. Begründung: Bei einem vorsichtig geschätzten Finanzbedarf von jährlich 1000 Euro pro Quadratkilometer würde die Finanzierung der 4,4 Millionen Quadratkilometer Schutzgebietsfläche in Afrika, davon 1,7 Millionen Quadratkilometer unter staatlichem Schutz (WDPA), rund 4 Milliarden Euro kosten. Zum Vergleich: 10.000 US-Dollar pro Quadratkilometer beträgt der Finanzierungsbedarf für US-Nationalparks und etwa 20.000 Euro pro Quadratkilometer für Deutsche Nationalparks ohne Wattflächen.⁶²⁵ Die Mittel sollen dazu dienen, vorhandene SG zu konsolidieren, Wilderei einzudämmen und die Anrainerkommunen durch naturverträgliche Entwicklungsprogramme einschließlich Ökotourismus zu stärken (s. u.). Dieser Mitteleinsatz wäre zugleich auch ein Beitrag zur Bekämpfung von Klimawandel und Ursachen der Armutsmigration.
 - (b) Legacy Landscapes Fund: Der LLF ist eine Initiative für die Implementierung eines integrierten SG-Ansatzes weltweit und könnte als Blaupause für gemeinsame Maßnahmen des Bundesministeriums für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ), KfW Entwicklungsbank, Agence Française de Développement (AFD), Weltnaturschutzunion (IUCN), UNESCO und

624 Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina 2014; Dauber et al. 2016; Koalitionsvertrag der Bundesregierung Zeile 6561, https://www.cdu.de/system/tdf/media/dokumente/koalitionsvertrag_2018.pdf?file=1 (zuletzt abgerufen am: 20.02.2020).

625 Angaben für 2002, zusammengestellt vom Nationalparkamt Tönning, unveröffentlicht.

verschiedenen international operierenden Naturschutzorganisationen dienen. Eine substanzielle finanzielle Ausstattung von mehreren Milliarden Euro ist anzustreben, um vorhandene SG weltweit zu stabilisieren, neue SG einzurichten und die lokale Bevölkerung mit nachhaltigen Entwicklungsprogrammen zu unterstützen (s. u.).

- (c) Schaffung von Biotopverbünden für Tierwanderungen, die an die menschlichen Besiedlungs- und Nutzungsformen angepasst sind, wo immer möglich und notwendig (IUCN-Kategorie-V, „protected landscapes“). Das KAZA-(Kavango-Zambesi)-Programm von BMZ/KfW/DEG kann als ein gutes Beispiel für einen großräumigen Mosaikschutzansatz mit angepassten kommunalen Naturnutzungsprogrammen (community-based natural resource management, CBNRM) dienen.⁶²⁶ Es deckt eine Fläche von 522 000 Quadratkilometern (entspricht der Größe Frankreichs) im südlichen Afrika (fünf Länder) ab. Ein anderes Beispiel ist das grenzüberschreitende Ruvuma-Gebiet zwischen dem Selous-Nationalpark in Tansania und dem Niassa-Nationalpark in Nordmosambik.⁶²⁷ Solche Verbund- und Korridorprogramme sind wirkungsvolle Ansätze für die Umsetzung von Anpassungsstrategien an den Klimawandel und müssen unabhängig von politischen Konstellationen koordiniert und langfristig finanziert werden.

4. Flankierende Maßnahmen: Fast Zweidrittel der Menschheit lebt immer noch von einer Selbstversorgungs-(Subsistenz)-Landwirtschaft und einer traditionellen (artisanen) Kleinfischerei. 85 Prozent aller 570 Millionen Landwirtschaftsbetriebe der Erde sind kleiner als 2 Hektar⁶²⁸ und die von ihnen lebenden Menschen sind besonders von Hunger betroffen. Diese kleinbäuerlichen Selbstversorger bedürfen dringend (nicht nur im Umfeld von SG) umfassender Beratungs- und Ausbildungsprogramme, Finanzierungsstrukturen, sicherer Lager- und Transportkapazitäten für die Ernte und Zugänge zu lokalen Absatzmärkten (u. a. zur Verminderung der 30 Prozent Nachernteverluste). Durch Stärkung der kleinbäuerlichen Strukturen könnte die landwirtschaftliche Produktivität und Erntesicherung signifikant erhöht

und wichtige Beiträge zur Hungerbekämpfung geleistet werden, ohne Einsatz von Kunstdünger, Pestiziden und ohne nennenswerte klimaschädliche Konversion von Grasländern und Wäldern in Ackerflächen.⁶²⁹

Eine längere und bessere Schulbildung insbesondere für Mädchen wird auch dazu beitragen, das Bevölkerungswachstum zu vermindern (spätere Heirat, größere Selbständigkeit und bessere Selbstkontrolle über Geburten). Im Umfeld von SG und in Korridoren zwischen Schutzgebieten haben sich kommunale Naturnutzungsprogramme (CBNRM) vielerorts als Erfolgsmodelle mit sozioökonomischen und Biodiversitätsvorteilen erwiesen.⁶³⁰ Auch andere, die Biodiversität schützende Nutzungsformen in tropischen/subtropischen Waldgebieten wie die Agroforst-Landwirtschaft können naturverträgliche und einkommenssteigernde Optionen anbieten.⁶³¹

626 Vgl. unter : <https://www.kfw-entwicklungsbank.de/ipfz/Projektdatenbank> (zuletzt abgerufen: 27. Februar 2020).

627 Hofer et al. 2004.

628 Birner 2019; Braun 2013, 2015 und Literatur darin.

629 Vgl. auch Tscharnkte et al. 2010, 2012.

630 Adams et al. 2004; Naidoo et al. 2010; Pailler et al. 2015.

631 U. a. Tscharnkte et al. 2012; FAO-ICRAF 2019.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Das Erdsystem mit seinen Wechselwirkungen zwischen Anthroposphäre, Atmosphäre, Lithosphäre, Hydrosphäre und Biosphäre	6
Abb. 2: Landflächen und Landnutzung der Erdoberfläche	7
Abb. 3: Untergliederung der Biosphäre in 8 geografische Großregionen sowie 14 Biome und 846 Ökoregionen	8
Abb. 4: Dienstleistungen der Biodiversität	9
Abb. 5: Populationsindex („Living-Planet-Index“) Wirbeltiere.....	10
Abb. 6: „Biomkrise“	75

Abkürzungsverzeichnis

AFD	Agence Française de Développement
AIS	Automatisches Schiffsidentifizierungssystem
AWZ	ausschließliche Wirtschaftszone
BBN	Bundesverband Beruflicher Naturschutz
BE	Bioenergie
BECCS	bioenergy with carbon capture and storage/Bioenergie mit CO ₂ -Abscheidung und -Speicherung
BfN	Bund für Naturschutz
BHD	Brusthöhendurchmesser
BIP	Bruttoinlandsprodukt
BLE	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
BMEL	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft
BMZ	Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
CAS	Climate Stabilisation Areas
CBD	Convention on Biological Diversity/Übereinkommen über die biologische Vielfalt
CBNRM	community-based natural resource management
COP	Convention of Parties
CoML	Census of Marine Life
CPD	Centres of Plant Diversity/Pflanzendiversität
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DGE	Deutsche Gesellschaft für Ernährung
EASAC	European Academies Science Advisory Council
EEA	European Environment Agency/Europäische Umweltagentur
ES	Ecosystem Services/Ökosystemleistungen
EU	European Union/Europäische Union
EU-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations/Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen („Welternährungsorganisation“)
FFH	Fauna-Flora-Habitat
FLEGT	Forest Law Enforcement, Governance and Trade
FSC	Forest Stewardship Council
GAP	Gemeinsame EU-Agrarpolitik
GES	Good Environmental Status/guter Umweltzustand

HCB	Hexachlorbenzol
ICRAF	International Centre for Research in Agroforestry
IDMC	Internal Displacement Monitoring Centre
IMO	Internationale Seeschiffahrtsorganisation
IPBES	Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change/Weltklimarat
ITTO	International Tropical Timber Organisation
IUCN	International Union for Conservation of Nature/Weltnaturschutzunion
LLF	Legacy Landscapes Fund
LSG	Landschaftsschutzgebiet
LULUC	Land use and land-use changes/Landnutzung und Landnutzungswandel
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
MPA	Marine Protected Area/Meeresschutzgebiet
MSFD	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (EU)
NABCI	North American Bird Conservation Initiative
NABU	Naturschutzbund Deutschland
NP	Nationalpark
NPP	Nettoprimärproduktion
Nr	reaktiver Stickstoff
NRC	National Research Council
NSG	Naturschutzgebiet
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development/Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
ÖVF	Ökologische Vorrangfläche
PA	Protection Area
PBDE	polybromierte Diphenylether
PBT	Persistenz, Bioakkumulation und Toxizität
PCB	polychloriertes Biphenyl
PECBMS	Pan-European Common Bird Monitoring Scheme
PFC	per- und polyfluorierte Chemikalie
POP	persistent organic pollutant/persistente organische Chemikalie
SDG	Sustainable Development Goals
SG	Schutzgebiet
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
SRÜ	Seerechtsübereinkommen
SUP	strategische Umweltprüfung
SVHC	Substances of Very High Concern
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
THG	Treibhausgas(e)
UBA	Umweltbundesamt

UN	United Nations/Vereinte Nationen
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
UNFCCC	UN Framework Convention on Climate Change
UNEP	UN Environmental Programme
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
vB	very Bioaccumulative
vP	very Persistent
WBA	Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik
WBAE	Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz
WBGU	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen
WCMC	World Conservation Monitoring Centre
WHO	World Health Organization/Weltgesundheitsorganisation
WDPA	World Database on Protected Areas
WMO	World Meteorological Organization
WWAP	World Water Assessment Programme
WWF	World Wide Fund For Nature

Literaturverzeichnis

- Abel, S., Barthelmes, A., Gaudig, G., Joosten, H., Nordt, A., et al. (2019): Klimaschutz auf Moorböden – Lösungsansätze und Best-Practice-Beispiele. Greifswalder Moor Centrum Schriftenreihe. Selbstverlag. Verfügbar unter: https://greifswaldmoor.de/files/images/pdfs/201908_Broschuere_Klimaschutz%20auf%20Moorb%C3%B6den_2019.pdf (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Achten, W.M.J., Verchot, L.V. (2011): Implications of biodiesel-induced land-use changes for CO₂ emissions: case studies in tropical America, Africa, and Southeast Asia. *Ecology and Society* 16(4), 14. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-04403-160414>.
- Adams, W.M., Aveling, R., Brockington, D., Dickson B., Elliott J. et al. (2004): Biodiversity conservation and the eradication of poverty. *Science* 306(5699), 1146–1149. <https://doi.org/10.1126/science.1097920>.
- Agardy, T., di Sciara, G.N., Christie, P. (2011): Mind the gap: Addressing the shortcomings of marine protected areas through large scale marine spatial planning. *Marine Policy* 35(2), 226–232. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.10.006>.
- Alkemade, R., Reid, R.S., Berg, M. van den, Leeuw, J. de, Jeuken, M. (2013): Assessing the impacts of livestock production on biodiversity in rangeland ecosystems. *PNAS* 110(52), 20900–20905. <https://doi.org/10.1073/pnas.1011013108>.
- Allen, C.D., Breshears, D.D., McDowell, N.G. (2015): On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere* 6 (article 129), 1–55. <https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1>.
- Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N. et al. (2010): A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *For Ecol Manag* 259(4), 660–684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>.
- Allen, A.P., Brown, J.H., Gillooly, J.F. (2002): Global Biodiversity, Biochemical Kinetics, and the Energetic-Equivalence Rule. *Science* 297(5586), 1545–1548. <https://doi.org/10.1126/science.1072380>.
- Aragao, L.E.O.C., Shimabukuro, Y.E. (2010): The incidence of fire in Amazonian forests with implications for REDD. *Science* 328(5983), 1275–1278. <https://doi.org/10.1126/science.1186925>.
- Armenteras, D., González, T.M., Retana, J. (2013): Forest fragmentation and edge influence on fire occurrence and intensity under different management types in Amazon forests. *Biol. Conserv.* 159, 73–79. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.026>.
- Arnth, A., Sitch, S., Bondeau, Butterbach-Bahl, K., Foster, P. et al. (2010): From biota to chemistry and climate: towards a comprehensive description of trace gas exchange between the biosphere and atmosphere. *Biogeosciences* 7, 121–149. <https://doi.org/10.5194/bg-7-121-2010>.
- Ascott, M.J., Goody, D.C., Wang, L., Stuart, M.E., Lewis, M.A. et al. (2017): Global patterns of nitrate storage in the vadose zone. *Nat. Commun.* 8, 1416. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01321-w>.
- Backhaus, T., Snape, J., Lazorchak, J. (2012): The impact of chemical pollution on biodiversity and ecosystem services: the need for an improved understanding. *Integrated Environmental Assessment and Management* 8(4), 575–576. <https://doi.org/10.1002/ieam.1353>.
- Bai, Z.G., Dent, D.L., Olsson, L., Schaepman, M.E. (2008): Global Assessment of land degradation and improvement. Wageningen: ISRIC – World Soil Information, 2008. GLADA Report 5. Verfügbar unter: https://www.isric.org/sites/default/files/isric_report_2008_01.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor, C., Stuart, S. (2004): 2004 Red list of threatened species. A global species assessment. IUCN, Gland Switzerland.

- Baker, D.J., Hartley, A.J., Burgess, N.D., Butchart, S.H.M., Carr, J.A. et al. (2015): Assessing Climate Change Impacts for Vertebrate Fauna across the West African Protected Area Network Using Regionally Appropriate Climate Projections. *Diversity and Distributions* 21(9), 991–1003. <https://doi.org/10.1111/ddi.12337>.
- Balslev, H., Valencia, R., Paz y Miño, G., Christensen, H., Nielsen, I. (1998): Species count of vascular plants in one hectare of humid lowland forest in Amazonian Ecuador. In: Dallmeier, F., Comiskey, J.A. (eds.): *Forest biodiversity in North, Central and South America, and the Caribbean: Research and monitoring* (pp. 585–594). Paris: UNESCO.
- Ban, N.C., Bax, N.J., Gjerde, K.M., Devillers, R., Dunn, D.C. et al. (2014): Systematic conservation planning: a better recipe for managing the high seas for biodiversity conservation and sustainable use. *Conservation Letters* 7, 41–54. <https://doi.org/10.1111/conl.12010>.
- Barbosa da Silva, F.H., Arieira, J., Parolin, P., Nunes da Cunha, C., Junk, W.J. (2016): Shrub encroachment influences herbaceous communities in flooded grasslands of a neotropical savanna wetland. *Applied Vegetation Science* 19(3), 391–400. <https://doi.org/10.1111/avsc.12230>.
- Barsch, F. (2008): *Naturschutz in Deutschland. Schutzgebiete und das Biodiversitätsziel 2010*. WWF Deutschland, Frankfurt am Main. Verfügbar unter: <https://mobil.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/WwfStudieNaturschutzDt25042008internet.pdf> (abgerufen am: 23. März 2020).
- Barthelmes, A., Couwenberg, J., Joosten, H. (2009): *Peatlands in national inventories 2009 to UNFCCC – an analysis of 10 European countries*. Wetlands International Technical Report. Verfügbar unter: http://www.imcg.net/media/download_gallery/climate/barthelmes_et_al_2009.pdf (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Barthlott, W., Mutke, J., Rafiqpoor, D., Kier, G., Kreft, H. (2005): Global centers of vascular plant diversity. *Nova Acta Leopoldina NF* 92(342), 61–83.
- Barbkowski, B. (2017): *Economic Valuation of Biodiversity*. London: Routledge.
- 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, 1023–1031. <https://doi.org/10.1111/gcb.12514>.
- Baumgärtner, S., Strunz, S. (2014): The economic insurance value of ecosystem resilience, *Ecological Economics* 101, 21–32. <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.02.012>.
- Baumgärtner, S. (2007): The insurance value of biodiversity in the provision of ecosystem services, *Natural Resources Modeling* 20(1), 87–127. <https://doi.org/10.1111/j.1939-7445.2007.tb00202.x>.
- Baumgart, W. (2017): Das durch Diclofenac verursachte Geiersterben in Indien. Ein Tierarzneimittel erschüttert einen subkontinentalen Kulturkreis. *Deutsches Tierärzteblatt* 65(3), 306–312. Verfügbar unter: https://www.deutsches-tieraerzteblatt.de/fileadmin/resources/Bilder/DTBL_03_2017/PDFs/DTBL_03_2017_Geiersterben.pdf (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B. et al. (2011): Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471(7336), 51–57. <https://doi.org/10.1038/nature09678>.
- Barredo, J.I., Miguel, J.S., Caudullo, G., Busetto, L. (2012): *A European Map of Living Forest Biomass and Carbon Stock*. JRC Scientific and Policy Reports, Report. Verfügbar unter: <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC77439/lb-na-25730-en-n.pdf> (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Basset, Y., Cizek, L., Cuénoud, P., Didham, R.K., Guilhaumon, F. et al. (2012): Arthropod diversity in a tropical forest. *Science* 338(6113), 1481–1484. <https://doi.org/10.1126/science.1226727>.
- Bauer, D.M., Sue Wing, I. (2016): The macroeconomic cost of catastrophic pollinator declines. *Ecological Economics* 126(C), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.01.011>.
- Beazley, K.F., Baldwin R.F. (eds.) (2019): *Biodiversity and protected areas*. Basel, Beijing, Wuhan, Barcelona, Belgrade: MDPI. Verfügbar unter: https://www.mdpi.com/journal/land/special_issues/biodiversity_protectedareas#published (abgerufen am: 23. Februar 2020).

- Becker, N., Emde, F., Jessel, B., Kärcher, A., Schuster, B., et al. (2014): Grünland-Report. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. Verfügbar unter: https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/presse/2014/PK_Gruenlandpapier_30.06.2014_final_layout_barrierefrei.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Beech, E., Rivers, M., Oldfield, S., Smith, P.P. (2017): GlobalTreeSearch: The first complete global database of tree species and country distributions. *Journal of Sustainable Forestry* 36, 454–489. <https://doi.org/10.1080/10549811.2017.1310049>.
- Bellarby, J., Tirado, R., Leip, A., Weiss, F., Lesschen, J.P. et al. (2013): Livestock greenhouse gas emissions and mitigation potential in Europe. *Global Chang. Biol.* 19(1), 3–18. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02786.x>.
- Bellard, C., Leclerc, C., Leroy, B., Bakkenes, M., Veloz, S. et al. (2014): Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. *Global Ecology and Biogeography* 23(12), 1376–1386. <https://doi.org/10.1111/geb.12228>.
- Bellard, C., Thuiller, W., Leroy, B., Genovesi, P., Bakkenes, M. et al. (2013): Will climate change promote future invasions? *Global Change Biology* 19(12), 3740–3748. <https://dx.doi.org/10.1111%2Fgcb.12344>.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F. (2012): Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15(4), 365–377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>.
- Benchimol, M., Peres, C.A. (2015): Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *Journal of Ecology* 103, 408–420. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12371>.
- Berglund, B.E. (Hrsg.) (1991): The cultural landscape during 6000 years in southern Sweden – the Ystad project. Copenhagen: Munksgard.
- Bergmann, E., Bender, J., Weigel H.-J. (2015): Assessment of the impacts of ozone on biodiversity in terrestrial ecosystems: Literature review and analysis of methods and uncertainties in current risk assessment approaches. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_71_2015_assessment_of_the_impacts_of_ozone_0.pdf (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- Bergsma, G., Kampman, B., Croezen, H., Sevenster, M. (2007): Biofuels and their global influence on land availability for agriculture and nature. A first evaluation and a proposal for further fact finding. Delft: Centrum voor Energiebesparing en schone technologie CE.
- Bernhardt, E.S., Rosi, E.J., Gessner, M.O. (2017): Synthetic chemicals as agents of global change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15(2), 84–90. <https://doi.org/10.1002/fee.1450>.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2020): Gebietsschutz/ Großschutzgebiete. Verfügbar unter: <https://www.bfn.de/themen/gebietsschutz-grossschutzgebiete.html> (abgerufen am: 23. Februar 2020).
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2017): Eckpunkte eines Handlungskonzepts für den Artenschutz in Deutschland unter Klimawandel. Key points for an action plan for species conservation under climate change in Germany. Verfügbar unter: <https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/Skript466.pdf> (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2015): Artenschutz-Report 2015. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. Verfügbar unter: https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/presse/2015/Dokumente/Artenschutzreport_Download.pdf (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2014): Die Lage der Natur in Deutschland. Ergebnisse von EU-Vogelschutz- und FFH-Bericht. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. Verfügbar unter: https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/natur_deutschland_bericht_bf.pdf (abgerufen am: 23. März 2020).
- Signal, E.M., McCracken, D.I. (2000): The nature conservation value of European traditional farming systems. *Environ. Rev.* 8(3), 149–171. <https://doi.org/10.1139/a00-009>.

