

Ökosysteme Deutschlands: Klassifizierung und Kartierung der Ökosystemtypen sowie Indikatoren für ein bundesweites Assessment und Monitoring des Ökosystemzustands und der Ökosystemleistungen

Grunewald, Karsten; Meier, Sophie; Syrbe, Ralf-Uwe; Walz, Ulrich

Veröffentlichungsversion / Published Version

Monographie / monograph

Empfohlene Zitierung / Suggested Citation:

Grunewald, K., Meier, S., Syrbe, R.-U., & Walz, U. (2021). *Ökosysteme Deutschlands: Klassifizierung und Kartierung der Ökosystemtypen sowie Indikatoren für ein bundesweites Assessment und Monitoring des Ökosystemzustands und der Ökosystemleistungen*. Dresden: Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V.. <https://doi.org/10.26084/45xx-rs50>

Nutzungsbedingungen:

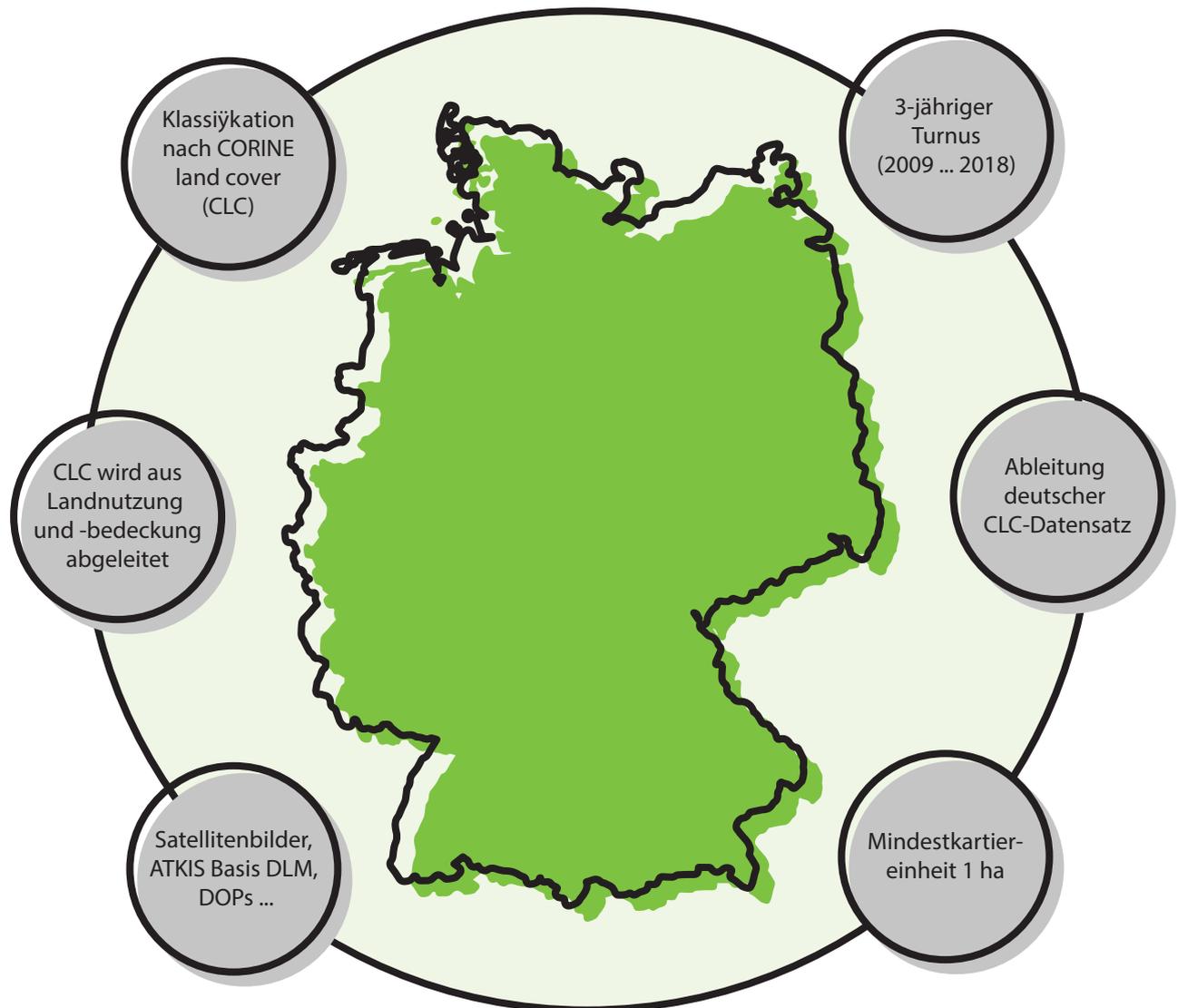
Dieser Text wird unter einer CC BY-NC Lizenz (Namensnennung-Nicht-kommerziell) zur Verfügung gestellt. Nähere Auskünfte zu den CC-Lizenzen finden Sie hier: <https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/deed.de>

Terms of use:

This document is made available under a CC BY-NC Licence (Attribution-NonCommercial). For more information see: <https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0>

Ökosysteme Deutschlands

Klassifizierung und Kartierung der Ökosystemtypen sowie Indikatoren für ein bundesweites Assessment und Monitoring des Ökosystemzustands und der Ökosystemleistungen



Karsten Grunewald · Sophie Meier · Ralf-Uwe Syrbe · Ulrich Walz

unter Mitarbeit von Martin Behnisch, Lisa Eichler, Volkmar Hartje, Tobias Krüger, Gotthard Meinel, Christin Michel, Michelle Moyzes, Benjamin Richter, Martin Schorcht, Steffen Schwarz, Marco Schwarzak, Burkhard Schweppe-Kraft und Roland Zieschank

Dresden, Juni 2021

Impressum

Ökosysteme Deutschlands – Klassifizierung und Kartierung der Ökosystemtypen sowie Indikatoren für ein bundesweites Assessment und Monitoring des Ökosystemzustands und der Ökosystemleistungen

Herausgeber Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V. (IÖR), Weberplatz 1, 01217 Dresden

Autoren Karsten Grunewald, Sophie Meier, Ralf-Uwe Syrbe, Ulrich Walz
unter Mitarbeit von Martin Behnisch, Lisa Eichler, Volkmar Hartje, Tobias Krüger, Gotthard Meinel, Christin Michel, Michelle Moyzes, Benjamin Richter, Martin Schorcht, Steffen Schwarz, Marco Schwarzak, Burkhard Schweppe-Kraft und Roland Zieschank

Satz & Layout Ralf-Uwe Syrbe, Sophie Meier

Kartographie Sophie Meier, Steffen Schwarz, Ralf-Uwe Syrbe, Ulrike Schinke, Sabine Witschas

Druck nur digital

DOI 10.26084/45xx-rs50

ISBN 978-3-933053-49-7

Ort/Jahr Dresden, Oktober 2021

Lizenz Dieser Text wird unter einer CC BY-NC Lizenz zur Verfügung gestellt. Nähere Auskünfte zu den CC-Lizenzen finden Sie hier: <https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/deed.de>

Zitierempfehlung:

Grunewald, K.; Meier, S.; Syrbe, R.-U.; Walz, U.; u.a. (2021). Ökosysteme Deutschlands – Klassifizierung und Kartierung der Ökosystemtypen sowie Indikatoren für ein bundesweites Assessment und Monitoring des Ökosystemzustands und der Ökosystemleistungen. Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V. (IÖR), Dresden. <http://doi.org/10.26084/45xx-rs50>

Inhalt

1 Problemaufriss und Zielstellung	1
2 Ökosysteme Deutschlands	4
2.1 Grundlagen	4
2.2 Vorschlag für ein hierarchisches Klassifikationssystem für Ökosystemtypen (ÖST) in Deutschland	5
2.2.2 LBM-DE und ATKIS-Basis-DLM als Datengrundlagen für die flächenscharfe Darstellung und Analyse	9
2.2.3 Untersetzung mit weiteren naturschutzfachlich relevanten Daten.....	12
2.3 Ökosystemtypenkarte Deutschlands auf Rasterbasis	14
2.4 Ermittlung der Flächengrößen der Ökosysteme	17
2.4.1 Vorgehensweise	17
2.4.2 Veränderungen der Ökosystemflächen 2012-2018	17
2.5 Flächengröße und Flächenänderungen der Haupt- Ökosystemtypen	19
2.5.1 Agrarland.....	19
2.5.2 Wald und Gehölz	21
2.5.3 Urban, industriell	23
2.5.4 Gewässer	25
2.5.5 Semi-natürliches Offenland	26
2.5.6 Zusammenschau der Trendentwicklungen	27
2.6 Fazit und Ausblick.....	27
2.7 Literatur	29
3 Indikatoren zum Zustand der Ökosysteme auf Bundesebene.....	34
3.1 Grundlagen, Systematik	34
3.1.1 Definition und konzeptioneller Ansatz	34
3.1.2 Übersicht zu Nationalen Ökosystem-Zustandsindikatoren im Rahmen von MAES.....	36
3.1.3 Ecosystem Condition Accounting nach SEEA EA	43
3.1.4 Literatur	50
3.2 Seminaturliche Ökosysteme im Offenland/naturnahe und geschützte Ökosysteme	52
3.2.1 Anteil naturbetonter Flächen an einem Gebiet	53
3.2.2 Anteil Gebiete mit strengem Natur- und Artenschutz an Gebietsfläche.....	63
3.3 Wald-Ökosysteme.....	68
3.3.1 Anteil naturnaher Waldflächen	69
3.3.2 Anteil unzerschnittener Wälder > 50 km ² an Gebietsfläche.....	73
3.4 Agrar-Ökosysteme	79
3.4.1 Anteil ökologischer Landbau und ökologischer Ackerbau	80
3.4.2 Viehbesatz pro Gebiets- und Landwirtschaftsfläche.....	88
3.4.3 Verlust an agrarisch nutzbarer Fläche	97
3.4.4 Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft.....	102
3.5 Gewässer-Ökosysteme und Auen.....	108
3.5.1 SuV-Fläche in Auen.....	108

3.6 Urbane Ökosysteme	118
3.6.1 Grünflächenausstattung und Grünraumversorgung.....	118
3.6.2 Bodenversiegelungsgrad	130
3.7 Gesamt-Landschaftsebene.....	134
3.7.1 Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke.....	134
3.7.2 Freiraumfläche mit Bodenbewuchs (Indikator „Nicht-Siedlungsflächenanteil“)	139
3.7.3 Ökosystem-Zustandsparameter „Zersiedelung“	143
3.7.4 Kohlenstoffvorrat in Boden und Vegetation.....	155
3.7.5 Critical Load Überschreitungen - Stickstoff	164
3.7.6 Ökosystem-Zustandsparameter „Biodiversität“ - Indikator „Biotopwert“	171
4. Ökosystemleistungen (ÖSL).....	179
4.1 Indikator „Ackerbauliches Ertragspotenzial“ zur Bewertung der ÖSL „Versorgung mit Feldfrüchten“	179
4.2 ÖSL Bestäubungsleistung durch Wildbienen.....	196
4.3 ÖSL Klimaregulation in Städten	211
4.4 ÖSL Regulierung der Bodenerosion durch Wasser oder Wind	227
4.5 Weitere Ökosystemleistungen	241
5. Fazit und Ausblick.....	248
Anhang A Tabelle zu Kapitel 2: Vorschlag einer Systematik der Ökosystemtypen	254
Anhang B Tabelle zu Kapitel 2: Ergänzung der Ökosystemtypen.....	258
Anhang C Tabelle zu Kapitel 2 Flächengröße und Flächenanteile der Ökosysteme.....	266
Anhang D zu Kapitel 3.7.6 Datenblätter zur Biotopbewertung	269
Anhang E zu Kapitel 4.2: Methodik des Indikators „Habitatpotenzial von Wildbienen“	271

1 Problemaufriss und Zielstellung

Karsten Grunewald

Im Rahmen der EU-Biodiversitätsstrategie 2020 verpflichteten sich die Mitgliedsstaaten der EU im Jahr 2011, Zustand und Leistungen ihrer Ökosysteme zu erfassen und die Ergebnisse bis 2020 in europäische und nationale Berichtssysteme zu integrieren. Das betreffende Ziel 2 der Strategie sieht zudem vor, „grüne Infrastruktur“ einzurichten und mindestens 15 % der geschädigten Ökosysteme wiederherzustellen. Entsprechende Kartierungen und Bewertungen folgen dabei den grundsätzlichen Empfehlungen europäischer Arbeitsgruppen wie MAES (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services). Dabei werden Aspekte der Biodiversität als Grundlage für funktionierende Ökosysteme und ein hohes Angebot von Ökosystemleistungen (ÖSL) in Verbindung mit menschlichem Wohlbefinden betont (Maes et al. 2013).

Das MAES-Rahmenkonzept sieht zur Bewertung von Ökosystemen und deren Leistungen folgende Module vor (Maes et al. 2014): (1) Kartierung der Ökosysteme; (2) Bewertung der Ökosystemzustände; (3) Bewertung der ÖSL; (4) integriertes Ökosystem-Assessment mit Anschluss zur Ökosystem-Bilanzierung innerhalb der volkswirtschaftlichen Umweltgesamtrechnung (Ecosystem Accounting oder Natural Capital Accounting). Entsprechend den Anforderungen der EU-Biodiversitätsstrategie wurde zunächst ein System der nationalen Ersterfassung und Bewertung von ÖSL für Deutschland erarbeitet und abgestimmt. Die Indikatorenentwicklung basierte dabei vorrangig auf Landnutzungs- und Bevölkerungsdaten (Albert et al. 2015; Grunewald et al. 2016, 2017, 2019) und bezieht insbesondere im Bereich des Ökosystemzustandes auch Belastungen und Aussagen zum Zustand der biologischen Vielfalt mit ein.

Neben der EU-Biodiversitätsstrategie thematisieren auch andere internationale Übereinkommen und Institutionen die Verbindung zwischen dem Zustand von Ökosystemen, der biologischen Vielfalt und den ÖSL, z. B.

- CBD (Convention on Biological Diversity/Übereinkommen über die biologische Vielfalt; CBD 2000), spezifiziert in den sog. „Aichi-targets“ (CBD 2010);
- TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity; TEEB 2010);
- IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services; IPBES 2013);
- Ökosystem-Management-Ansätze des IUCN (International Union for Conservation of Nature; IUCN 2019);
- SEEA-EA (System of Environmental-Economic Accounting – Ecosystem Accounting/System der Umweltökonomischen Gesamtrechnung; UN 2020).

Auch weitere EU-Politiken wie „Grüne-Infrastruktur-Strategie“, „Forststrategie“, „Invasive gebietsfremde Arten“, die „Meeres-Rahmenrichtlinie“ und die „Gemeinsame Agrarpolitik (GAP)/ländliche Entwicklung“ enthalten eine ÖSL-Einbettung und verwenden die entsprechende Terminologie (Helming et al. 2013).

Das Forschungsvorhaben „Weiterentwicklung des bundesweiten Indikatorensatzes für Ökosystemleistungen“, über das in dieser Abhandlung berichtet wird, knüpfte insbesondere an folgende abgeschlossene Projekte an: "TEEB-Deutschland - Übersichtsstudie, FKZ 3510 81 0500", „Ökonomische Effekte der ÖSL städtischer Grünräume, FKZ 3512 82 1400",

"Bewertung kultureller ÖSL in Deutschland, FKZ 3513 83 0300" und "Umsetzung Maßnahme 5 der EU-Biodiversitätsstrategie, FKZ 3514 83 0100". In den genannten Vorhaben geschaffene Datengrundlagen sollten zusammengeführt und weiterentwickelt sowie die aufgezeigten Datenlücken aufgegriffen und bearbeitet werden.

Das Vorhaben umfasste die folgenden Ziele:

- Analyse der Entwicklung der Fläche verschiedener Ökosysteme in Deutschland;
- Weiterentwicklung vorhandener Indikatoren für den Zustand und die Leistungen der Ökosysteme in Deutschland;
- Ergänzung bzw. Auffüllung von Lücken aufgrund zwischenzeitlich neu verfügbarer Daten.

Literatur

Albert C., Burkhard B. et al. (2015): Empfehlungen zur Entwicklung eines ersten nationalen Indikatorsets zur Erfassung von Ökosystemleistungen. Diskussionspapier. BfN-Skripten 410: 55 S.

CBD/Convention on Biological Diversity (2010): Strategic plan for biodiversity 2011–2020. www.cbd.int/sp (aufgerufen am 18.3.2019).

Grunewald K., Herold H. et al. (2016): Konzept nationale Ökosystemleistungs-Indikatoren Deutschland – Weiterentwicklung, Klassentypen und Indikatorenkennblatt. Naturschutz und Landschaftsplanung 48(5): 41 – 152.

Grunewald K., Pekker R. et al. (2019): Grundlagen einer Integration von Ökosystemen und Ökosystemleistungen in die Umweltökonomische Gesamtrechnung in Deutschland. Natur und Landschaft 94(8): 330 – 338.

Grunewald K., Syrbe R.-U. et al. (2017): Ökosystemleistungen Deutschlands – Stand der Indikatorenentwicklung für ein bundesweites Assessment und Monitoring. Natur und Landschaft 92(11): 485 – 492.

Helming K., Diehl K. et al. (2013): Mainstreaming ecosystem services in European policy impact assessment. Environmental Impact Assess 40: 82 – 87.

IPBES/Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2013): Decision IPBES-2/4. Conceptual framework for the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES: 9 S. (https://ipbes.net/system/tdf/downloads/Decision%20IPBES_2_4.pdf?file=1&type=node&id=14649)

IUCN/International Union for Conservation of Nature (2019): Ecosystem Management. <https://www.iucn.org/theme/ecosystem-management> (aufgerufen am 03.12.2019).

Maes J., Teller A. et al. (2013): Mapping and assessment of ecosystems and their services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Publications office of the European Union. Luxembourg: 60 S.

Maes J., Teller A. et al. (2014): Mapping and assessment of ecosystems and their services. Indicators for ecosystem assessments under action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Publications office of the European Union. Luxembourg: 82 S.

TEEB/The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2010): Mainstreaming the economics of nature. A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. (<http://doc.teebweb.org/wp->

[content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Synthesis%20report/TEEB%20Synthesis%20Report%202010.pdf\)](https://www.un.org/content/uploads/study%20and%20reports/reports/synthesis%20report/TEEB%20Synthesis%20Report%202010.pdf)

UN – United Nations (2020): System of Environmental-Economic Accounting – Ecosystem Accounting (SEEA-EA). Draft for the Global Consultation on the complete document. https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/documents/EEA/Revision/1._seea_ea_complete_draft_for_global_consultation_oct_2020.pdf (aufgerufen am 22.12.2020)

2 Ökosysteme Deutschlands

Karsten Grunewald, Sophie Meier, Ralf-Uwe Syrbe, Tobias Krüger, Martin Schorcht, Ulrich Walz, Burkhard Schweppe-Kraft, Benjamin Richter, Gotthard Meinel, Christin Michel

2.1 Grundlagen

„Ökosystem“ ist seit Mitte des 20. Jahrhunderts ein forschungsleitender Begriff zur pragmatischen Betrachtung ökologischer Einheiten (Jax 2016). Ein Ökosystem umfasst das Beziehungsgefüge der Lebewesen untereinander und deren anorganische Umwelt. Im weniger abstrakten Sinn wird ein Ökosystem durch seine Lebensgemeinschaft (Biozönose) und deren Lebensraum (Biotop) gekennzeichnet (Ellenberg et al. 1992). In der deutschen Rechts- und Planungspraxis ist insbesondere der Biotopbegriff maßgeblich (§ 30 BNatSchG „Gesetzlich geschützte Biotope“).

Ökosystemforschung ist ein konzeptioneller Ansatz, mit dem sich v. a. Naturwissenschaftlerinnen und Naturwissenschaftler identifizieren, da analytische Modellvorstellungen zur Struktur und Dynamik von Raumausschnitten bearbeitet werden können (Grunewald, Bastian 2013). Das Ökosystemkonzept umfasst mehrere hierarchische Ebenen, nicht nur in theoretischer Hinsicht, sondern auch aus operativer Sicht (Blasi et al. 2017). Somit kann prinzipiell eine breite Palette von Ökosystemen identifiziert und kartiert werden – von kleinmaßstäbigen Biomen und Ökoregionen bis zu großmaßstäbigen Lebensräumen und Biotopen (Klijn, de Haes 1994; EEA 2013, 2014a).

Ökosysteme sind holistisch zu begreifen – d. h., ihre emergenten Systemeigenschaften (Wechselwirkungen/Interaktionen zwischen den Bestandteilen) weisen Verhaltensweisen auf, die sich nicht alleine auf Basis einer Analyse ihrer Bestandteile erklären lassen. Daher bedarf es einer Analyse mit ganzheitlichem Verständnis, die sich auch in den Indikatoren und Kartierungen widerspiegelt. Weiterhin können Landschaftsökosysteme zum einen als Ergebnis von Einflussfaktoren der natürlichen Umwelt, zum anderen als Konstrukt menschlicher Wahrnehmung (d. h. als künstliche Einheiten) erfasst werden, bei denen die Kriterien für die Auswahl der Komponenten und deren Abgrenzung ausgehend von den Interessen der Betrachterin bzw. des Betrachters festzulegen sind (Landscape as perceived by people). Die CBD spezifiziert entsprechend den Ökosystemansatz wie folgt: „[...] the term ‚ecosystem‘ [...] can refer to any functioning unit at any scale. Indeed, the scale of analysis and action should be determined by the problem being addressed“ (CBD 2018).

Eine vollständige Bilanzierung des Zustandes und der Leistungen der Ökosysteme (Ecosystem Condition und Ecosystem Service Account) benötigt als gemeinsame Basis Informationen über die Änderung der Fläche der unterschiedliche Ökosysteme (Ecosystem Extent Account). Dabei müssen die Ökosysteme so klassifiziert sein, dass sie den zum Teil sehr unterschiedlichen Anforderungen an die nachfolgende Zustands- und Leistungsbilanzierung genügen können. Ziel ist die Darstellung der Bedeutung von Ökosystemen und die Erfassung ihrer Änderungen als Grundlage für politisches Handeln. Wie bei anderen statistisch orientierten Arbeiten geschieht dies aber – anders als im Bereich der Planung – ohne die Entwicklung direkter Handlungsvorschläge.

Flächendeckende Feld-Kartierungen nach einem einheitlichen Kartierungssystem liegen bundesweit nicht vor. Für ein nationales Ecosystem Accounting ist es deshalb unabdingbar, eine gemeinsame Struktur von Ökosystemklassifikationen zu entwickeln; mit deren Hilfe können

unterschiedliche bundesweite Daten über Umfang und Zustand von Ökosystemen, die zum Teil eigene Klassifikationen verwenden, in einem gemeinsamen System konsistent bewältigt werden. Vor diesem Hintergrund haben wir einen konkreten Vorschlag unterbreitet, wie bundesweit einheitlich erfasste, lagegenaue GIS-Daten über Landnutzungen und Ökosysteme, die kompatibel mit EU-weiten Ansätzen sind, mit anderen regelmäßig erhobenen Datenquellen (u. a. aus Stichprobenerhebungen) so kombiniert und verschnitten werden können, dass ein möglichst vollständiges, fortschreibungsfähiges Bild über den Zustand der Ökosysteme Deutschlands generiert werden kann (Grunewald et al. 2020a).

Das Ergebnis sind Karten der Ökosystemtypen (ÖST) und Zuordnungstabellen mit unterschiedlichen Klassen bzw. Ebenen (Layern), die als Grundlage zur Erstellung von Bilanzen (Flächenbilanz, Zustandsbilanz, Leistungsbilanz) Verwendung finden und je nach Aufgabenstellung weiter untersetzt werden können. Herausforderungen bestehen insbesondere im Grad der thematischen Details – v. a. darin, ob und welche funktionellen Merkmale einbezogen werden, die auf der nationalen Ebene dafür geeignet sein können, das Erreichen der jeweiligen Ziele (z. B. Biodiversitätsschutz, Erfassung der Leistungen, Priorisierung wiederherzustellender geschädigter Ökosysteme, Analyse der Entwicklung der Fläche verschiedener Ökosysteme in Deutschland) zu unterstützen.

Zur Klassifizierung der Ökosysteme auf nationaler Ebene wird den EU-Staaten für die Ökosystem-Bilanzierung empfohlen, sich an den europaweit verfügbaren Landnutzungsdaten CORINE Land Cover (CLC) zu orientieren (Maes et al. 2014; Erhard et al. 2016). Diese regelmäßig fortgeschriebenen Geodaten beinhalten räumliche Angaben zur Landbedeckung mit einer inhaltlichen Auflösung von 44 Klassen. Die räumliche Auflösung liegt bei mindestens 25 ha. Eine feinere differenzierte Typisierung von Ökosystemen, welche die Verbreitung von Arten und Standorteigenschaften berücksichtigt, enthält das Europäische Naturinformationssystem (EUNIS).

Die EU-Mitgliedsstaaten sollen diese Daten spezifizieren, falls detaillierte Angaben – z. B. durch Verschneidung mit weiteren naturräumlichen, soziologischen oder ökonomischen Daten – möglich und sinnvoll sind. Dafür bieten sich in Deutschland das „Digitale Basis-Landschaftsmodell“ (Basis-DLM) aus dem „Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystem“ (ATKIS) und das „Digitale Landbedeckungsmodell für Deutschland“ (LBM-DE) an.

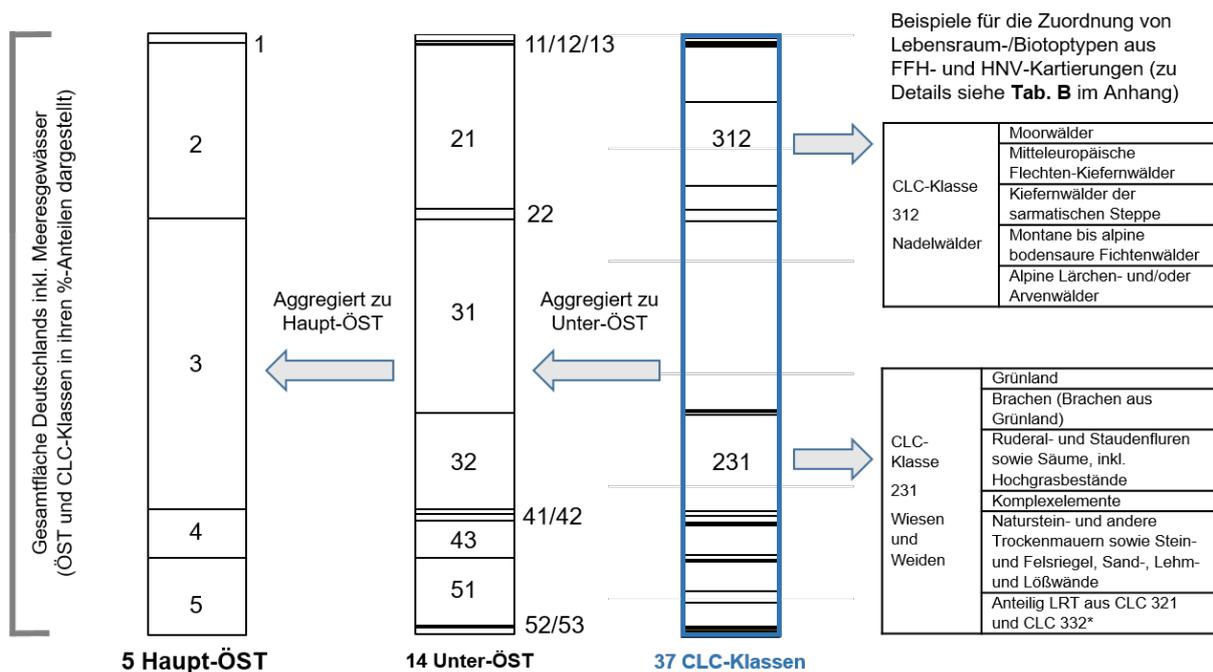
2.2 Vorschlag für ein hierarchisches Klassifikationssystem für Ökosystemtypen (ÖST) in Deutschland

Zur Erarbeitung einer Ökosystemtypen-Systematik wurden folgende Prämissen gefasst:

- klares, in sich geschlossenes Gliederungsprinzip für ÖST
- aus vorhandenen Datenquellen ableitbar
- passfähig zu internationalen Systemen (wie MAES/SEEA und EUNIS)
- Klassifizierung, die räumlich explizit dargestellt werden kann, um Zusammenhänge mit anderen örtlich erfassten statistischen Daten analysieren zu können
- Zeitschnitte verfügbar (Monitoring): Änderung der verschiedenen Bestände/Wanderungsbewegungen quantifizierbar
- aktuelle und potenzielle Einbeziehbarkeit der deutschlandweit vorhandenen naturschutzrelevanten Daten (Natura-2000-Daten, Biotopkartierungen u. a.)

Zur Definition der flächenscharf darstellbaren Ökosystemklassen, die auf Basis des LBM-DE ausgewertet werden, wurde das europäische CLC-Klassifikationssystem genutzt. Von den 44 für Europa existierenden Klassen zur Bodenbedeckung aus der CLC-Nomenklatur sind für Deutschland 37 relevant (Keil et al. 2015). Es wurde ein Ansatz erarbeitet, der eine flächendeckende und redundanzfreie Beschreibung der Land- und Wasserfläche in der Zuständigkeit Deutschlands mittels 5 Haupt-ÖST sowie zugeordneter Klassen von jeweils 3 bzw. bei „Wald und Gehölz“ 2 Unter-ÖST ermöglicht, wobei auch dynamische bzw. komplexe ÖST wie z. B. Vorwälder (CLC 324) mit erfasst sind (Tab. 2.1).

Das vorgeschlagene Klassifizierungssystem ist in Abb. 2.1 schematisch dargestellt. Kern des GIS-basierten Monitorings der ÖST-Flächen ist das für Deutschland bereits definierte System der CLC-Klassen. Diese können zu Unter- bzw. Haupt-ÖST aggregiert werden. Für eine naturschutzfachliche Bewertung des Zustands der Ökosysteme im Sinne der Biodiversität genügen die CLC-Klassen nicht. Die folglich notwendige weitere Untersetzung des Systems ist in Abb. 2.1 (rechte Seite) angedeutet und wird in Abschnitt 2.2.3 näher erläutert.



(Zahlen der CLC-Klassen und ÖST siehe Tab. 2.1 sowie Tab. A im Anhang; CLC-Klassen hier nicht weiter aufgeführt)

Abb. 2.1: Schematische Darstellung des vorgeschlagenen Klassifizierungssystems für Ökosystemtypen (ÖST)

Die vorgeschlagene Klassifikation wurde – soweit es mit den genutzten (Flächennutzungs-)Daten möglich war – mit der EUNIS-Klassifikation (EUNIS 2018) abgestimmt. Die einzelnen, insgesamt 5.284 EUNIS-Habitattypen (EUNIS 2017) wurden zu den 10 Hauptkategorien der europäischen ÖST-Karte (plus Habitatkomplexe) zusammengefasst, die sowohl terrestrische als auch marine Typen beinhalten. Für die einzelnen Habitattypen sind im EUNIS-Katalog (EUNIS 2018) Zuordnungen zu anderen Klassifikationssystemen definiert (u. a. zu den FFH-Lebensraumtypen und den o. g. CLC-Klassen), die weitgehend übernommen wurden, sodass auf dieser Grundlage Verknüpfungen möglich sind, die eine genaue und europaweit konsistente Bilanzierung der Ökosysteme erlauben (EEA 2014b; Maes et al. 2014; Erhard et al. 2016). Die Zuordnung der ÖST zu den EUNIS-Typen sind in Tabelle A im Anhang zu finden.

Die mit der ÖST-Systematik notwendigen Zusammenfassungen berücksichtigen neben den Eigenschaften von Landnutzung und Landbedeckung auch die Regeln der Aggregation und die Zuverlässigkeit der Datenquellen. Die Regeln der Aggregation besagen, dass kleine Elemente denjenigen ÖST zugeordnet werden müssen, deren räumliche Bestandteile sie sind (Hutewälder, Hecken oder Gebüsche zum Offenland, in dem sie liegen, Quellen zu Feuchtflächen usw.). Um die Anzahl der ÖST zudem überschaubar zu halten und mit dem Katalog effizient arbeiten zu können, wurden außerdem Flächentypen, die in Deutschland sehr selten auftreten, sehr stark variieren oder solche, die mit Fernerkundungsmethoden oft nur fehlerhaft erfasst werden, zu Klassen zugeordnet, von denen sie sich mitunter stark unterscheiden. Dies gilt u. a. für Gletscher (extrem selten), Brandflächen (sehr dynamisch) oder bestimmte natürliche Grünland-Typen (selten und schwer erfassbar). Im Sinne der Zuverlässigkeit werden vor allem solche CLC-Klassen zu größeren ÖST zusammengefasst, die sich anhand der Basisdaten kaum voneinander unterscheiden lassen (z. B. Nadel-, Misch- und Laubwälder, aber auch bewaldete Dünen zur Klasse Wald oder Feuchtgebiete mit den – aus dem All nicht sichtbaren – Niedermooren). Auch semantische Unsicherheit – d. h. die historisch oder fachlich strittige Unterscheidung natürlicher, befestigter, begradigter, verlegter, kanalisierter Flüsse und ihren (manchmal naturnäheren aber gleichwohl künstlich angelegten) Mühlgräben und „echten“ Kanälen – wurde auch in Hinblick auf die geringe Fläche der Fließgewässer vermieden. Letztlich sollte die relativ grobe Typisierung nicht die Unsicherheiten feinerer Klassifikationen übernehmen und damit möglicherweise noch unschärfer werden als nötig.

Wir arbeiten daran, zusätzliche Geodaten einzubeziehen, z. B. die 2020 fertig gewordene Bodenübersichtskarte 1:200.000 für Deutschland. Diese bietet eine deutlich bessere Chance als bisher, neben der Landbedeckung weitere flächendeckende Geodaten systematisch auszuwerten. Bei der Bewertung der ÖSL werden verschiedene fachliche Daten (wie Biotop- oder Bodenkartierung, digitales Geländemodell usw.) herangezogen und die Leistungen dementsprechend differenziert. Eine Überlagerung unterschiedlicher Datenquellen schon in der ÖST-Klassifikation wurde mehrfach getestet, jedoch letztlich verworfen, da sie zu einer unüberschaubaren Anzahl und Schichtung von ÖST führte.

Tab. 2.1 Vorschlag einer Systematik für Ökosystemtypen (ÖST) in Deutschland

Haupt-ÖST	Unter-ÖST	CLC-Code	CLC-Name (CLC-ÖST-Typ)	
1 Semi-natürliches Offenland	11 Naturnahes Grünland und Heiden	321	Natürliches Grünland	
		322	Heiden und Moorheiden (auch Baumreihen und Hecken, s. Tab. 2)	
	12 Feuchtflächen	411	Sümpfe	
		412	Torfmoore	
		421	Salzwiesen	
	13 Übergangs- und Extremstandorte	331	Strände, Dünen und Sandflächen	
		332	Felsen ohne Vegetation (auch Felsnadeln, s. Tab. 2.2)	
		333	Flächen mit spärlicher Vegetation	
		334	Brandflächen	
		335	Gletscher und Dauerschneegebiete	
2 Wald und Gehölz	21 Wald	311	Laubwälder	
		312	Nadelwälder	
		313	Mischwälder	
	22 Gehölz	324	Wald-Strauch-Übergangsstadien	
3 Agrarland	31 Anbaukulturen	211	Nicht bewässertes Ackerland	
		221	Weinbauflächen	
		222	Obst- und Beerenobstbestände	
	32 Grünland	231	Wiesen und Weiden	
		33 Heterogenes Agrarland	242	Komplexe Parzellenstruktur
			243	Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürl. Bodenbedeckung von signifikanter Größe
4 Gewässer	41 Fließgewässer	511	Gewässerläufe	
	42 Standgewässer	512	Wasserflächen	
	43 Meeresgewässer	423	Watt	
		521	Lagunen	
		522	Mündungsgebiete	
		523	Meere und Ozeane	
5 Urban, industriell	51 Gebäude und Verkehr	111	Durchgängig städtische Prägung	
		112	Nicht durchgängig städtische Prägung	
		121	Industrie und Gewerbeflächen, öffentliche Einrichtungen	
		122	Straßen-, Eisenbahnnetze und funktional zugeordnete Flächen (auch Wege, s. Tab. 2.2)	
		123	Hafengebiete	
		124	Flughäfen (auch Rollbahnen, s. Tab. 2.2)	
		133	Baustellen	
	52 Abbau und Halden	131	Abbauflächen	
		132	Deponien und Abraumhalden	
	53 Urbane Grün- und Freizeitflächen	141	Städtische Grünfläche	
		142	Sport- und Freizeitanlagen	

CLC = CORINE Land Cover

2.2.2 LBM-DE und ATKIS-Basis-DLM als Datengrundlagen für die flächenscharfe Darstellung und Analyse

Das Landbedeckungsmodell LBM-DE vom Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) wird vom Bundesamt für Naturschutz (BfN), vom Statistischen Bundesamt (Destatis) und vom Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR) für eine Ökosystembilanzierung in Deutschland präferiert¹. Es beinhaltet Geoinformationen aus dem ATKIS Basis-DLM, sowie aus multitemporalen Satellitendaten. Es verwendet die Nomenklatur des europäischen Flächenmonitorings, wobei jeder Fläche ein Ökosystemtyp (CLC-Klasse) zugeordnet ist (Arnold 2012; BKG 2019a). Das LBM-DE wird seit 2009 im 3-Jahresrhythmus produziert und bezieht sich auf ein konkretes Stichjahr (BKG 2019a). Im Vergleich zum europäischen CLC-Datensatz (25 ha) ist die räumliche Auflösung des LBM-DEs deutlich höher (1 ha) (Arnold 2012, Keil et al. 2015). Seit dem Datensatz 2012 werden im LBM-DE Landbedeckungs- und Landnutzungskategorien separat für jede Fläche erfasst und anschließend 35 CLC-Klassen über eine Kreuztabelle ermittelt (Hovenbitzer et al. 2015; BKG 2019a).

Aus dem LBM-DE wird im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) alle sechs Jahre der geringer aufgelöste CLC-Datensatz für Deutschland über ein Generalisierungsverfahren erstellt (zuletzt 2018), der an die europäische Umweltagentur (EEA) weitergereicht und für europäische Monitoringaufgaben verwendet wird (Hovenbitzer et al. 2015, Keil et al. 2015). Dieser Datensatz wird vor der Veröffentlichung von der EEA nochmal einer Validierung unterzogen. Gegebenenfalls kann es dabei zu erneuten Anpassungen des deutschen CLC-Datensatzes und des LBM-DEs kommen.

Bei der Entwicklung der ersten beiden Zeitschnitte (DLM-DE 2009 und LBM-DE 2012) bildete das ATKIS Basis-DLM eine wichtige Grundlage. Elemente des Siedlungsraumes und Verkehrs, als auch Objektarten zur Modellierung von Vegetation und Gewässer dienten als Hilfsdatensatz (BKG 2012, BKG 2016). Für die Zeitschnitte 2015 und 2018 wurde ATKIS Basis-DLM hauptsächlich zur Abgrenzung von Siedlungs- und Verkehrsflächen verwendet (BKG 2018, 2019a).

Der Vorteil des LBM-DEs gegenüber dem ATKIS Basis-DLM liegt darin, dass der räumliche Detailgrad und die Aktualität der Daten über alle Bundesländer gleichmäßiger verteilt ist. Beim ATKIS Basis-DLM werden die topographischen Ursprungsdaten von den einzelnen Landesvermessungsverwaltungen separat erfasst, weshalb ihre vollständige Homogenisierung durch das BKG gar nicht möglich ist (vgl. Arnold 2012, Schumacher, Meinel 2009). Andererseits kann beispielsweise die Flächenversiegelung im LBM-DE nur teilweise erfasst werden, da die Datenauflösung zu gering ist (Meinel, Reiter 2019).

Im LBM-DE fehlen lineare Infrastruktur- und Kleinstrukturelemente (BKG 2018a), die daher bei einer Flächenanteilsberechnung nicht berücksichtigt würden. Diese fehlenden Elemente können jedoch dem ATKIS-Basis-DLM entnommen werden, da dort Linienobjekte schmaler 12 m mit ihren Objektachsen modelliert sind. Durch Pufferung werden diese flächenhaft modelliert und in das LBM eingefügt. Um eine eindeutige Flächenzuordnung zu gewährleisten, wurden dabei entstandene Überlagerungen zugunsten der linearen Infrastruktur- und Kleinstrukturelemente entfernt. Dazu wurden Priorisierungsregeln für die Verschneidung unterschiedlicher

¹ Das Statistische Bundesamt plant für die Erfassung der Ökosystemleistung zur Integration in die Umweltökonomische Gesamtrechnungen das LBM-DE sowie ein daraus abgeleitetes 100x100m CLC-Raster (europäische Initiative des CLC+) zu verwenden.

ÖST definiert. Dies geschah in Anlehnung an das Flächenpriorisierungsverfahren des „Monitors der Siedlungs- und Freiraumentwicklung“ (IÖR 2019a).

Die verwendeten Breiten und die Zuordnung zu den CLC-Klassen sind in Tabelle 2.2 dargestellt. Die Breiten der Linien des Bahn-, Straßen- und Flugverkehrs sowie der Wege und Fließgewässer sind in den meisten Fällen als Attribut im Basis-DLM angegeben. Bei Linienobjekten ohne vorhandene Breitenangabe wurde eine typspezifische Durchschnittsbreite angenommen, nach dem Modell von Krüger et al. (2013). Für die Breite der Felselemente haben wir einen Erfahrungswert (stichprobenhafte Beobachtungen im Erzgebirge) von 6 m verwendet. Die Vegetation wurde ebenfalls mit einer gemittelten Breite versehen, die aus HNV-Daten von Hecken und Baumreihen (in Baden-Württemberg, Sachsen und Schleswig-Holstein) ermittelt wurde. Linienobjekte breiter als 12 m wurden aus dem ATKIS in unbearbeiteter Form übernommen, da diese bereits als Fläche modelliert sind.

Herausforderungen des Ökosystem-Flächenmonitorings in Bezug auf inhaltliche und technische Änderungen des LBM-DE diskutieren und quantifizieren/visualisieren Meier et al. (2020) am Beispiel der Ökosystemtypen natürliches Grünland (CLC-Code 321), Wiesen und Weiden (231), Laubwald (311), Nadelwald (312), Mischwald (313), Waldstrauch-Übergangsstadien (324), sowie Wasserflächen (512) und Gewässerläufe (511). Sie benennen folgende methodisch-bedingte Ursachen für Flächenveränderungen zwischen den Zeitschnitten von 2012 bis 2018:

- Ungenaue oder zu ungünstigen Zeitpunkten aufgenommene Satellitenbilder erschweren die Unterscheidung zwischen natürlichem Grünland sowie Wiesen und Weiden.
- Die Differenzierung der Waldtypen wurde durch zunehmend genauere Satellitenbilder verbessert.
- Im Zeitschnitt 2018 wurden Kleinstflächen entfernt – u.a. mit Auswirkungen auf die Wasserfläche der Standgewässer.
- Eine Umstellung in der Koordinatenablage ab 2015 führte zu einer Verringerung der Lagegenauigkeit, was sich geringfügig auf die Änderung einiger Flächensummen ausgewirkt haben könnte.

Das BKG hat Anfang 2021 einige der beschriebenen Anpassungen auch auf die älteren Zeitschnitte 2012 und 2015 angewendet, um die Vergleichbarkeit der drei Datensätze zu erhöhen (BKG 2020). Zusätzlich wurde der Zeitschnitt 2018 (bisher mit Bilddaten von 2017) auf den Stand des Jahres 2018 gebracht. Vor diesem Hintergrund ist eine Verbesserung des LBM-DE für Monitoring-Aufgaben gegeben. Für zukünftige Zeitschnitte will das BKG auf größere methodische Umstellungen verzichten. Zusätzlich liegt die Erstellung des LBM-DE seit dem Zeitschnitt 2018 komplett in den Händen des BKG, was sich positiv auf die Bereitstellungszeit auswirkt. Wir prüfen im Rahmen eines Folgeprojektes (Ökosystemleistungen und Umweltökonomische Gesamtrechnung – Digitales Assessment, FKZ: 3520 80 0200) im Auftrag des BfN, ob die Überarbeitung des LBM-DEs bessere Einschätzungen zur Ausdehnung und der zeitlichen Entwicklung der Ökosystemtypenflächen zulässt.

Tab. 2.2 Breiten und CORINE-Land-Cover-Typen (CLC-Typen) der ergänzten linearen Infrastruktur- und Kleinstrukturelemente

Infrastruktur/Kleinstruktur aus ATKIS-Basis-DLM	Datentyp	Modellierte Breite	CLC-Klasse
Bahnverkehr (Bahnhöfe, Haltestellen und im Betrieb befindliche, oberirdische Bahnstrecken) Normalspur Straßenbahn Museums-/Freizeitbahn	Linien/ Flächen	Eingleisig bzw. zweigleisig 7,5 bzw. 10,5 m 3,0 bzw. 6,0 m 2,0 bzw. 4,0 m	12 2
Straßenverkehr (inklusive Seitenstreifen und seitliche Rad- und Fußwege, in Ortschaften wurden Gehwege mit 2,5 m mitberücksichtigt) Autobahn Sonstige Straßen Hauptwirtschaftswege (befestigt)	Linien	Je nach Fahrstreifenanzahl 5,5 – 17,5 m 4,5 – 12,5 m 4,5 – 16,5 m	12 2
Flugverkehr (Stellflächen, Start- und Landebahnen)	Linien/ Flächen	5 – 90 m	12 4
Wege Wald- und Forstwege etc. (Wirtschaftswege, nicht oder nur wenig befestigt) Fuß-, Rad-, Reitwege, (Kletter-)steige, Fußpfade, Fußgängerbrücken etc. (zumeist speziell angelegt, befestigt und unbefestigt)	Linien	4,5 – 16,5 m 3 – 25,5 m	12 2
Fließgewässer (oberirdisch; ganzjährig und temporär wasserführend) Breite > 12 m Breite < 12 m	Flächen Linien	 1,5 – 9 m	51 1
Felsen Felsnadeln, Felsblöcke	Linien	6 m	33 2
Vegetation Baumreihen Nadelholz Baumreihen Nadel- und Laubholz Baumreihen Laubholz Hecken	Linien	6 m 6 m	32 2
ATKIS-Basis-DLM = Digitales Basis-Landschaftsmodell aus dem Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystem			

Es wäre hilfreich, zukünftig in der Dokumentation des LBM-DEs methodische Änderungen und deren mögliche Effekte auf die Flächengrößenentwicklungen anzugeben. Zusätzlich könnte auf mögliche Unschärfen bei der Differenzierung von CLC-Klassen hingewiesen werden, bei denen eine Aggregation von CLC-Klassen z. B. in U-ÖST oder H-ÖST zu empfehlen wäre. Dies beträfe z. B. die Wälder, da sich die CLC-Wald-Typen nicht sicher mittels Fernerkundungsdaten voneinander unterscheiden lassen. Ein Änderungsattribut zur Unterscheidung von tatsächlichen und methodischen Änderungen, die das BKG nach Anfrage für den Zeitschnitt 2018 nachgeliefert hat (Meinel, Reiter 2019), könnte für zukünftige Auswertungen weiterhin ein wichtiges Element darstellen. Ob ein solches Attribut in zukünftigen Datensätzen angeboten wird, bestimmen die Nachfrage der Nutzer und die Kapazitäten des BKG.

Beim Monitoring muss ein Kompromiss gefunden werden zwischen der Handhabbarkeit der Daten und ihrer Auflösung. Eine möglicherweise unnötig hohe Genauigkeit kann zu langen Rechenzeiten, hohem Speicherbedarf sowie erhöhter Fehleranfälligkeit der GIS-Algorithmen führen, was u. a. die Verringerung der Mindestkartierfläche auf 1 ha rechtfertigen würde. Darüber hinaus bietet das BKG ein kostenfreies CLC-Produkt mit 5 ha Mindestfläche auf Polygonebene (CLC5) für die Zeitschnitte 2012, 2015 und 2018 an. Hier liegen generalisierte LBM-DE-Daten zugrunde, welche hinsichtlich methodischer Änderungen bereinigt wurden und insgesamt leichter zu verarbeiten sind. Zusätzlich wird ein Datensatz mit tatsächlichen Änderungen zum vorherigen Zeitschnitt mitgeliefert (BKG 2019b). Der CLC5-Datensatz erscheint aus der Perspektive einer Ökosystembilanzierung jedoch zu grob, denn hier sind insbesondere kleine wertvolle ökologische Strukturen relevant, die bundesweit eine relativ hohe Flächen-summe erreichen können (Meier et al. 2020). Daher bietet es sich an, das LBM-DE mit schmalen Fließgewässern, Hecken oder anderen wertvollen Biotopen z. B. aus dem ATKIS Basis-DLM für eine Ökosystembilanzierung anzureichern (s. o.).

Das ATKIS Basis-DLM bietet als deutschlandweiter Datensatz bisher die einzige Quelle für kleine Elemente, jedoch ist hier durch die unterschiedliche Erfassungsmethodik der Länder Vorsicht geboten. So ist z.B. die Menge an Hecken und Baumreihen in Bayern sehr gering (vgl. Walz 2012). Inzwischen wird vom europäischen Erdbeobachtungsprogramm COPERNICUS auch ein validierter Datensatz zu kleinen Gehölzen für den Zeitschnitt 2015 angeboten (EEA 2019). Dieser Datensatz weist eine homogenere Erfassung auf als das ATKIS Basis-DLM, jedoch ist hier für zukünftige Monitoringaufgaben noch nicht gesichert, dass dieser Datensatz kontinuierlich fortgeschrieben wird. Zudem ist er als europäischer Datensatz nicht in der Verantwortung deutscher Vermessungsämter.

2.2.3 Untersetzung mit weiteren naturschutzfachlich relevanten Daten

Biodiversität ist ein essentielles Kriterium für den Zustand der Ökosysteme (CBD 2010; Maes et al. 2018; Geschke et al. 2019). Deshalb sollen alle für die Einschätzung der Biodiversität relevanten, regelmäßig erhobenen Daten im Rahmen des Accountings ausgewertet werden. In das derzeitige Konzept zum Ecosystem Accounting fließen folglich weitere bundesweit verfügbare Informationen über die Ausdehnung naturschutzfachlich relevanter Biotope ein, die geeignet sind, Zustand und Wert der Ökosysteme aus Naturschutzsicht näher zu spezifizieren. Dies sind zur Zeit Daten aus der bundesweiten Berichterstattung zu Umfang und Erhaltungszustand der FFH-Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (Deutschlands Natur 2018), die Erhebung der HNV-Landwirtschaftsflächen (Hünig, Benzler 2017), die regelmäßig auf den 1.375 Stichprobenflächen von 1 km² Größe des bundesweiten Brutvogelmonitorings durchgeführt wird, die Bundeswaldinventur und die Einstufung des ökologischen

Gewässerzustandes nach WRRL. Die Einbeziehung weiterer Information ist möglich, solange dabei Inkonsistenzen vermieden werden (z. B. eine Über- oder Unterschätzung der Entwicklung von Ökosystemzuständen durch Doppelindikation). Da die o. g. Informationen zwar regelmäßig, allerdings in sehr unterschiedlich großen Abständen erhoben werden, sind Interpolationen und Trendfortschreibungen unumgänglich, wenn Ergebnisse des Ecosystem Accountings kontinuierlich in Abständen von einem oder wenigen Jahren vorliegen sollen.

Als gemeinsames, fachlich differenziertes Bezugssystem für die o. g. Informationen dient die Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (Finck et al. 2017). Sie umfasst, anders als ihr Name sagt, alle Biotoptypen Deutschlands – also nicht nur die gefährdeten – und ist so differenziert, dass bisher keine Probleme bei der Zuordnung zu anderen im Rahmen des Ecosystem Accountings verwendeten und zu berücksichtigenden Klassifikationen auftraten. Im Rahmen der Entwicklung eines Entwurfes einer Kompensationsverordnung für Eingriffsvorhaben, die von Bundesbehörden zugelassen werden, wurden diesen Biotopen – in Analogie zu den Verfahren in anderen Bundesländern – sog. Biotopwerte zugeordnet (Mengel et al. 2018). Diese Biotopwerte dienen als Grundraster für die Einschätzung des Wertes der jeweiligen Ökosysteme für die Erhaltung der biologischen Vielfalt. Häufig können bei der Kommunikation der Ergebnisse nationaler Bilanzierungssysteme wie der Umweltgesamtrechnung nur hoch aggregierte Daten vermittelt werden. Man informiert dann z. B. über den Zustand der Wälder oder den Zustand des Grünlandes. Verändert sich die Zusammensetzung der Wälder (indem z. B. das Alter der Bestände zu oder abnimmt oder der Anteil standortheimischer Baumarten zunimmt – dokumentiert durch die Bundeswaldinventur), ermöglicht die Zuordnung der Häufigkeiten von Merkmalskombinationen aus der Bundeswaldinventur zu Biotopen der Biotopwertliste eine rechenbasierte Abschätzung der Änderung des durchschnittlichen Biotopwertes der Wälder. Entsprechende Aussagen sind zum Grünland möglich, wenn sich beispielsweise der Anteil des HNV-Grünlandes ändert.

Da die Biotopwerte nicht deterministisch verstanden werden, sondern abhängig von der Ausprägung einen Mittelwert sowie einen oberen und unteren Wert definieren, können zusätzliche Informationen über den Zustand von Ökosystemen, Lebensraumtypen etc. dazu genutzt werden, deren Wert und den Wert von Aggregaten näher zu spezifizieren. Informationen z. B. aus der Berichterstattung zur FFH-RL oder WRRL über den Erhaltungszustand bzw. den ökologischen Zustand werden deshalb genutzt, um über eindeutig definierte Berechnungsschritte den jeweils zugeordneten Biotopwert über Auf- und Abschläge näher zu bestimmen. Ein solches System mag zwar auf den ersten Blick komplex und fehleranfällig erscheinen, gerade die Komplexität und die damit erforderliche kohärente Verarbeitung vieler unterschiedlicher Informationen dürfte es aber faktisch gegenüber einzelnen Fehlbewertungen relativ robust machen, sodass es für die nationale Berichterstattung im Rahmen der Umweltgesamtrechnung geeignet erscheint.

Ein gewisser Mangel besteht darin, dass der Informationsstand über die Zusammensetzung und den Zustand der weniger wertvollen Ökosysteme derzeit noch relativ gering ist. Damit wird auch die Wertzuweisung in diesem Bereich relativ grob. Mit einer Umsetzung des geplanten Ökosystem-Monitorings (BfN 2019) könnte diese Schwachstelle geschlossen werden.

Als Grundlage für die Zuordnungen zwischen den Biotoptypen der Roten Liste mit den Lebensraumtypen, den HNV-Biotopen und den CLC-Klassen wurde u. a. die hierarchische Übersicht über die EUNIS-Habitattypen (EUNIS 2018) ausgewertet (vgl. Abschnitt 2.2). Die erweiterte Tabelle B (im Anhang) zeigt als Ergebnis dieser Auswertungen das hierarchische

Zuordnungssystem, das den hier beschriebenen Arbeiten zugrunde gelegt wurde. In Einzelfällen treten bei EUNIS Doppelzuweisungen auf (in Tab. B mit * gekennzeichnet). Die Biotoptypen der Roten Liste der Biotoptypen Deutschlands wurden den Lebensraumtypen nach der höchsten sachlichen Übereinstimmung zugeordnet. Die Zuweisung der HNV-Biotope erfolgte zu den entsprechenden Landnutzungstypen der CLC-Legende.

Da die LBM-DE-Erfassungen viel feiner sind als das ursprüngliche CLC-System kommen Mischtypen wie z. B. 242 und 243 (komplexe Parzellenstruktur sowie landwirtschaftliche Flächen mit signifikantem Anteil natürlicher Biotope) in der LBM-Kartierung faktisch nicht vor. Um das System konsistent zu CLC zu halten, mussten im Einzelfall Biotoptypen den bestehenden CLC-Klassen zugeordnet werden, für die man sonst vielleicht eigene Klassen gebildet hätte. Wichtigstes Beispiel hierfür sind die verschiedenen Kleinstrukturen und Kleinbiotope in der Agrarlandschaft (siehe Anmerkung in Tab. B im Anhang). Wesentlich ist, dass bei allen Zuordnungen keine Informationen durch Zuordnung in übergeordnete Typen verloren gehen, sondern der übergeordnete Typ von seinem letztlichen Wert her durch die Subtypen bestimmt wird.

2.3 Ökosystemtypenkarte Deutschlands auf Rasterbasis

Die Auswertung und Darstellung der Haupt- und Unter-Ökosystemtypen (ÖST) nach Dominanzprinzip in den 1-km²-Rastern liefern als Einstieg eine Veranschaulichung zur deutschlandweiten Verteilung dominierender ÖST (s. Abb. 2.2 und Abb. 2.3; Unter-ÖST 33 „Heterogenes Agrarland“ nicht mit Daten belegt). Flächenanteile sollten aus dieser Darstellung nicht abgeleitet werden, da durch die Berechnung die dominierenden ÖST in ihren Anteilen verstärkt werden.

Für die visuelle Darstellung der Verbreitung der ÖST auf Bundesebene ist es durchaus zweckmäßig, Rasterzellen von 1 km x 1 km zu verwenden. Bei kleineren Pixelgrößen können zu viele unterschiedlich kategorisierte Rasterzellen in direkter Nachbarschaft dazu führen, dass die Betrachterin bzw. der Betrachter keine großen zusammenhängenden Flächen erkennen kann. Das Dominanzprinzip kategorisiert die Rasterzelle von 1 km x 1 km nach der CORINE-Land-Cover(CLC)-Klasse, die innerhalb der Zelle den größten Flächenanteil besitzt. Es geht nicht von der größten Einzelfläche aus, die innerhalb des 1-km²-Bereichs auftritt. Auf diese Weise können Flächen – wie Wiesen und Weiden (CLC 231, Unter-ÖST 32) im Bergischen Land und in den Voralpen, die dort in großer Zahl im LBM-DE (Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland) vorhanden sind (aber jeweils oft als Einzelfläche nur eine relativ geringe Größe aufweisen) – die Kategorisierung nach diesem Unter-ÖST bestimmen, da der Flächenanteil solcher Flächen insgesamt hoch ist. Ähnlich hohe Grünlandanteile für die o. g. Regionen finden sich auch im Thünen-Atlas (Thünen-Institut 2014).

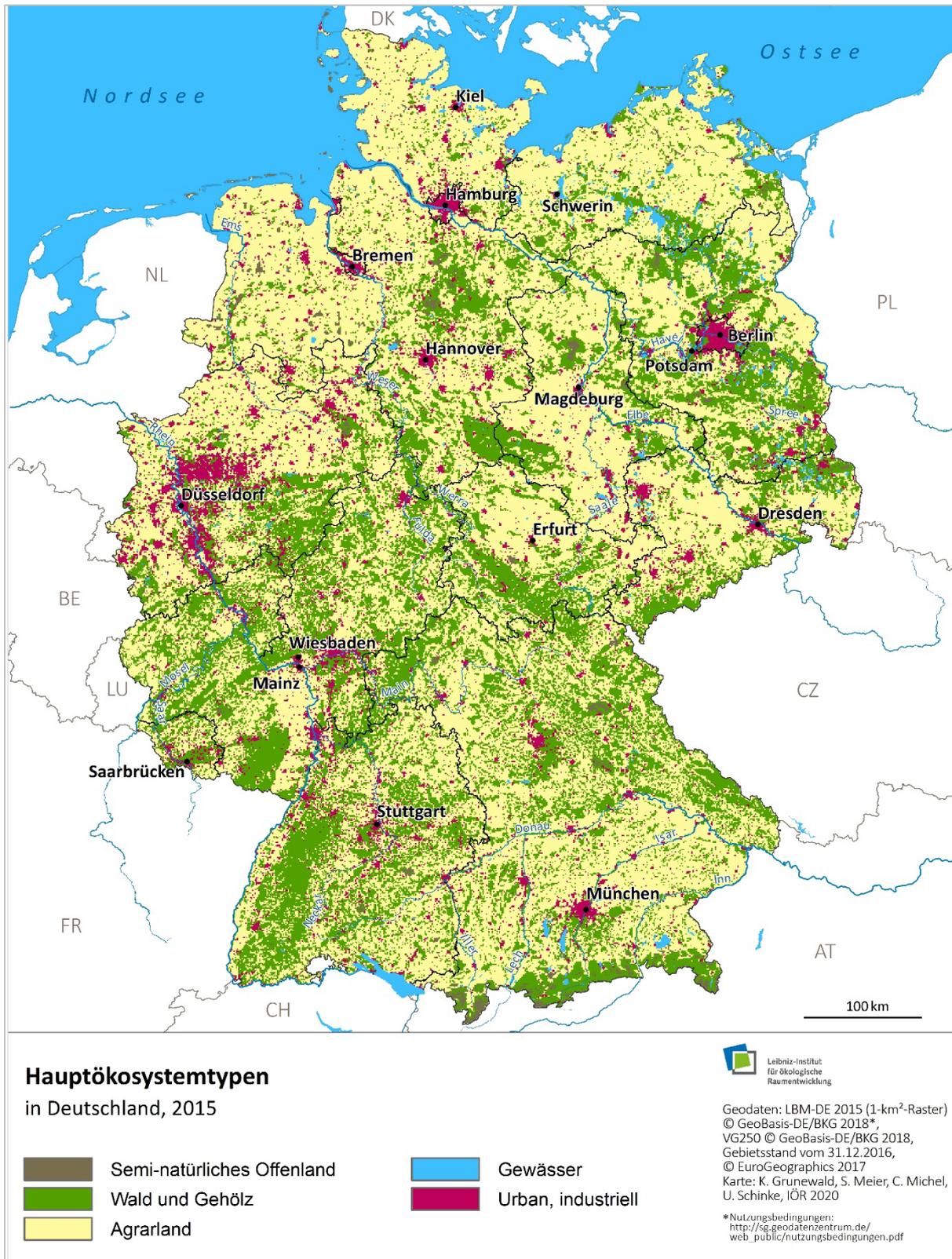


Abb. 2.2: Karte der Haupt-Ökosystemtypen Deutschlands



Unterökosystemtypen in Deutschland, 2015

in Deutschland, 2015

Semi-natürliches Offenland

- naturnahes Grünland u. Heiden
- Feuchtfelder
- Übergangs- u. Extremstandorte

Wald und Gehölz

- Wald
- Gehölz

Agrarland

- Anbaukulturen
- Grünland

Gewässer

- Fließgewässer
- Standgewässer
- Meeresgewässer

Urban, industriell

- Gebäude u. Verkehr
- Abbau u. Halden
- urbane Grün- u. Freizeitanlagen



Geodaten: LBM-DE 2015 (1-km²-Raster)
© GeoBasis-DE/BKG 2018*,
VG250 © GeoBasis-DE/BKG 2018,
Gebietsstand vom 31.12.2016,
© EuroGeographics 2017
Karte: K. Grunewald, S. Meier, C. Michel,
U. Schinke, IÖR 2020

*Nutzungsbedingungen:
[http://sg.geodatenzentrum.de/
web_public/nutzungsbedingungen.pdf](http://sg.geodatenzentrum.de/web_public/nutzungsbedingungen.pdf)

Abb. 2.3: Karte der Unter-Ökosystemtypen Deutschlands

2.4 Ermittlung der Flächengrößen der Ökosysteme

2.4.1 Vorgehensweise

Die Flächengrößen der Ökosysteme wurden mit ArcGIS (Version 10.6) über die Entwicklungsumgebung IDLE 2.7.14 ermittelt. Es wurden die Zeitschnitte 2012, 2015 und 2018 des LBM-DE für die Auswertung verwendet. Der älteste Zeitschnitt 2009 wurde nicht einbezogen, da hier die Landbedeckung und Landnutzung noch nicht getrennt betrachtet wurden (Arnold 2012) und er damit schwer mit den nachfolgenden Zeitschnitten zu vergleichen ist.

Für die bundesweite Bestimmung von Anteilen an der Gesamtfläche ist die Bezugsfläche entscheidend. Die terrestrische Fläche der Bundesrepublik Deutschland (Gemeindegeometrien, ca. 35.767.570 ha) sollte 100 % entsprechen, um die Vergleichbarkeit mit anderen Statistiken zu gewährleisten. Aus Sicht des Ecosystem Extent Accounts sollten jedoch auch Meeres- und sonstige Gebiete miteinbezogen werden, da dort vielfältige bedeutsame Biotope vorkommen, die in die Erfassung eingehen müssen. Die tatsächlich dargestellte und untersuchte Gesamtfläche umfasst deshalb zurzeit 106,6 % der terrestrischen Fläche.

Die Verwaltungsgeometrie VG25 des ATKIS-Basis-DLM weist administrative Einheiten aus, die sich in die terrestrische Bundesfläche (Gemeindegeometrien) und in sonstige Flächen (Meeresgebiete, Bodensee, Deutsch-Luxemburgisches Grenzgebiet) zusammenfassen lassen (BKG 2017). Es wird für alle Zeitschnitte der aktuellste vorliegende Datenstand 2016 der VG25 verwendet, damit die Bezugsflächen stabil bleiben und die Anteile der verschiedenen Zeitschnitte vergleichbar sind. Andernfalls würden Veränderungen der administrativen Einheiten zwischen den unterschiedlichen Zeitschnitten zu Differenzen führen.

2.4.2 Veränderungen der Ökosystemflächen 2012-2018

Tabelle 2.3 zeigt die Ergebnisse für die drei Zeitschnitte 2012, 2015, 2018 auf Ebene der Haupt-ÖST. Die Änderungen liegen auf der Ebene der CLC-Klassen in einem sehr geringen Prozentbereich. Die Verläufe zeigen teilweise widersprüchliche Entwicklungen und es finden sich mitunter Abweichungen zu Trends, die von anderen Quellen erhoben wurden. Bspw. nimmt die Fläche der Laubwälder nach der Bundeswaldinventur (2002-2012) zu (BMEL 2014) und dies tun sie auch im LBM-DE von 2012 nach 2015. Ab 2015 nehmen die Laubwälder im LBM-DE aber wieder ab. Wasserflächen nehmen im LBM-DE seit 2015 ab, dabei gab es in den Bergbaufolgelandschaften von 2008 bis 2018 eine Zunahme der Gewässerflächen (Grunewald et al. 2020b, Meier et al. 2020).

Die relative Kürze des betrachteten Zeitrahmens (drei Zeitschnitte, sechs Jahre) erlaubt es noch nicht, Trends oder Verschiebungen zuverlässig zu bestimmen, da diese durch methodologische Änderungen in der Klassifizierung von Landnutzung und Landbedeckung im LBM-DE verdeckt werden können.

Trends der Flächennutzungen über einen längeren Zeitraum, die mit den Haupt-Ökosystemtypen korrespondieren, zeigt Abbildung 2.4. Der Vergleich zwischen den Jahren 1992 und 2018 zeigt absolut die größte Abnahme in der Landwirtschaftsfläche. Alle anderen Flächennutzungen haben zugenommen, insbesondere stieg die Siedlungs- und Verkehrsfläche.

Tab. 2.3: Flächenbilanz der Haupt-ÖST und ausgewählter CLC-Klassen aus dem LBM-DE in Deutschland [km²] (Eigene Bearbeitung, Datenquelle: BKG 2016, 2018, 2019a), gesamte Flächenbilanz findet sich im Anhang, Tabelle C.

Haupt-ÖST (H-ÖST) CLC-Klasse (Code)	Bezugsjahr		
	2012	2015	2018
Semi-natürliches Offenland Natürliches Grünland (321)	5.165 1.876	5.016 1.754	5.159 1.885
Wald und Gehölz	116.319	116.041	116.020
Laubwälder (311)	35.993	37.728	37.523
Nadelwälder (312)	55.787	55.565	55.373
Mischwälder (313)	15.838	15.970	15.978
Wald-Strauch-Übergangsstadien (324)	8.702	6.778	7.146
Agrarland Wiesen und Weiden (231)	189.613 64.567	191.371 64.512	191.203 64.242
Gewässer	29.610	29.588	29.597
Gewässerläufe (511)	1.358	1.359	1.359
Wasserflächen (512)	4.335	4.345	4.328
Urban, industriell	39.248	39.401	39.439

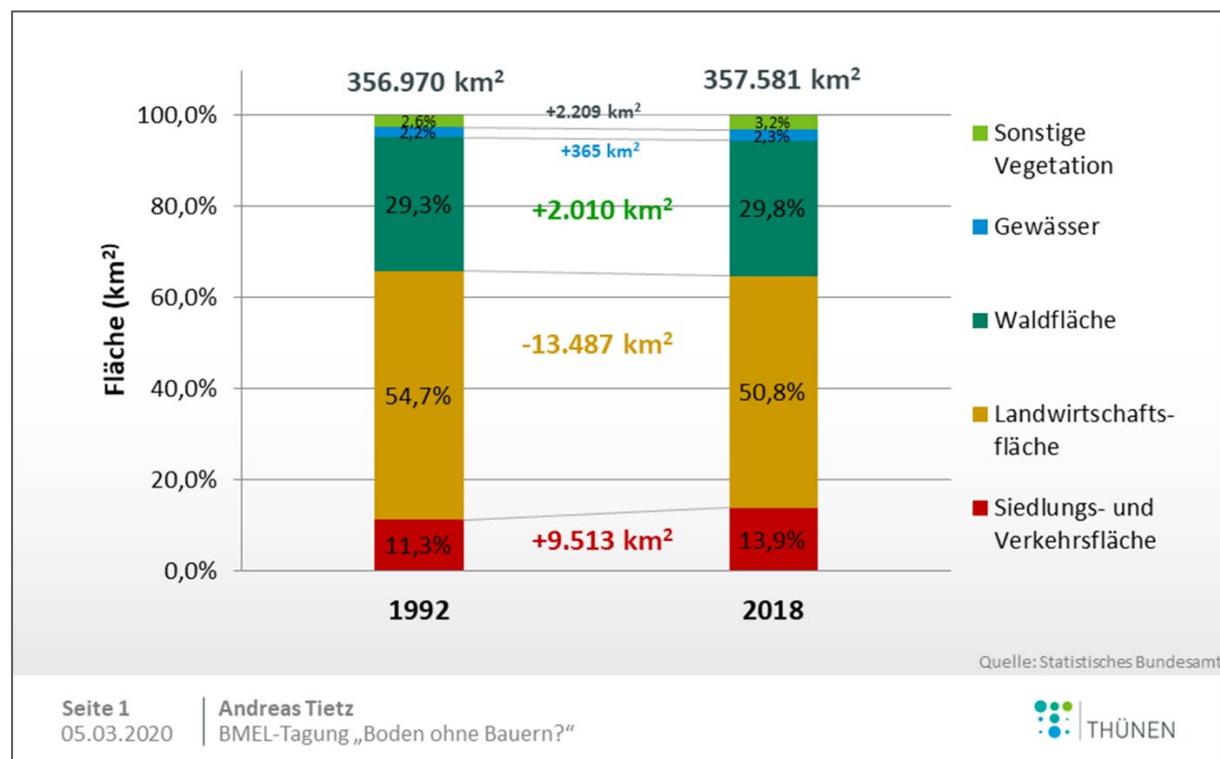


Abb. 2.4: Flächennutzung in Deutschland nach Hauptkategorien 1992 und 2018 (aus Junggehülsing 2020, Quelle: siehe Abbildung)

2.5 Flächengröße und Flächenänderungen der Haupt-Ökosystemtypen

2.5.1 Agrarland

Agrarökosysteme nehmen etwa die Hälfte der Fläche Deutschlands ein. Der größte Teil dieser Fläche wird für den Ackerbau genutzt, gefolgt von Grünland (etwa zwei Drittel zu einem Drittel). Pro Einwohner stehen ca. 2.300 m² landwirtschaftliche Nutzfläche zur Verfügung, davon sind 1.500 m² Ackerland. Der Selbstversorgungsgrad in Deutschland liegt bei vielen landwirtschaftlichen Produkten (Getreide, Kartoffeln, Fleisch) über 100 %, bei Obst und Gemüse dagegen deutlich unter 50 % (Destatis 2019).

Die amtliche Statistik zeigt einen kontinuierlichen Rückgang der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland. Wurden 1990 noch ca. 18 Mio. ha landwirtschaftlich genutzt, waren es 2018 nur noch ca. 16,65 Mio. ha, ein Rückgang von ca. 7 % (Destatis 2019). Die Daten des LBM-DE zeigen ebenfalls einen Rückgang der landwirtschaftlichen Hauptnutzfläche (-147.738 ha von 2012 bis 2018). Dieser Trend findet sich auch in den beiden Unter-ÖST Ackerland (31) (-50.784 ha) und Grünland (32) (-96.954 ha) (Tabelle 2.3 und Tabelle C im Anhang).

Erhebungen des Thünen-Instituts ergaben einen Verlust landwirtschaftlicher Flächennutzung in Deutschland von 1,35 Mio. ha im Zeitraum 1992 bis 2018, eine Fläche, die fast der Größe des Landes Schleswig-Holsteins entspricht. Demnach gingen in Betrachtungszeitraum rund 52.000 ha Landwirtschaftsfläche pro Jahr bzw. 142 ha pro Tag verloren (Jungehülsing 2020) – deutlich mehr, als die tägliche Flächenneuersiegelung.