- Billington, C., Kapos, V., Edwards, M.S., Blyth, S., Iremonger, S. (1996): Estimated original forest cover map – first attempt. WCMC, Cambridge, UK. Verfügbar unter: https://pdfs.semanticscholar.org/beb1/2bf85b03ce6c17acfe474e1c640713c03bad.pdf?_ga=2.53181544.1357725869.1582039061-314075217.1582039061 (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Birner, R. (2019): Ernährungssicherung und Landwirtschaft. *Nova Acta Leopoldina* 424, 77–103. Verfügbar unter: https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/NAL_NF_424.pdf (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- BLE (Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung) (2019): Milchviehhaltung in Deutschland; Rindfleischherzeugung in Deutschland. Verfügbar unter: <https://www.praxis-agrar.de/tier/rinder/milchviehhaltung-in-deutschland/>; <https://www.praxis-agrar.de/tier/rinder/rindfleischherzeugung-in-deutschland/> (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2016): Deutschland, wie es isst: Der BMEL-Ernährungsreport 2016. Verfügbar unter: <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/Ernaehrungsreport2016.pdf> (abgerufen am: 30. März 2020).
- BMUB (Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und nukleare Sicherheit) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Verfügbar unter: https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/biologischevielfalt/Dokumente/broschuere_biolog_vielfalt_strategie_bf.pdf (abgerufen am: 26. Februar 2020).
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R. et al. (2010): Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity effects of terrestrial ecosystems: a synthesis. *Ecological Applications* 20(1), 30–59. <https://doi.org/10.1890/08-1140.1>.
- Bollmann, K., Bergamini, A., Senn-Irlet, B., Nobis, M., Duelli, P. et al. (2009): Konzepte, Instrumente und Herausforderungen bei der Förderung der Biodiversität im Wald. *Schweiz. Z. Forstwes.* 160, 53–67. Verfügbar unter: <https://szf-jfs.org/doi/pdf/10.3188/szf.2009.0053> (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Bongers, F., Chazdon, R., Poorter, L., Pena-Claros, M. (2015): The potential of secondary forests. *Science* 348(6235), 642–643. <https://doi.org/10.1126/science.348.6235.642-c>.
- Bonn, M., Reichert, G. (2017): EU-Richtlinie. Erneuerbare Energien ab 2021. *cepAnalyse* Nr. 07/2017. Verfügbar unter: https://www.cep.eu/fileadmin/user_upload/cep.eu/Analysen/COM_2016_767_Erneuerbare_Energien/cepAnalyse_COM_2016_767_Erneuerbare_Energien_ab_2021.pdf (abgerufen am: 26. Februar 2020).
- Bonsch, M., Humpenoder, F., Popp, A., Bodirsky, B., Dietrich, J.P. et al. (2016): Trade-offs between land and water requirements for large-scale bioenergy production. *Global Change Biology Bioenergy* 8(1), 11–24. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12226>.
- Boone Kauffman, J., Arifanti, V.B., Hernández Trejo, H., del Carmen Jesús García, M., Norfolk, J. et al. (2017): The jumbo carbon footprint of a shrimp: carbon losses from mangrove deforestation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15, 183–188. <https://doi.org/10.1002/fee.1482>.
- Bopp, L., Resplandy, L., Orr, J.C., Doney, S.C., Dunne, J.P. (2013): Multiple stressors of ocean ecosystems in the 21st century: projections with CMIP5 models. *Biogeosciences* 10(10), 6225–6245. <https://doi.org/10.5194/bg-10-6225-2013>.
- Boyd, J., Banzhaf, S. (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units, *Ecological Economics* 63(2–3), 616–626. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002>.
- Boysen, L.R., Lucht, W., Gerten, D. (2017): Trade-offs for food production, nature conservation and climate limit the terrestrial carbon dioxide removal potential. *Global Change Biology* 23(10), 4303–4317. <https://doi.org/10.1111/gcb.13745>.
- Braun, J. von (2015): Welternährung und Nachhaltigkeit, Herausforderungen und Strategien für das 21. Jahrhundert. München: oekom verlag.

- Braun, J. von (2013): Welternährung im Globalen Wandel. In: Drenckhahn, D., Hacker, J. (Hrsg.): Rolle der Wissenschaft im globalen Wandel. Halle (Saale): Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina. Verfügbar unter: https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/NAL_400_Book_gesamt_lowres_US.pdf (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- Breeze, T.D., Gallai, N., Garibaldi, L.A., Li, X.S. (2016): Economic Measures of Pollination Services: Shortcomings and Future Directions. *Trends in Ecology & Evolution* 31(12), 927–939. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.09.002>.
- Brienen, R.J.W., Phillips, O.L., Feldpausch, T.E., Gloor, E., Baker, T.R. et al. (2015): Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature* 519(7543), 344–348. <https://doi.org/10.1038/nature14283>.
- Brinck, K., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., De Paula, M.D. et al. (2017): High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. *Nature communications* 8, 14855. <https://doi.org/10.1038/ncomms14855>.
- 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. <https://doi.org/10.1111/gcb.13744>.
- Brose, U., Ostling, A., Harrison, K., Martinez N.D. (2004): Unified spatial scaling of species and their trophic interactions. *Nature* 428(6979), 167–171. <https://doi.org/10.1038/nature02297>.
- Bruckner, M., Giljum, S., Fischer, G., Tramberend, S., Wunder, S. et al. (2017): Entwicklung von konsumbasierten Landnutzungsindikatoren. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2017-09-06_texte_81-2017_synthesebericht.pdf (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- Brühl, C.A., Alscher, A., Hahn, M., Berger, G., Bethwell, C. et al. (2015): Protection of Biodiversity in the Risk Assessment and Risk Management of Pesticides (Plant Protection Products & Biocides) with a Focus on Arthropods, Soil Organisms and Amphibians. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_76_2015_protection_of_biodiversity_in_the_risk_management_of_pesticides.pdf (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- Bullock, J., Jefferson, R., Blackstock, T.H., Pakeman, R.J., Emmett, B.A. et al. (2011): Semi-natural grasslands. In: Technical report: The UK National Ecosystem Assessment (pp. 162–159). Cambridge: UNEP-WCMC.
- Burrows, M.T., Schoeman, D.S., Buckley, L.B., Moore, P., Poloczanska, E.S. et al. (2011): The Pace of Shifting Climate in Marine and Terrestrial Ecosystems. *Science* 334(6056), 652–655. <https://doi.org/10.1126/science.1210288>.
- Butchart, S.H.M., Clarke, M., Smith, R.J., Sykes, R.E., Scharlemann, J.P. et al. (2015): Shortfalls and solutions for meeting national and global conservation area targets. *Conservation Letters* 8(5), 329–337. <https://doi.org/10.1111/conl.12158>.
- Butchart, S.H.M., Scharlemann, J.P.W., Evans, M.I. et al. (2012): Protecting important sites for biodiversity contributes to meeting global conservation targets. *PLoS One* 7(3), e32529. <https://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0032529>.
- Cabrerizo, A. et al. (2018): Legacy and Emerging Persistent Organic Pollutants (POPs) in Terrestrial Compartments in the High Arctic: Sorption and Secondary Sources. *Environmental Science & Technology* 52(24), 14187–14197. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05011>.
- Campbell, B.M., Beare, D.J., Bennett E.M. (2017): Agriculture production as a major driver of the Earth system exceeding planetary boundaries. *Ecology and Society* 22(4), 8. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>.
- Capinha, C., Essl, F., Seebens, H., Moser, D., Pereira, H.M. (2015): The dispersal of alien species redefines biogeography in the Anthropocene. *Science* 348(6240), 1248–1251. <https://doi.org/10.1126/science.aaa8913>.

- Cardinale, B.J. (2012): Impacts of Biodiversity Loss. *Science* 336, 552–553. <https://doi.org/10.1126/science.1222102>.
- Cardinale, B.J., Matulich, K.L., Hooper, D.U., Byrnes, J.E., Duffy, E. et al. (2011): The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany* 98(3), 572–592. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000364>.
- Cardinale, B.J., Wright, J.P., Marc, W., Cadotte, M.W., Carroll, I.T. et al. (2007): Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. *PNAS* 104(46), 18123–18128. <https://doi.org/10.1073/pnas.0709069104>.
- Carlson, K.M., Gerber, J.S., Mueller, N.D., Herrero, M., MacDonald, G.K. et al. (2016): Greenhouse gas emissions intensity of global croplands. *Nature Climate Change* 7, 63–68. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE3158>.
- Carus, M., Raschka, A., Fehrenbach, H., Rettenmaier, N., Dammer, L. et al. (2014): Ökologische Innovationspolitik – Mehr Ressourceneffizienz und Klimaschutz durch nachhaltige stoffliche Nutzungen von Biomasse. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_02_2014_kf_deutsch_druckfassung_23.1.2014.pdf (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- Caspari, T., van Lynden, G., Bai, Z. (2015): Land degradation neutrality: An evaluation of methods. *Texte* 62/2015. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_62_2015_land_degradation_neutrality_0.pdf (abgerufen am: 23. März 2020).
- Catovsky, S., Bradford, M.A., Hector, A. (2002): Biodiversity and ecosystem productivity: implications for carbon storage. *Oikos* 97(3), 443–448. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.970315.x>.
- CBD (Convention on Biological Diversity) (2010a): Global Biodiversity Outlook 3. Verfügbar unter: <https://www.cbd.int/gbo3> (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- CBD (Convention on Biological Diversity) (2010b): Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Targets. “Living in Harmony with Nature”. Verfügbar unter: <https://www.cbd.int/doc/strategic-plan/2011-2020/Aichi-Targets-EN.pdf> (abgerufen am: 25. Februar 2020).
- CBD (Convention on Biological Diversity) (2004): Programme of Work on Protected Areas. Verfügbar unter: <http://www.cbd.int/protected/pow.shtml> (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- Chapin, F.S., Matson, P.A., Mooney, H.A. (2002): Principles of terrestrial ecosystem ecology. New York: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>.
- Chaudhary, A., Kastner, T. (2016): Land use biodiversity impacts embodied in international food trade. *Global Environmental Change* 38, 195–204. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.03.013>.
- Cheung, W.W.L., Pauly, D., Sarmiento, J.L. (2013): How to make progress in projecting climate change impacts. *ICES Journal of Marine Science* 70(6), 1069–1074. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst133>.
- Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V. et al., (2013): Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Fifth Assessment Report*. Cambridge, UK and New York, USA: Cambridge University Press. Verfügbar unter: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5_Chapter06_FINAL.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Ciais, P., Bombelli, A., Williams, M., Piao, S.L., Chave, J. et al. (2011): The carbon balance of Africa: synthesis of recent research studies. *Phil. Trans. R. Soc. A* 369(1943), 2038–2057. <https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0328>.
- Cinner, J.E., McClanahan, T.R., MacNeil, M.A., Graham, N.A.J., Daw, T.M. et al. (2012): Comanagement of coral reef social-ecological systems. *PNAS* 109(14), 5219–5222. <https://doi.org/10.1073/pnas.1121215109>.
- Clarke, A., Gaston, K.J. (2006): Climate, energy and diversity. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 273(1599), 2257–2266. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3545>.

- Coad, L., Watson, J.E.M., Geldmann, J. (2019): Widespread shortfalls in protected area resourcing undermine efforts to conserve biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 17(5), 259–264. <https://doi.org/10.1002%2Ffee.2042>.
- Coetzee, B.W.T., Gaston, K.J., Chown, S.L. (2014): Local scale comparisons of biodiversity as a test for global protected area ecological performance: A meta-analysis. *PLOS ONE* 9(8), e105824. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105824>.
- Comte, L., Buisson, L., Daufresne, M., Grenouillet, G. (2013): Climate-induced changes in the distribution of freshwater fish: Observed and predicted trends. *Freshwater Biology* 58(4), 625–639. <https://doi.org/10.1111/fwb.12081>.
- Comte, L., Olden, J.D. (2017): Climatic vulnerability of the world's freshwater and marine fishes. *Nature Climate Change* 7, 718–722. <https://doi.org/10.1038/nclimate3382>.
- Corsolini, S., Pozo, K., Christiansen, J.S. (2016): Legacy and emergent POPs in the marine fauna of NE Greenland with special emphasis on the Greenland shark *Somniosus microcephalus*. *Rendiconti Lincei-Scienze Fisiche E Naturali* 27, 201–206. <https://doi.org/10.1007/s12210-016-0541-7>.
- Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Ploeg, S. van der, Anderson, S.J. et al. (2014): Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26, 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>.
- Costello, C., Ovando, D., Clavelle, T., Strauss, C.K., Hilborn, R. et al. (2016): Global fishery prospects under contrasting management regimes. *PNAS* 113(18), 5125–5129. <https://doi.org/10.1073/pnas.1520420113>.
- Costello, M.J., Ballantine, B. (2015): Biodiversity conservation should focus on no-take Marine Reserves: 94 % of Marine Protected Areas allow fishing. *Trends in Ecology & Evolution* 30(9), 507–509. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.011>.
- Cowen, R.K., Lwiza, K.M.M., Sponaugle, S., Paris, C.B., Olson, D.B. (2000): Connectivity of marine populations: open or closed? *Science* 287(5454), 857–859. <https://doi.org/10.1126/science.287.5454.857>.
- Crenna, E., Sinkko, T., Sala, S. (2019): Biodiversity impacts due to food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production* 227, 378–391. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.054>.
- Creutzig, F. (2016): Economic and ecological views on climate change mitigation with bioenergy and negative emissions. *Global Change Biology Bioenergy* 8(1), 4–10. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12235>.
- Croxall, J.P., Butchart, S.H.M., Lascelles, B.E.N., Stattersfield, A.J., Sullivan, B.E.N. et al. (2012): Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22(1), 1–34. <https://doi.org/10.1017/S0959270912000020>.
- Crutzen, P. (2002): Geology of mankind. *Nature* 415, 23. <https://doi.org/10.1038/415023a>.
- Curran, L.M., Trigg, S.N., McDonald, A.K., Astiani, D., Hardiono, Y.M., et al. (2004): Lowland forest loss in protected areas of Indonesian Borneo. *Science* 303(5660), 1000–1003. <https://doi.org/10.1126/science.1091714>.
- Curtis, P.G., Slay, C.M., Harris, N.L., Tyukavina, A., Hansen, M.C. (2018): Classifying drivers of global forest loss. *Science* 361(6407), 1108–1111. <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>.
- Darrah, S.E., Shennan-Farpon, Y., Loh, J., Davidson, N.C., Finlayson, C.M. et al. (2019): Improvements to the Wetland Extent Trends (WET) index as a tool for monitoring natural and human-made wetlands. *Ecological Indicators* 99, 294–298. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.032>.
- Darwall, W., Bremerich, V., De Wever, A., Dell, A.I., Freyhof, J. et al. (2018): The Alliance for Freshwater Life: A global call to unite efforts for freshwater biodiversity science and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 28(4), 1015–1022. <https://doi.org/10.1002/aqc.2958>.
- Dass, P., Benjamin Houlton, B.Z., Wang, Y., Warlind, D. (2018): Grasslands may be more reliable carbon sinks than forests in California. *Environ. Res. Lett.* 13(7), 074027. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/aacb39>.

- Dauber, J., Klimek, S., Schmidt, T.G. (2016): Konzept für ein Biodiversitätsmonitoring Landwirtschaft in Deutschland. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Thünen Working Paper 58. Verfügbar unter: https://literatur.thuenen.de/digbib_external/dn056855.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Daufresne, M., Lengfellner, K., Sommer, U. (2009): Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *PNAS* 106(31), 12788–12793. <https://doi.org/10.1073/pnas.0902080106>.
- Davidson, N.C. (2014): How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine & Freshwater Res.* 65(10), 934–941. <http://dx.doi.org/10.1071/MF14173>.
- Davies-Barnard, T., Valdes, P.-J., Singarayer, J.S., Wiltshire, A., Jones, C.D. (2015): Quantifying the relative importance of land cover change from climate and land-use in the representative concentration pathways. *Global Biogeochemical Cycles* 29(6), 842–853. <https://doi.org/10.1002/2014GB004949>.
- Day, J., Dudley, N., Hockings, M., Holmes, G., Laffoley, D., et al. (eds.) (2019): Guidelines for applying the IUCN protected area management categories to marine protected areas. Second edition. Gland, Switzerland: IUCN. Verfügbar unter: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-019-2nd%20ed.-En.pdf> (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- de Coninck, H., Revi, A., Babiker, M., Bertoldi, P., Buckenridge, M. et al. (eds.) (2018): Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. IPCC. Verfügbar unter: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/05/SR15_Citation.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- DeConto, R.M., Galeotti, S., Pagani, M., Tracy, D., Schaefer, K. et al. (2012): Past extreme warming events linked to massive carbon release from thawing permafrost. *Nature* 484(7392), 87–91. <https://doi.org/10.1038/nature10929>.
- De Frenne, P., Rodríguez-Sánchez, F., Coomes, D.A., Baeten, L., Verstraeten, G. et al. (2013): Microclimate moderates plant responses to macroclimate warming. *Proc Natl Acad Sci USA* 110(46), 18561–18565. <https://doi.org/10.1073/pnas.1311190110>.
- Defoirdt, T., Sorgeloos, P., Bossier, P. (2011): Alternatives to antibiotics for the control of bacterial disease in aquaculture. *Current Opinion in Microbiology* 14(3), 251–258. <https://doi.org/10.1016/j.mib.2011.03.004>.
- De Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F. et al. (2012): Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units, *Ecosystem Services* 1(1), 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>.
- Deinet, S., McRae, L., Freeman, R. (2018): Population indicator: The Living Planet Index. In: Grooten, M., Almond, R.E.A. (eds). WWF (pp. 18–19). Gland, Switzerland.
- Dengler, J., Tischew, S. (2018): Grasslands of Western and Northern Europe – Between Intensification and Abandonment. In: Squires, V., Denbler, J., Feng, H., Hua, L. (eds.): *Grasslands of the World. Diversity, Management and Conservation* (pp. 27–63). London, New York: CRC Press, Boca Ration.
- Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C. (2014): Biodiversity of Palaearctic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.015>.
- Denkinger, K. (2019): Was kann Deutschland von anderen europäischen Staaten für die Weiterentwicklung der Naturparkarbeit lernen? *Natur und Landschaft* 94 (9/10), 382–389. <https://doi.org/10.17433/9.2019.50153727.382-389>.
- Descamps, S., Aars, J., Fuglei, E., Kovacs, K.M., Lydersen, C. et al. (2017): Climate change impacts on wildlife in a High Arctic archipelago – Svalbard, Norway. *Global Change Biology* 23, 490–502. <https://doi.org/10.1111/gcb.13381>.
- Desforges, J.P., Hall, A., McConnell, B., Rosing-Asvid, A., Barber, J.L. et al. (2018): Predicting global killer whale population collapse from PCB pollution. *Science* 361(6409), 1373–1376. <https://doi.org/10.1126/science.aat1953>.

- Destouni, G., Jaramillo, F., Prieto, C. (2013): Hydroclimatic shifts driven by human water use for food and energy production. *Nature Clim Change* 3, 213–217. <https://doi.org/10.1038/nclimate1719>.
- De Sy, V., Herold, M., Achard, F., Beuchle, R., Clevers, J.G.P.W. et al. (2015): Land use patterns and related carbon losses following deforestation in South America. *Environ. Res. Lett.* 10(12), 124004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124004>.
- de Vries F.T., Liiri, M.E., Bjørnlund, L., Bowker, M.A., Christensen, S. et al. (2012): Land use alters the resistance and resilience of soil food webs to drought. *Nature Climate Change* 2, 276–280. <https://doi.org/10.1038/nclimate1368>.
- de Vries F.T., Thébault, E., Liiri, M., Birkhofer, K., Tsiafouliet, M.A. et al. (2013): Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. *PNAS* 110(35), 14296–14301. <https://doi.org/10.1073/pnas.1305198110>.
- DGE (Deutsche Gesellschaft für Ernährung) (2017): Vollwertig essen und trinken nach den 10 Regeln der DGE. Verfügbar unter: <https://www.dge.de/fileadmin/public/doc/fm/10-Regeln-der-DGE.pdf> (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Diaz, R.J., Rosenberg, R. (2008): Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science* 321(5891), 926–929. <https://doi.org/10.1126/science.1156401>.
- Dinerstein, E., Vynne, C., Sala, E., Joshi, A.R., Fernando, S., et al. (2019). A global deal for nature: Guiding principles, milestones, and targets. *Science Advances* 5(4), eaaw2869. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaw2869>.
- Dinerstein, E., Olson, D., Joshi, A., Vynne, C., Burgess, N.D. et al. (2017): An ecoregion-based approach to protecting half the terrestrial realm. *Bioscience* 67, 534–545. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix014>.
- Dixon, M.J.R., Loh, J., Davidson, N.C., Beltrame, C., Freeman R. et al. (2016): Tracking global change in ecosystem area: The Wetland Extent Trends index. *Biol. Conservation* 193, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.10.023>.
- Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. Lond. B* 268(1462), 25–29. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325>.
- Doney, S.C., Fabry, V.J., Feely, R.A., Kleypas, J.A. (2009): Ocean acidification: the other CO₂ problem. *Annual Review in Marine Science* 1, 169–192. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163834>.
- Donohue, R.J., Roderick, M.L., McVicar, T.R., Farquhar, G.D. (2013): Impact of CO₂ fertilization on maximum foliage cover across the globe's warm, arid environments. *Geophysical Research Letters* 40, 3031–3035.
- Dooley, K., Kartha, S. (2018): Land-based negative emissions: risks for climate mitigation and impacts on sustainable development. *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics* 18(1), 79–98. <https://doi.org/10.1007/s10784-017-9382-9>.
- Dorow, W.H.O., Blick, T., Kopelke, J.-P. (2010): Zoologische Forschung in hessischen Naturwaldreservat – Exemplarische Ergebnisse und Perspektiven. *Forstarchiv* 81, 61–68.
- Doso, S. Jr. (2014): Land degradation and agriculture in the Sahel of Africa: causes, impacts and recommendations. *J. Agric. Sci. Appl.* 3, 67–73. <https://doi.org/10.14511/jasa.2014.030303>.
- Downing, J.A. (2009): Global limnology: up-scaling aquatic services and processes to planet Earth. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 30(8), 1149–1166. <https://doi.org/10.1080/03680770.2009.11923903>.
- Downing, J.A., Prairie, Y.T., Cole, J.J., Duarte, C.M., Tranvik, L.J. et al. (2006): The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography* 51(5), 2388–2397. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.5.2388>.
- Drösler, M., Freibauer, A., Adelmann, W., Augustin, J., Bergman, L. et al. (2011): Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis: Ergebnisse aus dem BMBF-Verbundprojekt „Klimaschutz – Moornutzungsstrategien“ 2006–2010. Braunschweig, Berlin, Freising, Jena, Müncheberg, Wien, Johann Heinrich von Thünen-Institut Braunschweig. Verfügbar unter: https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/bitv/dn049337.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).

- Duarte, C.M. (2017): Reviews and syntheses: Hidden forests, the role of vegetated coastal habitats in the ocean carbon budget. *Biogeosciences* 14, 301–310. <https://doi.org/10.5194/bg-14-301-2017>.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J. et al. (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews* 81(2), 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>.
- Dudley, N., Alexander, S. (2017): Agriculture and biodiversity: a review. *Agriculture and biodiversity: a review*. *Biodiversity* 18, 2–3, 45–49. <https://doi.org/10.1080/14888386.2017.1351892>.
- Dudley, H., Parrish, J.D., Redford, K.H. (2010): The revised IUCN protected area management categories; the debate and ways forward. *Oryx* 44(4), 485–490. <https://doi.org/10.1017/S0030605310000566>.
- Dudley, N. (eds.) (2008): Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. IUCN, Gland. Verfügbar unter: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-021.pdf> (abgerufen am: 23. Februar 2020).
- 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. *Proc Natl Acad Sci USA* 113(22), 6230–6235. <https://doi.org/10.1073/pnas.1524465113>.
- Duivenvoorden, J.F. (1994): Vascular plant species counts in the rain forests of the middle Caquetá area, Colombian Amazonia. *Biodiv. Conserv.* 3, 685–715. <https://doi.org/10.1007/BF00126860>.
- Duman, N. (2011): Implications of Reduced Demand for Livestock Products in OECD Countries for the World Food Balance: A Partial Equilibrium Analysis. MSc-Thesis, Fachgebiet Agrar- und Ernährungspolitik, Universität Hohenheim.
- Durán, A.P., Rauch, J., Gaston, K.J. (2013): Global spatial coincidence between protected areas and metal mining activities. *Biol. Conserv.* 160, 272–278. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.02.003>.
- 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. <https://doi.org/10.1126/science.aau0561>.
- Dutkiewicz, S., Morris, J.J., Follows, M.J., Scott, J., Levitan, O. et al. (2015): Impact of ocean acidification on the structure of future phytoplankton communities. *Nature Climate Change* 5, 1002–1006. <https://doi.org/10.1038/nclimate2722>.
- EASAC (European Academies Science Advisory Council) (2019): Forest bioenergy, carbon capture and storage, and carbon dioxide removal: an update. Halle (Saale): Leopoldina. Verfügbar unter: https://easac.eu/fileadmin/PDF_s/reports_statements/Negative_Carbon/EASAC_Commentary_Forest_Bioenergy_Feb_2019_FINAL.pdf (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- EASAC (European Academies Science Advisory Council) (2018): Opportunities for soil sustainability in Europe. Policy Report 36. Halle (Saale): Leopoldina. Verfügbar unter: https://easac.eu/fileadmin/PDF_s/reports_statements/EASAC_Soils_complete_Web-ready_210918.pdf (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- EASAC (European Academies Science Advisory Council) (2015): Ecosystem Services, Agriculture and Neonicotinoids. Policy Report 26. Halle (Saale): Leopoldina. Verfügbar unter: https://www.easac.eu/fileadmin/Reports/Easac_15_ES_web_complete_01.pdf (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- EASAC (European Academies Science Advisory Council) (2012): The current status of biofuels in the European Union, their environmental impacts and future prospects. Policy Report 19. Halle (Saale): Leopoldina. Verfügbar unter: https://www.easac.eu/fileadmin/PDF_s/reports_statements/Easac_12_Biofuels_Complete.pdf (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Eberle, U., Hayn, D. (2007): Ernährungswende. Eine Herausforderung für Politik, Unternehmen und Gesellschaft. Ökom-Verlag, München. <https://www.oeko.de/oekodoc/1166/2007-228-de.pdf> (abgerufen 08. Mai 2020).
- Edgar, G.J., Stuart-Smith, R., Willis, T., Kininmonth, S., Baker, S.C. et al. (2014): Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* 506, 216–220. <https://doi.org/10.1038/nature13022>.
- EEA (European Environment Agency) (2018a): Marine protected areas. Designed to conserve Europe's marine life, marine protected areas are a globally recognised tool for managing and enhancing our marine ecosystems. <https://doi.org/10.2800/405185>.

- EEA (European Environment Agency) (2018b): Abundance and distribution of selected species. Copenhagen: EEA. Verfügbar unter: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/abundance-and-distribution-of-selected-species-8/assessment> (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Effiom, E.O., Nunez-Iturri, G., Smith, H.G., Ottosson, U., Olsson, O. (2013): Bushmeat hunting changes regeneration of African rainforests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1759), 20130246. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.0246>.
- Ekardt, F. (2019): Sustainability. Transformation, Governance, Ethics, Law. Dordrecht: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-19277-8>.
- Eldridge, D.J., Soliveres, S. (2014): Are shrubs really a sign of declining ecosystem function? Disentangling the myths and truths of woody encroachment in Australia. *Australian Journal of Botany* 62(7), 594–608. <https://doi.org/10.1071/BT14137>.
- Ellenberg, H., Leuschner, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Aufl. Stuttgart: Ulmer.
- Ellis, E.C., Kaplan, J.O., Fuller, D.Q., Vavrus, S., Goldewijk, K.K. et al. (2013): Used planet: A global history. *PNAS* 110(20), 7978–7985. <https://doi.org/10.1073/pnas.1217241110>.
- Epple, C. (2012): The climate relevance of ecosystems beyond forests and peatlands. A review of current knowledge and recommendations for action. BfN-Skripten 312. Bonn. Verfügbar unter: https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/Skript_312.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Erb, K.-H., Kastner, T., Plutzer, C., Bais, A.L.S., Carvalhais, N. et al. (2018): Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. *Nature* 553, 73–76. <https://doi.org/10.1038/nature25138>.
- Erb, K.-H., Fetzel, T., Plutzer, C., Kastner, T., Lauk, C. et al. (2016): Biomass turnover time in terrestrial ecosystems halved by land use. *Nature Geosci* 9, 674–678. <https://doi.org/10.1038/ngeo2782>.
- Erb, K.-H., Gaube, V., Krausmann, F., Plutzer, C., Bondeau, A. et al. (2007): A comprehensive global 5 min resolution land-use data set for the year 2000 consistent with national census data. *Journal of Land Use Science* 2, 191–224. <https://doi.org/10.1080/17474230701622981>.
- Erdmann, M., Wilke, H. (1997): Quantitative und qualitative Totholzerfassung in Buchenwirtschaftswäldern. *Forstw. Cbl.* 116, 16–28. <https://doi.org/10.1007/BF02766878>.
- Eriksson, O., Cousins, S.A.O., Bruun, H.H. (2002): Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. *Journal of Vegetation Science* 13(5), 743–748. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02102.x>.
- Erisman, J.W. (2011): The European nitrogen problem in a global perspective. In: Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W. et al. (eds.): *The European nitrogen assessment* (pp. 9–31). Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511976988.005>.
- Eshel, G., Shepon, A., Makov, T., Milo, R. (2014): Land, irrigation water, greenhouse gas, and reactive nitrogen burdens of meat, eggs, and dairy production in the United States. *PNAS* 111(33), 11996–12001. <https://doi.org/10.1073/pnas.1402183111>.
- Eskenazi, B., Warner, M., Brambilla, P., Signorini, S., Ames, J. et al. (2018): The Seveso accident: A look at 40 years of health research and beyond. *Environment International* 121(1), 71–84. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.08.051>.
- Essl, F., Rabitsch, W. (Hrsg.) (2013): Biodiversität und Klimawandel. Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Berlin, Heidelberg: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-29692-5>.
- Estes, J.A., Burdin, A., Doak, D.F. (2016): Sea otters, kelp forests, and the extinction of Steller's sea cow. *PNAS* 113(4), 880–885. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502552112>.
- Etemadi, A., Sinha, R., Ward, M.H., Graubard, B.I., Inoue-Choi, M. et al. (2017): Mortality from different causes associated with meat, heme iron, nitrates, and nitrites in the NIH-AARP Diet and Health Study: population based cohort study. *BMJ* 357, j1957. <https://doi.org/10.1136/bmj.j1957>.

- EU (European Union) (2017): EU agricultural outlook for the agricultural markets and income 2017–2030. European Commission, Brussels.
- EU (European Union) (2007): The Impact of a Minimum 10 % Obligation for Biofuel Use in the EU-27 in 2020 on Agricultural Markets, Vol. AGRI G-2/WM D. Brussels: European Commission.
- Eurostat (2019): Farms and farmland in the European Union-statistics. From: The Agriculture, forestry and fishery statistics. <https://doi.org/10.2785/340432>.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T.O. et al. (2011): Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14(2), 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>.
- FAO-ICRAF (Food and Agriculture Organization of the United Nations-International Centre for Research in Agroforestry) (2019): Agroforestry and tenure. Forestry Working Paper no. 8. Rome. Verfügbar unter: <http://www.fao.org/3/CA4662en/CA4662en.pdf> (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2019): Food Outlook. Biannual Report on Global Food Markets. Rome. Verfügbar unter: <http://www.fao.org/3/ca6911en/CA6911EN.pdf> (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2018): Shaping the future of livestock: sustainably, responsibly, efficiently. 10th Global forum for food and agriculture (GEFA). Berlin. Verfügbar unter: <http://www.fao.org/3/i8384en/i8384EN.pdf> (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2017a): Voluntary Guidelines for Sustainable Soil Management. Rome. Verfügbar unter: <http://www.fao.org/3/a-bl813e.pdf> (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2017b): Soil Organic Carbon: The Hidden Potential. Rome. Verfügbar unter: <http://www.fao.org/3/a-i6937e.pdf> (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2016): Forest Resources Assessment 2015. How are the world's forests changing? 2nd ed. Rome. Verfügbar unter: <http://www.fao.org/3/a-i4793e.pdf> (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2015): Status of the World's Soil Resources – Main Report. Rome. Verfügbar unter: <http://www.fao.org/3/i5199e/i5199e.pdf> (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Fargione, J.E., Cooper, T.R., Flaspohler, D.J., Hill, J., Lehman, C. et al. (2009): Bioenergy and Wildlife: Threats and Opportunities for Grassland Conservation. *BioScience* 59(9), 767–777. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.9.8>.
- Feindt, P.H., Bahrs, E., Engels, E.-M., Hamm, U., Herdeggen, M. et al. (2018): Für eine Gemeinsame Agrarpolitik, die konsequent zum Erhalt der biologischen Vielfalt beiträgt. Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Bonn: BMEL. Verfügbar unter: https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Biodiversitaet/StellungnahmeAgrarpolitikErhaltbioVielfalt.pdf?__blob=publicationFile (zuletzt abgerufen: 27. Februar 2020).
- Ferguson, K., Hanks, J. (2012): The effects of protected area and veterinary fencing on wildlife conservation in Southern Africa. *Parks* 18.1, 49–60. Verfügbar unter: http://www.the-eis.com/data/literature/Protected%20areas_vet%20fences.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Fernandes, P.G., Ralph, G., Nieto, A., Vasilakopoulos, P., Maravelias, C.D. et al. (2017): Coherent assessments of Europe's marine fishes show regional divergence and megafauna loss. *Nature Ecology & Evolution* 1, 0170. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0170>.
- Fine, P.V.A., Ree, R.H., Burnham, R.J. (2008): The disparity in tree species richness among tropical, temperate, and boreal biomes: The geographic area and age hypothesis. In: Carson, W., Schnitzer, S.A. (eds.): *Tropical Forest Community Ecology* (pp. 31–45). Oxford: Wiley-Blackwell.

- Flessa, H. (2019): Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft: Fachtagung Klimaschutz. Verfügbar unter: https://www.thuenen.de/media/tj/StartseiteTeaser/Klimaschutz-Tagung_LWK-Nds_TI/Flessa_Klimaschutztagung_2019-07-09.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Fluet-Chouinard, E., Lehner, B., Rebelo, L.M., Papa, F., Hamilton, S.K. (2015): Development of a global inundation map at high spatial resolution from topographic downscaling of coarse-scale remote sensing data. *Remote Sensing of Environment* 158, 348–361. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.10.015>.
- Förster, J., Schmidt, S., Bartkowski, B., Lienhoop, N., Albert, C. et al. (2019): Incorporating environmental costs of ecosystem service loss in political decision making: A synthesis of monetary values for Germany. *PLOS One* 14(2), e0211419. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0211419>.
- Forstner, B., Deblitz, C., Kleinhanß, W., Nieberg, H., Of-fermann, F. et al. (2012): Analyse der Vorschläge der EU-Kommission vom 12. Oktober 2011 zu künftigen Gestaltung der Direktzahlungen im Rahmen der GAP nach 2013. Braunschweig. Verfügbar unter: https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/bitv/dn050475.pdf (abgerufen am: 23. Februar 2020).
- Fowler, D., Coyle, M., Skiba, U., Sutton, M.A., Cape, N. et al. (2013): The global nitrogen cycle in the twenty-first century. *Phil. Trans. R. Soc. B* 368: 20130164. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0164>.
- Frank, K.T., Petrie, B., Choi, J.S., Leggett, W.C. (2005): Trophic Cascades in a Formerly Cod-Dominated Ecosystem. *Science* 308(5728), 1621–1623. <https://doi.org/10.1126/science.1113075>.
- Freier, B., Triltsch, H., Möwes, M., Moll, E. (2007): The potential of predators in natural control of aphids in wheat: Results of a ten-year field study in two German landscapes. *BioControl* 52, 775–788. <https://doi.org/10.1007/s10526-007-9081-5>.
- Friel, S., Dangour, A.D., Garnett, T., Lock, K., Chalabi, Z. et al. (2009): Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: food and agriculture. *Lancet* 374(9706), 2016–2025. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(09\)61753-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(09)61753-0).
- Friess, D.A., Rogers, K., Lovelock, C.E., Krauss, K.W., Hamilton, S.E. et al. (2019): The state of the world's mangrove forests: Past, present, and future. *Annual Review of Environment and Resources* 44: 89–115. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033302>.
- Friis, C., Nielsen, J. Ø. (Hrsg.) (2019): Exploring Land-Use Change in a Globalised World. Cham: Palgrave Macmillan. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-030-11105-2>.
- Fröhlich, H.E., Jacobsen, N.S., Essington, T.E., Clavelle, T., Halpern, B.S. (2018): Avoiding the ecological limits of forage fish for fed aquaculture. *Nature Sustainability* 1, 298–303. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0077-1>.
- Frölicher, T.L., Fischer, E.M., Gruber, N. (2018): Marine heatwaves under global warming. *Nature* 560, 360–364. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0383-9>.
- Froese, R., Winker, H., Coro, G., Demirel, N., Tsikliras, A.C. et al. (2018): Status and rebuilding of European fisheries. *Marine Policy* 93, 159–170. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.04.018>.
- Fu, B., Wang, Y.K., Xu, P., Yan, K., Li, M. (2014): Value of ecosystem hydropower service and its impact on the payment for ecosystem services. *Science of The Total Environment* 472, 338–346. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.015>.
- Fuentes, M.M.P.B., Bateman, B.L., Hamann, M. (2011): Relationship between tropical cyclones and the distribution of sea turtle nesting grounds. *Journal of Biogeography* 38(10), 1886–1896. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02541.x>.
- Galeano, G., Suárez, S., Balslev, H. (1998): Vascular plant species count in a wet forest in the Chocó area on the Pacific coast of Colombia. *Biodiversity & Conservation* 7, 1563–1575. <https://doi.org/10.1023/A:1008802624275>.
- Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J., Vaissière, B.E. (2009): Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics* 68(3), 810–821. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014>.