Als typische Beispiele für die Umwandlung von Agrarflächen in andere Nutzungen werden genannt (Jungehülsing 2020):

- Siedlungs- und Verkehrsfläche,
- Infrastrukturvorhaben und erneuerbare Energien,
- Naturschutz einschließlich Flächen für Kompensationsmaßnahmen,
- Aufforstungen und
- Gewässerausdehnung.

Auswertungen auf Basis des IÖR-Monitors zeigen ebenfalls einen klaren Trend von stark gesunkenen Anteilen der landwirtschaftlichen Fläche am gesamten Staatsgebiet im Zeitraum 1995 bis 2018. Auf Kreisebene fielen die Flächenanteile um bis zu 16 % (Abb. 2.5). Größere Städte und deren Umland waren davon am stärksten betroffen. Für die Ballungsräume ergibt sich jedoch ein komplexeres Bild: Während die landwirtschaftlichen Flächen in Berlin, Hamburg oder Stuttgart nur moderat zurückgingen, ist im Rhein-Main-Gebiet oder in der Region Halle-Leipzig ein starker Rückgang zu beobachten. Ländliche Gebiete sind ebenfalls betroffen, zum Beispiel in Ostfriesland, um die Wesermündung oder teilweise in Rheinland-Pfalz (Walz et al. 2018).

In Bezug auf das Grünland zeigen die Daten des IÖR-Monitors keinen bundesweit einheitlichen Trend. In einigen Regionen, insbesondere an der Nordwestküste Deutschlands oder in Bayern im Südosten des Landes, gab es starke Rückgänge. Allerdings finden wir auch vereinzelte regionale Zunahmen der Grünlandanteile, insbesondere in einigen Regionen Bayerns, Baden-Württembergs und des Saarlandes (Abb. 2.6). Insgesamt ist jedoch ein negativer Trend zu erkennen. Dabei ist zu beachten, dass die diesen Auswertungen zugrundeliegenden Daten des IÖR-Monitors aus dem Basis-DLM (ATKIS) stammen, das insbesondere beim Grünland

keine hohe Priorität auf eine regelmäßige Aktualisierung legt. Darüber hinaus ist die Tatsache, dass keine Aussagen über die Qualität des Grünlandes getroffen werden können, gerade im Hinblick auf die Ökosystemleistungen ein großer Nachteil, wenn man bedenkt, dass das arten- und blütenreiche Grünland deutlich an Umfang verloren hat (BfN 2009).

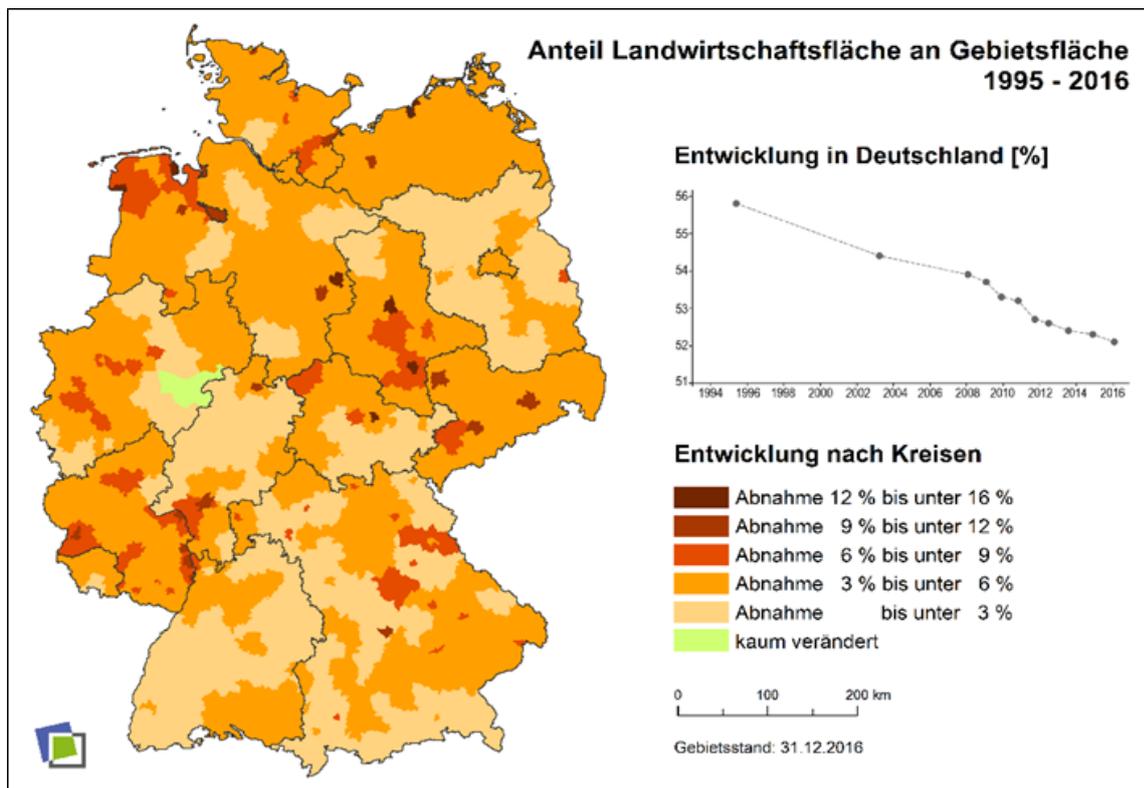


Abb. 2.5: Anteil Landwirtschaftsfläche an Gebietsfläche 1995-2016

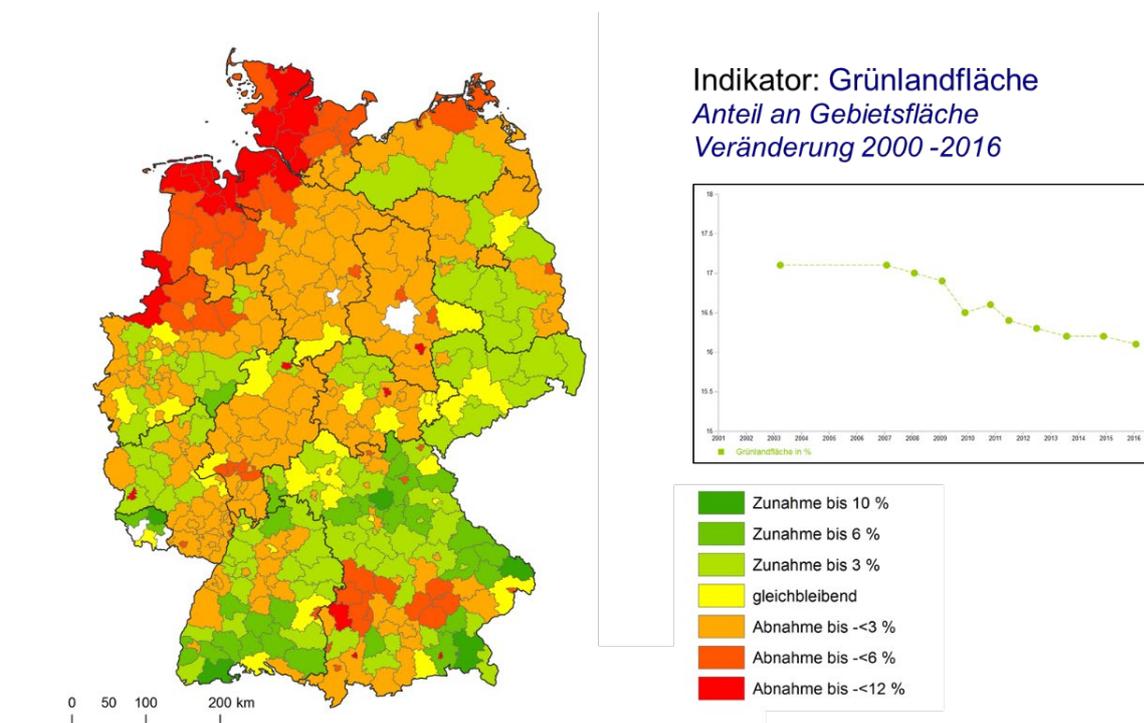


Abb. 2.6: Anteil Grünlandfläche an Gebietsfläche 2000-2016

2.5.2 Wald und Gehölz

Mit einem Anteil von ca. 30 % der Landesfläche stellen Wälder und Forsten die zweitgrößte Landnutzungsform in Deutschland dar. Große Waldflächen finden sich vor allem in den Mittelgebirgen und auf weniger begünstigten Böden im Nordosten.

Im Zeitraum 2002-2012 wurde eine geringe Zunahme der forstwirtschaftlich genutzten Fläche von 0,4 % (50.000 ha) festgestellt. Dies ist das Ergebnis der Bundeswaldinventur 2012 (BMEL 2014), die alle 10 Jahre durchgeführt wird. Die Zunahme der Waldfläche erfolgte überwiegend in ländlichen und peripheren Gebieten, meist auf Kosten extensiv genutzter landwirtschaftlicher Flächen mit hohem Naturschutzwert. In den Ballungsräumen hingegen schrumpften die Wald- und Gehölzflächen. Das Statistische Bundesamt, das die Waldfläche nach anderen Parametern als die Bundeswaldinventur schätzt, bezifferte die Gesamtfläche der Wälder in Deutschland im Jahr 2015 auf 109.515 km² (2015), mit leicht steigender Tendenz (Destatis 2019).

Die aus den LBM-DE-Daten berechneten Haupt-ÖST-Wald- und Gehölzflächen zeigen von 2012 bis 2018 einen geringfügigen Abwärtstrend (-0,5 %, Tabelle 2.3). Dies kann auf Veränderungen in der Zuordnung der Flächentypen zurückzuführen sein.

Ohne menschlichen Einfluss wäre Deutschland überwiegend von Laubwald bedeckt. Nach verschiedenen Phasen der Abholzung und speziellen Formen der landwirtschaftlichen Nutzung, die den Baumbestand stark dezimierten, begann gegen Mitte des 19. Jahrhunderts eine gezielte Aufforstung, hauptsächlich mit Nadelbäumen. Die Baumartenzusammensetzung ist eines der Kriterien, anhand derer der Zustand von Wäldern klassifiziert werden kann. Weitere Kriterien sind die Schichtung des Waldes, das Alter der Bäume oder der Anteil von Alt- und Totholz.

Heute ist der Nadelwald - gemäß CLC-Definition - der vorherrschende Waldtyp (54 % aller Waldflächen im Jahr 2015), gefolgt von Laub- (31 %) und Mischwäldern (13 %) (Abb. 2.7). Die Karte zeigt nicht die Entwicklung auf Kreisebene (wie bei der Landwirtschaft), sondern den Status quo 2018 auf Objektebene. Bei den Wäldern geht es mehr um das Gesamtbild für Deutschland als um eine räumlich scharfe Beurteilung auf lokaler (Kreis-)Ebene. Die stichprobenartige Bundeswaldinventur, die ein anderes System zur Unterscheidung zwischen Laub- und Nadelwäldern verwendet, kommt zu vergleichbaren Ergebnissen (Tabelle 2.4). Die Fläche der Laubwälder und Laubmischwälder mit Nadelbäumen hat zwischen 2002 und 2012 im Zuge des Waldumbaus zu stabileren Mischbeständen um fast 10 % zugenommen. Im Vergleich zur potenziellen natürlichen Vegetation sind sie aber immer noch deutlich unterrepräsentiert.



Abb. 2.7: Deutschlandkarte der Waldtypen

Tab. 2.4: Fläche verschiedener Waldtypen und deren Änderungen in Deutschland (BMEL 2014)

	Fläche in ha		Ände- rung in %	Anteil an Gesamt- waldfläche in %	
	2002	2012		2002	2012
Laubwald	2.264.453	2.380.235	5,11	21,04	21,94
Laubwald gemischt mit Nadelbäumen	1.884.042	2.158.835	14,59	17,50	19,90
<i>Zwischensumme</i>	<i>4.148.494</i>	<i>4.539.070</i>	<i>9,41</i>	<i>38,54</i>	<i>41,85</i>
Nadelwald	3.324.268	2.961.466	-10,91	30,88	27,30
Nadelwald gemischt mit Laubbäumen	3.173.922	3.296.067	3,85	29,49	30,39
<i>Zwischensumme</i>	<i>6.498.190</i>	<i>6.257.533</i>	<i>-3,70</i>	<i>60,37</i>	<i>57,69</i>
Gleicher Anteil von Laub-/Nadelbäume	117.495	49.837	-57,58	1,09	0,46
Gesamt	10.764.179	10.846.440	0,76	100	100

2.5.3 Urban, industriell

Etwa 13-14% der Landmasse Deutschlands wurden als Haupt-ÖST "Urban, industriell" kartiert (Anhang, Tabelle C), wobei der Untertyp "Gebäude und Verkehrsflächen" den größten Anteil daran hat (96%). Aus Sicht der Ökosystemleistungen ist die Klasse der Unter-ÖST "urbane Grün- und Freizeitflächen" von besonderem Interesse.

Die Berechnungen im LBM-DE ergaben für den Haupt-ÖST "Urban, industriell" von 2012 bis 2018 eine Zunahme um 339.374 ha. Dies ist auf ein starkes Wachstum der "Gebäude- und Verkehrsflächen" (383.700 ha) zurückzuführen, während im gleichen Zeitraum die "städtischen Vegetationsflächen" um 47.640 ha abnahmen (s. Anhang, Tabelle C).

Abbildung 2.8 visualisiert die Entwicklung der Flächenumwandlung zwischen (halb-)natürlichen zu urbanen und anderen künstlichen Flächentypen in Deutschland seit 2011. Die schwarze Kurve zeigt die Werte des Nachhaltigkeitsindikators "Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsflächen" auf Basis der vom Umweltbundesamt angepassten amtlichen Flächennutzungsstatistik. Die graue Kurve zeigt einen äquivalenten Parameter, wie er für den IÖR-Monitor zur Siedlungs- und Freiflächenentwicklung berechnet wurde. Diese Ergebnisse sind das Ergebnis einer am IÖR entwickelten Methodik zur Analyse von Landnutzungsänderungen auf Basis des ATKIS Basis-DLM (Schorcht et al. 2016). Beide Kurven zeigen einen Abwärtstrend der Flächeninanspruchnahme über die letzten Jahre. Die Unterschiede in den absoluten Werten sind auf die unterschiedlichen Basisdaten zurückzuführen.

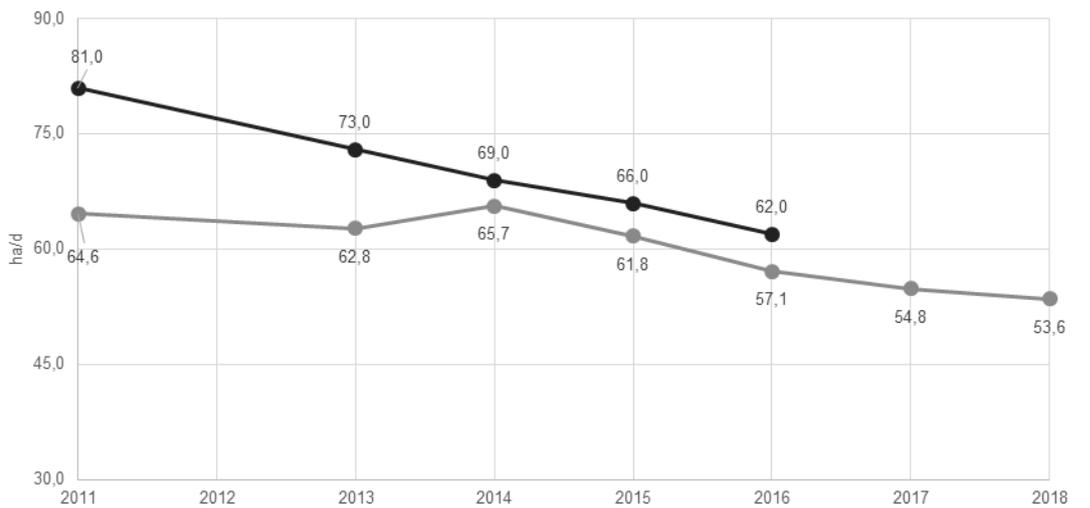


Abb. 2.8: Entwicklung des Indikators "Flächeninanspruchnahme". Vergleich der Zahlen des Umweltbundesamtes (schwarze Linie) und des IÖR-Monitors (graue Linie) (Datenquelle: UBA, IÖR)

Für die im Zeitraum 2013-2018 neu hinzugekommenen Siedlungs- und Verkehrsflächen können wir die unterschiedlichen Anteile der spezifischen Vor- und Nachnutzungsformen ermitteln. Zur Vereinfachung des Modells wurden die Vornutzungsarten (bzw. die Herkunft) der Siedlungs- und Verkehrsflächen (Abb. 2.9, links) grob in drei Hauptkategorien unterteilt. Die Kategorie "Sonstige", zu der z. B. "Wasserflächen" oder "unbebauter Boden" gehören, weist mit 10 % den geringsten Anteil auf. Weitere 18 % der neu hinzugekommenen Siedlungs- und Verkehrsflächen waren zuvor Wald- und Gehölzflächen. Der größte Anteil (72 %) war dagegen vorher landwirtschaftliche Fläche. Gleichzeitig lassen sich die verschiedenen Nutzungsformen dieser neu hinzugekommenen Siedlungs- und Verkehrsflächen ermitteln (Abb. 2.9, rechts).

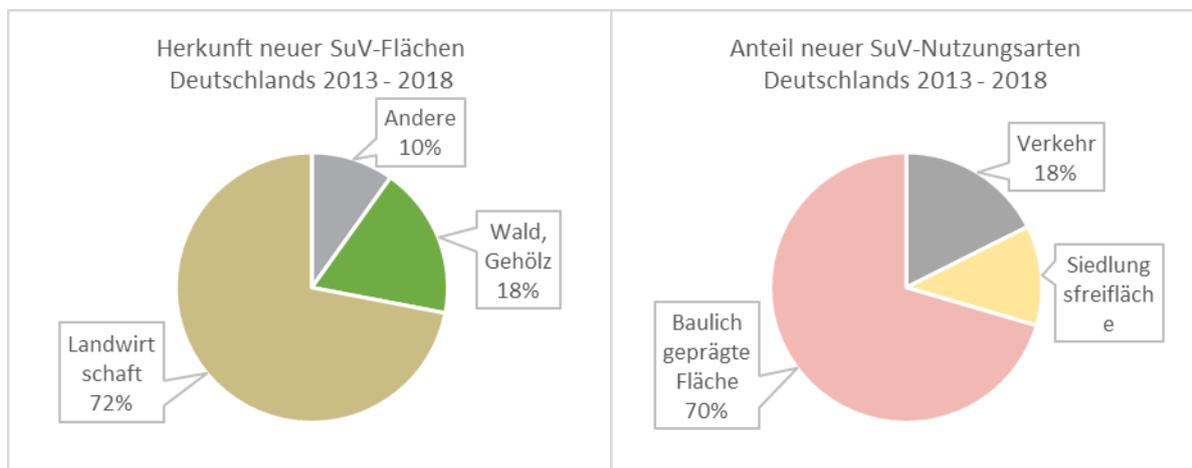


Abb. 2.9: Vor- und Nachnutzung von Siedlungs- und Verkehrsflächen in Deutschland im Zeitraum 2013-2018 (Datenquelle: IÖR)

So zeigt sich, dass rund 18 % der neu hinzugekommenen Siedlungs- und Verkehrsfläche speziell der letztgenannten Nutzung gewidmet sind, d.h. fast jeder fünfte neue Quadratmeter wird für Verkehrszwecke genutzt. Die am wenigsten verbreitete Nutzung (nur 12 %) ist die

Freifläche innerhalb von Siedlungen, zu der z.B. als nicht-bebaut gekennzeichnete Flächen wie Sport-, Freizeit- oder Erholungsflächen gehören. Der größte Anteil (70 %) entfällt auf bebaute Flächen, zu denen z. B. Wohn-, Misch- und Industriegebiete gehören. Eine vollständige Matrix der Landnutzungsänderung ist in Tabelle 2.5 dargestellt.

Tab. 2.5: Detaillierte Matrix der Vor- und Nachnutzung von Siedlungs- und Verkehrsflächen in Deutschland im Zeitraum 2013-2018 in Hektar pro Tag (ha/d). (Datenquelle: IÖR)

		Siedlungs- und Verkehrsfläche (SuV)*			Summe
		Built-up area	Verkehrsfläche	Urban open space	
Freiraum*	Landwirtschaft	55,7	8,3	6,6	70,6
		-14,7	-4,4	-3,7	-22,8
	Wald und Gehölz	7,6	6,6	3,7	17,9
		-5,9	-4,6	-3,8	-14,3
	Andere	5,9	2,3	1,5	9,7
		-4,9	-1,6	-1,1	-7,5
	Summe	69,1	17,2	11,8	Netto
		-25,4	-10,5	-8,7	+53.6

* Positive Werte (+): Umwandlung von Freiraum zu SuV; negative Werte (-): Umwandlung von SuV zu Freiraum

Die Begrenzung des Wachstums von Siedlungs- und Verkehrsflächen ist weiterhin ein wichtiges Ziel der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie (Bundesregierung 2017). Auch wenn sich die Ausdehnung der Siedlungs- und Bodenversiegelung in den letzten Jahren verlangsamt hat (UBA 2019), sind laut Penn-Bressel (2019) weiterhin große Anstrengungen nötig, um diesen positiven Trend beizubehalten und eine mögliche Rückkehr zum übermäßigen Flächenverbrauch zu vermeiden.

2.5.4 Gewässer

Die gesamte Wasserfläche Deutschlands beträgt laut amtlicher Statistik etwa 8.500 km² oder 2,3 % der Landesfläche. Die Karten der Ökosystemtypen (Abb. 2.2 und 2.3) umfassen auch die Seen der Bundesrepublik, den deutschen Teil des Bodensees und die deutsche Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) in Nord- und Ostsee. Diese Gewässer umfassen zusammen ca. 3 Mio. ha, mit nur marginalen Veränderungen zwischen 2012, 2015 und 2018 (Anhang, Tabelle C).

Auf regionaler Ebene können wir jedoch einige Veränderungen in den Oberflächengewässern feststellen. So zeigt Tabelle 2.6 die Veränderungen, die im Zeitraum 2008-2018 durch die Flutung der Tagebaue in den ostdeutschen Braunkohlerevieren ("Mitteldeutsches Revier", "Lausitzer Revier") entstanden sind. Vor allem im Landkreis Leipzig (Sachsen) stieg die gesamte Gewässerfläche in diesen zehn Jahren um mehr als ein Drittel an. Der Landkreis Oberspreewald-Lausitz in Brandenburg wies die zweitgrößte relative Zunahme der Wasserfläche auf. Vergleicht man mit dem Bundeswert für die Zunahme der Wasserflächen von 2,8 %, wird deutlich, welche Dynamik Bergbaufolgelandschaften bei diesem Indikator aufweisen können.

Tab. 2.6: Zunahme der Oberflächengewässer im Zeitraum 2008-2018 durch die Flutung der Tagebaue in den ostdeutschen Braunkohlerevieren ("Mitteldeutsches Revier", "Lausitzer Revier")

Braun- kohle- revier	Gebiet (Kreis)	Administ- rative Flä- che in km ²	Wasser- fläche in % 2018	Wasser- fläche in km ² 2018	Wasser- fläche in % 2008	Wasser- fläche in km ² 2008	Diffe- renz der ad- min. Fläche in %	Diffe- renz abso- lut in km ²	Zu- nahme der Was- ser- oberflä- che in %
Mittel- deut- sches Revier	Leipzig-Land	1651.3	4.0	65.9	2.9	47.9	1.1	1801.4	37.6
	Burgenland- kreis	1419.9	0.8	11.5	0.7	9.9	0.1	156.0	15.7
	Leipzig-Stadt	297.8	3.0	9.1	2.7	8.0	0.3	105.9	13.2
	Wittenberg	1942.8	2.1	41.4	2.0	38.9	0.1	254.3	6.5
Lausit- zer Revier	Oberspree- wald-Lausitz	1223.0	6.0	73.5	4.8	58.7	1.2	1479.6	25.2
	Bautzen	2395.6	4.9	118.3	4.3	103.0	0.6	1529.0	14.8
	Cottbus	165.6	1.5	2.5	1.4	2.3	0.1	18.1	7.8
	Spree-Neiße	1657.0	2.4	39.1	2.3	38.1	0.1	99.0	2.6
	Görlitz	2111.1	3.3	70.6	3.3	69.7	0.0	93.3	1.3
	Deutschland	357,680	2.0	6985.3	1.9	6795.92	0.1	18938.0	2.8

2.5.5 Semi-natürliches Offenland

Dieses Unterkapitel gibt einen Überblick über die verbleibenden terrestrischen Ökosysteme, die sich größtenteils außerhalb der städtischen Gebiete befinden. Der Haupt-ÖST "Semi-natürliches Offenland" umfasst nur 1,8 % der Landmasse Deutschlands. Sie gliedert sich in die drei Untertypen "Grünland und Heiden", "Feuchtgebiete" und "vegetationslose bzw. vegetationsarme Freiflächen", die im Jahr 2018 418.536 ha, 180.033 ha bzw. 46.976 ha umfassten (Anhang, Tabelle C).

Obwohl sie sehr heterogen sind, haben diese Ökosysteme eines oder mehrere der folgenden gemeinsamen Merkmale:

- eine relativ kleine Gesamtfläche sowie eine geringe Größe der einzelnen Ökosysteme;
- geringe oder gar keine Nutzungsintensität, oft von hohem Naturwert;
- in vielen Fällen durch irgendeine Art von nationaler oder internationaler Regelung oder Konvention geschützt (u. a. nationale oder subnationale Regelungen zu geschützten Biotopen und FFH-Richtlinien).

Für den Haupt-ÖST "Semi-natürliches Offenland" lässt sich aus den LBM-Daten bisher kein eindeutiger Trend erkennen (Anhang, Tabelle C). Gleiches gilt für die isolierte Betrachtung von Hecken, Baumreihen (aus dem ATKIS-Basis-DLM) und Flächen von Übergangswäldern/ Gebüschen (CLC 324) (< 1 ha) (aus dem LBM-DE). Da Gehölze in der amtlichen Statistik erst seit 2016 getrennt vom Wald erfasst werden, lassen sich noch keine Aussagen zu diesem Merkmal ableiten (Destatis 2019).

2.5.6 Zusammenschau der Trendentwicklungen

Unsere Analysen zeigen, dass die in der EU beobachteten Haupttrends der Landbedeckungsveränderung (EEA 2017) auch für die Haupt-ÖST in Deutschland identifiziert werden können. Diese sind (Grunewald et al. 2020b):

- Die Ausdehnung von Städten und Infrastruktur verbraucht weiterhin Flächen mit produktivem Boden und fragmentiert die bestehende Landschaftsstruktur. Von allen Landbedeckungskategorien haben die künstlichen Flächen sowohl in Bezug auf die Nettofläche als auch auf die prozentuale Veränderung am stärksten zugenommen.
- Die Ausdehnung der landwirtschaftlichen Flächen, oft von guter Qualität und in günstigen Lagen, schrumpft weiter. Die feinkörnige Struktur und die damit verbundene biologische Vielfalt traditioneller ländlicher Landschaften wird weiterhin durch Flächenverbrauch, landwirtschaftliche Intensivierung und Aufgabe von Ackerland beeinträchtigt.
- Die Ausdehnung der bewaldeten Flächen bleibt mehr oder weniger stabil.
- Auch die Fläche der Oberflächengewässer hat sich auf Bundesebene zwischen 2012 und 2018 nur geringfügig verändert, wobei in den Bergbaufolgelandschaften relevante regionale Zunahmen zu beobachten sind.
- Für die wenigen naturnahen Flächen in Deutschland konnte noch kein eindeutiger Trend der Landnutzungsänderung im Beobachtungszeitraum festgestellt werden. Der Anteil der naturbetonten Flächen (geschätzt durch den Hemerobie-Indikator) an der gesamten Bezugsfläche hat auf Bundesebene von 2012 bis 2018 leicht abgenommen (-0,1 %).

Nur aus dem LBM-DE (Anhang, Tabelle C) lässt sich - zumindest bisher - kein eindeutiger Trend in den Veränderungen der meisten Teilökosystemtypen oder CLC-Klassen ableiten. Ein Beispiel soll jedoch das Potenzial solcher Trendanalysen verdeutlichen. Walz et al. (2019) bewerteten die Ökosystemleistungen von Auen der großen Flusssysteme in Deutschland. Sie fanden heraus, dass nur noch 35 % der morphologischen Aue in Deutschland dem natürlichen Hochwasserrückhalt dienen und dass die Fläche für den Hochwasserrückhalt aufgrund einer Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche von 2010 bis 2015 bundesweit um insgesamt 7,3 km² (0,13 %) abnahm.

2.6 Fazit und Ausblick

Wie im SEEA-Revisionsprozess (UN 2020) diskutiert und bestätigt, sollte sich die Abgrenzung von Ökosystemwerten auf die Klassifizierung von Ökosystemen aus ökologischer Sicht konzentrieren. Daraus folgt, dass die Landbedeckung allein nicht ausreichend ist. Allerdings stellt sich dann die Frage, welche Art von Merkmalen neben der Landnutzung als nächstes berücksichtigt werden sollten. Sollen es Böden sein, oder besser der Wasserstand, oder gar das Relief? Böden wären gute Merkmale, wenn wir die landwirtschaftliche Produktion der ES betrachten; der Wasserstand ist relevant für die Kohlenstoffbindung in Mooren; das Relief ist von Bedeutung für den Erosionsschutz und für die landschaftliche Schönheit. Wenn wir all diese relevanten Merkmale für die Abgrenzung verwenden würden, für die jeweils ein Teil davon im weiteren Prozess der Leistungsbilanzierung wichtig werden würde, dann wäre das Ergebnis in der Folge eine enorme Anzahl von sehr kleinräumigen homogenen räumlichen Einheiten.

Es kann jedoch argumentiert werden, dass zum einen unsicher bleibt, ob die Ergebnisse eine hohe Genauigkeit hätten, da die Daten in sehr unterschiedlichen Maßstäben erhoben werden. Oft sind sie sogar gar nicht oder nur in sehr groben Maßstäben für ganz Deutschland verfügbar. Zum anderen würden all diese resultierenden kleinen homogenen Flächen wieder

aggregiert werden - aber auf welche Weise - um sinnvolle Aussagen über ihre Ausdehnung zu treffen?

Um eine landesweite Analyse der ÖST durchzuführen, ist es unserer Meinung nach plausibler, die Komplexität zu reduzieren und Ökosystemklassifikationen wie die der CLC-Ökosystemtypen zu verwenden. Im Allgemeinen spiegelt die Landbedeckung im Prinzip recht genau die relevanten Eigenschaften der Ökosysteme wider (z. B. Wälder an steilen Hängen, Torfmoore in feuchten Lebensräumen, Ackerland auf fruchtbaren Böden usw.). Wenn wir die Analyse jedoch verfeinern müssen, um Ökosystemzustände oder -leistungen zu bestimmen, ist es sinnvoll, zusätzliche Informationen hinzuzufügen: Hat das Land am Stadtrand, das zu Gebäuden umgewandelt wurde, eine höhere natürliche Bodenproduktivität als durchschnittliches Ackerland? Ist der Wasserstand eines Moores zehn Zentimeter höher oder niedriger, was für die Kohlenstoffoxidation und die Treibhausgasemissionen entscheidend ist? Liegt das Ackerland an steilen Hängen, so dass die Bodenerosion durch zusätzliche Hecken oder Umwandlung in Grünland reduziert werden sollte?

Wenn Ökosystemleistungen und Ökosystemzustände bewertet werden sollen, sind spezifische zusätzliche Informationen erforderlich. Anders als bei der Ökosystemflächenbilanz können diese Informationen dann aber sehr gezielt eingesetzt werden, abhängig von der jeweiligen Landnutzung, dem untersuchten Zustandsparameter und der zu bewertenden Ökosystemleistung.

Ein flächenhaftes Monitoring der Ökosysteme Deutschlands (Ecosystem Extent Account) und die Feststellung möglicher Änderungen erscheinen auf Basis von LBM-DE/ATKIS-Daten für die drei hierarchischen Klassen Haupt-ÖST, Unter-ÖST und CLC-Klassen künftig praktikabel (Grunewald et al. 2020a, b). In dem hier entwickelten Geodaten-System werden lineare ATKIS-Elemente (z. B. Straßen, Fließgewässer oder auch Kleinstrukturen wie Baumreihen und Hecken) mittels Pufferung in Polygone umgewandelt und in die flächenhaft modellierten ÖST und CLC-Klassen integriert. Dabei ist darauf geachtet worden, dass keine Überlagerungen entstehen, womit eine etwaige Doppelerfassung vermieden wird.

Erste Auswertungen wurden realisiert und diskutiert (Abschn. 2.4, 2.5). Neben dem Referenzjahr 2018 wurden auf Basis der verfügbaren Daten (LBM-DE/ATKIS) auch die CLC-Klassen für die Jahre 2015 und 2012 berechnet, aggregiert zu Unter-ÖST bzw. Haupt-ÖST, was einige Ergebnisse liefert, die erste Interpretationen zulassen. Die Kürze des Zeitrahmens (drei Referenzjahre) erlaubt jedoch noch keine zuverlässige Identifizierung von Trends oder Verschiebungen. Dennoch bestätigen die Ergebnisse die Möglichkeit, in Zukunft ein nationales räumliches Monitoring der Ökosysteme Deutschlands (Ökosystemflächenkonto) durchzuführen und mögliche Veränderungen auf der Basis der LBM-DE/ATKIS-Daten zu erkennen.

Für die Bewertung vieler ÖSL (z. B. Erholung, Erosionsminderung) und deren Zustandskriterien (z. B. Natürlichkeit) reichen die hierdurch definierten CLC-Klassen, kombiniert mit anderen vorliegenden Informationen, bereits aus. Beispielsweise liegt im Falle der natürlichen Bodenfruchtbarkeit für die CLC-Klasse „Ackerland“ eine bewertete Überlagerung mit einer Vielzahl anderer flächendeckender Daten vor (u. a. mit Bodenwasserhaushalt, Bodentyp/-art, Klima, Hangneigung), die zusammengenommen eine Bewertung der natürlichen Bodenfruchtbarkeit nach dem Müncheberger-Soil-Quality-Rating (SQR) ermöglichen (Mueller et al. 2007; BGR 2013a; BGR 2013b).

Das System der ÖST/CLC-Klassen (Tab. 2.1) wird durch Biotope/FFH-Lebensraumtypen weiter untersetzt, wofür umfangreiche Zuordnungstabellen erarbeitet wurden (Übersicht siehe Tab. B im Anhang). Hierauf aufbauend können für jede Periode sowohl die räumlich expliziten als auch die repräsentativ erhobenen Daten in die Erfassung und Bewertung des Zustands (hier speziell zur Biodiversität) der Ökosysteme eingehen.

Wir plädieren dafür, das vorgestellte System zur Bilanzierung der Flächenänderung der Ökosysteme zu einem Bestandteil des Biodiversitätsmonitorings in Deutschland (Geschke et al. 2019) zu entwickeln. Für die langfristige Beobachtung der ÖST ist neben einer konsistenten Erfassungsmethodik bei der Erzeugung des LBM-DE v. a. auch die weitere Entwicklung in Richtung eines repräsentativen Ökosystem-Monitorings wichtig.

Das vorgestellte System soll die Grundlage dazu bilden, regelmäßig über die Flächen, den Zustand und die Leistungen der Ökosysteme Deutschlands auf Bundesebene berichten zu können. Aufgrund der teilweisen Verwendung repräsentativer Daten eignet es sich allerdings nicht als Planungsgrundlage für konkrete Maßnahmen vor Ort. Hierzu ist auf lokale Daten – z. B. aus den Biotopkartierungen der Länder – zurückzugreifen (vgl. von Drachenfels 2010; Schweppe-Kraft et al. 2019).

2.7 Literatur

- Arnold, S. (2012): Differenzierte Freirauminformationen durch Fernerkundung – Das digitale Landbedeckungsmodell DLM-DE und Integrationsmöglichkeiten in das ATKIS Basis-DLM. In: Meinel, G.; Schumacher, U.; Behnisch, M. (Hrsg.): Flächennutzungsmonitoring IV. Genauere Daten – informierte Akteure – praktisches Handeln, Berlin: Rhombos, IÖR-Schriften 60, S. 55-62.
- BfN/Bundesamt für Naturschutz (2009): Where have all the flowers gone? Grünland im Umbruch. Hintergrundpapier und Empfehlungen des BfN. Bonn: 20 p.
- BfN/Bundesamt für Naturschutz (2019): Ökosystem-Monitoring. <https://www.bfn.de/themen/monitoring/oekosystem-monitoring.html> (aufgerufen am 21.10.2019).
- BGR/Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2013a): Fachinformationssystem Bodenkunde. Ackerbauliches Ertragspotential der Böden in Deutschland 1 : 1.000.000. SQR 1000-Metadaten. <https://produktcenter.bgr.de/terraCatalog/OpenSearch.do?search=47BE6C4F-409A-11E3-8643-8851FB422C62&type=/Query/OpenSearch.do> (aufgerufen am 18.03.2019).
- BGR/Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2013b): Neue Methoden und Aktualisierungen der Methodendokumentation Bodenkunde. Download neu dokumentierter bodenkundlicher Auswertungsmethoden und Verknüpfungsregeln: Informationen aus den Bund/Länder-Arbeitsgruppen der Staatlichen Geologischen Dienste. <https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Netzwerke/AGBoden/methoden.html?nn=4571954> (aufgerufen am 18.03.2019).
- BKG/Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2016a): Digitales Basis-Landschaftsmodell (AAA-Modellierung). Stand der Dokumentation: 1.4.2016. BKG. Frankfurt am Main: 6 S.
- BKG/Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2016b): Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland: LBM-DE2012. Stand der Dokumentation: 7.1.2016. BKG. Frankfurt am Main: 18 S.
- BKG/Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2017): Verwaltungsgebiete 1 : 25.000 VG25. BKG. Frankfurt am Main: 15 p.
- BKG/Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2018a): Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland. LBM-DE2015. Stand: 12.2.2018. BKG. Frankfurt am Main: 52 p.
- BKG/Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2018b): CORINE Land Cover 10 ha. CLC10 (2012). Stand: 13.9.2018. BKG. Frankfurt am Main: 8 p.

- BKG/Bundesamt für Kartographie und Geodäsie BKG (2019a): LBM-DE-Herstellung. <https://www.bkg.bund.de/DE/Ueber-das-BKG/Geoinformation/Fernerkundung/Landbedeckungsmodell/Herstellung/herstellung.html> (assessed on 07.10.2019).
- BKG/Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2019b): Dokumentation. Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland. LBM-DE2018. Stand: 15.2.2019. BKG. Frankfurt am Main: 61 p.
- BKG/Bundesamt für Kartographie und Geodäsie BKG (2019c): Dokumentation. Digitale Orthophotos. DOP20/DOP40. Stand: 10.4.2019. BKG. Frankfurt am Main: 7 p.
- BKG (2020): Dokumentation digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE 2018. Produktionsstand 2020 BKG. Frankfurt am Main: 63.
- Blasi C., Capotortiaet G. et al. (2017): Ecosystem mapping for the implementation of the European Biodiversity Strategy at the national level: The case of Italy. *Environmental Science & Policy* 78: 173 – 184.
- BMEL—Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2014) Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Waldinventur. Berlin. <http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/Bundeswaldinventur3.pdf?blob=publicationFile> (aufgerufen am 05.04.2016)
- CBD/Convention on Biological Diversity (2010): Strategic Plan for Biodiversity 2011 – 2020. <https://www.cbd.int/sp> (aufgerufen am 18.03.2019).
- CBD/Convention on Biological Diversity (2018): Description. <https://www.cbd.int/ecosystem/description.shtml> (aufgerufen am 18.03.2019).
- Destatis/Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2019): Statistisches Jahrbuch, Deutschland und Internationales 2019. Destatis. Wiesbaden: 716 S. (https://www.destatis.de/DE/Themen/Querschnitt/Jahrbuch/statistisches-jahrbuch-2019-dl.pdf?__blob=publicationFile)
- Deutschlands Natur (2018): Liste der in Deutschland vorkommenden Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie. <http://www.ffh-gebiete.de/lebensraumtypen/steckbriefe/> (aufgerufen am 9.4.2018).
- Drachenfels O. von (2010): Klassifikation und Typisierung von Biotopen für Naturschutz und Landschaftsplanung. Ein Beitrag zur Entwicklung von Standards für Biotopkartierungen, dargestellt am Beispiel von Niedersachsen. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachsen* 47: 1 – 322.
- EEA/European Environment Agency (Ed.) (2013): Available data for mapping and assessing ecosystems in Europe. Final Report – task 5.2.5_3 Ecosystem assessment: Identification of thematic datasets. ETCSIA, Universidad de Malaga. Malaga: 86 + X p.
- EEA/European Environment Agency (Ed.) (2014a): Terrestrial habitat mapping in Europe: an overview. Joint MNHN-EEA Report. Technical Report 1/2014. EEA. Copenhagen: 154 p.
- EEA/European Environment Agency (Ed.) (2014b): Developing Conceptual Framework for Ecosystem Mapping. Draft internal Report – Task 222_5_1 Ecosystem Mapping. ETCSIA, Universidad de Malaga. Malaga: 119 p.
- EEA/European Environment Agency (Ed.) (2017): Landscapes in transition. An account of 25 years of land cover change in Europe. EEA Report No 10/2017, Luxembourg: 85 p.
- EEA/European Environment Agency (2019): Copernicus land monitoring service – high resolution layer small woody features – 2015 reference year. Product specifications & User guidelines. 30 p.
- Ellenberg H., Weber H.E. et al. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. *Scripta Geobotanica* 18. Erich Goltze KG. Göttingen: 248 p.
- Erhard M., Olah B. et al. (2016): Ecosystem Mapping and Assessment. In: Feranec J., Soukup T. et al. (Ed.): *European Landscape Dynamics. CORINE Land Cover Data*. CRC Press. Boca Raton: 199 – 212.

- EUNIS/European Environment Agency (2017): EUNIS habitat classification 2007. Revised descriptions 2012 amended 2019. https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification/habitats/eunis-habitats-complete-with-descriptions.xls/at_download/file (aufgerufen am 5.11.2019).
- EUNIS (2018): Hierarchische Übersicht über die Europäischen Habitattypen. <https://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp> (aufgerufen am 9.4.2018).
- Finck P., Heinze S. et al. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands – dritte fortgeschriebene Fassung. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 156: 637 S.
- Bundesregierung (2017): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Neuauflage 2016. 11.1.a Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche. Bundesregierung. Berlin: 258 S.
- Geschke J., Vohland K. et al. (2019): Biodiversitätsmonitoring in Deutschland. Wie Wissenschaft, Politik und Zivilgesellschaft ein nationales Monitoring unterstützen können. *GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society* 28(3): 265 – 270.
- Grunewald K., Bastian O. (Hrsg.) (2013): Ökosystemdienstleistungen. Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer-Spektrum. Berlin: 332 S.
- Grunewald K., Schweppe-Kraft B., Syrbe R.-U., Meier S., Michel C., Richter B., Schorcht M., Walz U. (2020a): Hierarchisches Klassifikationssystem der Ökosysteme Deutschlands als Grundlage einer übergreifenden Ökosystem-Bilanzierung. *Natur und Landschaft* 95(3): 118-128
- Grunewald, K.; Schweppe-Kraft, B.; Syrbe, R.-U.; Meier, S.; Krüger, T.; Schorcht, M.; Walz, U. (2020b): Hierarchical classification system of Germany's ecosystems as basis for an ecosystem accounting – methods and first results. *One Ecosystem*, 5: e50648.
- Hovenbitzer M., Emig F. et al. (2014): Digital Land Cover Model for Germany – DLM-DE. In Manakos, I., Braun, M. (eds.): *Land Use and Land Cover Mapping in Europe: Practices & Trends. Remote Sensing and Digital Image Processing*, vol 18, Dordrecht: 255-272.
- Hünig C., Benzler A. (2017): Das Monitoring von Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland. *BfN-Skripten* 476: 48 p.
- IÖR/Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (2019a): Monitor der Siedlungs- und Freiraumentwicklung (IÖR-Monitor). Flächenpriorisierung. <https://www.ioer-monitor.de/methodik/#c242> (aufgerufen am 18.3.2019).
- IÖR/Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (2019b): Monitor der Siedlungs- und Freiraumentwicklung (IÖR-Monitor). Zeitreihen. <https://www.ioer-monitor.de/methodik/#c247> (aufgerufen am 18.3.2019).
- Jax K. (2016): Biozönose, Biotop und Ökosystem. Schlüsselbegriffe der Ökologie und des Naturschutzes. *Natur und Landschaft* 91(9/10): 417 – 422.
- Jungehülsing, J. (2020): Landwirtschaftlicher Flächenverlust – Auswirkungen auf Agrarstruktur und Bodenpreise. In: Meinel, G.; Schumacher, U.; Behnisch, M.; Krüger, T. (Hrsg.): *Flächennutzungsmonitoring XII mit Beiträgen zum Monitoring von Ökosystemleistungen und SDGs*. Berlin: Rhombos, IÖR Schriften 78, S. 25-29.
- Keil M., Esch T. et al. (2015): Updating the Land Use and Land Cover Database CLC for the Year 2012 - „Backdating“ of DLM-DE from the Reference Year 2009 to the Year 2006. *Texte* 36/2015. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau: 84 p.
- Keith D.A., Ferrer J.R., Nicholson E. et al. (2020) The IUCN Global Ecosystem Typology v1.01: Descriptive profiles for Biomes and Ecosystem Functional Groups. https://iucnrl.org/static/media/uploads/references/research-development/keith_et_al_iucnglobalecosystemtypology_v1.01.pdf
- Klijin F., Udo de Haes H.A. (1994) A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification. *Landscape Ecology* 9: 89 – 104.

- Krüger, T., Meinel, G., Schumacher, U. (2013): Land-use monitoring by topographic data analysis. *Cartography and Geographic Information Science*, 40: 220-228.
- Maes J., Teller A. et al. (2014): Mapping and assessment of ecosystems and their services. Indicators for ecosystem assessments under action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. 2nd Report. Technical Report 2014 – 080. Publications office of the European Union. Luxembourg: 80 p.
- Maes J, Teller A. et al. (2018): Mapping and assessment of ecosystems and their services. An analytical framework for ecosystem condition. Publications office of the European Union. Luxembourg: 78 S
- Meier, S.; Grunewald, K.; Syrbe, R.-U. (2020): Herausforderungen einer regelmäßigen Ökosystembilanzierung auf Bundesebene auf Basis des LBM-DEs. In: Meinel, G.; Schumacher, U.; Behnisch, M.; Krüger, T. (Hrsg.): Flächennutzungsmonitoring XII mit Beiträgen zum Monitoring von Ökosystemleistungen und SDGs. Berlin: Rhombos, IÖR Schriften 78, S. 179-190.
- Meinel, G.; Reiter, D. (2019): Nutzung des Landbedeckungsmodells LBM-DE für das Flächenmonitoring – Bewertung und Ergebnisse. In: Meinel, G.; Schumacher, U.; Behnisch, M.; Krüger, T. (Hrsg.): Flächennutzungsmonitoring XI. Flächenmanagement – Bodenversiegelung – Stadtgrün. Berlin: Rhombos, IÖR Schriften 77: 169-179.
- Mengel A., Müller-Pfannenstiel K. et al. (2018): Methodik der Eingriffsregelung im bundesweiten Vergleich. Ergebnisse des gleichnamigen F+E-Vorhabens des Bundesamtes für Naturschutz (FKZ 3510 82 2900). *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 165: 689 p.
- Mueller L., Schindler U. et al. (2007): The Muencheberg Soil Quality Rating (SQR). Field manual for detecting and assessing properties and limitations of soils for cropping and grazing. Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung. Müncheberg: 103 S. (http://www.zalf.de/de/forschung_lehre/publikationen/Documents/Publikation_Mueller_L/field_mueller.pdf)
- Penn-Bressel G. (2019): Aktuelle Trends des Flächenverbrauchs und Ansätze zur Kontingenzierung von Flächensparzielen für Kommunen und Regionen, Vortrag auf dem 11. Dresdner Flächennutzungssymposium. http://11dfns.ioer.info/fileadmin/user_upload/11dfns/pdf/vortraege/11.DFNS2019%20Penn-Bressel.pdf (aufgerufen am 21.01.2020).
- Schorcht M., Krüger T., Meinel G. (2016): Measuring land take: usability of national topographic databases as input for land use change analysis. A case study from Germany. *International Journal of Geo-Information* 5(8): 134. DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/ijgi5080134>
- Schumacher, U.; Meinel, G. (2009): ATKIS, ALK(IS), Orthobild – Vergleich von Datengrundlagen eines Flächenmonitorings. In: Meinel, G.; Schumacher, U. (Hrsg.): Flächennutzungsmonitoring. Konzepte – Indikatoren – Statistik. Aachen: Shaker, S. 47-67.
- Schwepe-Kraft B., Syrbe R.-U., Grunewald, K. (2019): Antwort zum Leserbrief von Olaf von Drachenfels. *Natur und Landschaft* 94(11): 499.
- Thünen Institut (2014): Thünen Atlas: Landwirtschaftliche Nutzung. Grünland/Landwirtschaftliche genutzte Fläche. <https://www.thuenen.de/de/infrastruktur/thuenen-atlas-und-geoinformation/thuenen-atlas/hochaufgeloesst-schaetzung-auf-gemeindeebene/> (aufgerufen am 4.11.2019).
- UBA (2019): Siedlungs- und Verkehrsfläche. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-bodenland-oekosysteme/flaeche/siedlungs-verkehrsflaeche> (aufgerufen am 21.01.2020).
- UN (2020) System of Environmental-Economic Accounting 2012 – Experimental Ecosystem Accounting Revision. Chapter Draft prepared for Global Consultation. Chapter 3: Spatial units for Ecosystem Accounting. 29 p. (https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/documents/EEA/2_seea_eea_rev._ch3_gc_mar2020_final.pdf (aufgerufen am 02.04.2020))
- Walz, U. (2012): Indikatoren zur Landschaftsvielfalt. In: Meinel, G.; Schumacher, U.; Behnisch, M. (Hrsg.): Flächennutzungsmonitoring IV. Genauere Daten – informierte Akteure – praktisches Handeln. Berlin: Rhombos, IÖR Schriften 60, S. 133-140.

- Walz U., Richter B., Grunewald K. (2019) Indicators on the Ecosystem Service "Regulation Services of Floodplains. *Ecol. Indicators* 102: 547-556
- Walz U., Schumacher U., Krüger T. (2018): Freiraumindikatoren im IÖR-Monitor – Stand und Entwicklung. In: Meinel, G., Schumacher, U., Behnisch, M., Krüger, T. (Hrsg.): *Flächennutzungsmonitoring X. Flächenpolitik – Flächenmanagement – Indikatoren*, Publisher: Rhombos-Verlag, Berlin, pp. 293-303

3 Indikatoren zum Zustand der Ökosysteme auf Bundesebene

Karsten Grunewald unter Mitarbeit von Burkhard Schweppe-Kraft und Roland Zieschank

“The analytical framework for ecosystem condition is the keystone of the whole action 5 of the EU Biodiversity Strategy. It is therefore crucial to get it right and common to both biophysical and accounting developments.” (Conclusion of the MAES Ecosystem Condition Workshop, 27-28 June 2017 Brussels)

3.1 Grundlagen, Systematik

3.1.1 Definition und konzeptioneller Ansatz

Die Erfassung der Strukturen, Funktionen und Prozesse der Ökosysteme stellt die Grundlage aller Arbeiten zur Bewertung und zum Accounting von Ökosystemleistungen dar (Grunewald & Bastian 2013). Für die Unterstützung der Umweltpolitik und Entscheidungsfindungen ist die Messung des Zustands von Ökosystemen, die auf den Schutz, die Erhaltung und die Wiederherstellung des Zustands von Ökosystemen ausgerichtet ist, von erheblichem Interesse und unmittelbarer Bedeutung (Maes et al. 2020a; siehe u.a. auch Website des UBA mit den „Daten zur Umwelt“).

Unter Ökosystemzustand (*Ecosystem condition*) kann in diesem Kontext die „Gesamtqualität einer Ökosystemeinheit in Bezug auf ihre Hauptmerkmale (Ökosystemkomponenten und -prozesse), die ihre Fähigkeit zur Erbringung von Ökosystemleistungen unterstützen“ verstanden werden (Keith et al. 2020). Nach MEA (2005) wird der Ökosystemzustand als die effektive Kapazität eines Ökosystems, Leistungen in Relation zur potenziellen Kapazität bereitzustellen, definiert. Diese hängt von den physikalischen, chemischen und biologischen Faktoren des Ökosystems ab und wird durch natürliche (wie Boden, Höhenlage, Klima) und anthropogene Bedingungen (Änderung des Biotops, Stoffeinträge etc.) bestimmt. Die Begriffe "Gesundheit des Ökosystems", "Integrität des Ökosystems" und "Natürlichkeit" sind eng mit dem Konzept des Zustands des Ökosystems verbunden. Eine Reihe wissenschaftlicher Papiere setzen sich aktuell mit dieser Thematik auseinander (Keith et al. 2020; Maes et al. 2020b; Czúcz et al. 2021). Die Entwicklung eines Indikatorensystems für den Zustand der Umwelt hat in der Bundesrepublik Deutschland eine mehr als 20-jährige Geschichte; siehe dazu ausführlich in Radermacher et al. (1998).

Das Thema Ökosystemzustand ist aus deutscher Sicht nicht zuletzt von besonderer Bedeutung, weil die "Landschaftspflege" für ihren Tätigkeitsbereich „Erhaltung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts bzw. § 1 BNatSchG“, schon früh zu dem Ergebnis kam, dass es keine einheitliche Größe zur Beschreibung der Eignung (im Sinne von „Condition“) des Naturhaushalts (z. B. der Kompartimente Boden, Wasser, Luft, Pflanzen und Tiere) für verschiedene Zwecke gibt, sondern jeweils nur die Eignung für einen bestimmten Zweck sinnvoll durch ein spezifisches Kriterienset beschrieben werden kann. Man nannte diese Zwecke, die in den 1970er Jahren in der ostdeutschen Geographie erarbeitet wurden, "partielle Naturraumpotentiale" (Haase 1978; Mannsfeld 1983; Mannsfeld & Grunewald 2013).

Da die damaligen Naturraumpotential-bezogenen Ansätze von Naturschützern, die sich im besonderem Maße der Erhaltung der biologischen Vielfalt verbunden sahen, als zu ökonomisch

kritisiert wurden, im Vergleich zu den vorhergehenden eher holistisch-ökologisch gedachten, aber letztlich gescheiterten Ansätzen, ist es umso interessanter, dass heute von Seiten SEEA EA (ökonomisch) wieder ein einheitlicher Ansatz zur Definition von „Condition“ gesucht wird (System of Environmental-Economic Accounting - Ecosystem Accounting, UN 2021).

Entscheidend ist, das Konzept der Ökosystemzustände zur Bewertung (*Mapping and Assessment*) und zu einem Rechen- bzw. Kontierungssystem (*Ecosystem Condition Accounting*) durch Identifizierung messbarer Schlüsselgrößen (Merkmale von Ökosystemen), die das Angebot mehrerer Ökosystemleistungen gleichzeitig beeinflussen, adäquat zu operationalisieren.

Wir definieren, dass im Rahmen eines Monitorings der Ökosystemzustände auf Bundesebene diejenigen Parameter eines Zustandes primär relevant sind, die sich auf die potentielle Leistungsfähigkeit der einzelnen Ökosysteme auswirken, bezogen auf deren finale Leistungen. Entsprechend wird für Deutschland – im Rahmen des MAES-Prozesses – ein überschaubarer, effizienter und politikrelevanter Ansatz für eine bundesweite Erfassung und Bewertung der Ökosysteme und ihrer Zustände angestrebt. Dies bedeutet – in Abstimmung mit BfN und weiteren Experten – die Konzentration auf eine geringere Anzahl von Indikatoren, die die wichtigsten Aspekte der Ökosystemzustände beschreiben und in Zukunft regelmäßig aktualisiert werden können (Abschn. 3.1.2). Diese Indikatoren müssen ergänzende Hintergrundinformationen und Daten zu Verursachern, Belastungen und dem Zustand von Ökosystemen einbeziehen, um eine fundierte Interpretation zu ermöglichen, was die Beschreibung sowohl des aktuellen Zustands als auch der weiteren Entwicklung der Ökosysteme anbelangt. Als normatives Leitbild gilt i.d.R. ein „Guter ökologischer Zustand“ (Beispiel Gewässerzustand) bzw. ein „Guter Erhaltungszustand“ (FFH-Klassen). Zudem sollte sich der Zustand über die Zeit (Trendbetrachtung) nicht verschlechtern.

Viele Daten und Zustandsindikatoren werden im Rahmen der sektoralen Umweltbeobachtung von Institutionen wie UBA, BfN, BfG, BGR, Thünen-Institute regelmäßig erhoben. Der IÖR-Monitor (www.ioer-monitor.de) stellt aufbereitete Informationen zur Flächennutzungsstruktur und deren Entwicklung sowie zur Landschaftsqualität für die Bundesrepublik Deutschland bereit. Einige Indikatoren, die zur Charakterisierung des Ökosystemzustands genutzt werden können, sind im Rahmen der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung (SDG-Indikatoren, Bundesregierung 2016) bzw. der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS-Indikatoren, BMU 2015) bereits politisch etabliert und legitimiert. Sie müssen zumeist jedoch zusätzlich im Sinne der Flächen der Ökosystemtypen sowie der Bereitstellung von Ökosystemleistungen aufbereitet und interpretiert werden. Zudem ist - bei Bedarf - eine spezifische Kartierung (Verräumlichung) notwendig.

Biodiversität (die Vielfalt innerhalb und zwischen Arten und von Ökosystemen) ist ein wesentlicher Bestandteil bei der Messung des Zustands von Ökosystemen. Insbesondere Biodiversitätsmetriken wie Artenabundanz, Artenreichtum oder artenbasierte Indizes werden häufig auch zur Messung von Aspekten des Ökosystemzustands verwendet (Rendon et al. 2019). Die funktionale Vielfalt der Arten unterstützt die Funktion des gesamten Ökosystems (Cadotte et al. 2011), während die feinskalige Vielfalt der ökologischen Gemeinschaften zur Biodiversität innerhalb eines Ökosystems beiträgt. Messgrößen zur Messung der Artenvielfalt auf bestimmten Flächen, wie etwa der Artenreichtum einer Fläche, sind häufig keine geeigneten Messgrößen, um den Beitrag dieser Fläche zum Artenreichtum einer größeren Einheit zu beschreiben (Skalenproblem). Zur Lösung dieses Problems bieten sich Verfahren an, bei denen

die lokalen Bestände aufgrund ihrer überregionalen Gefährdungssituation speziell gewichtet werden.

Zu nennen ist in diesem Zusammenhang vor allem der Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ (NBS- und SDG-Indikator), der Aussagen zur Landschaftsqualität über die Bestandsgrößen repräsentativer Vogelarten zusammenfasst. Dieser kann auf Gesamt-Landschaftsebene aggregiert dargestellt werden, aber auch spezifisch für die ÖST: Agrar-/Wald/Siedlungen/Binnengewässer/Küsten und Meere. Zu beachten sind zudem die aktualisierte Rote Liste der Säugetiere Deutschlands (Meinig et al. 2020) sowie die Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen (Heinze et al. 2020).

Der Zustand von Ökosystemen und Ökosystemleistungen sind miteinander verknüpft, aber die Beziehung variiert zwischen verschiedenen Leistungen und ist oft nicht linear. Für viele Leistungen können Ökosysteme in besserem Zustand eine größere Quantität und Qualität der relevanten Ökosystemleistungen unterstützen (für eine Meta-Analyse siehe Smith et al. 2017), was ein Argument für ein nachhaltiges Ökosystemmanagement darstellt. Die Beziehung zwischen dem Zustand von Ökosystemen und der Bereitstellung von Leistungen ist zentral für das Konzept der Ökosystemkapazität (UN 2021).

Der statistische Standard, nach dem die Bewertung der Zustände der Ökosysteme erfolgen soll, ist wesentlich standardisierter und formeller ausgerichtet, als das MAES-Konzept im Rahmen der EU-Biodiversitätsstrategie 2020. Dazu hat die Statistische Abteilung der Vereinten Nationen im Sinne des SEEA Ecosystem Accounting (SEEA EA, Final draft as adopted by the UN Statistical Commission in March 2021, UN 2021) entsprechende international geltende Vorgaben verabschiedet (chapters 1-7 as an international statistical standard, chapters 8-11 as internationally recognized statistical principles and recommendations for valuation of ecosystem services and assets). Die Umsetzung in Deutschland, insbesondere die Integration in die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR), wird im Rahmen des Projektes „Ökosystemleistungen und Umweltökonomische Gesamtrechnung - Digitales Assessment“ in Kooperation mit dem Statistischen Bundesamt und weiteren Partnern diskutiert und begonnen. In diesem Bericht erfolgt nur eine kurze Einführung zur Systematik eines entsprechenden Accountings (Konto bzw. Rechenführung) zum Zustand der Ökosysteme im Sinne SEEA EA (Abschn. 3.1.3).

Folgendes ist jedoch bei MAES und SEEA EA gemeinsam: Die Erfassung des Ökosystem-Zustands soll Daten aus verschiedenen Monitoringsystemen nutzen, z. B. in Bezug auf Biodiversität, Wasserqualität und Bodeneigenschaften. Die Absicht ist, auf bestehenden Umweltberichterstattungssystemen aufzubauen und diese zu synthetisieren, zu stärken und weiter zu entwickeln, aber nicht zu ersetzen.

3.1.2 Übersicht zu Nationalen Ökosystem-Zustandsindikatoren im Rahmen von MAES

Mit der Einteilung bzw. Zuordnung der Ökosystemtypen (ÖST, Kap. 2) ist bereits eine erste direkte Zustandscharakterisierung verbunden. So ist es auf einer höheren Aggregationsebene trivial, dass sich beispielsweise ein Waldökosystem in seinen Merkmalen und Eigenschaften von einem Agrarökosystem unterscheidet. Insbesondere relativ stabile Faktoren zur Struktur, Funktion und Nutzung der Flächen gingen in die Ökosystem-Typenklassifikation ein.

Im Weiteren orientiert sich die Zuordnung von Indikatoren für die Zustandsbeschreibung von Ökosystemen an den Haupt-Ökosystemtypen (H-ÖST, Abschn. 2.1) – eine Auflistung und

Kurzerläuterung erfolgt im Folgenden. Im Detail wird eine räumliche Auflösung bis in die CLC-Klasse angestrebt (im Einzelfall sogar noch höher aufgelöst, vgl. Schweppe-Kraft et al. 2020) und diese in den Kennblättern möglichst genau angegeben. Nicht immer ist eine eindeutige Zuordnung zu Ökosystemtypenklassen möglich bzw. sinnvoll. Ausgewählte übergreifende Indikatoren werden folglich der Gesamt-Landschaftsebene zugeordnet. Die Klasse „Seminatürliche Ökosysteme im Offenland“ wird von uns aus Praktikabilitätsgründen durch „Naturnahe und geschützte Ökosysteme“ erweitert.

Die Flächenanteile und die Eigenschaften bestimmter Ökosystemtypen sagen noch nichts über die Zusammensetzung und Struktur größerer Raumausschnitte aus, wie Landkreise oder größere Rasterzellen (z. B. 10 x 10 km). Solche großräumlichen Aspekte der Anordnung und Zusammensetzung aus einzelnen Nutzungselementen bzw. Ökosystemtypen können den Ökosystemzustand jedoch stark beeinflussen, da die Funktionen und Prozesse innerhalb der Ökosysteme davon abhängen. Zur Bewertung des Ökosystemzustands sollten deshalb auch Indikatoren zur Landschaftszerschneidung und Zersiedelung einbezogen werden. Letztlich ist beides erforderlich: kleinteiligere Beschreibungen und übergreifende Erfassung von Strukturen/Nutzungen.

Ausführlicher in Kennblättern mit Karten und Tabellen werden im vorliegenden Bericht nur Zustands-Indikatoren dargestellt, die im Rahmen des Forschungsvorhabens „Weiterentwicklung des bundesweiten Indikatorensatzes für Ökosystemleistungen“ bearbeitet worden sind. In den Kennblättern vermerken wir jeweils, welche finalen Ökosystemleistungen durch den jeweiligen Zustandsindikator bestimmt/beeinflusst werden. Wir beschränken uns auf terrestrische Ökosysteme, Zustandsindikatoren zur Charakterisierung der Meeresökosysteme lassen wir hier außen vor.

Tab. 3.1: Indikatorenübersicht zur Charakterisierung des Ökosystemzustands auf Bundesebene - Vorschlag für terrestrische Haupt-Ökosystemtypen (H-ÖST) und auf Gesamt-Landschaftsebene

Indikatoren (Quelle/Referenz)	Messansatz (Bemerkungen)
H-ÖST Seminaturalische Ökosysteme im Offenland / Naturnahe und geschützte Ökosysteme	
Anteil naturbetonter Flächen an einem Gebiet (www.ioer-monitor.de, Kennblatt in Abschnitt 3.2.1)	Klassifikation der Flächen (ÖST) nach dem Konzept der „Hemerobie“ in 7 Stufen
Anteil Gebiete mit strengem Natur- und Artenschutz an Gebietsfläche (www.ioer-monitor.de, Kennblatt in Abschnitt 3.2.2) = NBS-Indikator zum Themenfeld biologische Vielfalt	Gesamtfläche der streng geschützten Gebiete in Deutschland – entspricht der Fläche der Naturschutzgebiete und Nationalparke in % (bisher kein Bezug zu ÖST)
Erhaltungszustand der Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie (Nationaler FFH-Bericht 2019, https://www.bfn.de/themen/natura-2000/berichte-monitoring/nationaler-ffh-bericht.html)	Bewertung der Erhaltungszustände von 93 Lebensraumtypen, 199 Einzelarten sowie vier Artengruppen; Indexwert, dargestellt für Arten und Lebensraumtypen der drei biogeographischen Regionen alpin, kontinental und atlantisch. Teilindikatoren können auf ausgewählte ÖST

<p>= NBS-Indikator zum Themenfeld biologische Vielfalt</p>	<p>runtergebrochen werden, wie Erhaltungszustand der Stillgewässer, der Fließgewässer und Auen oder der Moore. (Nicht vollständig, sondern nur Flächen, die in FFH-Gebietskulisse festgelegt sind)</p>
<p>H-ÖST Wald-Ökosysteme</p>	
<p>Anteil naturnaher Waldflächen (Bundeswaldinventur 2012, https://www.bundeswaldinventur.de/, Kennblatt in Abschnitt 3.3.1)</p>	<p>Anteil von naturnahen und sehr naturnahen Wäldern an der Gesamtwaldfläche auf Grundlage der Bundeswaldinventur 2012 (keine Differenzierung nach ÖST, geringe räumliche Auflösung)</p>
<p>Totholzanteil im Wald (Bundeswaldinventur 2012, https://www.bundeswaldinventur.de/)</p>	
<p>Waldzustand (Bundeswaldinventur 2012, https://www.bundeswaldinventur.de/)</p>	<p>Die Bundesregierung gibt darüber hinaus regelmäßig einen Waldbericht heraus (zuletzt 2017) sowie jährliche Waldzustandsberichte (zuletzt 2020) https://www.bmel-statistik.de/forstholz/forstwirtschaft-waldmonitoring/</p>
<p>Anteil unzerschnittener Wälder > 50 km² an Gebietsfläche (www.ioer-monitor.de, Kennblatt in Abschnitt 3.3.2)</p>	<p>Anteil von Wäldern oder Gehölzflächen außerhalb von Ortslagen, welche mindestens 50km² groß sind und dabei nicht von Trassen des überörtlichen Verkehrsnetzes zerschnitten werden.</p>
<p>Artenvielfalt und Landschaftsqualität, Teilindex Wälder (https://www.bfn.de/themen/monitoring/indikatoren/indikator-artenvielfalt-und-landschaftsqualitaet.html)</p>	
<p>Nachhaltige Waldwirtschaft: Anteil nach PEFC/FSC zertifizierter Waldfläche (https://www.umweltbundesamt.de/bild/anteil-nach-pefc-bzw-fsc-zertifizierter-waldflaeche) = NBS-Indikator zum Themenfeld wirtschaftliche Nutzungen</p>	
<p>Mischwälder: Anteil der Mischungsformen an der Gesamtwaldfläche (https://www.umweltbundesamt.de/bild/flaechenanteil-der-mischungsformen-an-der)</p>	
<p>H-ÖST Agrar-Ökosysteme</p>	
<p>Anteil ökologischer Landbau und ökologischer Ackerbau (Destatis, Kennblatt in Abschnitt 3.4.1) = NBS-Indikator zum Themenfeld wirtschaftliche Nutzungen</p>	<p>Anteil der ökologischen Landwirtschaftsfläche, welche bereits auf ökologischen Landbau umgestellt wurde (Umfang der Flächen ökologisch wirtschaftender Betriebe): - im Verhältnis zur Gebietsfläche der Bundesländer anhand der jüngsten Agrarstrukturerhebung;</p>

<p>+ SDG-Indikator 2.1b</p>	<ul style="list-style-type: none"> - im Verhältnis zur Landwirtschaftsfläche der Bundesländer anhand der jüngsten Agrarstrukturerhebung; - im Verhältnis zur gesamten Ackerfläche der Bundesländer.
<p>Viehbesatz pro Gebiets- und Landwirtschaftsfläche (Kennblatt in Abschnitt 3.4.2)</p>	<p>Anzahl der durch Ökosysteme versorgten Viehbestände der wichtigsten Nutztierarten im angepassten Größenverhältnis der Tiere. Zur Berücksichtigung der unterschiedlichen Nahrungs- und Flächenansprüche wird der Indikator in Großvieheinheiten (GVE, eine GVE entspricht 500 kg Lebendgewicht) bezogen auf die jeweilige Gebietseinheit angegeben.</p> <p>(ohne Berücksichtigung von Flächen für Futtermittel im Ausland)</p>
<p>Gesamtfläche von Dauergrünland und Anteil an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (https://www.umweltbundesamt.de/indikator-gruenlandflaeche#die-wichtigsten-fakten; https://www.ioer-monitor.de/indikatoren/)</p>	
<p>Verlust an agrarisch genutzter Fläche (Kennblatt in Abschnitt 3.4.3)</p>	
<p>Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft (Kennblatt in Abschnitt 3.4.4)</p> <p>= NBS-Indikator zum Themenfeld wirtschaftliche Nutzungen</p> <p>+ SDG-Indikator 2.1.a</p>	<p>Stickstoff-Flächenbilanz (in kg N ha⁻¹ a⁻¹) zur Bewertung der Stickstoffbelastung aus landwirtschaftlichen Quellen</p> <p>NBS/SDG: deutschlandweite Bilanz ohne Aussagen zu regionalen Überschüssen</p>
<p>Anteil High Nature Value (HNV) Farmland (Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert) (https://www.bfn.de/themen/monitoring/monitoring-von-landwirtschaftsflaechen-mit-hohem-naturwert.html)</p> <p>= NBS-Indikator zum Themenfeld wirtschaftliche Nutzungen</p>	<p>Anteil HNV-Flächen an gesamter Landwirtschaftsfläche</p>
<p>Artenvielfalt und Landschaftsqualität, Teilindex Agrarland (https://www.bfn.de/themen/monitoring/indikatoren/indikator-artenvielfalt-und-landschaftsqualitaet.html)</p>	
<p>Genetische Vielfalt in der Landwirtschaft (https://biologischevielfalt.bfn.de/nationale-strategie/indikatoren-und-</p>	<p>Ausmaß der Gefährdung genetischer Ressourcen in der Landwirtschaft am Beispiel der Nutztiere.</p>

<p>berichterstattung/indikatorenbericht-2014/indikatoren/genetische-vielfalt-in-der-landwirtschaft.html)</p> <p>= NBS-Indikator zum Themenfeld wirtschaftliche Nutzungen</p>	
H-ÖST Gewässer-Ökosysteme	
<p>Erfassung und Bewertung des Zustands der Flussauen (https://www.bfn.de/themen/gewaesser-und-auenschutz/bundesweiter-auenschutz/auenzustand.html)</p> <p>= NBS-Indikator zum Themenfeld biologische Vielfalt</p>	<p>Indexwert, der morphologische und hydrologische Standortbedingungen sowie die Nutzung berücksichtigt.</p>
<p>Siedlungs- und Verkehrsflächen (SuV) in Auen (Kennblatt in Abschnitt 3.5.1)</p> <p>= DAS-Indikator</p>	
<p>Artenvielfalt und Landschaftsqualität, Teilindex Binnengewässer (https://www.bfn.de/themen/monitoring/indikatoren/indikator-artenvielfalt-und-landschaftsqualitaet.html)</p>	
<p>Ökologischer und chemischer Zustand der Fließgewässer (https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliesssgewaesser)</p> <p>= NBS-Indikator zum Themenfeld biologische Vielfalt</p> <p>+ SDG-Indikator 6.1.a (P In Fließgewässer)</p>	<p>Anteil der Wasserkörper der Flüsse/Bäche, die sich in einem guten oder sehr guten ökologischen Zustand befinden, an der Gesamtzahl aller bewerteten Wasserkörper.</p>
<p>Zustand der Seen (https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/zustand-der-seen)</p> <p>= NBS-Indikator zum Themenfeld biologische Vielfalt</p>	<p>Anteil der Wasserkörper der Seen, die sich in einem guten oder sehr guten ökologischen Zustand befinden, an der Gesamtzahl aller bewerteten Wasserkörper.</p>
<p>Grundwasserbeschaffenheit, Nitrat im Grundwasser (https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/grundwasserbeschaffenheit#nitrat-im-grundwasser)</p> <p>= SDG-Indikator 6.1.b (Nitrat im Grundwasser)</p>	<p>Regionale Differenzierungen möglich</p> <p>https://gis.uba.de/maps/resources/apps/nitratbericht_eu_richtlinie/index.html?lang=de</p>
H-ÖST Urbane (städtische) Ökosysteme	
<p>Grünflächenausstattung und Grünraumversorgung (Kennblatt in Abschnitt 3.6.1)</p>	

Artenvielfalt und Landschaftsqualität, Teilindex Siedlungen (NBS-Indikator (https://www.bfn.de/themen/monitoring/indikatoren/indikator-artenvielfalt-und-landschaftsqualitaet.html))	
Luftqualität (https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftdaten/karten/eJxrXZ-Scv9B0UXHyQqNFKYmrjAyMDHQnjXQNDBe-VZC40XFRczgAA8yUM6w==) = SDG-Indikator 3.2.a	
Bodenversiegelungsgrad (Kennblatt in Abschnitt 3.6.2)	Wäre als „Kontraindikator“ zur Beschreibung städtischer ÖSL anzusehen, die hier sozusagen verhindert werden.
Gesamt-Landschaftsebene	
Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke (SuV) (www.ioer-monitor.de , Kennblatt in Abschnitt 3.7.1) = NBS-Indikator zum Themenfeld Siedlung/Verkehr + SDG-Indikator 11.1a	
Ökosystem-Zustandsparameter „Zersiedelung“ (www.ioer-monitor.de , Kennblatt in Abschnitt 3.7.3) SDG-Indikator: Siedlungsdichte	(in NBS wurde Zersiedelung der Landschaft (Ackermann et al. 2013) versucht/untersucht, ist aber nicht als Indikator aufgenommen worden)
Landschaftszerschneidung: durch das Verkehrsnetz = NBS-Indikator zum Themenfeld Siedlung/Verkehr	
Freiraumfläche mit Bodenbewuchs (Kennblatt in Abschnitt 3.7.2) + SDG-Indikator 11.1b	
Kohlenstoffvorrat in Boden und Vegetation (Kennblatt in Abschnitt 3.7.4)	Kohlenstoffvorrat in Boden und Vegetation“ (in t C ha ⁻¹ a ⁻¹) zur Bewertung der gebundenen Kohlenstoffmenge und der damit verbundenen potenziellen Freisetzungsfahr bei nicht angepasster Landnutzung.
Ausstattung mit Landschaftsstrukturelementen (https://www.ioer-monitor.de/indikatoren/)	gehölzdominierte Ökotondichte, Gewässerranddichte
Critical Loads Überschreitungen - Eutrophierende Stickstoffeinträge (Kennblatt in Abschnitt 3.7.5)	https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2018-10-17_texte_79-2018_pineti3.pdf

Eutrophierende Stickstoffeinträge = NBS-Indikator zum Themenfeld wirtschaftliche Nutzungen	
Ökosystem-Zustandsparameter "Biodiversität" - Indikator "Biotopwert (Kennblatt in Abschnitt 3.7.6)	

3.1.3 Ecosystem Condition Accounting nach SEEA EA

Grundsätze der Ökosystem-Zustandskonten

UN (2021) entwickelte eine solide wissenschaftliche und statistische Grundlage für den SEEA EA, um den Zustand von Ökosystemen zu definieren und schlug praktische Methoden für die Implementierung von Ökosystemzustands-Rechnungen (*Ecosystem Condition Accounting*) vor, die im Folgenden umrissen werden. Die Variablen und Indikatoren, die zur Beschreibung des Ökosystemzustands, der Ökosystemgesundheit und der Ökosystemintegrität verwendet werden, sind weitgehend identisch. Ein Schlüsselaspekt dieser Konzepte ist, dass sie sowohl die Erhaltung von Ökosystemen als auch die nachhaltige Nutzung von Ökosystemleistungen durch den Menschen berücksichtigen.