- Gaston, K.J., Blackburn, T.M., Goldewijk, K.K. (2003): Habitat conversion and global avian biodiversity loss. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270(1521), 1293–1300. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2303>.
- Geiszinger, A., Bonnineau, C., Faggiano, L., Guasch, H., López-Doval, J.C. et al. (2009): The relevance of the community approach linking chemical and biological analyses in pollution assessment. *Trac-Trends in Analytical Chemistry* 28(5), 619–626. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2009.02.012>.
- Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C. et al. (2013): Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. Verfügbar unter: <http://www.fao.org/3/a-i3437e.pdf> (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Gerlach, B.R., Dröschmeister, T., Langgemach, K., Borkenhagen, M., Busch, M. et al. (2019): Vögel in Deutschland – Übersichten zur Bestandssituation. DDA, BfN, LAG VSW, Münster. Verfügbar unter: https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/monitoring/Dokumente/ViD_Uebersichten_zur_Bestandssituation.pdf (abgerufen am: 26. Februar 2020).
- Gernstengarbe, F.-W., Werner, P.C. (2009): Klimaextreme und ihr Gefährdungspotential für Deutschland. *Geographische Rundschau* 61, 12–19.
- Gibson, L., Wilman, E.N., Laurance, W.F. (2017): How green is 'green' energy? *Trends in Ecology & Evolution* 32(12), 922–935. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.09.007>.
- Giorio, C., Safer, A., Sánchez-Bayo, F., Tapparo, A., Lentola, A. et al. (2017): An update of the Worldwide Integrated Assessment (WIA) on systemic insecticides. Part 1: new molecules, metabolism, fate, and transport. *Environment Science Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0394-3>.
- Giosan, L., Syvitski, J., Constantinescu, S., Day, J. (2014): Climate change: protect the world's deltas. *Nature News* 516(7529), 31. <https://doi.org/10.1038/516031a>.
- Glatthorn, J., Feldmann, E., Pichler, V., Hauck, M., Leuschner, C. (2018): Biomass stock and productivity of primeval and production beech forests. *Ecosystems* 21, 704–722. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0179-z>.
- Gleeson, T., Befus, K.M., Jasechko, S., Luijendijk, E., Cardenas, M.B. (2016): The global volume and distribution of modern groundwater. *Nature Geoscience* 9, 161–167. <https://doi.org/10.1038/ngeo2590>.
- Gleixner, G., Kramer, C., Hahn, V., Sachse, D. (2005): The effect of biodiversity on carbon storage in soils. In: Scherer-Lorenzen, M., Körner, C., Schulze, E.D. (eds.): *Forest diversity and function. Temperate and boreal systems* (pp. 165–183). Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- Godfray, H.C.J., Aveyard, P., Garnett, T., Hall, J.W., Key, T.J. et al. (2018): Meat consumption, health, and the environment. *Science* 361(6399), eaam5324. <https://doi.org/10.1126/science.aam5324>.
- Golden, C.D., Allison, E.H., Cheung, W.W., Dey, M.M., Halpern, B.S. et al. (2016): Nutrition: Fall in fish catch threatens human health. *Nature News* 534, 317–320. <https://doi.org/10.1038/534317a>.
- Gonzalez, P., Neilson, R.P., Lenihan, J.M., Drapek, R.J. (2010): Global patterns in the vulnerability of ecosystems to vegetation shifts due to climate change. *Global Ecology and Biogeography* 19, 755–768. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00558.x>.
- Goulson, D. (2015): Neonicotinoids impact bumblebee colony fitness in the field; a reanalysis of the UK's Food & Environment Research Agency 2012 experiment. *PeerJ* 3, e854. <https://doi.org/10.7717/peerj.854>.
- Grace, J., San José, J., Meir, P., Heloisa, S.M., Montes, R.A. et al. (2006): Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. *J. Biogeogr.* 33, 387–400. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01448.x>.
- Gray, C.L., Hill, S.L.L., Newbold, T., Hudson, L.N., Börger, L., et al. (2016): Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications* 7, 12306. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms12306>.

- Grethe, H., Dembélé, A., Duman, N. (2011): How to feed the world's growing billions. Understanding FAO world food projections and their implications. Köln: Heinrich-Böll-Stiftung. Verfügbar unter: https://mobil.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/WWF_BOELL_How_to_feed.pdf (abgerufen am: 27. Februar 2020).
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D. et al. (2019): Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature* 569(7755), 215. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9>.
- Groombridge, B., Jenkins, M.D. (2003): World Atlas of Biodiversity. Berkeley: Univ. of California Press.
- Grubler, A., Wilson, C., Bento, N., Boza-Kiss, B., Krey, V. et al. (2018): A low energy demand scenario for meeting the 1.5 C target and sustainable development goals without negative emission technologies. *Nat Energy* 3, 515–527. <https://doi.org/10.1038/s41560-018-0172-6>.
- Guntern, J., Lachat, T., Pauli, D., Fischer, M. (2013): Flächenbedarf für die Erhaltung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen in der Schweiz. Bern: Forum Biodiversität Schweiz der Akademie der Naturwissenschaften Schweiz (SCNAT). Verfügbar unter: <https://naturwissenschaften.ch/uuid/a7485652-e266-5fb1-8cbf-3641c6018572> (abgerufen am: 23. Februar 2020).
- Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., van Otterdijk, R., Meybeck, A. (2011): Global food losses and food waste. Extent, causes and prevention. FAO: Rom. Verfügbar unter <http://www.fao.org/docrep/014/mb060e/mb060e.pdf> (abgerufen am: 08. Mai 2020).
- 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. <https://doi.org/10.1111/cobi.12656>.
- Habel, J.C., Dengler, J., Janišová, M. et al. (2013): European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodivers. Conserv.* 22(10), 2131–2138. <https://doi.org/10.1007>.
- Haberl, H., Erb, K.H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A. et al. (2007): Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 104(31), 12942–12947. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704243104>.
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A. et al. (2015): Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1(2), e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>.
- Hahn, M., Schotthofer, A., Schmitz, J., Franke, L.A., Bruhl, C.A. (2015): The effects of agrochemicals on Lepidoptera, with a focus on moths, and their pollination service in field margin habitats. *Agriculture Ecosystems & Environment* 207, 153–162. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.002>.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N. et al. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS One* 12(10), e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>.
- 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, 341–343. <https://doi.org/10.1038/nature13531>.
- Halpern, B.S., Longo, C., Hardy, D., McLeod, K.L., Samhour, J.F. et al. (2012): An index to assess the health and benefits of the global ocean. *Nature* 488(7413), 615–620. <https://doi.org/10.1038/nature11397>.
- Hamilton, A.J., Novotný, V., Waters, E.K., Basset, Y., Benke, K.K. (2012): Estimating global arthropod species richness: refining probabilistic models using probability bounds analysis. *Oecologia* 171, 357–365. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2434-5>.
- Hampicke, U. (2014): Kosten des Biodiversitätsschutzes in Agrarlandschaften – wichtige Beispiele. *Natur und Landschaft* 89(9-10), 442–447.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A. et al. (2013): High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342(6160), 850–853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>.
- Hansjürgens, B., Schröter-Schlaack, C., Settele, J. (2019): Zur ökonomischen Bedeutung der Insekten und ihrer Ökosystemleistungen. *Natur und Landschaft* 94, 230–235. <https://doi.org/10.17433/6.2019.50153695.230-235>.

- Hansjürgens, B., Schröter-Schlaack, C., Berghöfer, A., Bonn, A., Dehnhardt, A. et al. (2017): Ökosystem-basierte Klimapolitik für Deutschland. In: Marx, A. (Hrsg.): *Klimaanpassung in Forschung und Politik* (S. 237–260). Wiesbaden: Springer Fachmedien. https://doi.org/10.1007/978-3-658-05578-3_12.
- Hansjürgens, B., Kettunen, M., Schröter-Schlaack, S., White, S., Wittmer, H. (2011): Framework and guiding principles for policy response. In: ten Brink (Ed.): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) in National and International Policy Making* (pp. 47–75). London: Earthscan.
- Harper, A.B., Powell, T., Cox, P.M., House, J., Huntingford, C. et al. (2018): Land-use emissions play a critical role in landbased mitigation for Paris climate targets. *Nature Communications* 9, 2938. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05340-z>.
- Harrison, A.L., Costa, D.P., Winship, A.J., Benson, S.R., Bograd, S.J. et al. (2018): The political biogeography of migratory marine predators. *Nature Ecology & Evolution* 2, 1571–1578. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0646-8>.
- Hasegawa, T., Fujimori, S., Havlik, P., Valin, H., Bodirsky, B.L. et al. (2018): Risk of increased food insecurity under stringent global climate change mitigation policy. *Nature Climate Change* 8(8), 699–703. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0230-x>.
- Hassan, I.Z., Duncan, N., Adawaren, E.O., Naidoo, V. (2018): Could the environmental toxicity of diclofenac in vultures been predictable if preclinical testing methodology were applied? *Environmental Toxicology and Pharmacology* 64, 181–186. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.10.006>.
- Hastings, A., Clifton-Brown, J., Wattenbach, M., Mitchell, C.P., Stampfl, P. et al. (2009): Future energy potential of *Miscanthus* in Europe. *Global Change Biology Bioenergy* 1, 180–196. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2009.01012.x>.
- Hauck, M., Leuschner, C., Homeier, J. (2020): *Klimawandel und Vegetation. Eine globale Übersicht*. Heidelberg: Springer.
- Hawkes, L.A., Broderick, A.C., Godfrey, M.H., Godley, B.J. (2009): Climate change and marine turtles. *Endangered Species Research* 7, 137–154.
- Haylock, M.R., Hofstra, N., Klein Tank, A.M.G., Klok, E.J., Jones, P.D., New, M. (2008): A European daily high-resolution gridded data set of surface temperature and precipitation for 1950–2006. *Journal of Geophysical Research* 113(D20). <https://doi.org/10.1029/2008JD010201>.
- Hazen, E.L., Scales, K.L., Maxwell, S.M., Briscoe, D.K., Welch, H. et al. (2018): A dynamic ocean management tool to reduce bycatch and support sustainable fisheries. *Science Advances* 4(5), eaar3001. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aar3001>.
- He, F. (2019): Diversity and risk patterns of freshwater megafauna: A global perspective. Doctoral dissertation, FU Berlin. Verfügbar unter: https://refubium.fu-berlin.de/bitstream/handle/fub188/25169/Thesis_Fengzhi_He.pdf?sequence=3&isAllowed=y (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Hedenus, F., Wirsén, S., Johansson, D.J.H. (2015): The importance of reduced meat and dairy consumption for meeting stringent climate change targets. *Climatic Change* 124, 79–91. <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1104-5>.
- Henry, R.C., Engstrom, K., Olin, S., Alexander, P., Arneeth, A. et al. (2018): Food supply and bioenergy production within the global cropland planetary boundary. *PLoS ONE* 13(3), e0194695. <https://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0194695>.
- Hernandez-Moreno, D., Blazquez, M., Andreu-Sanchez, O., Bermejo-Nogales, A., Fernandez-Cruz, M.L. (2019): Acute hazard of biocides for the aquatic environmental compartment from a life-cycle perspective. *Science of the Total Environment* 658, 416–423. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.186>.
- Heron, S.F., Eakin, C.M., Douvère, F. (2017): Impacts of Climate Change on World Heritage Coral Reefs: A First Global Scientific Assessment. Paris: UNESCO World Heritage Centre. Verfügbar unter: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000265625> (abgerufen am: 23. Februar 2020).
- Herrero, M., Henderson, B., Havlik, P., Thornton, P.K., Conant, R.T. et al. (2016): Greenhouse gas mitigation potentials in the livestock sector. *Nature climate change* 2016, 1–9. <https://doi.org/10.1038/nclimate2925>.
- Heywood, V.H., Watson, R.T. (eds.) (1995): *Global biodiversity assessment*. Cambridge: Cambridge University Press.

- Higgins, S. I., Scheiter, S. (2012): Atmospheric CO₂ forces abrupt vegetation shifts locally, but not globally. *Nature* 488(7410), 209–212. <https://doi.org/10.1038/nature11238>.
- Hilker, T., Natsagdorj, E., Waring, R.H., Lyapustin, A., Wang, Y. (2013): Satellite observed widespread decline in Mongolian grasslands largely due to overgrazing. *Global Change Biology* 20(2), 418–428. <https://doi.org/10.1111/gcb.12365>.
- Hillebrand, H. (2004): On the generality of the latitudinal diversity gradient. *American Naturalist* 163(2), 192–211. <https://doi.org/10.1086/381004>.
- Hilmi, N., Allemand, D., Kavanagh, C., Laffoley, D., Metian, M. et al. (2015): Bridging the Gap Between Ocean Acidification Impacts and Economic Valuation: Regional Impacts of Ocean Acidification on Fisheries and Aquaculture. Gland, Switzerland: IUCN. Verfügbar unter: <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/2015-011.pdf> (abgerufen am: 23. Februar 2020).
- Hobohm, C., Bruchmann, I. (2009): Endemische Gefäßpflanzen und ihre Habitate in Europa: Plädoyer für den Schutz der Grasland-Ökosysteme. Ber. Reinhold-Tüxen-Ges. 21, 142–161. Verfügbar unter: https://www.zobodat.at/pdf/Ber-Reinh-Tuexen-Ges_21_0142-0161.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P.J., Hooten, A.J., Steneck, R.S., Greenfield, P. et al. (2007): Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Science* 318(5857), 1737–1742. <https://doi.org/10.1126/science.1152509>.
- Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H., Roberts, C. (2005): Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8(1), 23–29. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x>.
- Hof, C., Voskamp, A., Biber, M.F., Böhning-Gaese, K., Engelhardt, E.K. et al. (2018): Bioenergy cropland expansion may offset positive effects of climate change mitigation for global vertebrate diversity. *PNAS* 115(52), 13294–13299. <https://dx.doi.org/10.1073/pnas.1807745115>.
- Hofer, H., Hildebrandt, T.B., Göritz, F., East, M.L., Mpanduji, D.G. et al. (2004): Distribution and Movements of Elephants and other Wildlife in the Selous-Niassa Wildlife Corridor, Tanzania: GTZ Eschborn. Verfügbar unter: https://www.academia.edu/18822597/Distribution_and_movements_of_elephants_and_other_wildlife_in_the_Selous-Niassa_Wildlife_Corridor_Tanzania (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Hötter, H., Leuschner, C. (2014): Naturschutz in der Agrarlandschaft am Scheideweg. Misserfolge, Erfolge, neue Wege. Michael-Otto-Stiftung für Umweltschutz, Hamburg. Verfügbar unter: https://www.umweltstiftungmichaelotto.de/uploads/downloads/Downloads/lang_Studie2014_Naturschutz%20in%20der%20Agrarlandschaft%20am%20Scheideweg_Michael%20Otto%20Stiftung.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Hötter, H. (2004): Vögel der Agrarlandschaften. Bestand, Gefährdung, Schutz. Naturschutzbund Deutschland (NABU) e. V., Bonn. Verfügbar unter: https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/wiesen-voegel/voegel_der_agrarlandschaft_broschuere.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Hughes, T.P., Anderson, K.D., Connolly, S.R., Heron, S.F., Kerry, J.K. et al. (2018): Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science* 359(6371), 80–83. <https://doi.org/10.1126/science.aan8048>.
- IDMC (Internal Displacement Monitoring Centre) (2019): Global Report on Internal Displacement. <https://www.internal-displacement.org/global-report/grid2019/>.
- Ionesco, D., Mokhnacheva, D., Gemenne, F. (2017): Atlas der Umweltmigration. München: oekom verlag.
- IPBES (Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) (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. Verfügbar unter: https://ipbes.net/sites/default/files/ipbes_7_10_add.1_en.1.pdf (abgerufen am: 15. Februar 2020).

- IPBES (Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) (2018): Summary for policy-makers of the thematic assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Verfügbar unter: <https://ipbes.net/assessment-reports/ldr> (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- IPBES (Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) (2016): Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. Bonn: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Verfügbar unter: <https://ipbes.net/assessment-reports/pollinators> (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2019): Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse gas fluxes in Terrestrial Ecosystems. Verfügbar unter: <https://www.ipcc.ch/srccl/> (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2013): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Verfügbar unter: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5_all_final.pdf (abgerufen am: 30. März 2020).
- Isbell, F., Craven, D., Connolly, J., Loreau, M., Schmid, B. et al. (2015): Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. *Nature* 526(7574), 574–577. <https://doi.org/10.1038/nature15374>.
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W.S. et al. (2011): High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477(7363), 199–202. <https://doi.org/10.1038/nature10282>.
- Isermeyer, F. (2013): Dilemma zwischen Energie- und Nahrungspflanzen. In: Drenckhahn, D., Hacker, J. (Hrsg.): Rolle der Wissenschaften im Globalen Wandel. *Nova Acta Leopoldina* NF 118(400), 223–248.
- Isselstein, J., Jeangros, B., Pavlu, V. (2005): Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe – A review. *Agro-nomy Research* 3(2), 139–151. Verfügbar unter: <https://pdfs.semanticscholar.org/9b3d/34a2002fb4758165ac3fda321eca18d04090.pdf> (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- ITTO (International Tropical Timber Organisation) (2002): ITTO Guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests. ITTO Policy Development Series 13. ITTO, Yokohama, Japan. Verfügbar unter: http://www.itto.int/direct/topics/topics_pdf_download/topics_id=154000&no=I&disp=inline (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W. et al. (2001): Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science* 293(5530), 629–637. <https://doi.org/10.1126/science.1059199>.
- Jaeger, K.L., Olden, J.D., Pelland, N.A. (2014): Climate change poised to threaten hydrologic connectivity and endemic fishes in dryland streams. *PNAS* 111(38), 13894–13899. <https://doi.org/10.1073/pnas.1320890111>.
- Jahn, T., Hötter, H., Oppermann, R., Bleil, R., Vele, L. (2014): Protection of biodiversity of free living birds and mammals in respect of the effects of pesticides. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_30_2014_protection_of_biodiversity.pdf (abgerufen am: 23. Februar 2020).
- Jakob, M., Marschinski, R. (2013): Interpreting trade-related CO₂ emission transfers. *Nature Climate Change* 3(1), 19–23. <https://doi.org/10.1038/nclimate1630>.
- Jaramillo, F., Destouni, G. (2015): Local flow regulation and irrigation raise global human water consumption and footprint. *Science* 350(6265), 1248–1251. <https://doi.org/10.1126/science.aad1010>.
- Jering, A., Klatt, A., Seven, J., Ehlers, K., Günther, J. et al. (2013): Globale Landflächen und Biomasse nachhaltig und ressourcenschonend nutzen. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/globale_landflaechen_und_biomasse_kurz_deutsch_bf.pdf (abgerufen am: 15. Februar 2020).

- Jobbagy, E., Jackson, R. (2000): The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10(2), 423–436. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDO-SO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDO-SO]2.0.CO;2).
- Jonas, H.D., MacKinnon, K., Dudley, N., Hockings, M., Jessen, S. et al. (2018): Editorial essay: Other effective area-based conservation measures: From Aichi target 11 to the post-2020 biodiversity framework. *Parks* 24. Special issue June 2018. Verfügbar unter: https://parksjournal.com/wp-content/uploads/2018/07/PARKS-24-SI-Jonas-et-al-10.2305-IUCN.CH_2018.PARKS%E2%80%90024%E2%80%9090SIHJ.en_.pdf. (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- Jones, K.R., Klein, C.J., Halpern, B.S., Venter, O., Grant-Ham, H. et al. (2018a): The Location and Protection Status of Earth's Diminishing Marine Wilderness. *Current Biology* 28(15), 2506–2512.e3. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.06.010>.
- Jones, K.R., Venter, O., Fuller, R.A., Allan, J.R., Maxwell, S.L. et al. (2018b): One-third of global protected land is under intense human pressure. *Science*, 360(6390), 788–791. <https://doi.org/10.1126/science.aap9565>.
- Jones, D.O.B., Kaiser, S., Sweetman, A.K., Smith, C.R., Menot, L. et al. (2017): Biological responses to disturbance from simulated deep-sea polymetallic nodule mining. *PLOS One* 12, e0171750. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171750>.
- Jones, M.C., Cheung, W.W.L. (2015): Multi-model ensemble projections of climate change effects on global marine biodiversity. *ICES Journal of Marine Science* 72(3), 741–752. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu172>.
- Jones, C., McConnell, C., Coleman, K., Cox, P., Falloon, P. et al. (2005): Global climate change and soil carbon stocks; predictions from two contrasting models for the turnover of organic carbon in soil. *Global Change Biology* 11(1), 154–166. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00885.x>.
- Kalt, G., Lauk, C., Mayer, A., Theurl, M.C., Kaltenegger, K. et al. (2020): Greenhouse gas implications of mobilizing agricultural biomass for energy: A Re-Assessment of Global Potentials in 2050 under Different Food-System Pathways. *Environmental Research Letters*. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6c2e>.
- Kaluza, P., Kölzsch, A., Gastner, M.T., Blasius, B. (2010): The complex network of global cargo ship movements. *Journal of The Royal Society Interface* 7, 1093–1103. <https://doi.org/10.1098/rsif.2009.0495>.
- Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R., Boucher, T. (2007): Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science* 316(5833), 1866–1869. <https://doi.org/10.1126/science.1140170>.
- Kaspar, F., Mächel, H. (2017): Beobachtung von Klima und Klimawandel in Mitteleuropa und Deutschland. In: Brasseur, G.P., Jacob, D., Schuck-Zöller, S. (Hrsg.) *Klimawandel in Deutschland. Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven*. Springer Spektrum, Berlin Heidelberg, 17–26. Verfügbar unter: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2F978-3-662-50397-3.pdf> (abgerufen am 23. März 2020).
- Kastner, T., Erb, K.-H., Haberl, H. (2015): Global Human Appropriation of Net Primary Production for Biomass Consumption in the European Union, 1986–2007. *Journal of Industrial Ecology* 19(5), 825–836. <https://dx.doi.org/10.1111%2Fjiec.12238>.
- Kastner, T., Erb, K.-H., Haberl, H. (2014a): Rapid growth in agricultural trade: effects on global area efficiency and the role of management. *Environmental Research Letters* 9(3), 034015. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/3/034015>.
- Kastner, T., Schaffartzik, A., Eisenmenger, N., Erb, K.-H., Haberl, H. et al. (2014b): Cropland area embodied in international trade: Contradictory results from different approaches. *Ecological Economics* 104, 140–144. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.12.003>.
- Kelleher, G. (1999): Guidelines for Marine Protected Areas. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. Verfügbar unter: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-003.pdf> (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Kelly, J.M., Scarpino, P., Berry, H., Syvitski, J., Meybeck, M. (Hrsg.) (2017): *Rivers of the Anthropocene*. University of California Press.
- Kideys, A.E. (2002): Ecology: Fall and rise of the Black Sea ecosystem. *Science* 297(5586), 1482–1484. <https://doi.org/10.1126/science.1073002>.