In der Ökosystemrechnung wird der Zustand eines Ökosystems (*Ecosystem asset*) als Vermögenswert aufgefasst und als die Gesamtheit mehrerer relevanter Ökosystemmerkmale interpretiert, die durch eine Reihe von Variablen und Indikatoren gemessen werden, die wiederum zur Erstellung der Konten verwendet werden. Die Variablen und Indikatoren werden in Abhängigkeit vom Kontext und Zweck der Bewertung ausgewählt, wobei unterschiedliche Überlegungen für natürliche und anthropogene Ökosysteme relevant sind. Einzelne Indikatoren können zu zusammengesetzten Indizes aggregiert werden, die eine Synthese der Integrität, Gesundheit oder Natürlichkeit eines Ökosystems liefern.

Ökosystem-Zustandskonten werden in biophysikalischer Hinsicht erstellt, und die Buchhaltungsstruktur bietet die Grundlage für die Organisation der Daten, die Aggregation über Ökosystemwerte desselben Ökosystemtyps und die Messung von Veränderungen im Laufe der Zeit zwischen dem Anfangs- und dem Endpunkt der Buchungsperiode.

Das Zustandskonto liefert physikalische Metriken als Variablen oder Indikatoren, die für sich genommen verwendet werden und typischerweise in Einheiten gemessen werden, die für die Ökosystemtypen und ihre Eigenschaften spezifisch sind. Im Gegensatz dazu verwenden ÖSL-Rechnungen Indikatoren, die direkt eine einzelne spezifische Leistung messen, typischerweise in für diese Leistung spezifischen Einheiten. Ökosystemzustandsrechnungen sind umfassender und integrativer als die Fähigkeit, spezifische ÖSL zu erbringen, und Zustandsindikatoren sind potenziell mit mehreren Leistungen verbunden (Keith et al. 2020).

Während die meisten Abschnitte des SEEA EA Rahmens analog zu den Abschnitten des etablierteren SNA (System of National Accounts) sind, unterscheiden sich die Konten für den Zustand der Ökosysteme dadurch, dass im SNA keine entsprechenden Konten existieren. Im SNA haben alle Vermögenswerte einen zugehörigen monetären Wert, der normalerweise durch Marktmechanismen ermittelt wird. Es wird davon ausgegangen, dass dieser monetäre Wert bereits alle relevanten und bekannten Informationen über den Zustand des SNA-Vermögenswertes, einschließlich der Abschreibung, enthält. Die Qualität oder der Zustand eines Vermögenswerts ist also in der Messung seiner Quantität (oder seines Volumens, buchhalterisch gesehen) verkörpert. In ökologischen Systemen gibt es keine monetären Werte, die Vermögenswerte beschreiben, auch wenn abgeleitete Ökosystemleistungen produziert und von Konsumenten genutzt werden. Daher ist die explizite Erfassung des Zustands von Ökosystemen in physikalischen Größen ein wichtiger Bestandteil einer umfassenden Bilanzierung von Ökosystemen.

Die Definition des Ökosystemzustands und seine Umsetzung im Rahmen der Ökosystemrechnung müssen den Zweck und den Kontext der Anwendungen der Konten berücksichtigen. Ziel

ist es, zu ermitteln, welche Elemente in den Anwendungsbereich der Ökosystemzustandsrechnung aufgenommen werden müssen, um die Ziele der Verknüpfung von Ökosystemen mit wirtschaftlichen und anderen menschlichen Aktivitäten zu erreichen.

Keith et al. (2020) betrachten ein Spektrum von Zwecken für Ökosystem-Zustandskonten und stellen es durch ein Kontinuum im zweidimensionalen Raum dar, von intrinsischen zu instrumentellen Werten und von anthropozentrischen zu ökozentrischen Weltbildern (Abb. 3.1). Der Grund für die Beschreibung des Mehrzweckansatzes in Form eines zweidimensionalen Raumes ist, dass es verschiedene Arten von Faktoren gibt, die bestimmen, wo ein "Zweck" innerhalb dieses Raumes liegt. „Werte“, die von intrinsisch bis instrumentell reichen, können in Bezug auf ziemlich spezifische Zwecke definiert werden. „Weltanschauungen“ sind allgemeinere Konzepte oder Perspektiven über Präferenzen für einen bestimmten Zustand der Welt und reichen hier von ökozentrisch (mit dem Schwerpunkt auf dem Umweltschutz) bis anthropozentrisch (mit dem Schwerpunkt auf dem Menschen). Die Veranschaulichung dieses Spektrums von Zielen in Form von Achsen in zwei Dimensionen bedeutet nicht, dass die "Werte" und "Weltanschauungen" linear oder unabhängig sind. Dieser zweidimensionale Raum kann in Fällen, in denen es nicht angemessen ist, die Quadranten zu verwenden, z. B. wenn unterschiedliche Weltanschauungen nicht erkennbar sind, auf eine Dimension zusammengeschoben werden.

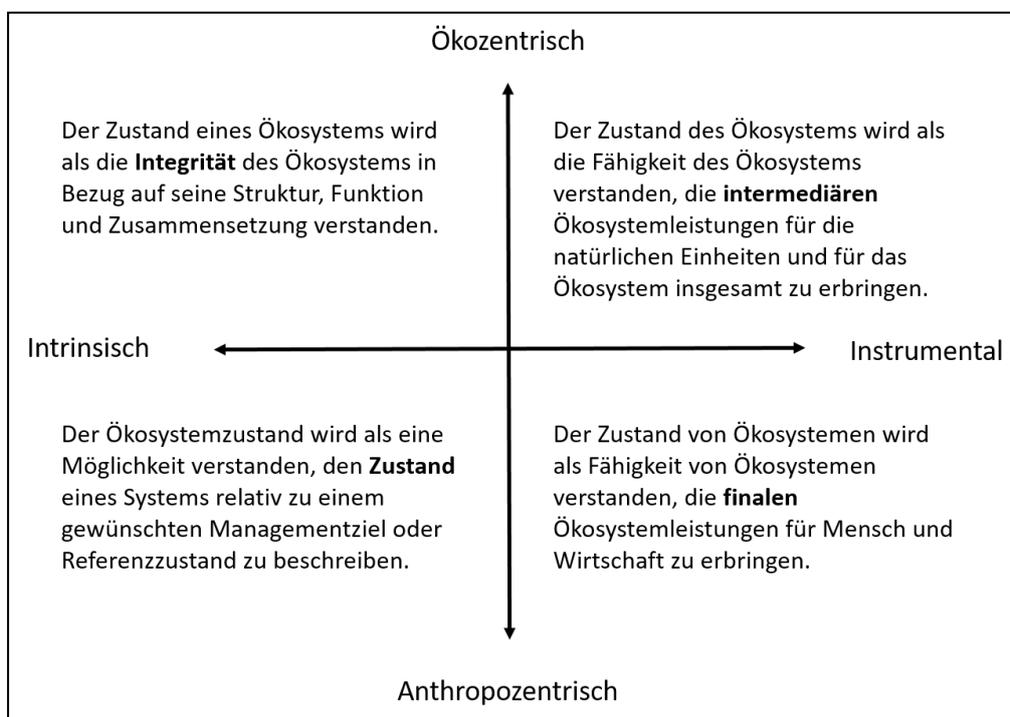


Abb. 3.1: Ein allgemeiner Werterahmen in zwei Dimensionen, die den Bereich von intrinsischen zu instrumentellen Werten und von ökozentrischen zu anthropozentrischen Weltanschauungen darstellen (angepasst an die Konzepte in Turner (2001) und unter Einbeziehung von Konzepten aus IPBES (2019), aus Keith et al. 2020).

Die genaue Struktur der Ökosystem-Zustandskonten hängt von den ausgewählten Merkmalen, der Datenverfügbarkeit, der Verwendung der Konten und den politischen Anwendungen ab. Ökosystem-Zustandskonten werden in der Regel nach Ökosystemtyp erstellt, da jeder Typ unterschiedliche Merkmale aufweist. Zu den Merkmalen von Wäldern gehören z.B. Baumdichte und Alter, während für Flüsse Merkmale der Wasserqualität relevant sind. Einige Merkmale können jedoch für mehrere Ökosystemtypen gleich sein, z. B. der Artenreichtum oder die funktionale Vielfalt, die für alle Ökosysteme relevant sind, und andere Merkmale sind für eine Kombination von Ökosystemtypen innerhalb einer Landschaft relevant, z. B. die Vielfalt zwischen verschiedenen Ökosystemtypen.

Im SEEA EA wird ein dreistufiger Ansatz zur Erfassung des Ökosystemzustands beschrieben (UN 2020). Die erste Stufe der Messung des Ökosystemzustands beinhaltet die Festlegung des Messfokus und die Definition und Auswahl von Ökosystemmerkmalen und zugehörigen Variablen. Diese Phase ist wichtig, um die Zusammenstellung der zweiten Phase mit Indikatoren für den Zustand von Ökosystemen und die dritte Phase der Ableitung von aggregierten Zustandsmaßen über mehrere Ökosystemtypen hinweg zu untermauern.

Die primären räumlichen Einheiten sind die Ökosystemtypen. Sie sollten so abgegrenzt werden, dass sie in Bezug auf ihre Hauptmerkmale einigermaßen homogen sind, was sich auch auf ihren Zustand auswirken wird.

Ökosystem-Zustandstypologie (ÖZT)

Die SEEA-Ökosystem-Zustandstypologie (ÖZT) ist eine hierarchische Typologie zur Organisation von Daten über Ökosystem-Zustandsmerkmale. Durch die Beschreibung einer sinnvollen Ordnung und Abdeckung von Merkmalen kann sie als Vorlage für die Auswahl von Variablen und Indikatoren verwendet werden und eine Struktur für die Aggregation bieten. Die ÖZT legt auch eine gemeinsame Sprache fest, um eine bessere Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Studien zum Zustand von Ökosystemen zu ermöglichen (UN 2021).

Ökosysteme und ihre Eigenschaften sind hochkomplex, und daher liefert die ÖZT eine Bilanz, die den Anforderungen für statistische Zwecke entspricht und ökologisch aussagekräftig ist, was die Struktur, Funktion und Zusammensetzung von Ökosystemen betrifft. Da verschiedene Ökosystemtypen unterschiedliche Eigenschaften haben, die wiederum durch unterschiedliche Variablen und Indikatoren beschrieben werden sollten, ist die ÖZT so konzipiert, dass sie universell ist, d.h. es wird erwartet, dass sie für alle wichtigen Ökosystemtypen relevant ist, während sie auch die Einbeziehung von ökosystemspezifischen Metriken auf niedrigeren Ebenen unterstützt.

Der SEEA EA Ansatz zu ÖZT hat sechs Klassen:

(A1) Physikalische Zustandsmerkmale: Die Klasse umfasst die physikalischen Deskriptoren der abiotischen Komponenten des Ökosystems (Boden, Wasser, Luft). Physikalische Bestände (z. B. Grundwasserspiegel, undurchlässige Oberflächen), die aufgrund menschlicher Einflüsse einer Verschlechterung unterliegen können, sind eine relevante Auswahl, da sie empfindlich auf Veränderungen reagieren und für die Interpretation von Maßnahmen relevant sind.

(A2) Chemische Zustandsmerkmale: Die Klasse umfasst Deskriptoren der chemischen Zusammensetzung der abiotischen Ökosystemkomponenten. Dies beinhaltet typischerweise einen Fokus auf die akkumulierten Bestände von Schadstoffen oder Nährstoffen in Boden,

Wasser oder Luft. Ähnlich wie bei den physikalischen Zustandsmerkmalen sollten die Indikatoren eher den Zustand ("Bestände" von Schadstoffen) als die Flüsse (Emission von Schadstoffen) beschreiben, d.h. die Bestandsvariablen sollten empfindlich auf die Änderungen der Flüsse reagieren.

(B1) Kompositorische Zustandsmerkmale: Die Klasse umfasst eine breite Palette "typischer" Biodiversitätsmerkmale, die die Zusammensetzung ökologischer Gemeinschaften aus biotischer Sicht beschreiben. Dazu gehören Merkmale wie das Vorhandensein / die Abundanz einer Art oder taxonomischen Gruppe oder die Vielfalt bestimmter Gruppen an einem bestimmten Ort und zu einer bestimmten Zeit. Aus einer ortsbezogenen Perspektive (erforderlich durch räumliche Konsistenz) spiegelt die Verteilung einer Art auch die Artenzusammensetzung (lokale Präsenz) wider. Kompositionsmerkmale können also das Vorhandensein / Fehlen oder die Abundanz einzelner Arten, taxonomischer Gruppen (Vögel, Schmetterlinge, Herkunft einer Art) oder nicht-taxonomischer Gruppen (z. B. Bodeninvertebraten, Makrozoobenthos) betreffen. Merkmale, die bestimmte funktionelle Gruppen charakterisieren (z. B. Bestäuber, Stickstofffixierer, Räuber, Zersetzer usw.), sollten als funktionelle Zustandsmerkmale betrachtet werden. Abundanzmerkmale von sehr großen Gruppen (z. B. Bäume, Phytoplankton), die ganze Ökosystemkompartimente umfassen, sollten als strukturelle Zustandsmerkmale (Biomasse, Vegetation) betrachtet werden.

(B2) Strukturellen Zustandsmerkmale: Die Klasse umfasst Merkmale, die sich in erster Linie auf die Vegetation und Biomasse von Ökosystemen beziehen und die lokale Menge an lebendem und abgestorbenem Pflanzenmaterial (Vegetation, Biomasse) beschreiben. Diese Klasse umfasst alle Merkmale, die die Vegetationsdichte und -bedeckung betreffen, entweder bezogen auf das gesamte Ökosystem oder nur auf bestimmte Kompartimente (z. B. Kronendachschicht, unterirdische Biomasse, Streu). Bei Meeres- und Süßwasserökosystemen kann diese Klasse die Phytoplanktonabundanz oder die Pflanzenbiomasse (z. B. Seegräser) umfassen. Es gibt einige Überschneidungen zwischen kompositorischen und strukturellen Zustandsmerkmalen, insbesondere bei Ökosystemen, die auf Basis von Basisarten entstehen, wie z. B. Mangroven, oder wenn Artengruppen und Vegetationskompartimente übereinstimmen (Bäume in der Savanne, Flechten auf Bergfelsen). Wo Überschneidungen auftreten, sollten solche Fälle in dieser Klasse (strukturell) registriert werden.

(B3) Funktionale Zustandsmerkmale: Die Klasse umfasst Merkmale über relevante Ökosystemprozesse (z. B. Häufigkeit, Intensität), die nicht bereits durch andere Indikatoren abgedeckt werden. Auch Merkmale, die bestimmte Funktionsgruppen betreffen (z.B. Bestäuber, Stickstofffixierer, Räuber, Zersetzer, etc.) sollten hier aufgenommen werden. Ökosystemfunktionen ist ein sehr vielfältiger Oberbegriff, der von den verschiedenen Forschungsgemeinschaften unterschiedlich verwendet wird (Pettorelli et al. 2018). Viele der Merkmale, die als "Ökosystemfunktionen" angesehen werden können, können auch als kompositorische (z. B. Artenhäufigkeiten), strukturelle (z. B. Pflanzenbiomasse) oder abiotische Zustandsdeskriptoren (z. B. Oberflächenalbedo) angesehen werden. Es ist praktikabel, funktionale Merkmale nicht in diese Klasse aufzunehmen, wenn sie problemlos in eine andere Klasse aufgenommen werden können.

(C1) Landschafts- und Meereslandschaftscharakteristika: Die Klasse umfasst Merkmale von Ökosystemen, die auf einer größeren räumlichen Skala (Gesamt-Landschaft, Meereslandschaft) quantifizierbar sind, aber einen Einfluss auf den lokalen Zustand von Ökosystemen haben. Beispiele hierfür sind Metriken, die quantifizieren, wie ein Ökosystemwert mit anderen

Ökosystemwerten desselben Typs verbunden ist. Metriken zur Konnektivität / Fragmentierung messen wichtige Landschafts- und Meereslandschaftscharakteristika aus der Perspektive eines bestimmten Ökosystemtyps (oder einer Gruppe von Ökosystemtypen), zum Beispiel die Fragmentierung eines Flusssystemes durch Dämme. Die Konnektivität von Landschaften und Meereslandschaften kann in terrestrischen, Süßwasser- und Meeresbiomen sehr unterschiedlich interpretiert und gemessen werden. Darüber hinaus kann bei Ökosystemtypen, die selbst "Mosaik" relevanter Subtypen sind (z. B. eine Ackerfläche mit verschachtelten naturnahen Vegetationsfragmenten), auch die Abundanz oder das räumliche Muster (Konnektivität) dieser Subtypen unter dieser Klasse erfasst werden.

Diese Klassifizierung für Ökosystemzustandsvariablen und -indikatoren leitet im statistischen Sinne einer Umweltökonomischen Gesamtrechnung (UGR) eine Reihe von Ökosystem-Zustandsgruppen und -Klassen ab, deren gemeinsames Ziel es ist, vollständig und sich gegenseitig ausschließend zu sein (jede Messgröße kann nur einer Klasse zugeordnet werden). Allerdings muss anerkannt werden, dass Zusammensetzung, Struktur und insbesondere Funktion extrem weit gefasste Konzepte sind, die von den verschiedenen Forschungsgemeinschaften unterschiedlich interpretiert werden. Tabelle 3.2 zeigt beispielhaft an ausgewählten großräumigen Ökosystemen (Biomen), mit welchen Variablen eine ÖZT-Tabelle nach Vorschlag SEEA EA gefüllt werden könnte.

Wichtig für die Messung des Ökosystemzustands ist zudem die Unterscheidung zwischen Ökosystemtypen, deren Ökosystemprozesse in erster Linie natürlich angetrieben werden, und solchen Ökosystemtypen, die direkter durch menschliche Aktivitäten und Management beeinflusst werden. Der ÖZT gilt für alle Ökosystemtypen, aber es wird darauf hingewiesen, dass die für natürliche und naturnahe Ökosystemtypen ausgewählten Merkmale wahrscheinlich ähnlicher sind als die für anthropogene Ökosystemtypen.

Ökosystemzustandsvariablen sind quantitative Metriken, die einzelne Merkmale eines Ökosystemwertes beschreiben. Ein einzelnes Merkmal kann mehrere zugehörige Variable haben, die komplementär oder überlappend sein können. Variablen unterscheiden sich von Merkmalen (auch wenn derselbe Deskriptor auf sie angewendet wird), da sie eine klare und eindeutige Definition (Messanweisungen, Formeln usw.) und genau definierte Maßeinheiten haben, die die von ihnen gemessene Menge oder Qualität angeben.

Ökosystemzustandsindikatoren sind umskalierte Versionen von Ökosystemzustandsvariablen. Sie werden abgeleitet, wenn die Zustandsvariablen gegen Referenzwerte gesetzt werden, die in Bezug auf die ökologische Integrität bestimmt wurden. Dies geschieht in zwei Schritten. Zunächst werden die Datenwerte für jede Variable in eine gemeinsame dimensionslose Skala transformiert, wobei die beiden Endpunkte (oder ein Bereich entlang) der Skala einen oberen Wert (1 oder 100 %) und einen unteren Wert (0 oder 0 %) für diese Variable darstellen.

Ein Referenzpegel ist der Wert einer Variablen bei der Referenzbedingung, mit dem es sinnvoll ist, vergangene, aktuelle oder zukünftige Messwerte der Variablen zu vergleichen. Die Differenz zwischen dem Wert einer Variablen und ihrem Referenzpegel stellt den Abstand von der Referenzbedingung dar.

Eine Referenzbedingung ist der Zustand, mit dem der vergangene, gegenwärtige und zukünftige Zustand eines Ökosystems verglichen wird, um die relative Veränderung im Laufe der Zeit zu messen. Er stellt den Zustand eines Ökosystems dar, der zur Festlegung des hohen Niveaus (oder eines Endpunkts) der Referenzwerte der Variablen verwendet wird, die eine hohe

ökologische Integrität widerspiegeln. Der Referenzzustand entspricht einem Zustand, in dem alle Zustandsindikatoren einen Wert von 1 (100 %) haben.

Ökosystemzustandsindizes und -subindizes sind zusammengesetzte Indikatoren, die aus der Kombination einzelner Ökosystemzustandsindikatoren, die im Ökosystem-Zustandsindikatoren-Konto erfasst sind, aggregiert werden. Der Aggregationsprozess wird durch die Verwendung kompatibler Referenzniveaus durch eine gemeinsame Referenzbedingung untermauert. So werden die Komponentenindikatoren entsprechend ihrer Bezugsniveaus skaliert, auf eine gemeinsame Skala und Änderungsrichtung normiert und zu einem zusammengesetzten Index kombiniert (UN 2020).

Tab. 3.2 Indikative Ökosystemcharakteristiken (Variable) für die Beschreibung der Ökosystem-Zustandstypen (ÖZT) (Beispielsausschnitt aus SEEA EA, UN 2021, Tab. 5.7)

Biom (nach IUCN)	Phys. Zu-stand	Chem. Zustand	Kompo-sition	Struktur	Funktional	Landschaftscha- rakteristika
T2 Tem- pe- rierte boreale Wälder	Tiefe der Streu, Wasse- rinfiltra- tions- rate	Organischer Kohlenstoff im Boden, Kon- zentration der Luftschafstoffe	Arten- reichtum der Bäume, Vorhan- densein von Top- Räuber- arten	Baum- Dichte, Totholz- anteil, Al- ter des Waldes	Trocken- masseproduk- tivität, Dichte der Bäume mit Höhlen	Waldflächen- dichte; Land- schaftsvielfalt; Waldvernetzung, Altersklassenver- teilung
T7 In- tensiv ge- nutzte Sys- teme	Wasse- rinfiltra- tions- rate, Boden- dichte	Organischer Kohlenstoff im Boden, P-/N- Gehalt	Arten- reichtum der Vögel	% Ökolo- gischer Landbau, Anzahl der An- baupha- sen pro Jahr	Nährstoffver- fügbarkeit des Bodens, Bo- denatmungs- rate	Vorhanden- sein/Dichte von naturnahen Vege- tationsfragmenten (oder nur von Bäumen/kleinen Gehölzstruktu- ren); Landschafts- vielfalt (Mosaik)
T7.4 Urba- nes, bebau- tes Land	Versie- ge- lungs- grad	NO ₂ - Konzentration	Arten- reichtum der Vögel	% UGS (urban green space)	Blattflächenin- dex	Maximale Distanz der Gebäude zu UGS
F1 Flüsse und Bäche	Durch- fluss- rate, Wass- erre- gime	NO ₃ /PO ₄ - Konzentration, Sedimentfracht	Arten- reichtum der Mak- roinver- tebraten	Uferve- getation	Permanenz des Abflusses	Anteil des Flus- ses, der durch Dämme oder Bar- rieren kontrolliert wird / Vorhanden- sein von anadro- men Fischen; Fragmentierung des Flusssystem
F2 Seen	Sicht- tiefe, Wass- erre- gime	NO ₃ /PO ₄ - Konzentration	Arten- reichtum der Fi- sche	Tiefen- profil der Wasser- tempera- tur	Rate des Was- serflusses	Verbundenheit der Ufervegeta- tion im Einzugs- gebiet

3.1.4 Literatur

- BMU (2015): Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 111 S.
- Bundesregierung (2016): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Neuauflage 2016, Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung. 257 S.
- Cadotte, M. W., Carscadden, K., & Mirotnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1079–1087. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>
- Czúcz B, Keith H, Driver A, Jackson B, Nicholson E, Maes J (2021) A common typology for ecosystem-characteristics and ecosystem condition variables. *One Ecosystem* 6: e58218. <https://doi.org/10.3897/oneeco.6.e58218>
- Grunewald K, Bastian O (Hrsg.) (2013) Ökosystemdienstleistungen - Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer-Spektrum, Heidelberg, 332 S.
- Haase G (1978) Zur Ableitung und Kennzeichnung von Naturraumpotenzialen. *Petermanns Geogr Mitt* 22: 113–125
- Heinze, S., Finck, P., Raths, U., Riecken, U. & Ssymank, A. (2020): Revised criteria system for a national assessment of threatened habitats in Germany. *Nature Conservation* 40: 39-64
- IPBES (2019) Global assessment report on biodiversity and ecosystem services. In: Brondizio ES, Settele J, Diaz S, Ngo HT (Eds) Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat, Bonn, Germany.
- Keith H, Maes J, Czúcz B, Jackson B, Driver A, Nicholson E (2020) The purpose, role and reporting of ecosystem condition accounts. *One Ecosystem* 5: e58216. <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e58216>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Condé, S., Vallecillo, S., Barredo, J.I., Paracchini, M.L., Abdul Malak, D., Trombetti, M., Vigiak, O., Zulian, G., Addamo, A.M., Grizzetti, B., Somma, F., Hagyo, A., Vogt, P., Polce, C., Jones, A., Marin, A.I., Ivits, E., Mauri, A., Rega, C., Czúcz, B., Ceccherini, G., Pisoni, E., Ceglar, A., De Palma, P., Cerrani, I., Meroni, M., Caudullo, G., Lugato, E., Vogt, J.V., Spinoni, J., Cammalleri, C., Bastrup-Birk, A., San Miguel, J., San Román, S., Kristensen, P., Christiansen, T., Zal, N., de Roo, A., Cardoso, A.C., Pistocchi, A., Del Barrio Alvarelos, I., Tsiamis, K., Gervasini, E., Deriu, I., La Notte, A., Abad Viñas, R., Vizzarri, M., Camia, A., Robert, N., Kakoulaki, G., Garcia Bendito, E., Panagos, P., Ballabio, C., Scarpa, S., Montanarella, L., Orgiazzi, A., Fernandez Ugalde, O., Santos-Martín, F. (2020a) Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An EU ecosystem assessment, EUR 30161 EN, Publications Office of the European Union, Ispra, ISBN 978-92-76-17833-0, doi:10.2760/757183, JRC120383.
- Maes J, Driver A, Czúcz B, Keith H, Jackson B, Nicholson E, Dasoo M (2020b) A review of ecosystem condition accounts: lessons learned and options for further development. *One Ecosystem* 5 <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e53485>
- Mannsfeld K (1983) Landschaftsanalyse und Ableitung von Naturraumpotenzialen. Abhandl. Sächsische Akademie der Wissenschaften, Leipzig, math.-nat. Kl., Bd 35, Akademie-Verlag, Berlin
- Mannsfeld, K., Grunewald, K. (2013) ÖSD in der Retrospektive. In: Grunewald, K.; Bastian, O. (Hrsg.): Ökosystemdienstleistungen - Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Berlin; Heidelberg: Springer Spektrum, 20-26
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2005) Ecosystems and human well-being. Synthesis. Island Press, Washington DC
- Meinig, H.; Boye, P.; Dähne, M.; Hutterer, R.; Lang, J. (2020): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. Band 170 (2): Säugetiere, Naturschutz und Biologische Vielfalt 170 (2), Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 73 S.

- Pettorelli, N., Schulte to Bühne, H., Tulloch, A., Dubois, G., Macinnis-Ng, C., Queirós, A. M., Keith, D., Wegmann, M., Schrod, F., Stellmes, M., Sonnenschein, R., Geller, G. N., Roy, S., Somers, B., Murray, N., Bland, L., Geijzendorffer, I., Kerr, J. T., Broszeit, S., ... Nicholson, E. (2018). Satellite remote sensing of ecosystem functions: opportunities, challenges and way forward. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4(2), 71–93. <https://doi.org/10.1002/rse2.59>
- Radermacher W, Zieschank R, Hoffmann-Kroll R, van Nouhuys J, Schäfer D, Seibel S (1998): Entwicklung eines Indikatorensystems für den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland mit Praxistest für ausgewählte Bezugsräume und Indikatoren, Band 5 der Schriftenreihe zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen, Wiesbaden.
- Rendon, P., Erhard, M., Maes, J., & Burkhard, B. (2019). Analysis of trends in mapping and assessment of ecosystem condition in Europe. *Ecosystems and People*, 15(1), 156–172. <https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1609581>
- Schwepe-Kraft, B.; Syrbe, R.-U.; Meier, S.; Grunewald, K. (2020): Datengrundlagen für einen Biodiversitätsflächenindikator auf Bundesebene. In: Meinel, G.; Schumacher, U.; Behnisch, M.; Krüger, T. (Hrsg.): Flächennutzungsmonitoring XII mit Beiträgen zum Monitoring von Ökosystemleistungen und SDGs. Berlin. IÖR-Schriften 78, 191-204.
- ith, . ., arrison, . ., rez oba, ., rchau, ., licharska, ., goh, .N., r s, ., abrega Domenech, N., György, Á. I., Haines-Young, R., Li, S., Lommelen, E., Meiresonne, L., Miguel Ayala, L., Mononen, L., Simpson, G., Stange, E., Turkelboom, F., Uiterwijk, M., ... Wyllie de Echeverria, V. (2017). How natural capital delivers ecosystem services: A typology derived from a systematic review. *Ecosystem Services*, 26, 111–126. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.006>
- Turner RK (2001) The place of economic values in environmental valuation. In: Bateman IJ, Willis KG (Eds) Valuing environmental preferences: theory and practice of the contingent valuation method in the US, EU, and developing countries. Oxford Scholarship Online <https://doi.org/10.1093/0199248915.003.0002>.
- UN (2021) System of Environmental-Economic Accounting—Ecosystem Accounting: Final Draft. https://unstats.un.org/unsd/statcom/52nd-session/documents/BG-3f-SEEA-EA_Final_draft-E.pdf (assessed: 16.03.2021)

3.2 Seminatürliche Ökosysteme im Offenland/naturnahe und geschützte Ökosysteme

Karsten Grunewald

Der Haupt-Ökosystemtyp "Semi-natürliches Offenland" mit den Untertypen "Grünland und Heiden", "Feuchtgebiete" und "vegetationslose bzw. vegetationsarme Freiflächen" umfasst nur 1,8 % der Landmasse Deutschlands (Abschn. 2.5.5). In der FFH-Richtlinie und dem Interpretations-Handbuch² hat die EU-Kommission den Ausdruck "natürlich" klargestellt. Demnach bezieht er sich nicht auf den Ursprung eines Lebensraumtyps (primär im Gegensatz zu sekundär), sondern meint i.d.R. (halb-)natürliche Entwicklungsstadien (einschließlich sekundärer Habitats mit (halb-)natürlicher Entwicklung).

Nach europäischem Recht soll die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie 92/43/EWG) die Erhaltung der biologischen Vielfalt auf dem Gebiet der Europäischen Union sicherstellen. Dazu wurde das Schutzgebietssystem Natura 2000 nach einheitlichen Kriterien ausgewiesen, um den Erhalt der biologischen Vielfalt nicht alleine durch den Schutz einzelner Habitats, sondern nur durch ein kohärentes Netz von Schutzgebieten zu erreichen. Die Mitgliedsstaaten waren verpflichtet entsprechende Gebiete von Lebensraumtypen auszuweisen und rechtlich zuzusichern. Zum Natura 2000 - Schutzgebietsnetz gehören auch die nach Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 79/409/EWG des Rates der Europäischen Gemeinschaften vom 2. April 1979) insbesondere für Zugvögel ausgewiesenen Gebiete, die sog. „Special Protection Areas (SPA)“.

Für FFH-Gebiete erfolgt eine Bewertung des **Erhaltungszustands** für Arten und Lebensraumtypen unter Federführung des BfN. Die Einteilung der Erhaltungszustände erfolgt in drei Kategorien: „ungünstig-schlecht“, „ungünstig-unzureichend“ und „günstig“. Vereinfacht ausgedrückt kann der günstige Erhaltungszustand als eine Situation beschrieben werden, in der eine Art in qualitativer und quantitativer Hinsicht gut gedeiht und gute Aussichten bestehen, dass dies auch in Zukunft so bleibt. Der aktuelle, umfassende Bericht gemäß Art. 17 FFH-Richtlinie für Deutschland für die Periode 2013 – 2018 beinhaltet die Bewertung der Erhaltungszustände von 93 Lebensraumtypen, 199 Einzelarten sowie vier Artengruppen³.

Im Rahmen der Landschaftspflegeaufgaben der Bundesländer ist konkret zu prüfen, ob die naturschutzfachlich wertvollen Lebensräume tatsächlich in einem ausreichend guten Zustand erhalten und fehlende Strukturen soweit entwickelt werden konnten, dass auch seltene und geschützte Arten eine Überlebenschance haben. Damit soll nicht nur ein für die Bevölkerung akzeptabler Allgemeinzustand der Landschaft, sondern auch die Erfüllung der sich aus den gesetzlichen Rahmenbedingungen ergebenden Verpflichtungen für Naturschutz und Landschaftspflege gewährleistet werden⁴.