- Kim, J.T., Son, M.H., Kang, J.H., Kim, J.H., Jung, J.W. et al. (2015): Occurrence of Legacy and New Persistent Organic Pollutants in Avian Tissues from King George Island, Antarctica. *Environmental Science & Technology* 49(22), 13628–13638. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03181>.
- Kittinger, J.N., Teh, L.C.L., Allison, E.H., Bennett, N.J., Crowder, L.B. et al. (2017): Committing to socially responsible seafood. *Science* 356(6341), 912–913. <https://doi.org/10.1126/science.aam9969>.
- Klvanova, A., Voříšek, P., Gregory, R.D., van Strien, A.J., Meyling, A.G. (2009): Wild birds as indicators in Europe: latest results from the pan-european common bird monitoring scheme (PECBMS). *Avocetta* 33, 7–12. Verfügbar unter: <https://pdfs.semanticscholar.org/87fa/180c66e136652f83831d241f15005a42e13f.pdf> (abgerufen am: 26. Februar 2020).
- Klepper, G., Thrän, D. (2019): Biomasse im Spannungsfeld zwischen Energie- und Klimapolitik. Potenziale – Technologien – Zielkonflikte. Schriftenreihe Energiesysteme der Zukunft. München. Verfügbar unter: https://www.dbfz.de/fileadmin/user_upload/Download/Extern/ESYS_Analyse_Biomasse.pdf (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Kliem, L., Pentzien, J., Baldauf, M., Bidjanbeg, A., Fehrenbach, H. et al. (2019): Sustainable Consumption for Biodiversity and Ecosystem Services – The cases of cotton, soy and lithium. BfN, Bonn. Verfügbar unter: https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/internationaler-naturschutz/Dokumente/Sustainable_Consumption_Biodiversity_bf.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Klimeš, L., Dančák, M., Hájek, M., Jongepierová, L., Kučera, T. (2001): Scale-dependent biases in 29 species counts in a grassland. *J. Veg. Sci.* 12(5), 699–704. <https://doi.org/10.2307/3236910>.
- Klink, C.A., Machado, R.B. (2005): Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19(3), 707–713. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>.
- Knapp, H. (2007): Buchenwälder als spezifisches Naturerbe Europas. In: Knapp, H., Spangenberg, A. (Red.): Europäische Buchenwaldinitiative (S. 13–40). BfN-Skripten 222. Bonn. Verfügbar unter: <https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/skript222.pdf> (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Köder, L., Burger, A. (2016): Umweltschädliche Subventionen in Deutschland-aktualisierte Ausgabe 2016. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/uba_fachbrochuere_umweltschaedliche-subventionen_bf.pdf (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Krämer, C. (2017): Umsetzung der EU-GAP-Reform (2014–2020) in den EU-Nachbarstaaten. Texte 48/2017. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2017-06-08_texte_48-2017_gap-reform.pdf (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Kranert, M., Hafner, G., Barabosz, J., Schuller, H., Leverenz, D. et al. (2012): Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland. Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft. Verfügbar unter: https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Ernaehrung/Lebensmittelverschwendung/Studie_Lebensmittelabfaelle_Langfassung.pdf?__blob=publicationFile&v=3 (abgerufen am: 12. Mai 2020).
- Krause, B., Wesche, K., Culmsee, H., Leuschner, C. (2014): Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Grünland seit 1950. *Natur und Landschaft* 89, 399–404. <https://doi.org/10.17433/9.2014.50153294.399-404>.
- Krausmann, F., Erb, K.-H., Gingrich, S., Lauk, C., Haberl, H. (2008): Global patterns of socioeconomic biomass flows in the year 2000: A comprehensive assessment of supply, consumption and constraints. *Ecological Economics* 65(3), 471–487. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.07.012>.
- Kreidenweis, U., Humpenöder, F., Stevanovic, M., Bodirsky, B.L., Kriegler, E., et al. (2016): Afforestation to Mitigate Climate Change: Impacts on Food Prices under Consideration of Albedo Effects. *Environmental Research Letters* 11(8). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/11/8/085001>.
- Kristensen, S.B.P. (2016): Agriculture and landscape interaction – landowners' decision-making and drivers of land use change in rural Europe. *Land Use Policy* 57, 759–763. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.05.025>.

- Kroeker, K.J., Kordas, R.L., Crim, R.N., Singh, G.G. (2010): Meta-analysis reveals negative yet variable effects of ocean acidification on marine organisms. *Ecology Letters* 13(11), 1419–1434. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01518.x>.
- Kroner, R.E.G., Qin, S., Cook, C.N., Krithivasan, R., Pack, S. M. et al. (2019): The uncertain future of protected lands and waters. *Science* 364(6443), 881–886. <https://doi.org/10.1126/science.aau5525>.
- Krueck, N.C., Ahmadi, G.N., Green, A., Jones, G.P., Possingham, H.P. et al. (2017): Incorporating larval dispersal into MPA design for both conservation and fisheries. *Ecological Applications* 27(3), 925–941. <https://doi.org/10.1002/eap.1495>.
- Krüger, L., Ramos, J.A., Xavier, J.C., Gremillet, D., Gonzalez-Solis, J. (2018): Projected distributions of Southern Ocean albatrosses, petrels and fisheries as a consequence of climatic change. *Ecography* 41(1), 195–208. <https://doi.org/10.1111/ecog.02590>.
- Kummu, M., De Moel, H., Ward, P.J., & Varis, O. (2011): How close do we live to water? A global analysis of population distance to freshwater bodies. *PloS one* 6(6), e20578. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0020578>.
- Kuusela, K. (1992): The boreal forest: An overview. *Unasylva* 43(170), 3–13.
- Lal, R., Negassa, W., Lorenz, K. (2015): Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 15, 79–86. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.09.002>.
- Lal, R. (2004): Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304(5677), 1623–1627. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A. et al. (2001): The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11(4), 261–269. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00007-3).
- Lange, M., Eisenhauer, N., Sierra, C.A., Bessler, H., Engels, C. et al. (2015): Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications* 6, 6707. <https://doi.org/10.1038/ncomms7707>.
- Lapola, D.M., Martinelli, L.A., Peres, C.A., Ometto, J.P., Ferreira, M.E. et al. (2014): Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature Climate Change* 4, 27–35. <https://doi.org/10.1038/nclimate2056>.
- Laporte, N.T., Stabach, J.A., Grosch, R.G., Lin, T.S., Goetz, S.J. (2007): Expansion of industrial logging in Central Africa. *Science* 316(5830), 1451. <https://doi.org/10.1126/science.1141057>.
- Lascelles, B., Notarbartolo Di Sciara, G., Agardy, T., Cuttelod, A., Eckert, S. et al. (2014): Migratory marine species: their status, threats and conservation management needs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24, 111–127. <https://doi.org/10.1002/aqc.2512>.
- Laurance, W.F., Andrade, A.S., Magrath, A., Camargo, J.L., Campbell, M. et al. (2014a): Apparent environmental synergism drives the dynamics of Amazonian forest fragments. *Ecology* 95, 3018–3026. <https://doi.org/10.1890/14-0330.1>.
- Laurance, W.F., Sayer J., Cassman, K.G. (2014b). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends Ecol. Evol.* 29, 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>.
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K. et al. (2002): Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16, 605–618. https://doi.org/10.1007/978-3-540-30290-2_2.
- Lautenbach, S., Seppelt, R., Liebscher, J., Dormann, C.F. (2012): Spatial and Temporal Trends of Global Pollination Benefit. *PLOS ONE* 7(4), e35954. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035954>.
- Leadley, P., Proença, V., Fernández-Manjarrés, J., Pereira, H.M., Alkemade, R. (2014): Interacting regional-scale regime shifts for biodiversity and ecosystem services. *BioScience* 64(8), 665–679. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu093>.
- Lee, M., Manning, P., Rist, J., Sally, A., Power, S.A. et al. (2010): A global comparison of grassland biomass responses to CO₂ and nitrogen enrichment. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365(1549), 2047–2056. <https://dx.doi.org/10.1098%2Frsb.2010.0028>.

- Lefort, S., Aumont, O., Bopp, L., Arsouze, T., Gehlen, M. et al. (2015): Spatial and body-size dependent response of marine pelagic communities to projected global climate change. *Global Change Biology* 21(1), 154–164. <https://doi.org/10.1111/gcb.12679>.
- Legrand, A., Gaucherel, C., Baudry, J., Meynard, J.M. (2011): Long-term effects of organic, conventional, and integrated crop systems on Carabids. *Agronomy for Sustainable Development* 31(3), 515–524. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0007-3>.
- Lehmann, C.E.R., Parr, C.L. (2016): Tropical grassy biomes: linking ecology, human use and conservation. *Phil. Trans. R. Soc. B* 371(1703), 20160329. <https://dx.doi.org/10.1098/rstb.2016.0329>.
- Lehner, B., Liermann, C.R., Revenga, C., Vörösmarty, C., Fekete, B. et al. (2011): High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(9), 494–502. <https://doi.org/10.1890/100125>.
- Leip, A., Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B., Lassaletta, L. et al. (2015): Impacts of European livestock production. Nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. In *Environmental Research Letters* 10(11), 115004. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/115004>.
- Le Quéré, C., Andrew, R.M., Friedlingstein, P., Sitch, S., Hauck, J. et al. (2018): Global Carbon Budget 2018. *Earth System Science Data* 10(4), 2141–2194. <https://doi.org/10.5194/essd-10-2141-2018>.
- Letcher, R.J., Bustnes, J.O., Dietz, R., Jenssen, B.M., Jørgensen, E.H. et al. (2010): Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Science of the Total Environment* 408(15), 2995–3043. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.038>.
- Létolle, R., Mainguet, M. (1996): *Der Aralsee*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Leuschner, C., Ellenberg, H. (2017): *Ecology of Central European Non-Forest Vegetation*. Cham: Springer.
- Leuschner, C. (Hrsg.) (2014): *Biodiversitätsverluste im Acker- und Grünland. Eine großräumige Bilanzierung in Nord- und Mitteldeutschland seit 1950 und Wege aus der Krise*. *Natur- und Landschaft* 89, 358–447. <https://doi.org/10.17433/9.2014.50153294.399-404>.
- Leuschner, C., Wesche, K., Meyer, S., Krause, B., Steffen, T. et al. (2013): *Veränderungen und Verarmung in der Offenlandvegetation Norddeutschlands seit den 1950er Jahren: Wiederholungsaufnahmen in Äckern, Grünland und Fließgewässern*. Ber. Reinh.-Tüxen-Ges. 25, 166–182. Verfügbar unter: https://www.zobodat.at/pdf/Ber-Reinh-Tuexen-Ges_25_0166-0182.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Leuschner, C., Schipka, F. (2004): *Vorstudie Klimawandel und Naturschutz in Deutschland*. BfN-Skripten 115. Bonn, Bad Godesberg 2004. Verfügbar unter: <https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/skript115.pdf> (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Levin, L.A., Le Bris, N. (2015): The deep ocean under climate change. *Science* 350(6262), 766–768. <https://doi.org/10.1126/science.aad0126>.
- Liang, X.Z., Wu, Y., Chambers, R.G., Schmoldt, D.L., Gao, W. et al. (2017): Variance in crop yields. *PNAS* 114(12), 2285–2292. <https://dx.doi.org/10.1073/pnas.1615922114>.
- Lienhoop, N., Hansjürgens, B. (2010): Vom Nutzen der ökonomischen Bewertung in der Umweltpolitik. *GAIA* 19(4), 255–259. <https://doi.org/10.14512/gaia.19.4.6>.
- Limpens, J., Berendse, F., Blodau, C., Canadell, J.G., Freeman, C. et al. (2008): Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications – a synthesis. *Biogeosciences* 5, 1475–1491. <https://doi.org/10.5194/bg-5-1475-2008>.
- Lister, B.C., Garcia, A. (2018): Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rain-forest food web. *PNAS* 115(44), E10397–E10406. <https://doi.org/10.1073/pnas.1722477115>.
- Losey, J.E., Vaughan, M. (2006): The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience* 56(4), 311–323. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[311:TEVOES\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2).

- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C. et al. (2006): Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312(5781), 1806–1809. <https://doi.org/10.1126/science.1128035>.
- Lovejoy, T., Nobre, C. (2018): Amazon Tipping Point. *Science Advances* 4(2), eaat2340. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2340>.
- Lugschitz, B., Bruckner, M., Giljum, S. (2011): Europe's global land demand – a study on the actual land embodied in European imports and exports of agricultural and forestry products. Wien: Sustainable Europe Research Institute. Verfügbar unter: https://www.foeeurope.org/sites/default/files/publications/europe_global_land_demand_oct111.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Lynam, C.P., Gibbons, M.J., Axelsen, B.E., Sparks, C.A., Coetzee, J. et al. (2006): Jellyfish overtake fish in a heavily fished ecosystem. *Curr. Biol.* 16(13), R492–493. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2006.06.018>.
- Maclean, I.M.D., Wilson, R.J. (2011): Recent ecological responses to climate change support predictions of high extinction risk. *PNAS* 108(30), 12337–12342. <https://doi.org/10.1073/pnas.1017352108>.
- Magnago, L.F.S., Magrach, A., Barlow, J., Schaefer, C.E.G.R., Laurance, W.F. et al. (2017): Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? *Functional Ecology* 31(2), 542–552. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12752>.
- Malaj, E., von der Ohe, P.C., Grote, M., Kühne, R., Mondy, C.P. et al. (2014): Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. *PNAS* 111(26), 9549–9554. <https://doi.org/10.1073/pnas.1321082111>.
- Mansouri, A., Cregut, M., Abbes, C., Durand, M.J., Landoulsi, A. et al. (2017): The Environmental Issues of DDT Pollution and Bioremediation: a Multidisciplinary Review. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 181(1), 309–339. <https://doi.org/10.1007/s12010-016-2214-5>.
- Margono, B.A., Potapov, P.V., Turubanova, S., Stolle, F., Hansen, M.C. (2014): Primary forest cover loss in Indonesia over 2000–2012. *Nature Clim. Change* 4, 730–735. <https://doi.org/10.1038/nclimate2277>.
- Martin, C. (2015): Endspiel. Wie wir das Schicksal der tropischen Regenwälder noch wenden können. München: oekom verlag.
- Maxwell, S.L., Fuller, R.A., Brooks, T.M., Watson, J.E.M. (2016): Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature News* 536, 143. <https://doi.org/10.1038/536143a>.
- McCauley, D.J., Woods, P., Sullivan, B., Bergman, B., Jablonicky, C. et al. (2016): Ending hide and seek at sea. *Science* 351(6278), 1148–1150. <https://doi.org/10.1126/science.aad5686>.
- McCauley, D.J., Pinsky, M.L., Palumbi, S.R., Estes, J.A., Joyce, F.H. et al. (2015): Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. *Science* 347(6219), 1255641. <https://doi.org/10.1126/science.1255641>.
- McRae, L., Deinet, S., Freeman, R. (2017): The Diversity-Weighted Living Planet Index: Controlling for Taxonomic Bias in a Global Biodiversity Indicator. *PLoS ONE* 12(1), e0169156. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169156>.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005): Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Washington, DC: World Resources Institute.
- Medek, D.E., Schwartz, J., Myers, S.S. (2017): Estimated effects of future atmospheric CO₂ concentrations on protein intake and the risk of protein deficiency by country and region. *Environmental Health Perspectives* 125(8), 087002. <https://doi.org/10.1289/EHP41>.
- Mercer, B. (2015): Tropical Forests: A Review. International Sustainability Unit, London. Verfügbar unter: <https://www.illegal-logging.info/sites/files/chlogging/Princes-Charities-International-Sustainability-Unit-Tropical-Forests-A-Review.pdf> (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- Miko, Z., Ujszegi, J., Gal, Z., Imrei, Z., Hettyey, A. (2015): Choice of experimental venue matters in ecotoxicology studies: Comparison of a laboratory-based and an outdoor mesocosm experiment. *Aquatic Toxicology* 167, 20–30. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.07.014>.

- Miller, B., Foreman, D., Fink, M., Shinneman, D., Smith, J. et al. (2003): Southern Rockies Wildlands Network Vision. Boulder (CO), Southern Rockies Ecosystem Project. Verfügbar unter: <https://wildlandsnetwork.org/wp-content/uploads/2017/02/S.-Rockies-WND.pdf> (abgerufen am: 23. März 2020).
- Möckel, S., Gawel, E., Bretschneider, W., et al. (2015): Eine Abgabe auf Pflanzenschutzmittel für Deutschland. NuR 37, 669-677. <https://doi.org/10.1007/s10357-015-2902-x>.
- Mogg, S., Fastre, C., Visconti, P. (2019): Targeted expansion of Protected Areas to maximise the persistence of terrestrial mammals. bioRxiv, 608992. <https://doi.org/10.1101/608992>.
- Moon, D., Chibilev, A., Levykin, S. (2013): Virgin lands divided by an Ocean: The fate of grasslands in the Northern hemisphere. Nova Acta Leopoldina NF 114(390), 91–103.
- Mora, C., Tittensor, D.P., Adl, S., Simpson, A.G.B., Worm, B. (2011): How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? PLoS Biol 9(8), e1001127. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001127>.
- Moran, E.F., Lopez, M.C., Moore, N., Müller, N., Hyndman, D.W. (2018): Sustainable hydropower in the 21st century. Proceedings of the National Academy of Sciences 115(47), 11891-11898. <https://doi.org/10.1073/pnas.1809426115>.
- Morriën, E., Hannula, S.E., Snoek, L.B., Helmsing, N.R., Zweers, H. et al. (2017): Soil networks become more connected and take up more carbon as nature restoration progresses. Nature Communications 8(8), 14349. <https://doi.org/10.1038/ncomms14349>.
- Mosbrugger, V., Brasseur, G., Schaller, M., Stribny, B. (Hrsg.) (2014): Klimawandel und Biodiversität. Folgen für Deutschland. Darmstadt: WBG.
- Moschet, C., Wittmer, I., Simovic, J., Junghans, M., Piazzoli, A. et al. (2014): How a Complete Pesticide Screening Changes the Assessment of Surface Water Quality. Environmental Science & Technology 48(10), 5423–5432. <https://doi.org/10.1021/es500371t>.
- Myers, S.S., Wessells, K.R., Kloog, J., Zanobetti, A., Schwartz, J. (2015): Effect of increased concentrations of atmospheric carbon dioxide on the global threat of zinc deficiency: a modelling study. Lancet Global Health 3(10), 639–645. [https://doi.org/10.1016/S2214-109X\(15\)00093-5](https://doi.org/10.1016/S2214-109X(15)00093-5).
- Myers, S.S., Zanobetti, A., Kloog, I., Huybers, P., Leakey, A.D. et al. (2014): Increasing CO₂ threatens human nutrition. Nature 510(7503), 139–142. <https://doi.org/10.1038/nature13179>.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonesca, G.A.B., Kent, J. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403(6772), 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>.
- NABCI (North American Bird Conservation Initiative) (2016): The State of North America's Birds 2016. Environment and Climate Change Canada: Ottawa, Ontario. Verfügbar unter: <https://www.stateofthebirds.org/2016/state-of-the-birds-2016-pdf-download/> (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Nakamaru, M., Iwasa, Y., Nakanishic, J. (2003): Extinction risk to bird populations caused by DDT exposure. Chemosphere 53(4), 377–387. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00010-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00010-9).
- Naidoo, R., Stuart-Hill, G., Weaver, L.C., Tagg, J., Davis, A. et al. (2010): Effect of Diversity of Large Wildlife Species on Financial Benefits to Local Communities in Northwest Namibia. Environ. Resour. Econ. 48, 321–335. <https://doi.org/10.1007/s10640-010-9412-3>.
- Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina (2019): Klimaziele 2030. Wege zu einer nachhaltigen Reduktion der CO₂-Emissionen. Halle (Saale). Verfügbar unter: https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/2019_Stellungnahme_Klimaziele_2030_Final.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, acatech – Deutsche Akademie der Technikwissenschaften, Union der deutschen Akademien der Wissenschaften (2018): Artenrückgang in der Agrarlandschaft. Was können wir tun? Halle (Saale). Verfügbar unter: https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/2018_3Akad_Stellungnahme_Artenrueckgang_web.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).

- Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina (2014): Herausforderungen und Chancen der integrativen Taxonomie für Forschung und Gesellschaft. Taxonomische Forschung im Zeitalter der OMICS-Technologien. Halle (Saale). Verfügbar unter: https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/2014_Stellungnahme_Taxonomie_LANG_final.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina (2013): Bioenergie – Möglichkeiten und Grenzen. Halle (Saale). Verfügbar unter: https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/201207_Stellungnahme_Bioenergie_kurz_de_en_final.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2018): Werte der Natur aufzeigen und in Entscheidungen integrieren – eine Synthese. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig. Verfügbar unter: https://www.ufz.de/export/data/462/211806_TEEBDE_Synthese_Deutsch_BF.pdf (abgerufen am: 23. Februar 2020).
- Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen: Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung. Herausgegeben von von Haaren, C. und Albert, C. Leibniz Universität Hannover, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Hannover, Leipzig. Verfügbar unter: https://www.ufz.de/export/data/global/190505_TEEB_DE_Landbericht_Langfassung.pdf (abgerufen am: 23. Februar 2020).
- Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2015): Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte. Hrsg. von Volkmar Hartje, Henry Wüstemann und Aletta Bonn. Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ. Berlin, Leipzig. Verfügbar unter: https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/oekonomie/Dokumente/teeb_de_klimabericht_langfassung.pdf (abgerufen am: 23. Februar 2020).
- Ndanuko, R., Marklund, M., Zheng, M., Collins, C., Raubenheimer, D. et al. (2019): Animal sourced proteins (meat and poultry) and Cardiovascular Health: an evidence check brokered by the Sax Institute for the National Heart Foundation of Australia. Verfügbar unter: https://www.heartfoundation.org.au/images/uploads/publications/Evidence_Check_Review_Meat_and_CVD_FINAL_2019.pdf (abgerufen am: 23. Februar 2020).
- Nelson, J.R., Grubisic, T.H. (2018): Oil spill modeling: Risk, spatial vulnerability, and impact assessment. *Progress in Physical Geography* 42(1), 112–127. <https://doi.org/10.1177/0309133317744737>.
- Newbold, T., Hudson, L.N., Arnell, A.P., Contu, S., De Palma, A. et al. (2016): Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science* 353, 288–291.
- Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L.L., Contu, S., Lysenko, I. et al. (2015): Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520(6296), 45–50. <https://doi.org/10.1126/science.aaf2201>.
- Niedertscheider, M., Kastner, T., Fetzl, T., Haberl, H., Kroisleitner, C. et al. (2016): Mapping and analysing cropland use intensity from a NPP perspective. *Environ. Res. Lett.* 11(1), 014008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/1/014008>.
- Niklaus, P.A., Le Roux, X., Poly, F., Buchmann, N., Scherrer-Lorenzen, M. et al. (2016): Plant species diversity affects soil-atmosphere fluxes of methane and nitrous oxide. *Oecologia* 181, 919–930.
- Nitsch, H., Osterburg, B., Roggendorf, W. (2009): Landwirtschaftliche Flächennutzung im Wandel – Folgen für Natur und Landschaft – Eine Analyse agrarstatistischer Daten. Berlin: NABU & DVL. Verfügbar unter: https://foes.de/pdf/NABU,%20DVL_2009.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Nkonya, E., Mirzabaev, A., von Braun, J. (2016): Economics of Land Degradation and Improvement – A Global Assessment for Sustainable Development. Cham: Springer.
- Noss, R.F., Dobson, A.P., Baldwin, R., Beier, P., Davis, C.R. et al. (2012): Bolder thinking for conservation. *Conservation Biology* 26(1), 1–4. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01738.x>.
- NRC (National Research Council) (1998): People and Pixels: Linking Remote Sensing and Social Science. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/5963>.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development)/FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2019): OECD-FAO Agricultural Outlook 2019–2028. Paris: OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/19991142>.

- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development)/FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2017): OECD-FAO Agricultural Outlook 2017–2026. Paris: OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/19991142>.
- Offermann, F., Banse, M., Deblitz, C., Gocht, A., Gonzalez-Mellado, A. et al. (2016): Thünen-Baseline 2015–2025: agrarökonomische Projektionen für Deutschland. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 40. Braunschweig. Verfügbar unter: https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn056473.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- O’Leary, B.C., Winther-Janson, M., Bainbridge, J.M., Aitken, J., Hawkins, J.P. (2016): Effective Coverage Targets for Ocean Protection. *Conservation Letters* 9(6), 398–404. <https://doi.org/10.1111/conl.12247>.
- Oliveira, S.P., Marquis, R.J. (2002): *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. New York [u. a.]: Columbia University Press.
- Olivier, J., Janssens-Maenhout, G., Muntean, M., Peters, J.A.H.W. (2015): Trends in Global CO₂ Emissions Background Study. Institute for Environment and Sustainability of the Joint Research Centre of the European Commission. The Hague: Netherlands Environmental Assessment Agency. Verfügbar unter: https://edgar.jrc.ec.europa.eu/news_docs/jrc-2016-trends-in-global-co2-emissions-2016-report-103425.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, N., Burgess, N.D., Powell, G.V.N. et al. (2001): Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience* 51(11), 933–938. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2).
- Olson, D.M., Dinerstein, E. (1998): The Global 200: A Representation Approach to Conserving the Earth’s Distinctive Ecoregions. *Conservation Biology* 12(3), 502–515. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.012003502.x>.
- Ostberg, S., Lucht, W., Schaphoff, S., Gerten, D. (2013): Critical impacts of global warming on land ecosystems. *Earth Syst. Dynam.* 4(2), 347–357. <https://doi.org/10.5194/esd-4-347-2013>.
- Osterburg, B., Rüter, S., Freibauer, A., de Witte, T., Elsasser, P. et al. (2013): Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 11. Braunschweig. Verfügbar unter: https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn052858.pdf (abgerufen am: 23. März 2020).
- Ottermanns, R., Ratte, H.T., Roß-Nickoll, M. (2010): Darstellung maskierter Nutzungseffekte auf naturspezifische Artengemeinschaften grasiger Feldraine mithilfe von Restvarianzmustern. *Umweltwissenschaften und Schadstoff Forschung* 22(1), 20–35. <https://doi.org/10.1007/s12302-009-0099-4>.
- Ozdemir, E.D., Hardtlein, M., Eltrop, L. (2009): Land substitution effects of biofuel side products and implications on the land area requirement for EU 2020 biofuel targets. *Energy Policy* 37(8), 2986–2996. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.03.051>.
- Page, S.E., Rieley, J.O., Banks, C.J. (2011): Global and regional importance of the tropical peatland carbon pool. *Glob. Change Biol.* 17, 798–818. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02279.x>.
- Pailler, S., Naidoo, R., Burgess, N.D., Freeman, O.E., Fisher, B. (2015): Impacts of Community-Based Natural Resource Management on Wealth, Food Security and Child Health in Tanzania. *PLoS ONE* 10(7), e0133252. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133252>.
- Panunzi, E. (2008): Are grasslands under threat? Brief analysis of FAO statistical data on pasture and fodder crops. Verfügbar unter: http://www.fao.org/uploads/media/grass_stats_1.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minayeva, T. et al. (2008): *Peatlands, Biodiversity and Climate Change*. Global Environment Centre, Kuala Lumpur & Wetlands International, Wageningen. Verfügbar unter: http://www.imcg.net/media/download_gallery/books/assessment_peatland.pdf (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Pascual, U., Termansen, M., Hedlund, K., Brussaard, L., Faber, J.H. et al. (2015): On the value of soil biodiversity and ecosystem services. *Ecosystem Services* 15, 11–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.06.002>.

- Pascual, U., Muradian, P., Brander, L., Gomez-Baggethun, E., Martin-Lopez, P. et al. (2010): The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. In: Kumar, P. (Ed.): The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and economic foundations (pp. 183–256). London: Routledge. Verfügbar unter: <http://africa.teebweb.org/wp-content/uploads/2013/04/D0-Chapter-5-The-economics-of-valuing-ecosystem-services-and-biodiversity.pdf> (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Patra, R.W., Chapman, J.C., Lim, R.P., Gehrke, P.C., Sunderam, R.M. (2015): Interactions between water temperature and contaminant toxicity to freshwater fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 34(8), 1809–1817. <https://doi.org/10.1002/etc.2990>.
- Pauly, D., Zeller, D. (2016): Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nature Communications* 7, e10244. <https://doi.org/10.1038/ncomms10244>.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres Jr., F. (1998): Fishing down marine food webs. *Science* 279(5352), 860–863. <https://doi.org/10.1126/science.279.5352.860>.
- PECBMS (Pan-European Common Bird Monitoring Scheme) (2012): Population trends of common European breeding birds 2012. Prague: CSO.
- Pe'er, G., Zinngrebe, Y., Hauck, J., Schindler, S., Dittrich, A. et al. (2016): Adding some green to the greening. Improving the EU's Ecological focus areas for biodiversity and farmers. *Conservation Letters* 10(5), 1–14. <https://doi.org/10.1111/conl.12333>.
- Pelayo-Villamil, P., Guisande, C., Vari, R.P., Manjarrés-Hernández, A., García-Roselló, E. et al. (2015): Global diversity patterns of freshwater fishes—potential victims of their own success. *Diversity and Distributions* 21(3), 345–356. <https://doi.org/10.1111/ddi.12271>.
- Pelletier, N., Tyedmers, P. (2010): Forecasting potential global environmental costs of livestock production 2000–2050. *PNAS* 107(43), 18371–18374. <https://doi.org/10.1073/pnas.1004659107>.
- Pennisi, E. (2019): Billions of North American birds have vanished. *Science* 365(6459), 1228–1229. <https://doi.org/10.1126/science.365.6459.1228>.
- Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proenca, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P.W. et al. (2010): Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science* 330(6010), 1496–1501. <https://doi.org/10.1126/science.1196624>.
- Peres, C.A., Emilio, T., Schietti, J., Desmoulière, S.J., Levi, T. (2016): Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *PNAS* 113(4), 892–897. <https://doi.org/10.1073/pnas.1516525113>.
- Peres, C.A., Barlow, J., Laurance, W.F. (2006): Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* 21(5), 227–229. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.03.007>.
- Pfeiffer, M., Lefebvre, V., Peres, C. A., Banks-Leite, C., Wearn, O. R. et al. (2017): Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature* 551(7679), 187–191. <https://doi.org/10.1038/nature24457>.
- Pigou, A.C. (1920): *The Economics of Welfare*. London: Macmillan.
- Pikelsley, S.K., Broderick, A.C., Cejudo, D., Coyne, M.S., Godfrey, M.H., et al. (2013): Modelling the niche for a marine vertebrate: a case study incorporating behavioural plasticity, proximate threats and climate change. *Ecography* 38(8), 803–812. <https://doi.org/10.1111/ecog.01245>.
- Pimm, S.L., Raven, P. (2000): Extinction by numbers. *Nature* 403(6772), 843–845. <https://doi.org/10.1038/35002708>.
- Plutzer, C., Kroisleitner, C., Haberl, H., Fetzel, T., Bulgheroni, C. et al. (2016): Changes in the spatial patterns of human appropriation of net primary production (HANPP) in Europe 1990–2006. *Regional Environmental Change* 16, 1225–1238. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0820-3>.
- Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Woesma, B. et al. (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology* 17(7), 2415–2427. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>.

- Popp, A., Humpenoder, F., Weindl, I., Bodirsky, B.L., Bonsch, M. et al. (2014): Land-use protection for climate change mitigation. *Nature Climate Change* 4, 1095–1098. <https://doi.org/10.1038/nclimate2444>.
- Pörtner, H., Karl, D., Boyd, P., Cheung, W., Lluich-Cotta, S. et al. (2014): Ocean systems. In: Field, C., Barros, V., Dokken, D. et al. (eds.): *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 411–484). Cambridge: Cambridge University Press. Verfügbar unter: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WGIIAR5-Chap6_FINAL.pdf (abgerufen am: 20. Februar 2020).
- Post, E., Bhatt, U.S., Bitz, C.M., Brodie, J.F., Fulton, T.L. et al. (2013): Ecological Consequences of Sea-Ice Decline. *Science* 341(6145), 519–524. <https://doi.org/10.1126/science.1235225>.
- Poulter, B., Cadule, P., Cheiney, A., Ciais, P., Hodson, E. et al. (2015): Sensitivity of global terrestrial carbon cycle dynamics to variability in satellite-observed burned area. *Global Biogeochem. Cycles* 29(2), 207–222. <https://doi.org/10.1002/2013GB004655>.
- Potts, S.G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H.T., Aizen, M.A., Biesmeijer, J.C. et al. (2016): Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature* 540(7632), 220–229. <https://doi.org/10.1038/nature20588>.
- Prescott, C.E. (2010): Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry* 101(1-3), 133–149. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0>.
- Ramirez-Llodra, E., Tyler, P.A., Baker, M.C., Bergstad, O.A., Clark, M.R. et al. (2011): Man and the Last Great Wilderness: Human Impact on the Deep Sea. *PLOS One* 6(8), e22588. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022588>.
- Ramirez-Llodra, E., Brandt, A., Danovaro, R., De Mol, B., Escobar, E. et al. (2010): Deep, diverse and definitely different: unique attributes of the world's largest ecosystem. *Biogeosciences* 7, 2851–2899. <https://doi.org/10.5194/bg-7-2851-2010>.
- Ratnam, J., William, J., Bond, W.J., Rod, J., Fensham, R.J. et al. (2011): When is a 'forest' a savanna, and why does it matter? *Global Ecol. Biogeogr.* 20(5): 653–660. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00634.x>.
- Ratter, J.A., Ribeiro, J.F., Bridgewater, S. (1997): The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Ann. Bot.* 80(3), 223–230. <https://doi.org/10.1006/anbo.1997.0469>.
- Rebane, S., Jogiste, K., Poldveer, E., Stanturf, J.A., Metslaid, M. (2019): Direct measurements of carbon exchange at forest disturbance sites: a review of results with the eddy covariance method. *Scandinavian Journal of Forest Research* 34(7), 585–597. <https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1659849>.
- Régnier, C., Achaz, G., Lambert, A., Cowle, R.H., Bouchet, P. et al. (2015): Mass extinction in poorly known taxa. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 112(25), 7761–7766. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502350112>.
- Reichert, T., Reichardt, M. (2011): Saumagen und Regenwald. Klima- und Umweltwirkungen deutscher Agrarrohstoffimporte am Beispiel Sojaschrot: Ansatzpunkte für eine zukunftsfähige Gestaltung. *Forum Umwelt und Entwicklung* 2011, 1–36. Verfügbar unter: http://forumue.de/wp-content/uploads/2015/04/klimawirkungenagrarimporte_web.pdf (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Reid, A.J., Carlson, A.K., Creed, I.F., Eliason, E.J., Gell, P.A. et al. (2019): Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* 94(3), 849–873. <https://doi.org/10.1111/brev.12480>.
- Reusch, T.B.H., Dierking, J., Andersson, H.C., Bonsdorff, E., Carstensen, J. et al. (2018): The Baltic Sea as a time machine for the future coastal ocean. *Science Advances* 4(5), eaar8195. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aar8195>.
- Ribeiro, M.C., Metger, J.P., Martensen, A.M., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M. (2009): The Brazilian Atlantic forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142(6), 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.

- Ries, M., Reinhardt, T., Nigmann, U., Balzer, S. (2019): Analyse der bundesweiten Roten Listen zum Rückgang der Insekten in Deutschland. *Natur und Landschaft* 94 (6-7), 236–244. <https://doi.org/10.17433/6.2019.50153697.236-244>.
- Roberts, C.M., O’Leary, B.C., McCauley, D.J., Cury, P.M., Duarte, C.M. et al. (2017): Marine reserves can mitigate and promote adaptation to climate change. *PNAS* 114(24), 6167–6175. <https://doi.org/10.1073/pnas.1701262114>.
- Roberts, C.M., Hawkins, J.P. (1999): Extinction risk in the sea. *Trends in Ecology and Evolution* 14(6), 241–246. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01584-5](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01584-5).
- Rochman, C.M., Browne, M.A., Underwood, A.J., van Franeker, J.A., Thompson, R.C. et al. (2016): The ecological impacts of marine debris: unraveling the demonstrated evidence from what is perceived. *Ecology* 97, 302–312. <https://doi.org/10.1890/14-2070.1>.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Folke, C. et al. (2009): A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>.
- Röder, N., Osterburg, B., Kätsch, S. (2015): Faktencheck Agrarreform. Integration von Klimaschutz und Klimaanpassung in die Gemeinsame Agrarpolitik der EU nach 2013. Thünen Working Paper 11. Braunschweig. Verfügbar unter: https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn052658.pdf (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Rogelj, J., Popp, A., Calvin, K.V., Luderer, G., Emmerling, J. et al. (2018): Scenarios towards limiting global mean temperature increase below 1.5 degrees C. *Nature Climate Change* 8, 325–332. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0091-3>.
- Roman, J., Estes, J.A., Morissette, L., Smith, C., Costa, D. et al. (2014): Whales as marine ecosystem engineers. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12, 377–385. <https://doi.org/10.1890/130220>.
- Roodbergen, M., Teunissen, W. (2014): Meadow bird conservation in The Netherlands – lessons from the past and future developments. *Vogelwelt* 135, 29–34. Verfügbar unter: https://www.birdnumbers2016.de/downloads/birdnumbers2016_example_manuscript.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Roß-Nickoll, M., Fürste, A., Mause, R., Ottermanns, R., Theißen, B. et al. (2004): Die Arthropodenfauna von Nichtzielflächen und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturlandhaushaltes. Umweltbundesamt, Forschungsbericht 200 63 403. Verfügbar unter: http://www.bio5.rwth-aachen.de/cope/pubs/ross-nickoll_et_al_2004.pdf (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Ruhl, H.A., Rybicki, N.B. (2010): Long-term reductions in anthropogenic nutrients link to improvements in Chesapeake Bay habitat. *PNAS* 107(38), 16566–16570. <https://doi.org/10.1073/pnas.1003590107>.
- Rundlöf, M., Andersson, G., Bommarco, R., Fries, I., Hederström, V. et al. (2015): Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature* 521(7550), 77–U162. <https://doi.org/10.1038/nature14420>.
- Running, S.W. (2008): Ecosystem Disturbance, Carbon, and Climate. *Science* 321(5889), 652–653. <https://doi.org/10.1126/science.1159607>.
- Sabatini, F.M., Burrascano, S., Keeton, W.S., Levers, C., Lindner, M. et al. (2018): Where are Europe’s last primary forests? *Diversity and Distributions* 24, 1426–1439. <https://doi.org/10.1111/ddi.12778>.
- Sala, E., Rechberger, K. (2018): Protecting half the ocean. In: Desai, R., Kato, H., Kharas, H., McArthur, J. (eds.): *From Summits to Solutions: Innovations in Implementing the Sustainable Development Goals* (pp. 239–261). Brookings Institution Press. <https://doi.org/10.1111/grow.12286>.
- Sala, E., Knowlton, N. (2006): Global Marine Biodiversity Trends. *Annual Review of Environment and Resources* 31, 93–122. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.020105.100235>.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J. et al. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287(5459), 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>.
- Salomon, M., Schmid, E., Wiese, J., Kuhn, T., Niekisch, M. (2017): Biodiversität vor dem Pflanzenschutzmitteleinsatz schützen. In: BBN (Bundesverband Beruflicher Naturschutz) (Hrsg.): *Naturschutz und Landnutzung. Analysen – Diskussionen – zeitgemäße Lösungen*. Bonn: BBN. *Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege* 61, 76–85.

- Sanchez-Bayo, F., Wyckhuys, K.A.G. (2019): Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biol. Conserv.* 232, 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>.
- Sanderman, J., Hengl, T., Fiske, G.J. (2017): Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. *PNAS* 114(36), 9575–9580. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706103114>.
- Santangeli, A., Toivonen, T., Pouzols, F.M., Pogson, M., Hastings, A. et al. (2016): Global change synergies and trade-offs between renewable energy and biodiversity. *Global Change Biology Bioenergy* 8(5), 941–951. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12299>.
- Savidge, J.A. (1987): Extinction of an Island Forest Avifauna by an Introduced Snake. *Ecology* 68(3), 660–668. <https://doi.org/10.2307/1938471>.
- Schäfer, R.B., Liess, M., Altenburger, R., Filser, J., Hollert, H. et al. (2019): Future pesticide risk assessment: narrowing the gap between intention and reality. *Environmental Sciences Europe* 31(21), 1–5. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0203-3>.
- Schaffartzik, A., Haberl, H., Kastner, T., Wiedenhofer, D., Eisenmenger, N. et al. (2015): Trading Land: A Review of Approaches to Accounting for Upstream Land Requirements of Traded Products. *Journal of Industrial Ecology* 19(5), 703–714. <https://doi.org/10.1111/jiec.12258>.
- Scheidegger, C., Bergamini, A., Bürgi, M., Holderegger, R., Lachat, T. et al. (2010): Waldwirtschaft. In: Lachat, T., Pauli, D. Gonseth, Y. et al. (Red.): *Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900*. Berlin: Haupt Verlag.
- Scherer-Lorenzen, M. (2014): The functional role of biodiversity in the context of global change. In: Burslem, D., Coomes, D., Simonson, W. (eds.): *Forests and Global Change* (pp. 195–238). Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107323506.011>.
- Scherfose, V. (2019): Schutzgebietsanteile der deutschen Naturparke und Überlegungen zur Weiterentwicklung der Naturpark-Gebietskulissen. *Natur und Landschaft* 94 (9/10), 427–435. <https://doi.org/10.17433/9.2019.50153741.427-435>.
- Schimel, D., Stephens, B.B., Fisher, J.B. (2015): Effect of increasing CO₂ on the terrestrial carbon cycle. *PNAS* 112(2), 436–441. <https://doi.org/10.1073/pnas.1407302112>.
- Schindler, D.E., Hilborn, R., Chasco, B., Boatright, C.P., Quinn, T.P. et al. (2010): Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. *Nature* 465, 609–612. <https://doi.org/10.1038/nature09060>.
- Schipper, J., Chanson, J.S., Chiozza, F., Cox, N.A., Hoffmann, M. et al. (2008): The Status of the World's Land and Marine Mammals: Diversity, Threat, and Knowledge. *Science* 322(5899), 225–230. <https://doi.org/10.1126/science.1165115>.
- Schleuning, M., Frund, J., Schweiger, O., Welk, E., Albrecht, J. et al. (2016): Ecological networks are more sensitive to plant than to animal extinction under climate change. *Nature Communications* 7, 13965. <https://doi.org/10.1038/ncomms13965>.
- Schmidt, T.G., Röder, N., Dauber, J., Klimek, S., Laggner, A. et al. (2014): Biodiversitätsrelevante Regelungen zur nationalen Umsetzung des Greenings der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU nach 2013. Thünen Working Paper, No. 20. Braunschweig. Verfügbar unter: https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/bitv/dn053406.pdf (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Schmidt-Kloiber, A., Bremerich, V., De Wever, A., Jähnig, S.C., Martens, K. et al. (2019): The Freshwater Information Platform: a global online network providing data, tools and resources for science and policy support. *Hydrobiologia* 838(1), 1–11. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-03985-5>.
- Schmitz, O.J., Wilmers, C.C., Leroux, S.J., Doughty, C.E., Atwood, T.B. et al. (2018): Animals and the zoogeography of the carbon cycle. *Science* 362(6419), eaar3213. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aar3213>.
- Schmitz, J., Hahn, M., Bruhl, C.A. (2014): Agrochemicals in field margins – An experimental field study to assess the impacts of pesticides and fertilizers on a natural plant community. *Agriculture Ecosystems & Environment* 193, 60–69. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.025>.

- Schneider-Maunoury, L., Lefebvre, V., Ewers, R.M., Medina-Rangel, G.F., Peres, C.A. et al. (2016): Abundance signals of amphibians and reptiles indicate strong edge effects in Neotropical fragmented forest landscapes. *Biol. Conserv.* 200, 207–215. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.011>.
- Schönwiese, C.-D., Janoschitz, R. (2008): Klima-Trendatlas Deutschland 1901–2000. Berichte des Instituts für Atmosphäre und Umwelt der Universität Frankfurt/Main, Nr. 4. Verfügbar unter: https://www.uni-frankfurt.de/45447808/Inst_Ber_4_21.pdf (abgerufen am 23. März 2020).
- Schuch, S., Wesche, K., Schaefer, M. (2012a): Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in Central European protected dry grasslands. *Biol. Conserv.* 149(1), 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.006>.
- Schuch, S., Bock, J., Krause, B., Wesche, K., Schaefer, M. (2012b): Long-term population trends in three grassland insect groups: a comparative analysis of 1951 and 2009. *J. Appl. Entomol.* 136(5), 321–331. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2011.01645.x>.
- Schultz, J. (1995): Die Ökozonen der Erde. 2. Aufl. Stuttgart: Ulmer.
- Schumacher, J., Schumacher, A., Krüsemann, E., Rebsch, S., Becker, R. et al. (2014): Naturschutzrecht im Klimawandel. Juristische Konzepte für naturschutzfachliche Anpassungsstrategien. Springer, Berlin, Heidelberg. Schriftenreihe Natur und Recht (NATUR), 17.
- Schwarzenbach, R.P., Egli, T., Hofstetter, T.B., von Gunten, U., Wehrli, B. (2010): Global Water Pollution and Human Health. *Annual Review of Environment and Resources* 35, 109–136. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-100809-125342>.
- Schwarzenbach, R.P., Escher, B.I., Fenner, K., Hofstetter, T.B., Johnson, C.A. et al. (2006): The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science* 313(5690), 1072–1077. <https://doi.org/10.1126/science.1127291>.
- Searchinger, T.D., Waite, R., Hanson, C., Ranganathan, J., Dumas, P. et al. (2019): Creating a sustainable food for future. A Menu of Solutions to Feed Nearly 10 Billion People by 2050 (Final Report). Princeton, USA: World Resource Institute. Verfügbar unter: <https://www.wri.org/publication/creating-sustainable-food-future> (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Searchinger, T.D., Beringer, T., Holtzman, B., Kammen, D.M., Lambin, E.F. (2018): Europe's renewable energy directive poised to harm global forests. *Nature Communications* 9(1), 3741. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06175-4>.
- Searchinger, T.D., Estes, L., Thornton, P.K., Beringer, T., Notenbaert, A. et al. (2015): High carbon and biodiversity costs from converting Africa's wet savannahs to cropland. *Nature Clim. Change* 5, 481–486. <https://doi.org/10.1038/nclimate2584>.
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J. et al. (2019): Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574, 671–674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>.
- Settele, J., Scholes, R., Betts, R., Bunn, S., Leadley, P. et al. (2014): Terrestrial and inland water systems. In: Field, C.B., Barros, V.R., Dokken, D.J. et al. (eds): *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the IPCC* (pp. 271–359). Cambridge: Cambridge University Press. Verfügbar unter: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WGIIAR5-Chap4_FINAL.pdf (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Sguotti, C., Otto, S.A., Frelat, R., Langbehn, T.J., Ryberg, M.P. et al. (2019): Catastrophic dynamics limit Atlantic cod recovery. *Proc. R. Soc. B* 286 (1898), 20182877. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2018.2877>.
- Shackleton, R.T., Le Maitre, D.C., Van Wilgen, B.W., Richardson, D.M. (2015): The impact of invasive alien *Prosopis* species (mesquite) on native plants in different environments in South Africa. *South African Journal of Botany* 97, 25–31. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2014.12.008>.
- Shore, R.F., Taggart, M.A., Smits, J., Mateo, R., Richards, N.L. et al. (2014): Detection and drivers of exposure and effects of pharmaceuticals in higher vertebrates. *Philosophical Transactions of the Royal Society B – Biological Sciences* 369 (1656). <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0570>.
- Shorrook, B. (2007): *Biology of African savannahs*. Oxford: University Press.

- Shumilova, O., Tockner, K., Thieme, M., Koska, A., Zarfl, C. (2018): Global water transfer megaprojects: A potential solution for the water-food-energy nexus? *Frontiers in Environmental Science* 6, 150. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00150>.
- Similä, M., Aapala, K., Penttinen, J. (2014): Ecological Restoration In Drained Peatlands. – Best Practices from Finland. Metsähallitus Natural Heritage Services and Finnish Environment Institute SYKE. Verfügbar unter: <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisut/show/1733> (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Slik, J.W.F., Arroyo-Rodríguez, V., Aiba, S.I., Alvarez-Loayza, P., Alves, L.F. et al. (2015): An estimate of the number of tropical tree species. *Proc Natl Acad Sci USA* 112(24), 7472–7477. <https://doi.org/10.1073/pnas.1423147112>.
- Smil, V. (2000): Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *Annual Review of Energy and the Environment* 25(1), 53–88. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.25.1.53>.
- Smith, P., Davis, S., Creutzig, F., Fuss, S., Minx, J. et al. (2015): Biophysical and economic limits to negative CO₂ emissions. *Nature Climate Change* 6, 42–50. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE2870>.
- Soliveres, S., Maestre, F.T., Eldridge, D.J., Delgado-Baquerizo, M., Luis Quero, J. et al. (2014): Plant diversity and ecosystem multifunctionality peak at intermediate levels of woody cover in global drylands. *Global Ecology and Biogeography* 23, 1408–1416.
- Sonkoly, J., Kelemen, A., Valkó, O., Deák, B., Kiss, R. (2019): Both mass ratio effects and community diversity drive biomass production in a grassland experiment. *Nature Scientific Report* 9, 1848. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37190-6>.
- Sousa, A.C.A., Pastorinho, M.R., Takahashi, S., Tanabe, S. (2014): History on organotin compounds, from snails to humans. *Environmental Chemistry Letters* 12, 117–137. <https://doi.org/10.1007/s10311-013-0449-8>.
- Springmann, M., Godfray, H.C.J., Scarborough, P. (2016): Analysis and valuation of the health and climate change cobenefits of dietary change. *PNAS* 113(15), 4146–4151. <https://doi.org/10.1073/pnas.1523119113>.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2018): Für einen flächenwirksamen Insektenschutz. Sachverständigenrat für Umweltfragen. Berlin. Verfügbar unter: https://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/04_Stellungnahmen/2016_2020/2018_10_AS_Insektenschutz.pdf?__blob=publicationFile&v=17 (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2016): Umweltgutachten 2016. Impulse für eine integrative Umweltpolitik. Verfügbar unter: https://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/01_Umweltgutachten/2016_2020/2016_Umweltgutachten_HD.pdf?__blob=publicationFile (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2015): Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Sondergutachten des Sachverständigenrats für Umweltfragen. Berlin. Verfügbar unter: http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/02_Sondergutachten/2012_2016/2015_01_SG_Stickstoff_HD.pdf?__blob=publicationFile (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2011): Wege zur 100 % erneuerbaren Stromversorgung. Sondergutachten des Sachverständigenrats für Umweltfragen. Berlin: Erich Schmidt Verlag. Verfügbar unter: https://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/02_Sondergutachten/2008_2012/2011_07_SG_Wege_zur_100_Prozent_erneuerbaren_Stromversorgung.pdf?__blob=publicationFile (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2007): Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten des Sachverständigenrats für Umweltfragen. Berlin: Erich Schmidt Verlag. Verfügbar unter: https://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/02_Sondergutachten/2004_2008/2007_SG_Biomasse_Buch.pdf?__blob=publicationFile&v=7 (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- Stachow, U., Werner, A., Reh binder, E., Schäfer, A., Couwenberg, J. et al. (2011): Möglichkeiten und zukünftige Erfordernisse einer Einbeziehung von Landnutzung in den Emissionshandel unter Berücksichtigung der Beziehung zur Biodiversität Natur-, agrar- und rechtswissenschaftliche Einschätzungen. BfN-Skripten 291. Bonn.

- Statistisches Bundesamt (2019): Bodenfläche insgesamt nach Nutzungsarten in Deutschland. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Flaechen-nutzung/Tabellen/bodenflaeche-insgesamt.html?view=main> (abgerufen am: 23. März 2020).
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I. et al. (2015): Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 6223. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>.
- Stehfest, E., Bouwman, L., van Vuuren, D.P., den Elzen, M.G.J., Eickhout, B. et al. (2009): Climate benefits of changing diet. *Climatic Change* 95, 83–102. <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9534-6>.
- Stehle, S., Schulz, R. (2015): Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. *PNAS* 112(18), 5750–5755. <https://doi.org/10.1073/pnas.1500232112>.
- Steinbeiss, S., Bessler, H., Engels, C., Temperton, V.M., Buchmann, N. (2008): Plant diversity positively affects short-term soil carbon storage in experimental grasslands. *Global Change Biology* 14(12), 2937–2949. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2446.2008.01697.x>.
- Stevens, N., Lehmann, C.E.R., Murphy, B.P., Durigan, G. (2016): Savanna woody encroachment is widespread across three continents. *Global Change Biology* 23, 235–244.
- Stiasny, M.H., Mittermayer, F.H., Sswat, M., Voss, R., Jutfelt, F. et al. (2016): Ocean Acidification Effects on Atlantic Cod Larval Survival and Recruitment to the Fished Population. *PLOS One* 11, e0155448. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155448>.
- Storch, D., Menzel, L., Frickenhaus, S., Pörtner, H.O. (2014): Climate sensitivity across marine domains of life: Limits to evolutionary adaptation shape species interactions. *Global Change Biology* 20(10), 3059–3067. <https://doi.org/10.1111/gcb.12645>.
- Stramma, L., Prince, E.D., Schmidtko, S., Luo, J., Hoolihan, J.P. et al. (2012): Expansion of oxygen minimum zones may reduce available habitat for tropical pelagic fishes. *Nature Clim Change* 2, 33–37. <https://doi.org/10.1038/nclimate1304>.
- Strassburg, B.B., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R. et al. (2017): Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat. Ecol. Evol.* 1(4), 99. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>.
- Strayer, D.L., Dudgeon, D. (2010): Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1), 344–358. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>.
- Stuart, S., Chanson, J., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L. et al. (2004): Status and trends of Amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306(5702), 1783–1786. <https://doi.org/10.1126/science.1103538>.
- Subramanian, M. (2019): Anthropocene now: influential panel votes to recognize Earth's new epoch. *Nature Online*. <https://doi.org/10.1038/d41586-019-01641-5>.
- Suck, R., Bushart, M., Hofmann, G., Schröder, L. (2014): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation Deutschlands. Band III. Erläuterungen, Auswertungen, Anwendungsmöglichkeiten, Vegetationstabellen. BfN-Skripten 377. Bonn.
- Sukhdev, P., Wittmer, H., Miller, D. (2014): The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Challenges and responses. In: Helm, D., Hepburn, C. (eds.): *Nature in the balance: The economics of biodiversity* (pp. 135–150). New York et al.: Oxford University Press. Verfügbar unter: <http://img.teebweb.org/wp-content/uploads/2014/09/TEEB-Challenges-and-Responses.pdf> (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Sunday, J.M., Fabricius, K.E., Kroeker, K.J., Anderson, K.M., Brown, N.E. et al. (2017): Ocean acidification can mediate biodiversity shifts by changing biogenic habitat. *Nature Climate Change* 7, 81. <https://doi.org/10.1038/nclimate3161>.
- Suttie, J.M., Reynolds, S.G., Batello, C. (2005): Grasslands of the world. Plant Production and Protection Series No. 34. FAO Rome. Verfügbar unter: <http://www.fao.org/3/y8344e00.htm> (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A. et al. (2011): *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511976988>.

- Svancara, L.K., Brannon J.R., Scott, M., Groves, C.R., Noss, R.F. et al. (2005): Policy-driven versus evidence based conservation: a review of political targets and biological needs. *BioScience* 55(11), 989–995. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055%5B0989:PVECAR%5D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055%5B0989:PVECAR%5D2.0.CO;2).
- Swinnen, Johan et al. (2008): Study on the Functioning of Land Markets in the EU Member States und der Influence of Measures applied under the Common Agricultural Policy, CEPS. Brüssel. Verfügbar unter: https://www.econstor.eu/bitstream/10419/142516/1/EERI_RP_2008_04.pdf (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Taube, F. (2018): Expertise zur Bewertung des neuen Düngerechts (DüG, DüV, StoffBilV) von 2017 in Deutschland im Hinblick auf den Gewässerschutz. BDEW – Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V. Verfügbar unter: https://www.bdew.de/media/documents/Expertise_Bewertung_D%C3%BCG_D%C3%BCV_StoffBilV_Taube_11.06.2018_oeffentlich.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (2011): TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making. London: Earthscan.
- TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (2010a): Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. Verfügbar unter: <http://doc.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Synthesis%20report/TEEB%20Synthesis%20Report%202010.pdf> (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (2010b): Ecological and Economic Foundations, London: Routledge. Verfügbar unter: <http://www.teebweb.org/our-publications/teeb-study-reports/ecological-and-economic-foundations/> (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Tenneberger, F., Wichtmann, W. (2011): Carbon credits from peatland rewetting. Stuttgart: Schweizbart Science Publ.
- Ter Steege, H., Pitman, N.C., Sabatier, D., Baraloto, C., Salomão, R.P. et al. (2013): Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science* 342(6156), 1–9. <https://doi.org/10.1126/science.1243092>.
- Thuiller, W. (2007): Climate change and the ecologist. *Nature* 448(7153), 550–552. <https://doi.org/10.1038/448550a>.
- Tilman, D., Isbell, F., Cowles, J.M. (2014): Biodiversity and Ecosystem Functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45, 471–493. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917>.
- Tockner, K., Ward, J.V. (1999): Biodiversity along riparian corridors. *Large rivers* 11(3), 293–310. <https://dx.doi.org/10.1127/lr/11/1999/293>.
- Tockner, K., Pusch, M., Gessner, J., Wolter, C. (2011): Domesticated ecosystems and novel communities: challenges for the management of large rivers. *Ecohydrology & Hydrobiology* 11(3-4), 167–174. <https://doi.org/10.2478/v10104-011-0045-0>.
- Tockner, K., Bernhardt, E.S., Koska, A., Zarfl, C. (2016): A global view on future major water engineering projects. In: Hüttel, R., Bens, O., Bismuth, C., Hoechstetter, S. (Hrsg.): *Society – Water – Technology*. Water Resources Development and Management. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-18971-0_4.
- Trumper, K., Bertzky, M., Dickson, B., van der Heijden, G., Jenkins, M. et al. (2009): The Natural Fix? The role of ecosystems in climate mitigation. A UNEP rapid response assessment. United Nations Environment Programme, UNEPWCMC, Cambridge, UK. Verfügbar unter: https://www.researchgate.net/publication/236979527_The_Natural_Fix_The_Role_of_Ecosystems_in_Climate_Mitigation (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T., Jackson, L., Motzke, I. et al. (2012): Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biol. Conserv.* 151, 53–59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>.
- Tscharntke, T., Leuschner, C., Veldkamp, E., Faust, H., Guhardja, E. et al. (eds.) (2010): *Tropical Rainforests and Agroforests under Global Change. Ecological and Socio-economic Valuations Series*. Berlin, Heidelberg: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-00493-3>.
- Tsiafouli, M., Thébault, E., Sgardelis, S.P., de Ruiter, P.C., van der Putten, W.H. et al. (2015): Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Global Change Biology* 21(2), 973–985. <https://doi.org/10.1111/gcb.12752>.