Im Rahmen des FuE-Projektes „Weiter-ÖSL“ haben wir uns auf die Berechnung einfacher Indikatoren zur groben räumlichen Abschätzung naturnaher, naturschutzfachlicher wertvoller Lebensräume in Deutschland beschränkt, die im Folgenden in Kennblättern beschrieben werden.

² https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/Int_Manual_EU28.pdf

³ <https://www.bfn.de/themen/natura-2000/berichte-monitoring/nationaler-ffh-bericht.html>

⁴ Grunewald, K., Syrbe, R.-U. (2013) Bilanzierung der Landschaftspflege in Sachsen. Heft 17, Schriftenreihe des LfULG Sachsen, Dresden, 209 S. (<https://publikationen.sachsen.de/bdb/>)

3.2.1 Anteil naturbetonter Flächen an einem Gebiet

Ulrich Walz, Sophie Meier, Tobias Krüger, Burkhard Schweppe-Kraft, Karsten Grunewald

Indikatoren „Anteil von Flächen mit geringer menschlicher Beeinflussung“ und „gewichteter Mittelwert des Hemerobiewertes bezogen auf die Gemeinden“

Beschreibung

Der Grad der menschlichen Beeinflussung, gemessen auf Landschaftsebene, ist ein Indikator für den Anteil an Lebensräumen, die der ursprünglichen Vegetation in Deutschland noch nahekommen. Er ist gleichzeitig eine Art grober Summenindikator

- für eine Vielzahl an Ökosystemleistungen die durch einen ausreichenden Anteil an entsprechenden Vegetationsformen insbesondere in landwirtschaftlich genutzten Gebieten unterstützt werden (z. B. Bestäubung, Abflussregulation, Erosionsschutz, natürliche Schädlingsregulation, Erholung) sowie
- für die Lebensräume und die Biodiversität (Hodgson et al. 2011; Werner et al. 2013; Begon et al. 2017, 509f.).

Indikator

Die Klassifikation der Flächen erfolgt nach dem Konzept der „Hemerobie“, das den Grad der menschlichen Beeinflussung beschreibt (Sukopp 1972; Kowarik 2006). Als Referenz für die Einordnung aktueller Landnutzungsformen hinsichtlich des Kultureinflusses wird in der Regel der Endzustand einer Sukzession im Sinne der potentiellen natürlichen Vegetation (pnV) herangezogen.

Den Flächennutzungen bzw. Bodenbedeckungen werden Werte der folgenden 7-stufigen Hemerobieklassifikation (nach Blume & Sukopp 1976; Glawion 2002; Kowarik 2006) zugeordnet:

- Stufe 1: ahemerob (nicht kulturbeeinflusst),
- Stufe 2: oligohemerob (schwach kulturbeeinflusst),
- Stufe 3: mesohemerob (mäßig kulturbeeinflusst),
- Stufe 4: beta-euhemerob (mäßig-stark kulturbeeinflusst),
- Stufe 5: alpha-euhemerob (stark kulturbeeinflusst),
- Stufe 6: polyhemerob (sehr stark kulturbeeinflusst) und
- Stufe 7: metahemerob (übermäßig stark kulturbeeinflusst / Biozönose zerstört).

Von besonderem Interesse sind bezogen auf den Freiraum naturbetonte Flächen der Hemerobiestufen ahemerob bis mesohemerob, da diese keinen oder nur mäßigen periodischen Eingriffen des Menschen unterliegen. Hierzu zählen u. a. Gehölze und Hecken, Sümpfe und Moore sowie standortgerechte und standortfremde Wälder. Der Indikator 1 „Anteil von Flächen mit geringer menschlicher Beeinflussung“ erfasst den Flächenanteil von Landnutzungen mit den Hemerobiestufen ahemerob bis mesohemerob (1-3) bezogen auf die Gebietsfläche (Fläche der Kommunen, siehe Abbildung 1, bzw. Raster). Der Indikator 2 „Gewichteter Mittelwert des Grades der menschlichen Beeinflussung (Hemerobieindex)“ errechnet sich aus der Summe der flächengewichteten Anteile der einzelnen Hemerobiestufen an der jeweiligen Bezugseinheit (Fläche der Kommunen, siehe Abbildung 2, bzw. Raster). Dabei können Werte

zwischen 1 und 7 auftreten. Beide Indikatoren sind auch Bestandteil des IÖR-Monitors zur Siedlungs- und Freiraumentwicklung⁵ und können dort online abgerufen werden.

Berechnungs- und Analyseschritte

Datengrundlagen

Ein regelmäßiges Monitoring benötigt Datengrundlagen die nach konstanten Kriterien zuverlässig regelmäßig über das gesamte Untersuchungsgebiet (deutschlandweit) erhoben werden.

In Bezug auf Biotop- und Flächennutzungsdaten kommen hier in Frage:

- ATKIS-Basis-DLM (Bezugsmaßstab 1:25.000, BKG 2016)
- Digitales Landbedeckungsmodell mit Corine land cover - Klassen (LBM-DE, Bezugsmaßstab 1:50.000, BKG 2019)
- Potentielle natürliche Vegetation Deutschlands (pnV, Bezugsmaßstab 1:500.000)

Die Zuordnung von Landnutzungsformen zu Hemerobiestufen erfolgt auf der Grundlage der o. g. Geodaten, wie in Tabelle 3.2.1.1 dargestellt. Für die Einordnung der Wälder und vegetationslosen Flächen erfolgt zusätzlich ein Abgleich mit der potentiellen natürlichen Vegetation Deutschlands (Erläuterung siehe weiter unten).

Weiterhin werden als Bezugsräume genutzt:

- Verwaltungsgrenzen VG25, Stand 31.12.2017
- Raster Grundgeometrien (INSPIRE Grid 1000 m), Quelle: IÖR eigene Berechnung⁶)

Angaben zur Bodenbedeckung bzw. Flächennutzung werden aus dem LBM-DE entnommen, da die Kategorien des Freiraumes (v. a. Wald und Grünland) hier besser erfasst sind als im ATKIS Basis-DLM. Dagegen enthält das Basis-DLM deutlich mehr Kleinstrukturen. Das Straßen-, Wege- und Schienennetz sowie die linienhaften Gewässer werden daher aus dem Basis-DLM abgeleitet und mit dem LBM-DE verschnitten, da das LBM-DE keine linienhaften Elemente enthält. Für die Pufferung der im ATKIS Basis-DLM linienförmig vorliegenden Objekte können die enthaltenen Breitenangaben genutzt werden. Bei fehlender Breitenangabe erfolgt eine standardisierte Zuweisung von Werten anhand anderer Eigenschaften (z. B. Widmung von Straßen, Anzahl von Fahrstreifen oder Gleisen, siehe dazu auch Tabelle 2 in Grunewald et al. 2020). Baumreihen und Hecken werden ebenso wie Punktobjekte (z.B. Quellen und landschaftsprägende Einzelbäume) nicht berücksichtigt. Anhand dreier Bundesländer wurden Proberechnungen zur Einbeziehung von Baumreihen und Hecken angestellt. Im Ergebnis änderten sich die Werte für die Hemerobie erst in der zweiten Nachkommastelle. Aufgrund des hohen Rechenaufwandes wurde daher auf die Einbeziehung von Baumreihen und Hecken verzichtet.

⁵ Siehe www.ioer-monitor.de. Zur Methodik siehe dort auch die Kennblätter unter http://www.ioer-monitor.de/?id=44&ID_IND=U20KG sowie http://www.ioer-monitor.de/?id=44&ID_IND=U18RG

⁶ Gemäß den Vorgaben: http://inspire.ec.europa.eu/documents/Data_Specifications/INSPIRE_Specification_GGS_v3.0.pdf

Tab. 3.2.1.1: Zuordnung von Landnutzungsklassen bzw. Ökosystemtypen (mit Code der CORINE land cover Klasse CLC) zu den Stufen der Beeinflussung durch den Menschen (Hemerobiestufen) (nach Stein & Walz 2012, Ökosystemtypen siehe auch Grunewald et al. 2020). Die mit * markierten kursiven Elemente wurden dem ATKIS-Basis DLM entnommen. Die verbleibenden Ökosystemtypen wurden aus dem Landbedeckungsmodell bezogen.

Grad des menschlichen Einflusses	Ökosystemtypen
1 ahemerob – nicht kulturbeeinflusst	Felsen ohne Vegetation (332), Gletscher und Dauerschneegebiete (335)
2 oligohemerob – schwach kulturbeeinflusst	Laubwälder (311), Strände, Dünen und Sandflächen (331), Sümpfe (411), Torfmoore (412), Salzwiesen (421), Watt (423), Lagunen (521), Mündungsgebiete (522), Meere und Ozeane (523)
3 mesohemerob – mäßig kulturbeeinflusst	Nadelwälder (312), Mischwälder (313), Natürliches Grünland (321), Heiden und Moorheiden (322), Wald-Strauch-Übergangsstadien (324), Flächen mit spärlicher Vegetation (333), Brandflächen (334)
4 -euhemerob – mäßig-stark kulturbeeinflusst	Städtische Grünflächen (141), Wiesen und Weiden (231), Gewässerläufe (511), Wasserflächen (512), <i>Fließgewässer*</i>
5 -euhemerob – stark kulturbeeinflusst	Sport- und Freizeitanlagen (142), Nicht bewässertes Agrarland (211), Weinbauflächen (221), Obst- und Beerenobstbestände (222)
6 polyhemerob – sehr stark kulturbeeinflusst	Nicht durchgängig städtische Prägung (112), Abbauflächen (131), Deponien und Abraumhalden (132), Baustellen (133) <i>Bahnstrecken*, Hauptwirtschaftswege*</i>
7 metahemerob – übermäßig stark kulturbeeinflusst – Biozönose zerstört	Durchgängig städtische Prägung (111), Industrie- und Gewerbeflächen (121), Straßen, Eisenbahnnetze und funktional zugeordnete Flächen (122), Hafengebiete (123), Flughäfen (124) <i>Straßen*, Flugverkehr (Rollbahn/Vorfeld), Mittelstreifen bei 2 Fahrbahnen*</i>

Zur Klassifikation von Wäldern und vegetationslosen Flächen nach ihrer Hemerobie ist zusätzlich eine Verschneidung mit der potentiellen natürlichen Vegetation (pnV) notwendig. Hierfür werden die bundesweit vorliegenden Daten zur pnV genutzt. Für die Analyse wird eine semantische Generalisierung mit den im Basis-DLM vorhandenen Landnutzungstypen Nadel- und Mischwald sowie natürlich waldfreien Standorten durchgeführt. Schneiden diese Flächen die jeweilige passende pnV-Einheit, werden diese als standortgerecht und damit weniger kulturbeeinflusst klassifiziert. Weil der Laubwald überwiegend der pnV in Deutschland entspricht, erfolgt dafür kein separater Abgleich.

Arbeitsschritte Datenverarbeitung

Die Indikatorberechnung ist mit dem Geoinformationsprogramm ArcGIS der Firma ESRI umgesetzt worden und lässt sich zusammenfassend wie folgt beschreiben.

1. Berechnung der Hemerobie: Es werden Flächennutzungen und Landbedeckungen nach anthropogener Beeinflussung basierend auf dem Konzept der Hemerobie eingestuft und der Methodik von Stein & Walz (2012) sowie Walz & Stein (2014) bestimmt, nach Tab.3.2.1.1.

2. Erfassung naturnaher Flächen: Zur Ermittlung des Anteils naturbetonter Flächen werden Flächennutzungen bei Zugehörigkeit zu den Stufen 1-3 ausgewählt sowie in einem Datensatz zusammengefasst.
3. Erstellung des Zustandskarte Indikator 1 für Kommunen: Der prozentuale Anteil naturbetonter Flächen ergibt sich durch Division der Flächen mit naturbetonter Ausprägung durch die jeweilige Bezugsfläche (Fläche der Kommunen bzw. alternativ Rasterzellen) und anschließender Multiplikation mit 100 (siehe Abbildung 3.2.1.1).
4. Erstellung des Zustandskarte Indikator 2 für Kommunen: Der durchschnittliche Hemerobiindex errechnet sich aus der Summe der flächengewichteten Anteile der einzelnen Hemerobiestufen an der jeweiligen Bezugseinheit (Fläche der Kommunen bzw. alternativ Rasterzellen) (siehe Abbildung 3.2.1.2).

Beziehungen zur Biodiversitätsstrategie

Die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU 2007) macht an mehreren Stellen Aussagen zu Anteilen von gering oder kaum beeinflussten Lebensräumen an der Landnutzung. So wird u. a. das Ziel formuliert, auf 2 % der Fläche Deutschlands eine ungestörte Entwicklung und Entstehung von Wildnis zuzulassen (BMU 2007: S. 40). Der Indikator „Grad der menschlichen Beeinflussung auf Landschaftsebene“ erfasst zwar nicht explizit Wildnisgebiete, aber gibt wichtige Hinweise drauf, wie verbreitet naturnahe Lebensräume in der Gesamtlandschaft sind.

Weiterhin soll laut der Strategie zur biologischen Vielfalt ein funktionsfähiges Biotopverbundsystem zur dauerhaften Sicherung naturraumtypischer Vielfalt auf 10 % der Landesfläche verwirklicht werden, in das die Wildnisgebiete integriert werden (BMU 2007: S. 28, 41, 63). Voraussetzung für ein solches Verbundsystem ist ein ausreichender Anteil naturnaher Lebensräume, die als kern- und Verbindungsräume dienen können. Außerdem wird angestrebt, dass in agrarisch genutzten Gebieten der „Anteil naturnaher Landschaftselemente (z. B. Hecken, Raine, Feldgehölze, Kleingewässer) mindestens 5 %“ beträgt (BMU 2007: 47). Dies spiegelt sich in dem vorgeschlagenen Indikator wieder.

Ein weiteres Ziel der Biodiversitätsstrategie besteht in der Steigerung biologischer Vielfalt von Kulturlandschaften durch eine nachhaltige Nutzung unter Berücksichtigung naturschutzfachlicher Anforderungen und der Landschaftspflege. Dazu zählen beispielsweise die „Erhaltung und Wiederherstellung gefährdeter halbnatürlicher Lebensräume wie z. B. Grünländer, Heiden, Hecken und Streuobstwiesen“ (BMU 2017, S. 42), was ebenfalls durch diesen Indikator gemessen werden kann.

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Indikators

Das Berechnungsergebnis für das Jahr 2018 wird in Abb. 3.2.1.1 und 3.2.1.2 dargestellt. Es kann ungefähr ein Drittel der Landesfläche als naturbetonte Fläche eingestuft werden. Hohe Indikatorwerte treten vor allem in Regionen mit ausgedehnten Gewässer- und Waldflächen sowie bergigen Regionen auf.

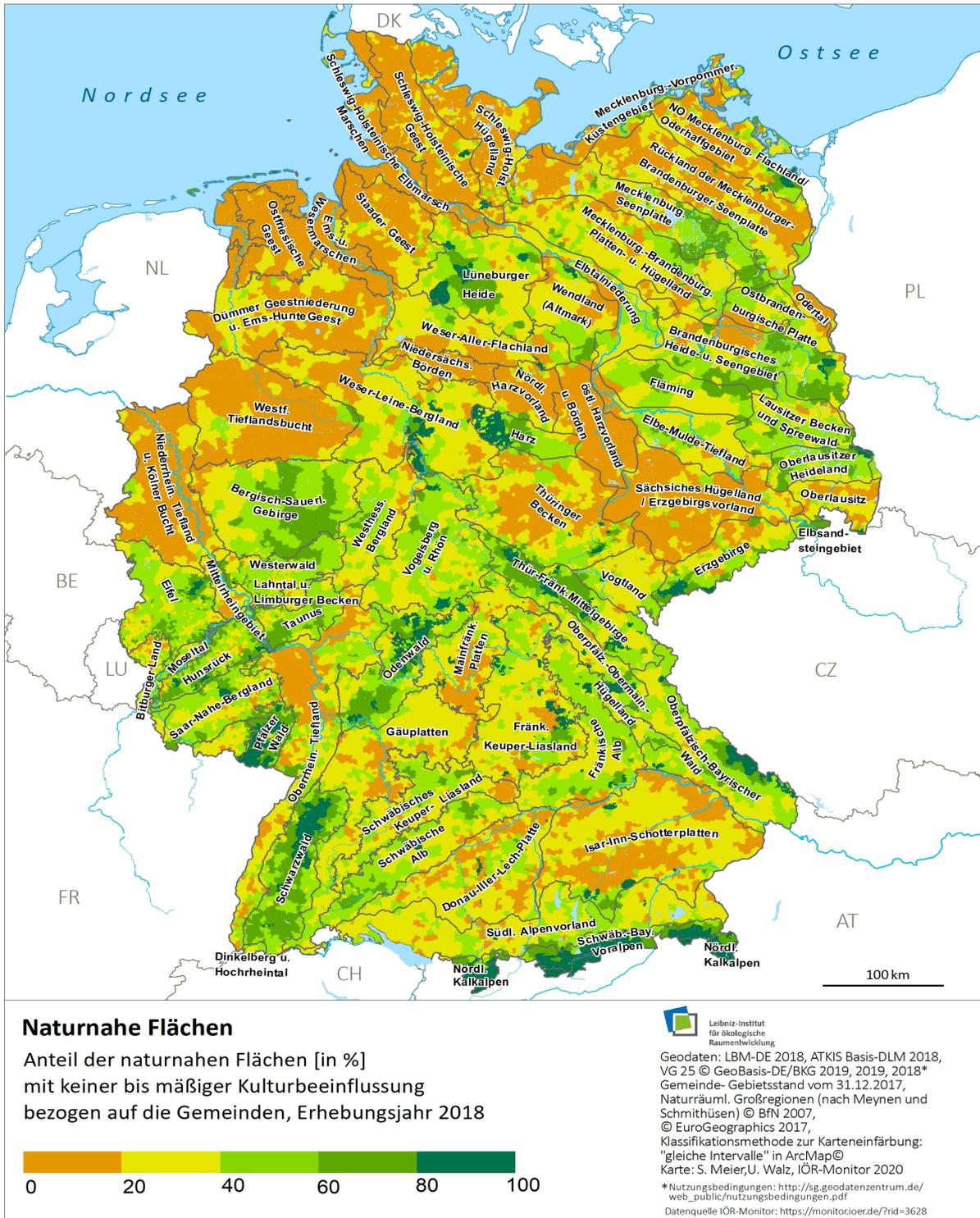


Abb. 3.2.1.1: Indikator 1 - Anteil von Flächen mit geringer menschlicher Beeinflussung (Hemerobiestufe 1-3) bezogen auf Kommunen für das Erhebungsjahr 2012 dargestellt mit Naturräumlichen Großregionen nach Meynen und Schmithüsen (1960) bzw. Ssymanck (1994).



Hemerobie

Gewichteter Mittelwert der Hemerobie

7: übermäßig stark kulturbeeinflusst, 1: nicht kulturbeeinflusst
bezogen auf die Gemeinden, Erhebungsjahr 2018

> 6,07 - 4,73 > 4,73 - 4,50 > 4,50 - 4,30 > 4,30 - 4,09 > 4,09 - 3,85 > 3,85 - 3,35 3,35 - 2,00



Geodaten: LBM-DE 2018, ATKIS Basis-DLM 2018, VG 25 © GeoBasis-DE/BKG 2019, 2019, 2018*
Gemeinde- Gebietsstand vom 31.12.2017,
Naturräuml. Großregionen (nach Meynen und Schmithüsen) © BfN 2007,
© EuroGeographics 2017,
Klassifikationsmethode zur Karteneinfärbung über Quantile
Karte: S. Meier, U. Walz, IÖR-Monitor
*Nutzungsbedingungen: http://sg.geodatenzentrum.de/web_public/nutzungsbedingungen.pdf

Abb. 3.2.1.2: Indikator 2 - „Gewichteter Mittelwert des Grades der menschlichen Beeinflussung (Hemerobieindex)“ (Skala 1: nicht kulturbeeinflusst bis 7: übermäßig stark kulturbeeinflusst) für die Kommunen für das Erhebungsjahr 2018, dargestellt mit Naturräumlichen Großregionen nach Meynen und Schmithüsen (1960) bzw. Ssymank (1994).

Vor allem die nachfolgenden Naturräume zeichnen sich durch größere zusammenhängende Gebiete mit einem hohen Anteil naturbetonter Ökosystemtypen aus:

- (östliches) Nordostmecklenburgisches Tiefland mit dem Oderhaff
- Mecklenburgische Seenplatte
- Lüneburger Heide
- Harz
- Odenwald, Spessart und Südrhön
- Pfälzer Wald (Haardtgebirge)
- (nördlicher) Schwarzwald
- Oberpfälzer und Bayerischer Wald
- Schwäbisch-Oberbayerische Voralpen
- Nördliche Kalkalpen
- Thüringisch-Fränkisches Mittelgebirge

Räume mit geringen Anteilen naturbetonter Ökosystemtypen sind vor allem intensiv landwirtschaftlich genutzte Räume, aber auch stark urban geprägte und bevölkerungsreiche Gebiete:

- die Börden in Nord- und Mitteldeutschland und andere Lößgefülle wie das Thüringer Becken
- das Oberrheintal mit der Wetterau
- Marschen in Niedersachsen und Schleswig-Holstein
- das Niederrheinische Tiefland
- das Unterbayerische Hügelland mit Isar- und Inn Schotterplatten
- Ballungsräume wie beispielsweise das Ruhrgebiet

Für die Bezugsräume der Kommunen liegen Ergebnisse des Indikators für die Zeitschnitte 2009, 2012, 2015 und 2018 vor (Abb. 3.2.1.3). Für den Zeitschnitt 2009 weicht die Erhebungsmethodik der LBM-DE-Daten stark ab, so dass dieser in einen Zeitvergleich nicht einbezogen werden kann. Ab 2012 scheint die Kontinuität in der Erhebungsmethodik ausreichend, so dass eine Darstellung der Entwicklung der Indikatorwerte möglich ist. Die Werte beziehen sich auf den Gemeindestand von 2017. Im Zeitraum von 2012 bis 2015 ist zunächst ein leichter Rückgang des Anteils naturnaher Fläche zu erkennen, der 2018 leicht kompensiert wird. Diese Veränderung könnte unter anderem damit zusammenhängen, dass die Definition des extensiven Grünlands (CLC-Klasse 321 Natürliches Grünland, Hemerobiestufe 3) und seine Abgrenzung zum intensiven Grünland (CLC-Klasse 231 Wiesen und Weiden) in den drei LBM-DE Zeitschnitten jeweils unterschiedlich gehandhabt wurde (Meier et al. 2020). Denn anders als das extensive Grünland wird das intensive Grünland (Hemerobiestufe 4) im Indikator 1 nicht als „naturbetone Fläche“ berücksichtigt.

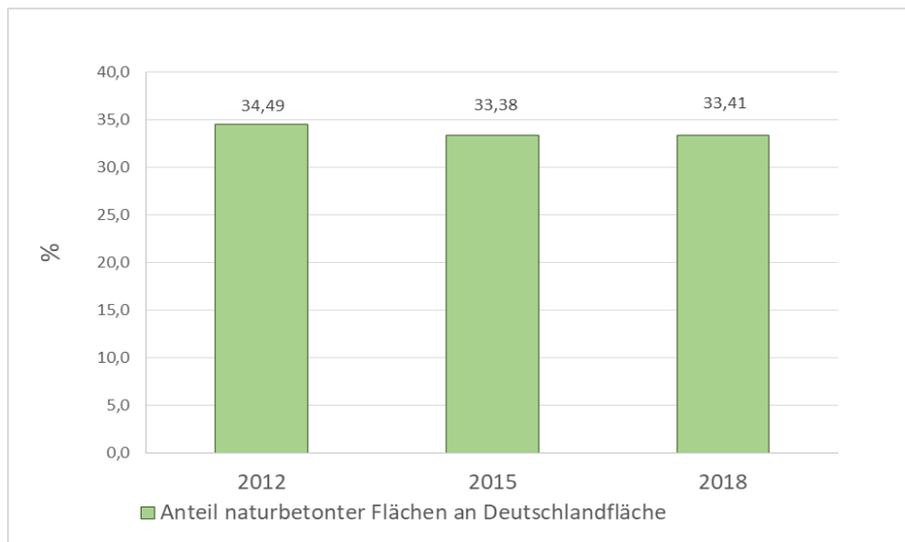


Abb. 3.2.1.3: Zeitliche Entwicklung des Anteils von Flächen mit keiner bis mäßiger Kulturbelastung (Hemerobiestufe 1-3) bezogen auf ganz Deutschland, abgeleitet aus dem IÖR-Monitor.

Aufgrund seiner Einfachheit – alle gehölzbetonten Biotope werden als gering bis mäßig beeinflusst eingestuft, Äcker und Grünland gelten generell als Biotope mit hohem menschlichem Einfluss – darf dieser Indikator aber nicht überinterpretiert werden. Sowohl bezüglich des Ökosystemzustands als auch bezüglich der biologischen Vielfalt ist das Bild nicht einheitlich:

- Unter Wald ist das neu gebildete Grundwasser in der Regel von guter Qualität; die Rate der Grundwasserneubildung ist jedoch insbesondere unter Nadelwald eher gering. Für die Ökosystemleistung Erholung ist ein hoher Anteil von Wald und Gehölzen zwar generell positiv einzuschätzen. Eine vollständige Waldbedeckung wird jedoch für die Erholungsnutzung häufig weniger günstig eingeschätzt als ein Mix aus Wald und Offenland.
- Bezüglich der biologischen Vielfalt ist zu beachten, dass auf Grund der Datenlage im Indikator ohne Unterscheidung des jeweiligen Zustandes, Grünland den mäßig-stark kulturbelasteten Flächen und Ackerland den stark menschlich beeinflussten Flächen zugeordnet werden. Viele Arten der extensiv bewirtschafteten Grünländer und Äcker sind aber stark gefährdet. Extensiv genutzte Äcker und Grünländer leisten deshalb oft einen hohen Beitrag zu Erhaltung der biologischen Vielfalt.
- Der Indikator berücksichtigt nicht die strukturelle Anordnung und Ausstattung der Landschaft mit naturnahen Ökosystemtypen, sondern deren Flächenanteile. Zu Aussagen zur Strukturierung der Landschaft sind andere Indikatoren heranzuziehen, wie beispielsweise die Dichte von gehölzbetonten linearen Landschaftselementen.

Der Vorteil des Indikators ist, dass alle erforderlichen Daten bundesweit flächenscharf vorliegen. Andere Indikatoren des Zustandes der Ökosysteme wie der Erhaltungszustand der FFH-Lebensraumtypen und der ökologische Gewässerzustand und der Zustand der Auen beziehen sich nur auf bestimmte Flächentypen, oder basieren auf Stichprobendaten, wie etwa bei der Naturnähe der Wälder, dem Anteil der HNV-Biotope in der Agrarlandschaft und dem Indikator Artenvielfalt und Landschaftsqualität, der über die Entwicklung von Vogelpopulationen Auskunft gibt. Stichprobenbasierte Indikatoren geben zwar zuverlässige Informationen zum

bundesweiten Zustand des jeweiligen Ökosystemtyps, sie lassen sich aber nicht kartografisch darstellen, weil sie keine flächendeckenden Informationen zum Zustand des jeweiligen Ökosystems vor Ort beinhalten. Ackermann et al. ermittelten auf der Basis der Stichprobenflächen des bundesweiten Ökosystem-Monitorings Werte mit hoher Übereinstimmung zu diesem Indikator (Ackermann et al. 2020: S. 176).

Die praktische Bedeutung des Indikators liegt insbesondere bei der Erfassung von Landschaften, in denen der Anteil von mäßig bis wenig beeinflussten Ökosystemen sehr gering ist. Solche Landschaften enthalten nur wenige Lebensräume für Arten, bieten bei einem hohen Anteil von Ackerbau tendenziell wenig Schutz vor Erosion und sind auch für die Erholung von eher geringer Eignung.

Mögliche Probleme

- Die Ausgangsdaten sind möglicherweise nicht über alle Bundesländer in gleicher Weise mit vergleichbarer Genauigkeit kartiert (Schumacher & Meinel 2009).
- Zudem bezieht sich das ATKIS Basis-DLM nicht auf ein bestimmtes Bezugsjahr, da jedes Bundesland die Daten in einem eigenen 5-jährigen Rhythmus aktualisiert (Schumacher & Meinel 2009).

Erweiterungs- / Anpassungsmöglichkeiten

- Für die LBM-DE-Zeitschnitte 2012, 2015 und 2018 liegen demnächst harmonisierte Versionen vor, welche sich für eine Neuberechnung des Indikators anbieten würden und möglicherweise eine bessere zeitliche Vergleichbarkeit garantieren könnten (BKG 2020).
- Ein Nebenindikator zur „Ausstattung / Versorgung der Agrarlandschaft mit Kleinstrukturen“ (Indikatorvorschlag siehe Bericht zum F+E Vorhaben mit FKZ: 3514830100) könnte zusätzliche Informationen zur Ausstattung der Agrarlandschaft mit naturnahen Biotopen liefern.

Literatur

Ackermann, W.; Stenzel, S. & Fuchs, D. (2020): Erfassung des Landnutzungswandels im Rahmen des bundesweiten Ökosystem-Monitorings. – In: Meinel, G.; Schumacher, U.; Behnisch, M. & Krüger, T. [Hrsg.]: Flächennutzungsmonitoring XII. mit Beiträgen zum Monitoring von Ökosystemleistungen und SDGs. – IÖR-Schriften (Rhombos) 78: 169-178.

Begon, M.; Howarth, R. W. & Townsend, C. R. (2017): Ökologie. – 3. Auflage: 599 S.; Berlin, Heidelberg (Springer Spektrum).

BKG (2016): Digitales Basis-Landschaftsmodell (AAA-Modellierung). Basis-DLM (AAA). Stand der Dokumentation: 01.04.2016. Frankfurt (Main): Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG).

BKG (2019): Dokumentation. Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE 2018. Frankfurt (Main): Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG).

BKG (2020): Dokumentation digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE 2018. Produktionsstand 2020 BKG. Frankfurt am Main: 63.

Blume, H.-P. & Sukopp, H. (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. – Schriftenreihe für Vegetationskunde (10): 75-89.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt: vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. – Reihe Umweltpolitik. Berlin, 178 S.

- Glawion, R. (2002): Ökosysteme und Landnutzung. – In: Liedtke, H. & Marcinek, J. [Hrsg.]: Physische Geographie Deutschlands. – Perthes Geographie Kolleg, 3., überarb. und erw. Aufl., Gotha (Klett-Perthes): 289-319.
- Grunewald, K.; Schweppe-Kraft, B.; Syrbe, R.-U.; Meier, S.; Michel, C.; Richter, B.; Schorcht, M. & Walz, U. (2020): Hierarchisches Klassifikationssystem der Ökosysteme Deutschlands als Grundlage einer übergreifenden Ökosystem-Bilanzierung. – *Natur und Landschaft*, 95 (3): 118-128.
- Hodgson, J. A.; Moilanen, A.; Wintle, B. A. & Thomas, C. D. (2011): Habitat area, quality and connectivity. Striking the balance for efficient conservation. – *Journal of Applied Ecology*, 48 (1): 148-152.
- Kowarik, I. (2006): Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. – In: Fränzle, O.; Müller, F. & Schröder, W. [Hrsg.]: Handbuch der Umweltwissenschaften: Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung –. – 16. Erg. Lfg.: VI.3-12; Landsberg.
- Meier, S.; Grunewald, K. & Syrbe, R.-U. (2020): Herausforderungen einer regelmäßigen Ökosystembilanzierung auf Bundesebene auf Basis des LBM-DEs. – In: Meinel, G.; Schumacher, U.; Behnisch, M. & Krüger, T. [Hrsg.]: Flächennutzungsmonitoring XII. mit Beiträgen zum Monitoring von Ökosystemleistungen und SDGs. – *IÖR-Schriften (Rhombos)* 78: 179-190.
- Meynen, E. & Schmithüsen, J. (1960): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen/Bad Godesberg 1953–1962 (9 Lieferungen in 8 Büchern, aktualisierte Karte 1:1.000.000 mit Haupteinheiten 1960).
- Schumacher, U. & G. Meinel (2009). ATKIS, ALK(IS), Orthobild - Vergleich von Datengrundlagen eines Flächenmonitorings. In: Meinel, G. & Schumacher, U. Flächennutzungsmonitoring. Konzepte - Indikatoren - Statistik., U., Shaker Verlag Aachen: 47-67.
- Ssymank, A. (1994): Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz. Das Schutzgebietssystem NATURA 2000 und die "FFH-Richtlinie" der EU. – *Natur und Landschaft*, 69 (9): 395-406.
- Stein, C. & Walz, U. (2012): Hemerobie als Indikator für das Flächenmonitoring. Methodenentwicklung am Beispiel von Sachsen. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 44 (9): 261-266.
- Sukopp, H. (1972): Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. – *Berichte über Landwirtschaft*, 50 (1): 112-139.
- Walz, U. & Stein, C. (2014): Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. In: *Journal for Nature Conservation* 22 (3): 279-289.
- Werner, A.; Glemnitz, M.; Stein-Bachinger, K.; Berger, G. & Stachow, U. (2013): Produktionsintegrierter Naturschutz: Biologische Vielfalt mit der Landwirtschaft. – In: Beck, E. [Hrsg.]: *Die Vielfalt des Lebens*. – 1. Aufl. Weinheim (WILEY-VCH): 162-174.

3.2.2 Anteil Gebiete mit strengem Natur- und Artenschutz an Gebietsfläche

Ulrich Walz, Karsten Grunewald, Steffen Schwarz

Indikator „Anteil Gebiete Natur- und Artenschutz an Gebietsfläche“

Hintergrund

Der Schutz der Arten und der biologischen Vielfalt insgesamt funktioniert nur über den Schutz der jeweiligen Lebensräume (Jedicke 2003: 101). Entsprechenden Indikatoren und räumlichen Visualisierungen kommt dabei eine besondere Rolle zu. Die kartographische Darstellung und statistische Auswertung von Geodaten verschiedener Schutzgebiete liefert wichtige Informationen für die Landschaftsplanung. Raumbezogene Analysen auf dieser Basis geben zielgerichtete Hinweise auf den anthropogenen Nutzungsdruck in geschützten Landschaften sowie die Dynamik dieser Entwicklung (Walz & Schumacher 2010). Ein wichtiges Güte- und Indikatormaß bei der Beschreibung der Ausprägtheit des Schutzes kann dabei der Anteil der Schutzgebiete an der betrachteten Gebietsfläche sein. Die Maßzahlen können sowohl für administrative Gebietsgrenzen, wie auch für Rasterzellen erhoben werden.

Strenge Schutzgebiete, die vor allem den Schutz der Funktionen der jeweiligen Gebiete als Lebensraum zum Ziel haben, sind daher die Kernbereiche der Ökosystemleistung „Bereitstellung von Lebensraum wildlebender Pflanzen und Tiere“ (CICES-Code 2.2.2.3: „The presence of ecological conditions (usually habitats) necessary for sustaining populations of species...“). Ein Indikator zu den Schutzgebieten kann damit auch den Zustand dieser Ökosystemleistung beschreiben, bzw. die Wichtigkeit dieser Ökosystemleistung in der Gesellschaft. Nicht zuletzt tragen viele Schutzgebiete aufgrund Ihrer Schönheit und Einzigartigkeit auch wesentlich zu den Ökosystemleistungen 3.1.1.1; 3.1.1.2; 3.1.2.1; 3.1.2.2 bei („Using the environment for sport and recreation; using nature to help stay fit; Watching plants and animals where they live; using nature to destress; Researching nature; Studying nature“).

Wesentliche Schutzgebietskategorien, die diesen Ansprüchen genügen, sind in Deutschland nach Bundesnaturschutzgesetz:

- **Naturschutzgebiete:** Sie dienen u.a. dem Schutz von Natur und Landschaft zur Erhaltung, Entwicklung oder Wiederherstellung von Biotopen oder Lebensgemeinschaften bestimmter wild lebender Tier- und Pflanzenarten (§ 23 Abs. 1 BNatSchG). Sie bilden neben den Nationalparks bedeutsame Flächen zur Erhaltung der Biodiversität in Deutschland.
- **Nationalparke:** Sie repräsentieren das nationale Naturerbe. Sie sind gemäß § 24 Abs. 1 BNatSchG "einheitlich zu schützende Gebiete, die großräumig, weitgehend unzerschnitten und von besonderer Eigenart sind und in einem überwiegenden Teil ihres Gebiets die Voraussetzungen eines Naturschutzgebiets erfüllen.“
- **Nationale Naturmonumente:** Sie sind rechtsverbindlich festgesetzte Gebiete, die aus wissenschaftlichen, naturgeschichtlichen, kulturhistorischen oder landeskundlichen Gründen und wegen ihrer Seltenheit, Eigenart oder Schönheit von herausragender Bedeutung sind. Nationale Naturmonumente sind wie Naturschutzgebiete zu schützen.
- **Biosphärenreservate:** Sie sind großräumige Gebiete, die für bestimmte Landschaftstypen charakteristisch sind (§ 25 Abs. 1 BNatSchG) und in wesentlichen Teilen die Voraussetzungen eines Naturschutzgebietes erfüllen. Sie dienen

hauptsächlich dem Erhalt, sowie der Entwicklung oder Wiederherstellung einer durch hergebrachte vielfältige Nutzung geprägten Landschaft und der darin historisch gewachsenen Arten- und Biotopvielfalt (Kulturlandschaft).

Indikator

„Anteil Gebiete - Natur- und Artenschutz- an Gebietsfläche“

Der Indikator beschreibt den Stand der Ausweisung von Schutzgebieten für den (strengen) Natur- und Artenschutz bezogen auf die administrative Gebietsfläche (ohne Meeresgebiete). Dabei sind die europäischen NATURA2000-Gebiete integriert (IÖR 2020).

Berechnungs- und Analyseschritte

Datengrundlagen und –auswahl:

Als Berechnungsgrundlage für den Indikator wurden Daten des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) verwendet, da die originären Schutzgebietsgrenzen der einzelnen Bundesländer vom BfN zentral gesammelt, homogenisiert und herausgegeben werden (IÖR 2020). Weiterhin werden die administrativen Verwaltungsgrenzen des BKG (VG25, GeoBasis-DE) und Raster-Grundgeometrien (nach INSPIRE) verwendet (IÖR 2020).

Der Indikator wird wie folgt beschrieben (IÖR 2020): "Quotient aus Schutzgebietsfläche "Natur- und Artenschutz" (Nationalparke (NTP), Naturschutzgebiete (NSG), Natura 2000-Gebiete (umfassen Fauna-Flora-Habitat-Gebiete (FFH) sowie Vogelschutzgebiete (SPA)) und Gebietsfläche (aus den Verwaltungsgrenzen (VG25) entnommene Fläche für die Gebietseinheit der entsprechenden Bezugsebene)". Kernzonen der Biosphärenreservate sind in der Regel als Naturschutzgebiet ausgewiesen und werden daher hier nicht gesondert einbezogen.

Arbeitsschritte Datenverarbeitung:

Die Indikatorberechnung, welche im IÖR-Monitor vorgenommen wurde und hier zugrunde liegt, ist mit dem Geoinformationsprogramm ArcGIS der Firma ESRI umgesetzt worden und lässt sich zusammenfassend wie folgt beschreiben.

1. Auswahl: Die zuvor aufgeführten Schutzgebiete werden selektiert und in einem Datensatz zusammengefasst.
2. Aufbereitung Gebietskulisse: Für die Gebietskulissen werden die Verwaltungsgrenzen und die Rastergrundgeometrien aufbereitet.
3. Indikatorberechnung: Quotient aus Schutzgebietsfläche und Gebietsfläche (ohne Meeresgebiete, vgl. IÖR 2020).

Beziehungen zur Biodiversitätsstrategie

Schutzgebiete tragen zu den Zielen „C 1 Biotopverbund und Schutzgebietsnetze“, „C 2 Artenschutz und genetische Vielfalt“ sowie zu Ziel „B 1.1.3 Vielfalt der Lebensräume“ der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt bei, u.a. zur „Verwirklichung eines länderübergreifenden funktional orientierten Biotopverbundsystems auf mindestens 10 % der Landesfläche“ sowie der „Regeneration und Neuentwicklung gefährdeter Biotoptypen und Biotopkomplexe“ (BMU 2007).

Zudem sind die anfangs benannten Schutzgebietstypen auch wesentlicher Bestandteil des Konzepts der Bundesregierung zur Grünen Infrastruktur (BfN 2017).

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Indikators

Im IÖR-Monitor ist der Indikator „Anteil Gebiete Natur- und Artenschutz an Gebietsfläche“ sowohl auf Bundesland-, Raumordnungs-, Kreis- und Gemeindeebene als auch in Rasterform zwischen 10 km und 100 m aktuell für die Zeitschnitte 2006 sowie 2008 bis 2018 verfügbar. Die Daten sind unter <https://www.ioer-monitor.de/> nachzuvollziehen und frei zugänglich.

Die folgenden Analysen basieren auf den beschriebenen Daten des IÖR-Monitors der Siedlungs- und Freiraumentwicklung. Auf Grundlage des aktuellsten Zeitschnittes aus dem Jahr 2018 beträgt die deutschlandweite Spannweite auf Bundeslandebene maximal 30,2 % bis minimal 8,0 % Anteil der Gebiete mit strengem Natur- und Artenschutz (Tab. 3.2.2.1). Im Mittel sind es 16,1 %. Die höchsten Werte erreicht Mecklenburg-Vorpommern (30,2 %) gefolgt von Brandenburg (26,5 %). Die niedrigsten Werte sind in Berlin (8,0 %), Schleswig-Holstein (11,0 %) und Hamburg (11,3 %) zu verzeichnen. Bei den Kreisen ist die Streuung sehr groß. In den Stadtkreisen Hof und Kempten sind die Ausprägungen mit 0 % Flächenanteil der Schutzgebiete für den Natur- und Artenschutz an der Gebietskulisse maximal niedrig. Im Kreis Garmisch-Partenkirchen ist er mit 54,1 % bundesweit am höchsten (Abb. 3.2.2.1).

Die räumlichen Ausprägungen haben sich seit 2006 kaum verändert. Der Indikator weist im Nordosten Deutschlands die höchsten Werte räumlich zusammenhängender Schutzgebiete auf (Mecklenburgische Seenplatte, Vorpommersche Küsten- und Boddenlandschaft, Brandenburgische Seenplatte und Niedersächsisches Wendland). Außerdem sind hohe Werte im östlichen Sauerland, im Hessischen Bergland, im Rheinischen Schiefergebirge, im Pfälzer Wald, in der Rhön, im Schwarzwald, in der Schwäbischen Alb sowie mit unterschiedlicher Ausprägung in den Alpen zu finden. Überdurchschnittliche Anteilswerte sind auch in Nord- und Ost-sachsen sowie im Thüringer Wald zu verzeichnen. Besonders niedrige Werte zeigt der Indikator im Oldenburger Land, in Teilgebieten Nordrhein-Westfalens, im Raum Chemnitz-Zwickau, in der östlichen Oberpfalz, sowie in weiten Teilen Niederbayerns. Darüber hinaus gibt es in zahlreichen kreisfreien Städten des gesamten Bundesgebietes nur einen geringen Anteil von Gebieten des Natur- und Artenschutzes (vgl. auch Walz & Schumacher 2010).

Zeitliche Entwicklung des Indikators

Der Anteil der Schutzgebiete an der Gebietsfläche nimmt im Berichtszeitraum geringfügig zu, nämlich von 15,9 % der Gebietsfläche Deutschlands im Jahre 2008 auf 16,1 % im Jahr 2018 (Tab. 3.2.2.1). Nennenswerte Zunahmen zwischen 2008 und 2018 verzeichnen Bremen (0,7 %), Hamburg (1,1 %), Niedersachsen (0,3 %), Nordrhein-Westfalen (0,8 %), Rheinland-Pfalz (0,8 %) sowie Schleswig-Holstein (0,7 %).

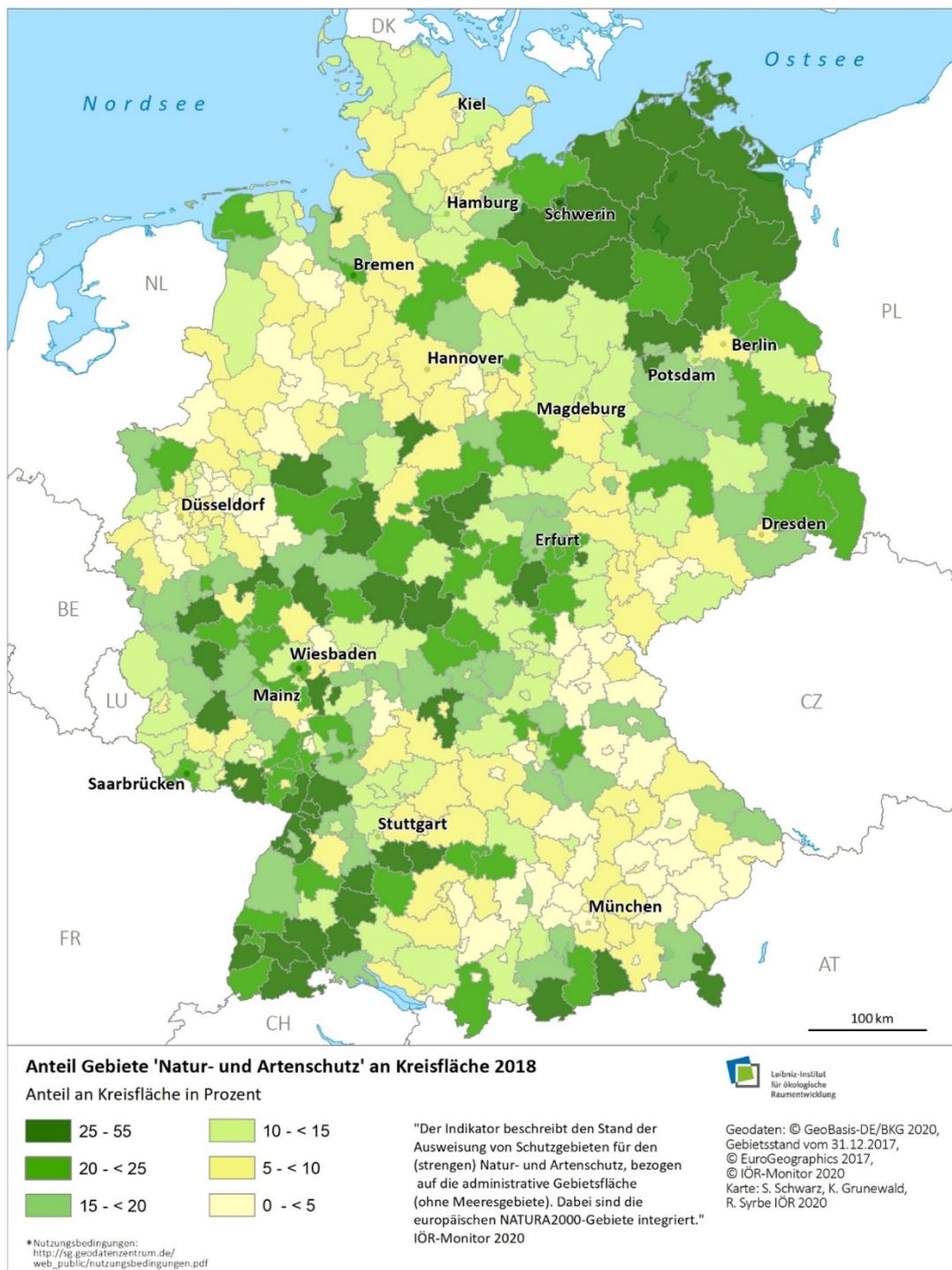


Abb. 3.2.2.1: Anteil Gebiete Natur- und Artenschutz an den Landkreisen im Jahr 2018

Erweiterungs- / Anpassungsmöglichkeiten

Der Indikator "Anteil Gebiete Natur- und Artenschutz an Gebietsfläche" kann genutzt werden, um politisch vorgegebene Zielgrößen zum Flächenanteil von Schutzgebieten und die zeitliche Entwicklung darzustellen (Monitoring) und damit die Effektivität und Wirksamkeit von politischem und praktischem Handeln zu evaluieren. Das WBGU-Gutachten (WBGU 2020: 91) fordert eine Ausweitung terrestrischer Schutzgebietssysteme auf 30 % der Landfläche und die konsequente Anwendung international vereinbarter Qualitätskriterien.

Tab. 3.2.2.1 Entwicklung des Anteils der Gebiete Natur- und Artenschutz in den Bundesländern im Zeitraum 2008 bis 2018

Jahr	2008	2010	2012	2014	2016	2018
Baden-Württemberg	17,5	17,5	17,5	17,6	17,6	17,7
Bayern	11,3	11,4	11,4	11,4	11,4	11,5
Berlin	7,8	7,7	7,8	7,8	7,6	8,0
Brandenburg	26,5	26,5	26,6	26,5	26,5	26,5
Bremen	23,4	23,4	23,4	23,4	24,3	24,1
Hamburg	10,2	10,3	10,5	10,8	11,2	11,3
Hessen	21,2	21,2	21,2	21,2	21,3	21,3
Mecklenburg-Vorpommern	30,1	30,1	30,1	30,1	30,2	30,2
Niedersachsen	11,3	11,4	11,4	11,4	11,4	11,6
Nordrhein-Westfalen	10,9	11,2	11,3	11,4	11,6	11,7
Rheinland-Pfalz	19,2	19,6	19,7	19,7	20,0	20,0
Saarland	12,3	12,3	12,3	12,3	12,3	12,6
Sachsen	15,9	15,9	15,9	15,9	15,8	15,9
Sachsen-Anhalt	11,7	11,7	11,7	11,7	11,8	11,8
Schleswig-Holstein	10,3	10,8	10,9	10,9	11,2	11,0
Thüringen	17,0	17,0	17,0	17,0	17,1	17,0
Deutschland	15,9	16,0	16,0	16,0	16,1	16,1

Literatur

BfN - Bundesamt für Naturschutz (2017): Bundeskonzept Grüne Infrastruktur: Grundlagen des Naturschutzes zu Planungen des Bundes. Bonn, 68 S.

BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt: vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. – Reihe Umweltpolitik: Berlin, 178 S.

IÖR – Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (Hrsg.)(2020): Monitor der Siedlungs- und Freiraumentwicklung. Indikatorkennblätter: Anteil Gebiete „Natur- und Artenschutz“ an Gebietsfläche. www.ioer-monitor.de [02.04.2020].

Jedicke, E. (2003): Biotop und ihre Gefährdung. In: Leibniz-Institut für Länderkunde, Hrsg., Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland, Bd. 3: Klima, Pflanzen- und Tierwelt, Spektrum, Heidelberg/Berlin, S. 98-101.

Walz, U.; Schumacher, U. (2010): Bundesweiter Indikator zum Natur- und Artenschutz sowie zum Landschaftsschutz - Visualisierung und Statistik im Rahmen eines Monitoringsystems. - In: Naturschutz und Landschaftsplanung 42/7, S. 205-211.

WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2020): Landwende im Anthropozän: Von der Konkurrenz zur Integration. Berlin.

3.3 Wald-Ökosysteme

Karsten Grunewald

"Die nachhaltige Bewirtschaftung des Waldes und eine Politik, die diese Bewirtschaftung fördert, verlangen Kenntnisse über Zustand, Struktur, Dynamik und Leistungsfähigkeit der Wälder auf betrieblicher, regionaler und nationaler Ebene." (Riedel et al. 2017).

Um den Zustand der Wälder belastbar beschreiben zu können, wird alle zehn Jahre deutschlandweit die Bundeswaldinventur (BWI) durchgeführt (siehe Bundeswaldgesetz §41, erste Fassung 1984). "Die Bundeswaldinventur (BWI) erfasst die großräumigen Waldverhältnisse und forstlichen Produktionsmöglichkeiten in Deutschland in allen Bundesländern und Eigentumsarten nach dem gleichen Verfahren (Riedel et al. 2017).

Eine jährliche Waldzustandserhebung wird auf Ebene der deutschen Bundesländer durchgeführt, bei der anhand einer Stichprobe von ca. 10.000 Bäumen der Vitalitätszustand des Waldes erfasst wird. Im Januar 2014 trat die Verordnung zum Forstlichen Umweltmonitoring (ForUmV) auf Grundlage des § 41a Bundeswaldgesetz (BWaldG) in Kraft. Die jährliche Kronenzustandserhebung im 16x16 km Raster (Level I) und das Intensivmonitoring (Level II) sind Bestandteil der gemeinsamen Grundlagendatenerhebung der Bundesländer⁷.

Die Kronenverlichtung, die bei der Waldzustandserhebung im Mittelpunkt steht, zeigt den Gesundheitszustand von Waldbäumen an. Dabei wirken verschiedene abiotische und biotische, anthropogen verursachte und natürliche Faktoren als Schadursachen zusammen. Im Jahr 2020 betrug der Anteil der Bäume mit intakten Kronen in Deutschland aufgrund von Dürre, Stürmen und Schädlingen lediglich 21 %. Dies war der schlechteste Zustand seit Beginn der Erhebungen im Jahr 1984⁸.

Im Rahmen des FuE-Projektes „Weiter-ÖSL“ haben wir uns auf die Berechnung von zwei einfachen Indikatoren zur groben räumlichen Einschätzung des Waldzustands in Deutschland beschränkt, die im Folgenden in Kennblättern beschrieben werden.

⁷ <https://www.gesetze-im-internet.de/forumv/BJNR438400013.html>

⁸ Bericht von Klöckner: Wälder in dramatischem Zustand. In: tagesschau.de. 24. Februar 2021, abgerufen am 25. Mai 2021.

3.3.1 Anteil naturnaher Waldflächen

Steffen Schwarz, Karsten Grunewald, Ralf-Uwe Syrbe

In Bezug auf den Artenschutz nehmen Wälder eine wichtige Rolle ein, da diese den Lebensraum für eine Vielzahl von Pflanzen- und Tierarten darstellen. Ein wichtiges Güte- und Indikatormmaß bei der Beschreibung der vorhandenen Waldflächen kann dabei der Anteil naturnaher Waldflächen, also die Naturnähe der Baumartenzusammensetzung sein. Die Maßzahlen liegen auf administrativer Ebene für die Bundesländer vor.

Indikator „Anteil naturnaher Waldflächen“

Der Indikator beschreibt den Anteil von naturnahen und sehr naturnahen Wäldern an der Gesamtwaldfläche auf Grundlage der Bundeswaldinventur 2012.

Die Naturnähe der Baumartenzusammensetzung wird bewertet durch einen Vergleich der heutigen Baumartenzusammensetzung mit der Baumartenzusammensetzung der natürlichen Waldgesellschaft. Die natürliche Waldgesellschaft ist im Wesentlichen definiert als die heutige potentiell natürliche Vegetation⁹. Natürliche Waldgesellschaften mit gleicher oder ähnlicher Baumartencharakteristik wurden zusammengefasst. Für ganz Deutschland wurde eine abschließende Liste mit 40 natürlichen Waldgesellschaften erarbeitet. Diesen Waldgesellschaften sind Baumarten zugeordnet, getrennt nach Hauptbaumarten, Neben-/Begleitbaumarten, Pionierbaumarten. Die Zuordnung erfolgte differenziert nach Wuchsgebieten, Wuchsbezirken und Höhenlage. Die heutige Baumartenzusammensetzung an der Traktecke wird erfasst für

- Bäume > 4m Höhe (Altbestockung) mittels Grundflächenanteilen aus der Winkelzählprobe mit Zählerfaktor 1 oder 2 und für
- u e 4 he (Jungbestockung) durch eine ch tzung der eckungsanteile der Baumarten im 10m-Kreis (Riedel et al. 2017).

Berechnungs- und Analyseschritte

Datengrundlagen:

- Waldfläche [ha] nach Land und Naturnähe der Baumartenzusammensetzung der Hauptbestockung aus der BWI 2012. Datenbezug durch Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei¹⁰
- Verwaltungsgrenzen VG250, GeoBasis-DE

Arbeitsschritte Datenverarbeitung:

Die Indikatorberechnung ist mit dem Geoinformationsprogramm ArcGIS der Firma ESRI umgesetzt worden und lässt sich zusammenfassend wie folgt beschreiben:

- Auswahl: Selektion der naturnahen und sehr naturnahen Waldflächen und Ermittlung des Waldflächenanteils
- Verschneidung Geodaten: Verschneidung der aufbereiteten Waldflächendaten mit den administrativen Vektordaten

⁹ Die Definition der hpnV ist in der Forstlichen Standortsaufnahme (1996) erläutert.

¹⁰ <https://bwi.info/inhalt/1.3.aspx?Text=1.13%20Natur%C3%A4he%20der%20Baumartenzusammensetzung%20in%20der%20Hauptbestockung&prRolle=public&prInv=BWI2012&prKapitel=1.13> [Abgerufen am 27.04.2020]

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Indikators

In der hier dargestellten Analyse wird der Anteil naturnaher und sehr naturnaher Waldflächen an der Gesamtwaldfläche im jeweiligen Bundesland auf Grundlage der BWI von 2012 dargestellt (Abb. 3.3.1.1). Zu beachten ist, dass Berlin und Brandenburg in der Statistik zusammengefasst geführt werden und somit die gleichen Werteausprägungen aufweisen. Das Gleiche gilt für Bremen und Hamburg. Auf Deutschland gesamt betrachtet liegt der Anteil der naturnahen Wälder bei 35,9 %. Den höchsten Anteil naturnaher Wälder verzeichnet Baden-Württemberg mit 50,4 %, gefolgt von Hessen (45 %) und Bayern (42,6 %). Die niedrigsten Werte verzeichnen Berlin und Brandenburg mit 15,3 %, gefolgt von Sachsen-Anhalt (19,8 %) und Mecklenburg-Vorpommern (24,8 %).



Abb. 3.3.1.1: Anteil naturnaher Waldflächen auf Basis der BWI 2012 in Prozent

Beziehungen zur Nachhaltigkeits- und Biodiversitätsstrategie

Die Strategie zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland verzeichnet beim Wert des Indikators „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ für den Teilindikator Wälder mit 76 % Zielerreichungsgrad (2011) den günstigsten Wert unter den Teilindikatoren. Ansonsten enthält die Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung keinen Indikator, der speziell auf den Wald abgestellt ist (UGR 2014).

In der Nationalen Biodiversitätsstrategie ist festgelegt, dass der Flächenanteil der Wälder mit natürlicher Waldentwicklung 5 % der Waldfläche bis zum Jahr 2020 betragen soll. Als Flächen mit natürlicher Waldentwicklung (NWE-Flächen) im Sinne der Nationalen Biodiversitätsstrategie werden Waldbestände oder Sukzessionsflächen mit einer Größe von mindestens 0,3 ha definiert, die sich dauerhaft und verbindlich gesichert eigendynamisch entwickeln (Engel et al. 2015). Sowohl forstwirtschaftliche Eingriffe als auch naturschutzfachliche Pflegemaßnahmen sind auf diesen Flächen ausgeschlossen.

Auf Basis der Auswertung der BWI 2012 kommen Bolte & Kroiher (2015) zu dem Schluss, dass Deutschland hier auf einem guten Wege sei. Auf 4,1 % der Waldfläche ist Holznutzung nicht zulässig oder nicht zu erwarten, weitere 1,5 % sind nicht begehbar (= 5,6 %). Engel et al. (2015) haben im Auftrag des BfN für das Stichjahr 2013 hingegen einen Anteil der NWE-Flächen an der Gesamtwaldfläche in Deutschland von 1,9 % (213.145 ha) ermittelt. Rund die Hälfte des gesamten NWE-Flächenbestandes machen Flächen über 500 ha aus. Zusätzlich zu den für 2013 bilanzierten NWE-Flächen kommen voraussichtlich bis zum Jahr 2020 weitere 43.915 ha hinzu und erhöhen den NWE-Flächenanteil dann auf 2,3 %.

Aus Sicht der biologischen Vielfalt und zum Zwecke der Bilanzierung des Ökosystem-Zustandes wäre es wünschenswert, einen Indikator „Natürlichkeit/Naturnähe der Wälder“ zu entwickeln. Der im Rahmen der Bundeswaldinventur erhobene Parameter „Naturnähe der Baumarten-Zusammensetzung“ beschreibt, inwieweit die Baumarten-Zusammensetzung des Waldes in Deutschland der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation entspricht. Dies ist ein Weiser für die Forstpolitik und die naturnahe Waldbewirtschaftung. Demnach sind derzeit 15 % als natürlich und 22 % als naturnah einzuschätzen (s. o.). Besonders geschützte Biotope sind auf 5 % der Waldfläche ausgewiesen (BMEL 2014). Biodiversität im Wald steht aber in vielen Fällen im Zusammenhang mit bestimmten Bewirtschaftungsformen, z. B. lichte Wälder, Nieder- und Mittelwald oder Alt- und Totholzanteil. Ein weiterer Indikator in diesem Zusammenhang wäre der Anteil von Schutzkategorien sowie die Altersklassenzusammensetzung (Grunewald et al. 2016).

Literatur

BMEL (2014): Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Waldinventur (www.bmel.de, 12.01.2015)

BMUB - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2015): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007.

Bolte, A., Kroiher, N. (2015): Waldnaturschutz und Biodiversität im Spiegel der Bundeswaldinventur. https://waldstrategie2020.info/fileadmin/allgemein/pdf/veranstaltungen/waldstrategie/01_07_2015/Bolte_Kroiher_01_07_15.pdf (abgerufen am 03.08.2015)

Engel, F., Wildmann, S., Spellmann, H., Reif, A., Schultze, J. (2015): Bilanzierung von nutzungsfreien Wäldern. Endbericht des F+E-Vorhabens „Natürliche Waldentwicklung als Ziel der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ (FKZ 3512 85 0300)

- Grunewald, K., Herold, H., Marzelli, S., Meinel, G., Syrbe, R.-U., Walz, U. (2016): Konzept nationale Ökosystemleistungs-Indikatoren Deutschland – Weiterentwicklung, Klassentypen und Indikatorenkennblatt. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48 (5): 141-152
- Riedel T., Hennig P., Kroiher F., Polley H., Schmitz F., Schwitzgebel F. (2017): Die dritte Bundeswaldinventur (BWI 2012). *Inventur- und Auswertemethoden*, 124 S.
- UGR (2014): *Umweltnutzung und Wirtschaft – Bericht zu den UGR 2014*: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltoekonomischeGesamtrechnungen/Querschnitt/UmweltnutzungundWirtschaftBericht5850001147004.pdf?__blob=publicationFile (abgerufen am 20.07.2015)

3.3.2 Anteil unzerschnittener Wälder > 50 km² an Gebietsfläche

Steffen Schwarz, Ulrich Walz

Beschreibung

"Umweltindikatoren sind wichtig, um positive oder negative Entwicklungen in Handlungsfeldern des Umwelt- und Naturschutzes sowie der Raumentwicklung zu erkennen und davon abgeleitete Steuerungsmaßnahmen ergreifen zu können. Artenschutz funktioniert nur über den Schutz der jeweiligen Lebensräume" (Jedicke 2003: 1010). In Bezug auf den Artenschutz nehmen Wälder eine wichtige Rolle ein, da diese den Lebensraum für eine Vielzahl von Pflanzen- und Tierarten darstellen. "Große zusammenhängende Wälder besitzen eine hohe Bedeutung als Lebensraum für Tiere und Pflanzen sowie als Erholungsgebiet für den Menschen. Die Flächengröße ist dabei ein wesentliches Wertkriterium zur naturschutzfachlichen Einstufung von Waldflächen." (Burkhardt et al. 2004). So werden Wälder naturschutzfachlich mit einer Waldfläche > 5.000 ha (50 km²) als sehr gut, > 1.000 ha (10 km²) als gut und > 100 ha (1 km²) als mäßig eigenstuf (Burkhardt et al. 2004, S. 28).

Ein wichtiges Güte- und Indikatormaß bei der Beschreibung der Bedeutung der im Gebiet vorhandenen Waldfächen kann daher der Anteil der unzerschnittenen Wälder > 50 km² an der betrachteten Gebietsfläche sein. Die Maßzahlen können sowohl für administrative Gebietsgrenzen, wie auch für Rasterzellen erhoben werden.

Es ist zu anmerken, dass die begriffliche Verwendung von Zerschneidung, Zergliederung und Fragmentierung in der Literatur oft als Oberbegriffe für die Zergliederung oder Mosaikierung der Landschaft, welche auf menschlichen Einflüssen beruhen, verwendet werden. Der hier verwendete Begriff Zerschneidung hebt die die linienhafte Zerteilung der Wälder durch das Verkehrsnetz in Deutschland hervor (vgl. Walz et al. 2013).

Ziel nachhaltiger Raumentwicklung ist es, die Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts zu erhalten und damit eine nachhaltige Nutzungsfähigkeit von Naturgütern zu gewährleisten (BMVBS 2006). Dabei ist die Verminderung der Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrsnutzung (SuV) ein zentrales Element nachhaltiger Raumentwicklung und eine Grundvoraussetzung für die Erreichung einer Vielzahl naturschutzfachlicher Ziele.

Die Zerschneidung von ehemals zusammenhängenden Wäldern durch linienhafte Infrastruktur hat zum einen zur Folge, dass bisher unversiegelte Freiräume und damit Lebensräume direkt in Anspruch genommen werden. Durch die Neuinanspruchnahme von Freiraumflächen wird die ökologische Leistungsfähigkeit der betroffenen Flächen stark eingeschränkt und bei Versiegelung des Bodens nahezu annulliert. In diesem Zusammenhang hat sich die Bundesregierung in der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie zum Ziel gesetzt, die Flächenneuanspruchnahme für SuV deutschlandweit bis 2030 auf unter 30 ha pro Tag zu begrenzen (Bundesregierung 2016). Für die Sicherung der Ansprüche von Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Natur- und Artenschutz auf Flächennutzung fordert der Rat für nachhaltige Entwicklung bis 2050 eine Reduktion der Netto-Flächenneuanspruchnahme auf 0 ha pro Tag.¹¹

Zum anderen kommen hier aber auch landschaftsstrukturelle Folgen zum Tragen. So werden Wanderwege von Tieren zerschnitten und die Tiere dem Risiko ausgesetzt durch Kollisionen mit Fahrzeugen verletzt oder getötet zu werden. „Außerdem verhindern Verkehrswege, dass Tiere zu benötigten Ressourcen, Lebensraumanteilen und neuen Lebensräumen gelangen,

¹¹https://www.nachhaltigkeitsrat.de/fileadmin/user_upload/dokumente/pdf/RNE_Dialogpapier.pdf

und sie zerteilen Populationen in isolierte Teilpopulationen“ (Jaeger et al. 2005). Nicht zu vernachlässigen sind auch Effekte für die Erholungseignung der Wälder für den Menschen, so werden die durch Lärm und Straßen als Barrieren ungestörte Räume dadurch kleiner, die beispielsweise für eine Tageswanderung oder einen Spaziergang genutzt werden können.

Indikator

„Anteil unzerschnittener Wälder > 50 km² an Gebietsfläche“

Der Indikator beschreibt den Anteil von Wäldern oder Gehölzflächen außerhalb von Ortslagen, welche mindestens 50 km² groß sind und dabei nicht von Trassen des überörtlichen Verkehrsnetzes zerschnitten werden (vgl. IÖR 2020).

Berechnungs- und Analyseschritte

Datengrundlagen und -auswahl

"Als Berechnungsgrundlage für den Indikator wurde das Digitale Landschaftsmodell (Basis-DLM (AAA)) aus ATKIS gewählt. Weiterhin werden die administrativen Verwaltungsgrenzen des BKG und Raster Grundgeometrien (nach INSPIRE) verwendet." (IÖR 2020).

Datenquellen:

- ATKIS Basis-DLM (AAA), Quelle: Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG)
- Raster Grundgeometrien (INSPIRE Grid), Quelle: IÖR eigene Berechnung¹²)
- Verwaltungsgrenzen VG250, GeoBasis-DE

Der Indikator wird wie folgt beschrieben: "Verschneidung der Wald- und Gehölzflächen außerhalb der Ortslagen mit dem überörtlichen Verkehrsnetz (Linien gepuffert) und Selektion > 50 km² (Tab. 3.3.2.1); Quotient aus der Summe der Flächenelemente in der Gebietsfläche und der Gebietsfläche selbst (aus dem ATKIS Basis-DLM abgeleitete Fläche der Gebietseinheit der entsprechenden Bezugsebene)." (IÖR 2020).

Tab. 3.3.2.1: *Verwendete Zerschneidungselemente (Vgl. IOR 2020)*

Verkehrsnetz	Genutzte Kategorien
Straße	alle Kreis- und höher klassifizierten Straßen
Schiene	alle zwei- und mehrgleisigen Strecken sowie elektrifizierten eingleisigen Strecken, jeweils in Betrieb

"Große zusammenhängende Wälder können Staatsgrenzen überschreiten, wegen der ATKIS-Datengrundlage werden sie aber nur für das Bundesgebiet abgebildet und können damit hinsichtlich ihrer Flächengröße in Grenzräumen unterschätzt werden. Effekte durch Datenbereinigungen, insbesondere an den Außengrenzen, sind möglich. Deshalb werden die Freiraumpolygone vor der Berechnung geringfügig generalisiert, um eine Bildung von sehr schmalen „Stegen“ zwischen unzerschnittenen Freiräumen durch die genannten Dateneffekte beispielsweise entlang der Küste oder der Außengrenze zu eliminieren (doppelte Pufferung - erst nach innen, dann nach außen - mit jeweils 22 m). Der Indikator wird alle vier Jahre berechnet, weil

¹²Gemäß den Vorgaben: http://inspire.ec.europa.eu/documents/Data_Specifications/INSPIRE_Specification_GGS_v3.0.pdf

relevante Veränderungen der Waldfragmentierung sich erst in einem entsprechenden Zeitraum zeigen." (IÖR 2020).

Arbeitsschritte Datenverarbeitung

Die Indikatorberechnung ist mit dem Geoinformationsprogramm ArcGIS der Firma ESRI umgesetzt worden und lässt sich zusammenfassend wie folgt beschreiben.

- Auswahl: Selektion und Aufbereitung (Pufferung) des Verkehrsnetzes.
- Verschneidung Geodaten: Verschneidung des aufbereiteten Verkehrsnetzes mit den Waldflächen.; anschließende Selektion der Waldflächen >50 km².
- Indikatorberechnung: Quotient aus der Summe der Flächenelemente in der Gebietsfläche und der Gebietsfläche selbst (vgl. IÖR 2020).

Beziehungen zur Biodiversitätsstrategie

In der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt werden die Schutz- und Erhaltungswürdigkeit der natürlichen und naturnahen Waldgesellschaften und die Erhaltung großer und unzerschnittener Waldgebiete betont (BMUB 2015). Dabei wird die Wichtigkeit dieser Gebiete für die heimischen Tier-, Pflanzen und Pilzarten angesprochen. Der Schutz, Erhalt und die nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder kommt darüber hinaus dem Menschen in seiner Erholungsfunktion zugute. Bis 2020 wurde das Ziel "Erhaltung großräumiger, unzerschnittener Waldgebiete" (S. 32) formuliert. Zerschneidungseffekte sollen generell im Sinne des Erhalts der Vielfalt der Landschaften minimiert werden (S. 29). Weiterhin sollen bundesweit fünf Prozent der Waldflächen eine natürliche Waldentwicklung aufweisen.

Auch im Bundeskonzept Grüne Infrastruktur (BfN 2017) spielen die Waldlebensräume eine wichtige Rolle als Rückgrat des Biotopverbunds.

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Indikators

Im IÖR-Monitor ist der Indikator „Anteil unzerschnittener Wälder > 50 km² an Gebietsfläche“ auf Bundesland-, Raumordnungs-, Kreis- und Gemeindeebene, als auch in Rasterform zwischen 10 km und 100 m aktuell (Stand Nov. 2020) für die vier Zeitschnitte 2000, 2008, 2012 und 2016 verfügbar.

Die folgenden Analysen basieren auf den beschriebenen Daten des IÖR-Monitor der Siedlungs- und Freiraumentwicklung. Die Daten sind unter <https://www.ioer-monitor.de/> nachzuvollziehen und frei zugänglich. Auf Grundlage des aktuellsten Zeitschnittes aus dem Jahr 2016 beträgt die deutschlandweite Spannweite auf Bundeslandebene maximal 7,0 % (Brandenburg) und minimal 0,0 % Anteil der Gebiete mit unzerschnittenen Wäldern > 50 km² an der Gebietsfläche. Im Mittel sind es 2,5 %. Die niedrigsten Werte mit 0,0 % sind in Berlin, Bremen, Hamburg, Saarland und Schleswig-Holstein zu verzeichnen. Zwischen den Jahren ist der bundesweite Mittelwert relativ konstant geblieben (Tab. 3.3.2.2).

Bei den Kreisen ist die Streuung sehr groß (Abb. 3.3.2.1). Bei 273 von 401 Kreisen (68 %) ist die Ausprägung mit 0,0 % Flächenanteil der unzerschnittenen Wälder > 50km² an der Gebietskulisse maximal niedrig. Im Kreis Garmisch-Partenkirchen ist er mit 39,6 % bundesweit am höchsten. Der überwiegende Teil der deutschen Kreise besitzt somit keine großen Waldflächen größer 50 km². Die hohen Werte konzentrieren sich sehr stark. "Hier zeichnen sich vor allem ausgewählte Mittelgebirge wie der Nordschwarzwald, der Pfälzerwald, der Harz und der Thüringer Wald ab. Auch der Bayerische Wald (erster deutscher Nationalpark) und die

Bayerischen Alpen haben bedeutende Ressourcen hinsichtlich des Schutzguts unfragmentierter Wälder." (Walz et al. 2013). In Brandenburg und der Lüneburger Heide sind außerdem große zusammenhängende Waldgebiete zu verzeichnen, welche neben der Erholungsfunktion auch für die örtliche Trinkwasserversorgung als wichtig zu erachten sind.