- Turner, B.L., Lambin, E.F., Reenberg, A. (2007): The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *PNAS* 104(52), 20666–20671. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704119104>.
- Tyukavina, A., Hansen, M.C., Potapov, P.V., Parker, D., Okpa, C. et al. (2018): Congo Basin forest loss dominated by increasing smallholder clearing. *Science Advances* 4(11), eaat2993. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2993>.
- Tyukavina, A., Hansen, M.C., Potapov, P.V., Stehman, S.V., Smith-Rodriguez, K., et al. (2017): Types and rates of forest disturbance in Brazilian Legal Amazon, 2000–2013. *Science Advances* 3(4), e1601047. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1601047>.
- UBA (Umweltbundesamt) (2019a): Indikator: Nitrat im Grundwasser. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/indikator-nitrat-im-grundwasser#textpart-1> (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- UBA (Umweltbundesamt) (2019b): Monitoringbericht 2019 zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/das_monitoringbericht_2019_barrierefrei.pdf (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- UBA (Umweltbundesamt) (2019c): Grünlandumbruch. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/gruenlandumbruch> (abgerufen am: 23. März 2020).
- UBA (Umweltbundesamt) (2018a): Umwelt und Landwirtschaft. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/421/publikationen/20180125_uba_fl_umwelt_und_landwirtschaft_bf_final.pdf (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- UBA (Umweltbundesamt) (2018b): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2018-10-17_texte_79-2018_pineti3.pdf (abgerufen am: 08. Mai 2020).
- UBA (Umweltbundesamt) (2017): Düngermittel. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/dueengemittel> (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- UBA (Umweltbundesamt) (2016): Entwicklung von Instrumenten zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen. Umweltbundesamt, Dessau. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/publikationen/2016-12-14_vermeidung-lebens_mittelab-falle_dt_lang_fin.pdf (abgerufen am: 08. Mai 2020).
- UBA (Umweltbundesamt) (2015): Bodenzustand in Deutschland. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/boden-zustand_in_deutschland_0.pdf (abgerufen am: 15. Februar 2020).
- UBA (Umweltbundesamt) (2014): Reaktiver Stickstoff in Deutschland. Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen. Dessau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: www.uba.de/stickstoff-in-deutschland (abgerufen am: 27. Februar 2020).
- UN (United Nations) (2015): Transformation unserer Welt: die Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung. Verfügbar unter: <https://www.un.org/Depts/german/gv-70/band1/ar70001.pdf> (abgerufen am: 27. Februar 2020).
- UNEP-WCMC (United Nations Environmental Programme-World Conservation Monitoring Centre), IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2018): Protected Planet Report 2018: Tracking progress towards global targets for protected areas. UNEP-WCMC, IUCN and NGS. Cambridge UK; Gland, Switzerland; and Washington, D.C., USA. Verfügbar unter: https://livereport.protectedplanet.net/pdf/Protected_Planet_Report_2018.pdf (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- UNEP-WCMC (United Nations Environmental Programme-World Conservation Monitoring Centre), IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2016): Protected Planet Report 2016: How protected areas contribute to achieving global targets for biodiversity. UNEP-WCMC and IUCN: Cambridge UK and Gland, Switzerland. Verfügbar unter: https://wdpa.s3.amazonaws.com/Protected_Planet_Reports/2445%20Global%20Protected%20Planet%202016_WEB.pdf (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Unwin, M. (2012): Atlas der Vögel. Artenvielfalt, Verhalten, Schutz. Bern: Haupt Verlag.

- Urban, M.C. (2015): Accelerating extinction risk from climate change. *Science* 348(6234), 571–573. <https://doi.org/10.1126/science.aaa4984>.
- USDA (2015): 2015–2020 Dietary Guidelines for Americans. 8th Edition. U.S. Department of Health and Human Services and U.S. Department of Agriculture. Verfügbar unter: https://health.gov/sites/default/files/2019-09/2015-2020_Dietary_Guidelines.pdf (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Utne-Palm, A.C., Salvanes, A.G.V., Currie, B., Kaartvedt, S., Nilsson, G.E. et al. (2010): Trophic Structure and Community Stability in an Overfished Ecosystem. *Science* 329(5989), 333–336. <https://doi.org/10.1126/science.1190708>.
- Valencia, R., Balslev, H., Miño, G.P.Y. (1994): High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity & Conservation* 3, 21–28. <https://doi.org/10.1007/BF00115330>.
- Valiela, I., Bowen, J.L., York, J.K. (2001): Mangrove forests: One of the world's threatened major tropical environments. *BioScience* 51(10), 807–815. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0807:M-FOOTW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0807:M-FOOTW]2.0.CO;2).
- 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, 417–420. <https://science.sciencemag.org/content/368/6489/417>.
- van Mantgem, P.J., Stephenson, N.L., Byrne, J.C., Daniels, L.D., Franklin, J.F. et al. (2009): Widespread increase of tree mortality rates in the Western United States. *Science* 323(5913), 521–524. <https://doi.org/10.1126/science.1165000>.
- Verburg, P.H., Neumann, K., Nol, L. (2011): Challenges in using land use and land cover data for global change studies. *Global Change Biology* 17(2), 974–989. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02307.x>.
- von Haaren, C., Saathoff, W., Bodenschatz, T., Lange, M. (2010): Der Einfluss veränderter Landnutzungen auf Klimawandel und Biodiversität. Unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz von Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 94. Bonn, Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz.
- WallisDeVries, M.F., van Swaay, C.A.M. (2009): Grasslands as habitats for butterflies in Europe. In: Veen, P., Jefferson, R., de Smidt, J., van der Straaten, J. (eds.): *Grasslands in Europe of high nature value* (pp. 27–34). Zeist: KNNV Publishing.
- Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C. et al. (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416(6879), 389–395. <https://doi.org/10.1038/416389a>.
- Wan, Z., Chen, J., Makhloufi, A.E., Sperling, D., Chen, Y. (2016): Four routes to better maritime governance. *Nature News* 540, 27. <https://doi.org/10.1038/540027a>.
- Warren, R., Price, J., Graham, E., Forstenhaeusler, N., VanDerWal, J. (2018): The projected effect on insects, vertebrates, and plants of limiting global warming to 1.5°C rather than 2°C. *Science* 360(6390), 791–795. <https://doi.org/10.1126/science.aar3646>.
- Warren, R., VanDerWal, J., Price, J., Welbergen, J.A., Atkinson, I. et al. (2013): Quantifying the benefit of early climate change mitigation in avoiding biodiversity loss. *Nature Climate Change* 3, 678–682. <https://doi.org/10.1038/nclimate1887>.
- Warren, R., Price, J., Fischlin, A., Santos, S.d.I.N., Midgley, G. (2011): Increasing impacts of climate change upon ecosystems with increasing global mean temperature rise. *Climatic Change* 106, 141–177. <https://doi.org/10.1007/s10584-010-9923-5>.
- Warszawski, L., Friend, A., Ostberg, S., Frieler, K., Lucht, W. et al. (2013): A multi-model analysis of risk of ecosystem shifts under climate change. *Environmental Research Letters* 8, 044018. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/4/044018>.
- Wassmann, P., Duarte, C.M., Agusti, S., Sejr, M.K. (2011): Footprints of climate change in the Arctic marine ecosystem. *Global Change Biology* 17(2), 1235–1249. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02311.x>.
- Watts, N., Amann, M., Ayeb-Karlsson, S., Belesova, K., Bouley, T. et al. (2017): The Lancet Countdown on health and climate change: from 25 years of inaction to a global transformation for public health. *Lancet* 391(10120), 581–630. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)32464-9](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)32464-9).

- WBA-BMEL (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft) (2007): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlungen an die Politik. Bonn. Verfügbar unter: https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Agrarpolitik/GutachtenWBA.pdf?__blob=publicationFile (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- WBAE-BMEL (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft) (2018): Für eine gemeinwohlorientierte Gemeinsame Agrarpolitik der EU nach 2020: Grundsatzfragen und Empfehlungen. Verfügbar unter: https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Agrarpolitik/GAP-GrundsatzfragenEmpfehlungen.pdf?__blob=publicationFile (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- WBAE-BMEL (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft) (2016): Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Verfügbar unter: http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Agrarpolitik/Klimaschutzgutachten_2016.pdf%3F__blob%3DpublicationFile (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (1998): Die Anrechnung biologischer Quellen und Senken im Kyoto-Protokoll: Fortschritt oder Rückschritt für den globalen Umweltschutz? Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, Bremerhaven. Verfügbar unter: https://www.wbgu.de/fileadmin/user_upload/wbgu/publikationen/archiv/wbgu_sn1998.pdf (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Weisser, W.W., Roscher, C., Meyer, S.T., Ebeling, A., Luo, 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, 1–73. <https://doi.org/10.1016/j.baee.2017.06.002>.
- Wernberg, T., Bennett, S., Babcock, R.C., de Bettignies, T., Cure, K. et al. (2016): Climate-driven regime shift of a temperate marine ecosystem. *Science* 353(6295), 169–172. <https://doi.org/10.1126/science.aad8745>.
- White, R., Murray, S., Rohweder, M. (2000): Pilot analysis of global ecosystems. Grassland Ecosystems. World Resources Institute. Washington, USA. Verfügbar unter: <https://www.wri.org/publication/pilot-analysis-global-ecosystems-grassland-ecosystems> (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- Whitmore, T.C., Peralta, R., Brown, K. (1985): Total species count in a Costa Rican tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 1(4), 375–378. <https://doi.org/10.1017/S0266467400000481>.
- WHO (World Health Organization) (2017): Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017 Update and SDG Baselines. WHO, UNICEF, Geneva, Switzerland.
- Wichtmann, W., Schröder, C., Joosten, H. (2016): Paludiculture – productive use of wet peatlands. Stuttgart: Schweizerbart Science Publ.
- Wiens, J.J. (2016): Climate-Related Local Extinctions Are Already Widespread among Plant and Animal Species. *PLOS Biology* 14(12), e2001104. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2001104>.
- Wilson, E.O. (2016): Half-Earth: Our Planet's Fight for Life. New York: Liveright Publ. Corp.
- Wirsén, S., Hedenus, F., Mohlin, K. (2010): Greenhouse gas taxes on animal food products: rationale, tax scheme and climate mitigation effects. *Climatic Change* 108, 159–184. <https://doi.org/10.1007/s10584-010-9971-x>.
- Wittig, B., Waldmann, T., Diekmann, M. (2007): Veränderungen der Grünlandvegetation im Holtumer Moor über vier Jahrzehnte. *Hercynia N.F.* 40, 285–300. Verfügbar unter: https://www.zobodat.at/pdf/Hercynia_40_0285-0300.pdf (abgerufen am: 19. Februar 2020).
- WMO (World Meteorological Organization) (2018): WMO Greenhouse Gas Bulletin 14, 1-8. Verfügbar unter: https://library.wmo.int/doc_num.php?expl_num_id=5455 (abgerufen am: 23. März 2020).
- Woodley, S., Locke, H., Laffoley, D., MacKinnon, K., Sandwith, T. et al. (2019): A re-view of evidence for area-based conservation targets for the post-2020 global biodiversity framework. *Parks* 25, 31–46. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2019.PARKS-25-2SW2.en>.

- World Cancer Research Fund & American Institute for Cancer Research (2018): Diet, Nutrition, Physical Activity and Cancer: A Global Perspective. Continuous Update Project Expert Report 2018. Verfügbar unter: <https://www.wcrf.org/sites/default/files/Summary-of-Third-Expert-Report-2018.pdf> (abgerufen am: 24. Februar 2020).
- Worm, B., Hilborn, R., Baum, J.K., Branch, T.A., Collie, J.S. et al. (2009): Rebuilding Global Fisheries. *Science* 325(5940), 578–585. <https://doi.org/10.1126/science.1173146>.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C. et al. (2006): Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314(5800), 787–790. <https://doi.org/10.1126/science.1132294>.
- Wrbka, T., Erb, K.-H., Schulz, N.B.N.B., Peterseil, J., Hahn, C. et al. (2004): Linking pattern and process in cultural landscapes. An empirical study based on spatially explicit indicators. *Land Use Policy* 21(3), 289–306. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2003.10.012>.
- Wright, C.K., Larson, B., Lark, T.J., Gibbs, H.K. (2017): Recent grassland losses are concentrated around U.S. ethanol refineries. *Environ. Res. Lett.* 12(4), 044001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa6446>.
- Wright, S.J. (2010): The future of tropical forest species. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195, 1–27. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05455.x>.
- Wright, S.J. (2002): Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia* 130, 1–14. <https://doi.org/10.1007/s004420100809>.
- Wuerthner, G., Crist, E., Butler, T. (eds.) (2015): Protecting the Wild: Parks and Wilderness. The Foundation for Conservation. Washington, DC: Island Press.
- WWAP (UNESCO World Water Assessment Programme) (2019): The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving No One Behind. Paris, UNESCO. Verfügbar unter: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367306> (abgerufen am: 23. März 2020).
- WWF (World Wide Fund For Nature) (2018): Below the canopy. Plotting global trends in forest wildlife populations. WWF UK. Verfügbar unter: <https://www.wwf.org.uk/sites/default/files/2019-08/BelowTheCanopyReport.pdf> (abgerufen am: 18. Februar 2020).
- Yachi, S., Loreau, M. (1999): Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the Insurance Hypothesis. *PNAS* 96(4), 57–64. <https://dx.doi.org/10.1073%2Fpnas.96.4.1463>.
- Yu, Z.C. (2012): Northern peatland carbon stocks and dynamics: a review. *Biogeosciences* 9, 4071–4085. <https://doi.org/10.5194/bg-9-4071-2012>.
- Zampieri, M., Ceglar, A., Dentener, F., Toreti, A. (2017): Wheat yield loss attributable to heat waves, drought and water excess at the global, national and subnational scales. *Environmental Research Letters* 12(6), 064008. <https://doi.org/10.1088%2F1748-9326%2Faa723b>.
- Zarfl, C., Lumsdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L., Tockner, K. (2015): A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences* 77(1), 161–170. <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0377-0>.
- Zhang, S.Y., Wang, Z.Y., Chen, J.W. (2019): Physiologically based toxicokinetics (PBTK) models for pharmaceuticals and personal care products in wild common carp (*Cyprinus carpio*). *Chemosphere* 220, 793–801. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.172>.
- Zhu, Z.C., Piao, S.L., Myneni, R.B., Huang, M.T., Zeng, Z.Z. et al. (2016): Greening of the Earth and its drivers. *Nature Climate Change* 6, 791. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate3004>.
- Zonn, I.S., Glantz M.H., Kosarev, A.N., Kostianoy A.G. (2009): The Aral Sea Encyclopedia. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Zotz, G. (2016): Plants on Plants – The Biology of Vascular Epiphytes. Cham: Springer.
- Zotz, G., Bader, M.Y. (2009): Epiphytic plants in a changing world-global: change effects on vascular and non-vascular epiphytes. *Progress in Botany* 70, 147–170. https://doi.org/10.1007/978-3-540-68421-3_7.

Autorinnen und Autoren

in alphabetischer Reihenfolge

Prof. Dr. Almut Arneth	Institut für Meteorologie und Klimaforschung Atmosphärische Umweltforschung (IMK-IFU), KIT Karlsruher Institut für Technologie, KIT-Campus Alpin, Garmisch-Partenkirchen
Prof. Dr. Detlev Drenckhahn ML	Institut für Anatomie und Zellbiologie, Julius-Maximilians-Universität Würzburg
Prof. Dr. Juliane Filser	Zentrum für Umweltforschung und nachhaltige Technologien (UFT), Universität Bremen
Prof. Dr. Helmut Haberl	Institut für Soziale Ökologie, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich
Prof. Dr. Bernd Hansjürgens	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung Leipzig-Halle UFZ
Prof. Dr. Bernd Herrmann ML	Institut für Zoologie und Anthropologie, Georg-August-Universität Göttingen
Dr. Jürgen Homeier	Pflanzenökologie, Georg-August-Universität Göttingen
Prof. Dr. Christoph Leuschner	Pflanzenökologie, Georg-August-Universität Göttingen
Prof. Dr. Volker Mosbrugger ML	Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, Frankfurt am Main
Prof. Dr. Thorsten Reusch	GEOMAR Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung Kiel
Prof. Dr. Andreas Schäffer	Institut für Umweltforschung, RWTH Aachen
Prof. Dr. Michael Scherer-Lorenzen	Institut für Biologie/Geobotanik, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Prof. Dr. Klement Tockner ML	Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (FWF), Wien, Österreich

Weitere Veröffentlichungen aus der Reihe „Leopoldina Diskussion“

Nr. 23: Spuren unter Wasser – Das kulturelle Erbe in Nord- und Ostsee erforschen und schützen – 2019

Nr. 22: Übergewicht und Adipositas: Thesen und Empfehlungen zur Eindämmung der Epidemie – 2019

Nr. 21: Wie sich die Qualität von personenbezogenen Auswahlverfahren in der Wissenschaft verbessern lässt: Zehn Prinzipien – 2019

Nr. 20: Gemeinsam Schutz aufbauen – 2019

Nr. 19: Die Bedeutung von Wissenschaftlichkeit für das Medizinstudium und die Promotion (nur online verfügbar) – 2019

Nr. 18: Planbare Schwangerschaft – perfektes Kind? – 2019

Nr. 17: Zukunftsfähigkeit der Luftfahrtforschung in Deutschland – 2018

Nr. 16: Der stumme Frühling – Zur Notwendigkeit eines umweltverträglichen Pflanzenschutzes – 2018

Nr. 15: Ärztliches Handeln – Erwartungen und Selbstverständnis – 2017

Nr. 14: Zukunftsfragen für die Forschung in der Kinder- und Jugendmedizin in Deutschland – 2017

Nr. 13: Ein Fortpflanzungsmedizingesetz für Deutschland – 2017

Nr. 12: Antibiotika-Forschung – 5 Jahre danach – 2017

Nr. 11: Nachhaltige Zeitwende? Die Agenda 2030 als Herausforderung für Wissenschaft und Politik – 2017

Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina e. V.
– Nationale Akademie der Wissenschaften –

Jägerberg 1
06108 Halle (Saale)
Tel.: (0345) 472 39-600
Fax: (0345) 472 39-919
E-Mail: politikberatung@leopoldina.org

Berliner Büro:
Reinhardtstraße 14
10117 Berlin

Die Leopoldina ist eine der ältesten Wissenschaftsakademien der Welt. 1652 gegründet, ist sie der freien Wissenschaft zum Wohle der Menschen und der Gestaltung der Zukunft verpflichtet. Mit ihren rund 1500 Mitgliedern versammelt die Leopoldina hervorragende Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler aus Deutschland, Österreich, der Schweiz und zahlreichen weiteren Ländern.

Als Nationale Akademie Deutschlands vertritt die Leopoldina seit 2008 die deutsche Wissenschaft in internationalen Gremien und nimmt zu wissenschaftlichen Grundlagen politischer und gesellschaftlicher Fragen unabhängig Stellung. In interdisziplinären Expertengruppen erarbeitet die Leopoldina, auch gemeinsam mit anderen deutschen, europäischen und internationalen Akademien, öffentliche Stellungnahmen zu aktuellen Themen. Die Leopoldina fördert die wissenschaftliche und öffentliche Diskussion, sie unterstützt wissenschaftlichen Nachwuchs, verleiht Auszeichnungen, führt Forschungsprojekte durch und setzt sich für die Wahrung der Menschenrechte verfolgter Wissenschaftler ein.