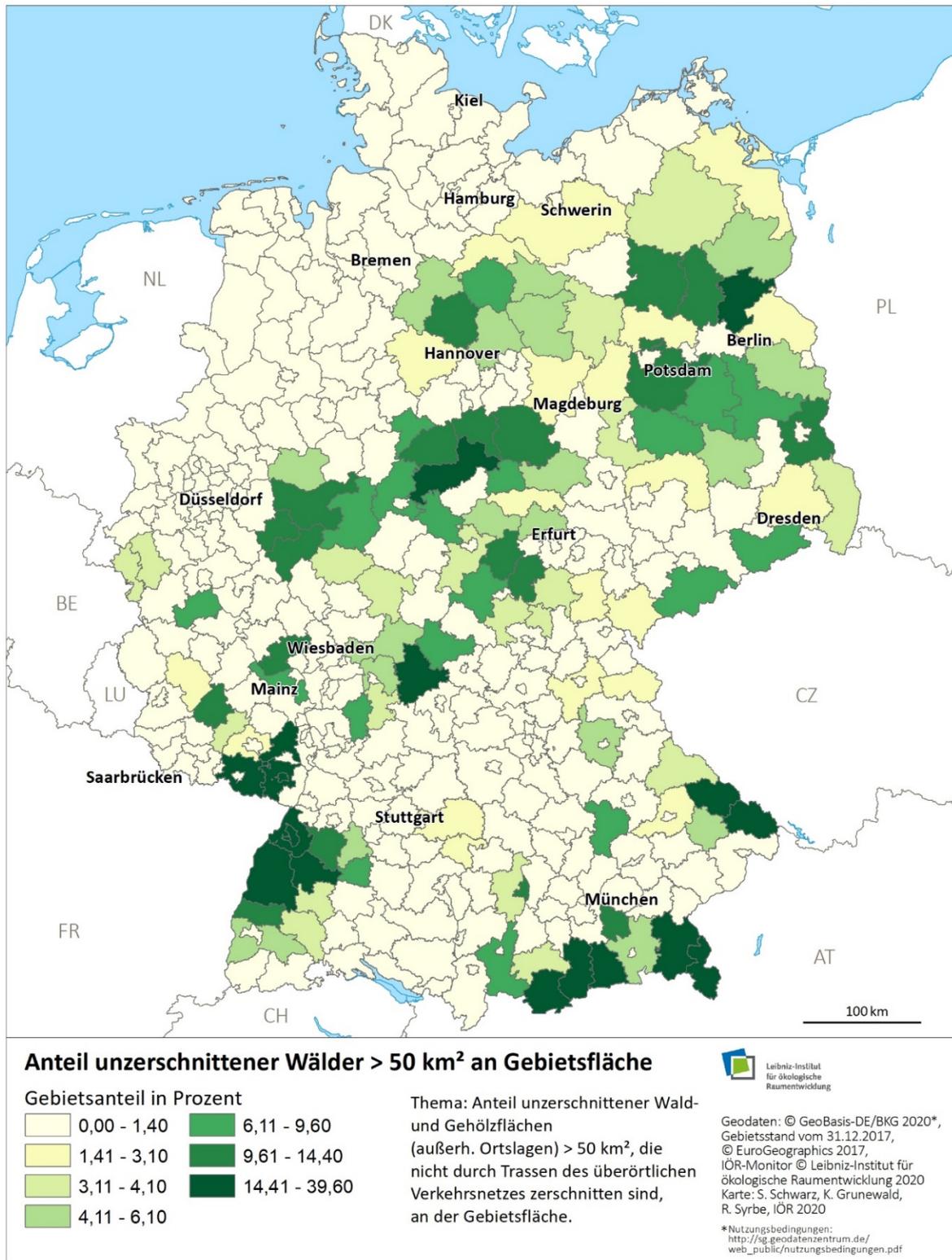


Abb. 3.3.2.1: Anteil unzerschnittener Wälder > 50 km² an Gebietsfläche (Quelle: IÖR-Monitor, www.ioer-monitor.de/, abgerufen am 26.11.2020)

Der Entwicklungsverlauf der Anteile an unzerschnittenen Waldflächen > 50 km² in den Bundesländern und Deutschland insgesamt ist überwiegend positiv (Tab. 3.3.2.2). Teilweise sind sogar Zunahmen in den letzten Jahren zu verzeichnen, beispielsweise in Sachsen und Sachsen-Anhalt. Dies kann an einer gezielten generellen Waldzunahme in den bisher eher waldarmen Bundesländern liegen. In Sachsen spielt vermutlich auch die Rekultivierung ehemaliger Tagebauflächen eine Rolle.

Tab. 3.3.2.2: Entwicklung der Anteile an unzerschnittenen Waldflächen > 50 km² in den Bundesländern und Deutschland insgesamt in Prozent (Quelle: IÖR-Monitor 2020).

	2000	2008	2012	2016
Baden-Württemberg	3,5	3,7	3,7	3,5
Bayern	4,3	4,3	4,3	4,3
Berlin	0	0	0	0
Brandenburg	6,6	7	7,1	7,0
Bremen	0	0	0	0
Hamburg	0	0	0	0
Hessen	3	3,1	3,1	3,2
Mecklenburg-Vorpommern	1,2	1,4	1,4	1,5
Niedersachsen	2,7	2,6	2,6	2,6
Nordrhein-Westfalen	1,8	1,7	1,6	1,6
Rheinland-Pfalz	3,4	3,5	3,5	3,6
Saarland	0	0	0	0
Sachsen	1,9	2,1	2,8	2,8
Sachsen-Anhalt	3,4	3,2	3,7	3,7
Schleswig-Holstein	0	0	0	0
Thüringen	3,6	4	4,3	4,1
Deutschland	3,2	3,2	3,3	3,3

Literatur

BfN - Bundesamt für Naturschutz (2017): Bundeskonzept Grüne Infrastruktur: Grundlagen des Naturschutzes zu Planungen des Bundes. Bonn.

BMUB - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2015): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007.

Burkhardt, R.; Baier, H.; Bendzko, U.; Bierhals, E.; Finck, P.; Liegl, A.; Mast, R.; Mirbach, E.; Nagler, A.; Pardey, A.; Riecken, U.; Sachteleben, J.; Schneider, A.; Szekely, S.; Ullrich, K.; van Hengel, U.; Zeltner, U. & Zimmermann, F. (2004): Empfehlungen zur Umsetzung des § 3 BNatSchG "Biotopverbund": Ergebnisse des Arbeitskreises "Länderübergreifender Biotopverbund" der Länderfachbehörden mit dem BfN. – Naturschutz und Biologische Vielfalt, 2: 84 S.; Bonn-Bad Godesberg.

BMVBS – Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (2006): Leitbilder und Handlungsstrategie für die Raumentwicklung in Deutschland. Verabschiedet von der Ministerkonferenz für Raumordnung am 30.06.2006.

IÖR (Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung, Hrsg., 2020): Monitor der Siedlungs- und Freiraumentwicklung. Indikatorkennblätter: Anteil unzerschnittener Wälder > 50 km² an Gebietsfläche. www.ioer-monitor.de [02.04.2020].

- Jaeger, J. A. G.; Grau, S. & Haber, W. (2005): Einführung: Landschaftszerschneidung und die Folgen. – GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society, 14: 98-100.
- Jedicke, E. (2003): Biotope und ihre Gefährdung. In: Leibniz-Institut für Länderkunde, Hrsg., Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland, Bd. 3: Klima, Pflanzen- und Tierwelt, Spektrum, Heidelberg/Berlin, 98-101.
- Walz, U.; Krüger, T.; Schumacher, U. (2013): Fragmentierung von Wäldern in Deutschland - neue Indikatoren zur Flächennutzung. In: Natur und Landschaft, 88(2013)3, S.118-127.

3.4 Agrar-Ökosysteme

Karsten Grunewald

Agrar-Ökosysteme sind modifizierte Ökosysteme. Sie sind in einem guten Zustand, wenn sie biologische Vielfalt unterstützen, abiotische Ressourcen (Boden, Wasser, Luft) nicht verarmen/erschöpfen und ein ausgewogenes Angebot an ÖSL (versorgende, regulierende, kulturelle Leistungen) bereitstellen. Im Bodenschutzgesetz der Bundesrepublik ist der „gute Zustand des Bodens“ durch „gute fachliche Praxis der Landwirtschaft“ definiert. Der Zustand der Agrar-Landschaften und insbesondere der Böden als Hauptproduktionsmittel der Landwirte hängt neben natürlichen Gegebenheiten stark von Bewirtschaftungsmethoden und Maßnahmen ab.

Die Bewirtschaftung von Ackerflächen umfasst eine hohe Anzahl komplexer Aktivitäten, so dass die Intensität der Bewirtschaftung von Ackerflächen unter einer Vielzahl von Aspekten charakterisiert werden kann. Es gibt zahlreiche Belege dafür, dass die verschiedenen Aspekte der Bewirtschaftung (Pestizideinsatz, Kulturarten, ökologisches vs. konventionelles System usw.) ein breites Spektrum von ÖSL auch außerhalb der landwirtschaftlichen Felder beeinflussen, aber es gibt relativ wenig Daten über die tatsächlichen Bewirtschaftungsregime, die als Indikatoren verwendet werden könnten. Um naturschutzfachlich wertvolle Landschaftselemente in der Agrarlandschaft zu schützen wird gefordert, mindestens 5 % der Gesamt-Agrarfläche ohne Produktionsoptionen zu belassen.

Die Kommission für den GAP-Strategieplan Deutschlands¹³ empfiehlt u.a.:

- Die Eindämmung und Umkehr der Verschlechterungen des Erhaltungszustands aller geschützten Lebensräume und Arten, die von der Landwirtschaft abhängig sind. Dies soll durch eine angemessene Verbindung von Verpflichtungen im Rahmen der Konditionalität und Maßnahmen wie ergebnisorientierte und kollektive Verpflichtungen, durch die Vernetzung ausgewählter Lebensräume und durch mehr nichtproduktive Landschaftselemente mit großer biologischer Vielfalt auf Ackerland erfolgen. Besondere Aufmerksamkeit sollte dem Schutz von Feldvögeln und wilden Bestäubern gelten.
- Die Verbesserung des Klimaschutzes durch die weniger intensive Bewirtschaftung von Ackerland zur Steigerung der Kohlenstoffbindung, die Erweiterung von Dauergrünland zur Kohlenstoffspeicherung sowie den Schutz von kohlenstoffreichen Böden durch Wiedervernässung und die Wiederherstellung von Torfmoorflächen und Feuchtgebieten.

Die "Intensivierung/Extensivierung" des Produktionssystems kann als ein relativ allgemeiner Schlüsselindikator betrachtet werden. Der Anteil des ökologischen Landbaus bzw. Ackerbaus ist ein Indikator, der zu unterschiedlichen politischen Aussagen genutzt werden kann (Abschn. 3.4.1). Grasland wird üblicherweise als Weideland oder zur Heugewinnung (Futtermittel) genutzt, so dass die Viehdichte ein primärer Indikator für die Intensität der Grünlandnutzung und die Ausbringung organischen Düngers auf regionaler Ebene sein kann (3.4.2). Zudem werden die Entwicklung des bundesweit zur Verfügung stehenden fruchtbaren Ackerbodens (3.4.3) und die Stickstoffbelastungen aus landwirtschaftlichen Quellen (3.4.4) in Kennblättern dargestellt.

¹³ <https://www.bmel.de/DE/themen/landwirtschaft/eu-agrarpolitik-und-foerderung/gap/gap-strategieplan.html>

3.4.1 Anteil ökologischer Landbau und ökologischer Ackerbau

Ralf-Uwe Syrbe, Steffen Schwarz, Karsten Grunewald

Hintergrund

Ein wichtiges Ziel nachhaltiger Raumentwicklung ist es, die Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts zu erhalten und damit eine nachhaltige Nutzungsfähigkeit von Naturgütern zu gewährleisten (BMVBS 2006). Der ökologische Landbau ist eine ressourcenschonende und umweltverträgliche Wirtschaftsform im Agrarbereich, die sich am Prinzip der Nachhaltigkeit orientiert. Mit 11,97 Mrd. Euro Umsatz im Jahr 2019 ist Deutschland der größte Markt für Biolebensmittel in Europa. In ihrer Nachhaltigkeitsstrategie hat sich die Bundesregierung zum Ziel gesetzt, den Anteil der ökologischen Anbaufläche bis 2030 auf 20 % der gesamten landwirtschaftlichen Fläche in Deutschland auszuweiten (BMEL 2021). Die ökologische Landwirtschaft kann insbesondere für den Natur- und Artenschutz, die Reinhaltung von Grund- und Oberflächengewässern, den Erholungswert der Landschaft, den Klimaschutz, das Tierwohl, den Schutz des Bodens und für die Gesundheitsvorsorge wertvolle Beiträge leisten (Tab. 3.4.1.1). Seit 1989 wird der ökologische Landbau in Deutschland bundesweit mit öffentlichen Mitteln gefördert. Im Jahr 2021 stehen 30 Mio. € im Rahmen des "Bundesprogramm Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft (BÖLN)" zur Verfügung.

Je höher der Anteil des ökologischen Landbaus und damit die landwirtschaftliche Nutzfläche mit ökologischer Bewirtschaftung, desto höher ist die Verträglichkeit für den Natur- und Ressourcenschutz zu bewerten. Vor diesem Hintergrund ist der Anteil des ökologischen Landbaus in Deutschland, gemessen anhand der ökologisch bewirtschafteten Flächen, von hoher Bedeutung und ein wichtiger Indikator für die umwelt- und agrarpolitische Debatte. Gemessen werden kann sowohl der Anteil der ökologisch bewirtschafteten Agrarfläche, die gleichermaßen Ackerland, Grünland und andere Kulturformen wie Wein- und Obstanbau einschließt. Flächenmäßig entfällt der größte Teil der ökologisch bewirtschafteten Flächen auf Grünland. Im Hinblick auf den Arten-, Klima-, Boden-, und Grundwasserschutz ist auch der (flächenmäßig) kleinere Anteil der ökologisch bewirtschafteten Ackerfläche von besonderem Interesse, weil vor allem auf diesen Flächen eine Vielzahl von Agrochemikalien nicht eingesetzt werden und bestimmte Arten eine Überlebenschance erhalten, die auf konventionell bewirtschafteten Flächen stärker gefährdet sind. Deswegen wird neben der ökologischen Anbaufläche insgesamt auch der Acker-Anteil separat als Indikator beobachtet.

Indikatoren

„Anteil ökologischer Landwirtschaftsfläche an Gebietsfläche" (Abb. 3.4.1.1)

Der Indikator beschreibt den Anteil der ökologischen Landwirtschaftsfläche, welche bereits auf ökologischen Landbau umgestellt wurde im Verhältnis zur Gebietsfläche der Bundesländer anhand der jüngsten Agrarstrukturerhebung.

„Anteil ökologischer Landbau an Landwirtschaftsfläche" (Abb. 3.4.1.2)

Der Indikator beschreibt den Anteil der ökologischen Landwirtschaftsfläche, welche bereits auf ökologischen Landbau umgestellt wurde im Verhältnis zur Landwirtschaftsfläche der Bundesländer anhand der jüngsten Agrarstrukturerhebung.

„Anteil ökologischer Landbau an der Ackerfläche" (Abb. 3.4.1.3)

Der Indikator beschreibt den Anteil der ökologischen Ackerfläche, welche bereits auf ökologischen Landbau umgestellt wurde im Verhältnis zur gesamten Ackerfläche der der Bundeslän-

Tab. 3.4.1.1: Bewertung der Leistungen der ökologischen Landwirtschaft im Bereich Umwelt- und Ressourcenschutz sowie Tierwohl im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft (aus: Sanders & Heß 2019, S. 3)

der.

Leistungsbereich	Indikator	In Studien gewählte Bezugsgrösse	Anzahl Studien	Anzahl Vergleichspaare	Bewertung der gesellschaftlichen Leistung auf der Basis einer					
					quantitativen Auswertung der Literaturergebnisse			qualitativen Auswertung der Literaturergebnisse		
Wasser	Nitrat	Fläche	71	202	■	■	■	■	■	■
	Nitrat	Ertrag	8	24	■					
	PSM	Fläche	12	66	■					
	TAM	Fläche	-	-				■		
	Phosphor	Fläche	-	-				■		
Boden	Regenwürmer	Abundanz	Fläche	21	64	■				
		Biomasse	Fläche	17	93	■				
	Bodenacidität	Fläche	30	71	■					
	Phosphor	Fläche	14	65		■				
	Eindringwiderstand	Fläche	4	44	■					
Biodiversität	Flora	Artenzahl	Fläche	42	128	■				
		Abundanz	Fläche	8	19	■				
	Fauna	Artenzahl	Fläche	31	67	■				
		Abundanz	Fläche	28	98	■				
Klimaschutz	SOC-Gehalt	Fläche	103	270	■					
		Fläche	52	131	■					
	Boden / Pflanze	C-Speicherung	Fläche	17	41	■				
		N ₂ O-Emissionen	Fläche	13	35	■				
		CH ₄ -Emissionen	Fläche	3	6				■	
		THG-Gesamt	Ertrag	-	-				■	■
	Milchkühe	CH ₄ -Emissionen	Ertrag	-	-					■
		THG-Gesamt	Ertrag	-	-				■	■
Klima-anpassung	Fruchtfolgeeffekte (C-Faktor)	Fläche	3	5				■		
	Anteil organischer Substanz	Fläche	24	72	■					
	Aggregatstabilität	Fläche	22	76	■					
	Trockenraumdichte	Fläche	13	30		■				
	Infiltration	Fläche	11	28	■					
	Oberflächenabfluss	Fläche	9	22		■				
	Bodenabtrag	Fläche	16	45	■					
Ressourceneffizienz	N-Input	Fläche	38	113	■					
	N-Effizienz	Ertrag	38	113	■					
	N-Saldo	Fläche	36	114	■					
	Energieinput	Fläche	55	141	■					
	Energieeffizienz	Ertrag	37	105	■					
Tierwohl	Milchkühe	Tiergesundheit	Herde	46	286		■			
		Tierverhalten	Herde	3	10				■	
		Emotionen	Herde	1	3				■	
	Schweine	Tiergesundheit	Herde	8	51		■			
		Tierverhalten	Herde	2	2				■	
		Emotionen	Herde	-	-				■	
	Geflügel	Tiergesundheit	Herde	6	28		■			
		Tierverhalten	Herde	2	4				■	
		Emotionen	Herde	3	5				■	

■ Ökolandbau erbringt eindeutig höhere Leistungen ■ Ökolandbau erbringt erwartbar höhere Leistungen
■ Ökolandbau erbringt eindeutig vergleichbare Leistungen ■ Ökolandbau erbringt erwartbar vergleichbare Leistungen
■ Ökolandbau erbringt eindeutig niedrigere Leistungen ■ Ökolandbau erbringt erwartbar niedrigere Leistungen

Berechnungs- und Analyseschritte

Datengrundlagen und -auswahl

Als Berechnungsgrundlage für den Indikator dienen die Daten der Agrarstrukturerhebung von 2016. Weiterhin werden die administrativen Verwaltungsgrenzen des BKG verwendet.

Datenquellen:

- „Landwirtschaftlich genutzte Fläche“ [ha] und Fläche „Auf ökologische Bewirtschaftung umgestellt“, Agrarstrukturerhebung 2016, Statistische Ämter des Bundes und der Länder, Deutschland, 2020.
- Verwaltungsgrenzen VG250, GeoBasis-DE

Arbeitsschritte Datenverarbeitung

Die Indikatorberechnung ist mit dem Geoinformationsprogramm ArcGIS der Firma ESRI umgesetzt worden und lässt sich zusammenfassend wie folgt beschreiben.

1. Aufbereitung Statistikdaten: Aufbereitung der Statistikdaten bezogen auf die auf ökologischen Landbau umgestellte Landwirtschaftsfläche.
2. Erstellung der Karten: Kartierung der auf ökologischen Landbau umgestellten Landwirtschaftsfläche auf Bundeslandebene.

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Indikators

Der Anteil der ökologisch genutzten Landwirtschaftsfläche beträgt im Jahr 2016 auf Ebene der Bundesländer zwischen minimal 0,3 % der Gebietsfläche in Berlin und maximal 5,1 % der Gebietsfläche in Mecklenburg-Vorpommern (Tab. 3.4.1.2, Abb. 3.4.1.1). Der deutsche Mittelwert liegt bei 2,9 %.

Auf die reine Landwirtschaftsfläche des jeweiligen Bundeslandes bezogen beträgt der Anteil der auf ökologischen Anbau umgestellten Fläche minimal 2,9 % in Niedersachsen und maximal 15,6 % in Berlin, gefolgt von Bremen (15,3 %) und dem Saarland (11,9 %). Im Mittel beträgt der Anteil der ökologisch genutzten Fläche an der Landwirtschaftsfläche 6,1 % (Bezugsjahr 2016, Tab. 3.4.1.2 und Abb. 3.4.1.2).

Tabelle 3.4.1.3 und Abbildung 3.4.1.3 beschreiben den Anteil des ökologischen Landbaus am Ackerland im Jahr 2016. Dieser ist in den Stadtstaaten und den Bundesländern im Nordwesten/Norden besonders niedrig. In keinem Bundesland wird die Marke von 3 % Anteil überschritten.

Tab. 3.4.1.2: Anteil des ökologischer Landwirtschaftsfläche

Ökologische Landwirtschaft insgesamt	Gebietsfläche (in km ²)	Landwirtsch. Nutzfläche	Umgestellt auf ökologische Landwirtschaft	Indikator 1	Indikator 2
Deutschland	357.578	16.715.300	1.018.922	2,85%	6,1%
Baden-Württemberg	35.674	1.415.980	114.362	3,21%	8,1%
Bayern	70.542	3.125.366	225.659	3,20%	7,2%
Berlin	891	1.845	288	0,32%	15,6%
Brandenburg	29.654	1.315.469	122.077	4,12%	9,3%
Bremen	420	8.052	1.235	2,94%	15,3%
Hamburg	755	14.637	1.160	1,54%	7,9%
Hessen	21.116	767.332	82.201	3,89%	10,7%
Mecklenburg-Vorpommern	23.293	1.347.590	118.344	5,08%	8,8%
Niedersachsen	47.710	2.598.164	76.466	1,60%	2,9%
Nordrhein-Westfalen	34.113	1.440.539	56.501	1,66%	3,9%
Rheinland-Pfalz.....	19.858	698.763	54.128	2,73%	7,7%
Saarland	2.571	77.755	9.252	3,60%	11,9%
Sachsen	18.450	903.514	33.231	1,80%	3,7%
Sachsen-Anhalt	20.452	1.174.525	56.335	2,75%	4,8%
Schleswig-Holstein	15.802	990.403	37.935	2,40%	3,8%
Thüringen	16.202	778.996	29.447	1,82%	3,8%

Tab. 3.4.1.3: Anteil des ökologischen Anbaus am Ackerland (in 1.000 ha)

ökologischer Ackerbau	Ackerland	ÖLA	Verhältnis in %
Deutschland	11 672,0	219,3	1,9
Baden-Württemberg	815,9	21,2	2,6
Bayern	2 002,3	55,8	2,8
Berlin	1,1	0,0*	0,0
Brandenburg	994,6	27,2	2,7
Bremen	1,6	0,0*	0,0
Hamburg	5,7	0,0*	0,0
Hessen	472,9	9,4	2,0
Mecklenburg-Vorpommern	1 072,7	13,9	1,3
Niedersachsen	1 854,4	19,6	1,1
Nordrhein-Westfalen	1 076,2	8,7	0,8
Rheinland-Pfalz.....	392,8	5,8	1,5
Saarland	34,7	0,5	1,4
Sachsen	700,3	12,9	1,8
Sachsen-Anhalt	985,0	26,7	2,7
Schleswig-Holstein	658,5	8,7	1,3
Thüringen	603,4	8,5	1,4



Abb. 3.4.1.1: Anteil ökologischer Landwirtschaftsfläche an Gebietsfläche



Abb. 3.4.1.2: Anteil ökologischer Landbau an Landwirtschaftsfläche



Abb. 3.4.1.3: Anteil ökologischer Landbau am Ackerland (2016)

Beziehungen zur Biodiversitätsstrategie

In der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt sind neben der biologischen Vielfalt auch der Schutz bestimmter Tier- und Pflanzenarten und die nachhaltige Nutzung Kernthemen (BMUB 2015). Weiterhin spielen intakte Natur- und Kulturlandschaften u. a. wegen ihrer Erholungsfunktion für den Menschen eine wichtige Rolle. Deshalb sollen die wirtschaftlichen Tätigkeiten im Einklang mit der Erhaltung der biologischen Vielfalt erfolgen. So soll laut Biodiversitätsstrategie die Biodiversität in den Agrarökosystemen erhöht und die Populationen der für Agrarlandschaften typischen Arten gesichert werden. Ebenso soll der Flächenanteil natur-schutzfachlich wertvoller Agrarbiotope steigen ("hochwertiges Grünland, Streuobstwiesen) und naturnahe Landschaftselemente ("zum Beispiel Hecken, Raine, Feldgehölze, Kleingewässer") erhalten oder vermehrt werden. Die Stärkung der Artenvielfalt, der reduzierte Einsatz chemischen Pflanzenschutzes, die Reduzierung der Stickstoffüberschüsse und "die Förderung des ökologischen Landbaus" sind weitere zentrale angestrebte Ziele. Dabei wird auch die gesellschaftliche Verantwortung adressiert, Produkte aus regionalem und naturverträglichem Anbau bereit zu stellen und zu verwenden.

Literatur

BMEL- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2021) Ökolandbau stärken: Zukunftsstrategie ökologischer Landbau. Webseite <https://www.bmel.de/DE/themen/landwirtschaft/oekologischer-landbau/zukunftsstrategie-oekologischer-landbau.html> [Zugriff 02.02.2021].

BMUB - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2015) Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007.

BMVBS– Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (2006) Leitbilder und Handlungsstrategie für die Raumentwicklung in Deutschland. Verabschiedet von der Ministerkonferenz für Raumordnung am 30.06.2006.

Sanders J, Hess J (Hrsg.) (2019) Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 364 p, Thünen Rep 65, DOI:10.3220/REP1547040572000

3.4.2 Viehbesatz pro Gebiets- und Landwirtschaftsfläche

Steffen Schwarz, Ralf-Uwe Syrbe, Karsten Grunewald

Hintergrund

Die Ernährung von Nutztieren sowie ihre Weidehaltung im Ökosystem stellen einen direkten Beitrag zur Versorgung der Gesellschaft, hauptsächlich mit Nahrungsmitteln, dar. Die auf Grünland oder Ackerflächen gewonnenen Futtermittel sind die wichtigsten Grundlagen dieser ÖSL, hinzu kommen die gesunde Aufenthaltsmöglichkeit (Auslauf) der Tiere und die umweltgerechte Entsorgung von Ausscheidungen auf den Flächen (Mist, Gülle etc.). Zu den Produkten von Nutztieren zählen u. a. tierische Nahrung (Fleisch), Felle, Häute/Leder, Fasern und Mist/Gülle als Dünger oder Energieressource sowie genetische, biotechnische/medizinische Ressourcen (Hoffmann et al. 2014).

Für eine nachhaltige Nutzung der Ökosysteme werden ausreichend Grünland und ackerbaulich nutzbare Flächen mit Eignung zum Beweiden, zum Anbau von Futtermitteln bzw. zur Aufnahme der Ausscheidungen benötigt. Wichtige Güte- und Indikatormasse zur Beschreibung der Umweltbelastung durch Nutztier können allgemein der Viehbesatz pro Gesamtfläche bzw. speziell der Viehbesatz pro landwirtschaftliche Nutzfläche sein. Diese Maßzahlen bieten ein Indiz für den Druck der Viehhaltung auf die Ökosysteme. Sie können für administrative Flächen auf Kreisebene erhoben werden.

Indikator (1)

„Viehbesatz (gesamt) pro Gebietsfläche“

Der Indikator Viehbesatz (gesamt) ermittelt die Anzahl der durch Ökosysteme versorgten Viehbestände der wichtigsten Nutztierarten im angepassten Größenverhältnis der Tiere. Zur Berücksichtigung der unterschiedlichen Nahrungs- und Flächenansprüche wird der Indikator in Großvieheinheiten (GVE, eine GVE entspricht 500 kg Lebendgewicht) bezogen auf die jeweilige Gebietseinheit angegeben.

„Viehbesatz (gesamt) Differenz“ beschreibt die Differenz der GVE zwischen den letzten Jahren mit verfügbaren Daten (2016 und 2010) auf Kreisebene.

Berechnungs- und Analyseschritte

Datengrundlagen und -auswahl

Datenquellen:

- Agrarstrukturerhebung / Landwirtschaftszählung (ASE), Quelle: Statistische Ämter des Bundes und der Länder, Deutschland, 2020
- Erhebung über die Rinderbestände, Quelle: Statistische Ämter des Bundes und der Länder, Deutschland, 2020
- Verwaltungsgrenzen VG250, GeoBasis-DE

Für die Indikatorberechnung werden Daten aus der Agrarstrukturerhebung / Landwirtschaftszählung (ASE) 2016 (Tabelle 41141-03-01-4) und für die Differenzberechnung zudem die Daten des Zeitschnittes 2010 (Tabelle 41141-03-01-4) herangezogen. Differenziert wird nach Tierarten (Rinder, Milchkühe, Zuchtsauen, Schweine und Schafe) auf Kreisebene. Für die Gebietsflächengröße werden die Daten zu den Verwaltungsgebieten (VG25) vom BKG verwendet. Ergänzt werden die Daten um die Erhebung über die Rinderbestände (2016 bzw. 2010),

um diese besser ausdifferenzieren zu können (Tabelle 41312-01-01-4). Die erfassten Viehbestände werden mit den in der Tabelle 4.3.2.1 enthaltenen Faktoren über die Zuordnung zu Großvieheinheiten (GV-Faktoren) multipliziert und anschließend die Gesamtsumme an GVE gebildet. Die Klassen Schweine und Schafe beinhalten weitere nicht ausdifferenzierte Klassen. Da hierfür die GVE-Umrechnungsfaktoren der Tabelle 4.3.2.1 nicht angesetzt werden können, wurden anhand von ausgewählten Daten der Bundesländer plausible gemittelte Faktoren für Schweine (0,11) und für Schafe (0,085) hergeleitet und genutzt. Die Klasse Schweine wird abzüglich der Klasse Zuchtsauen verrechnet, da Zuchtsauen redundant in der Klasse Schweine aufgeführt sind. Das erhaltene Zwischenergebnis wird durch die Gebietsfläche geteilt, welche in Hektar umgerechnet wurde. Der Berechnungsweg ist mit der folgenden Formel aufgezeigt (i = Nutztviehart).

$$(\text{Viehbesatz Gesamt}) = \frac{\sum \text{Viehbestand}_i * \text{GVE Faktor}_i}{\left(\frac{\text{Gebietsfläche}}{1\,000\,000}\right) \text{km}^2}$$

Tab. 3.4.2.1: Nutztvieharten mit zugeordneten Umrechnungsfaktoren in die standardisierte Größe Großvieheinheiten (GVE, 1,0 = 500 kg) gemäß BMELV (2020; <https://bmel-statistik.de/landwirtschaft/tierhaltung/>; SJT-3100100-0000.xlsx Umrechnungsschlüssel zur Ermittlung der Großvieheinheiten)

Nutztviehart	GVE	Nutztviehart	GVE
Pferde unter 3 Jahre	0,7	Schafe 1 Jahr alt und älter	0,1
Pferde 3 Jahre alt und älter	1,1	Ziegen	0,08
Ponys und Kleinpferde	0,7	Ferkel	0,02
Kälber und Jungrinder unter 1 Jahr	0,3	Jungschweine bis unter 50 kg	0,06
Jungrinder 1 bis unter 2 Jahre	0,7	Mastschweine, 50 kg und mehr	0,16
Rinder 2 Jahre und älter	1,0	Zuchtschweine, 50 kg und mehr	0,3
Schafe unter 1 Jahr	0,05	Geflügel	0,004

Arbeitsschritte Datenverarbeitung

Die Indikatorberechnung ist mit dem Geoinformationsprogramm ArcGIS der Firma ESRI umgesetzt worden und lässt sich zusammenfassend wie folgt beschreiben.

1. Aufbereitung Statistikdaten: Summe der Nutztvieharten auf Kreisebene.
2. Aufbereitung Gebietskulisse: Aufbereitung der Verwaltungsgrenzen auf Kreisebene.
3. Indikatorberechnung: Quotient aus Gesamtsumme der Nutztvieheinheiten und der jeweiligen Gebietsfläche. Differenz der Zeitscheiben 2010 und 2016.

Indikator (2)

„Viehbesatz (gesamt) pro Landwirtschaftsfläche“

Der Indikator Viehbesatz (gesamt) pro Landwirtschaftsfläche berechnet sich analog zum Indikator Viehbesatz (gesamt) pro Gebietsfläche, wobei die GVE nicht auf die Gebietsfläche der Kreise, sondern die auf die Landwirtschaftsfläche in den Kreisen bezogen wird.

Berechnungs- und Analyseschritte

Datengrundlagen und -auswahl

Datengrundlage für den Indikator bilden Daten der Agrarstrukturerhebung / Landwirtschaftszählung (ASE), welche den statistischen Ämtern des Bundes und der Länder für administrative Einheiten (ab Kreisebene) in der Regionaldatenbank Deutschland bereitgestellt werden. Die Daten werden noch um die Erhebung über die Rinderbestände ergänzt, zu Großvieheinheiten umgerechnet und aufbereitet wie oben dargestellt. Weiterhin werden die Verwaltungsgebiete 1:25.000 (VG25, BKG) zur Abgrenzung der Kreise und für die Ermittlung der Landwirtschaftsflächen in den Kreisen das LBM-DE (Landbedeckungsmodell) 2015 verwendet. Die Landwirtschaftsfläche wird über die Corine Land Cover Klassen (CLC) Ackerland (B211), homogenes Grünland (B231) und inhomogenes Grünland (B321) ermittelt.

Datenquellen:

- Agrarstrukturerhebung / Landwirtschaftszählung (ASE), Quelle: Statistische Ämter des Bundes und der Länder, Deutschland, 2020
- Erhebung über die Rinderbestände, Quelle: Statistische Ämter des Bundes und der Länder, Deutschland, 2020
- Verwaltungsgrenzen VG250, GeoBasis-DE
- LBM-DE 2015, Landwirtschaftsflächen, Quelle: GeoBasis-DE (© GeoBasis-DE / BKG 2020)

$$(\text{Viehbesatz Landwirtschaftsfläche}) = \frac{\sum \text{Viehbestand}_i * \text{GVE Faktor}_i}{\left(\frac{\text{Landwirtschaftsfläche (Kreise)}}{1\,000\,000} \right) \text{km}^2}$$

Arbeitsschritte Datenverarbeitung

Die Indikatorberechnung ist mit dem Geoinformationsprogramm ArcGIS der Firma ESRI umgesetzt worden und lässt sich zusammenfassend wie folgt beschreiben.

1. Aufbereitung Statistikdaten: Summe der Nutztvieharten auf Kreisebene.
2. Aufbereitung Gebietskulisse: Ermittlung der Landwirtschaftsfläche auf Kreisebene.
3. Indikatorberechnung: Quotient aus Gesamtsumme der Nutztvieheinheiten und der jeweiligen Landwirtschaftsfläche auf Kreisebene.

Für den Zeitschnitt 2016 gibt es keine Daten vom LBM-DE. Für die Berechnung der Landwirtschaftsflächen wird der Datenstand des nächstliegenden Jahres 2015 herangezogen. Das LBM-DE wird in einem dreijährigen Zyklus aktualisiert.

Beziehungen zur Biodiversitätsstrategie

In der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS, BMUB 2007) sind neben der biologischen Vielfalt selbst auch der Schutz von Tier- und Pflanzenarten und die nachhaltige Nutzung Kernthemen. Weiterhin spielen intakte Natur- und Kulturlandschaften u. a. für die Erholungsfunktion eine wichtige Rolle. In besonderem Maße beeinflusst die Bodennutzung die Umwelt. Deshalb sollen wirtschaftliche Tätigkeiten im Einklang mit der Erhaltung der biologischen Vielfalt erfolgen. So soll laut NBS die Biodiversität in den Agrarökosystemen erhöht und die Populationen der für Agrarlandschaften typischen Arten gesichert werden. Ebenso soll der Flächenanteil naturschutzfachlich wertvoller Agrarbiotope steigen (z. B. Grünland,

Streuobstwiesen) und naturnahe Landschaftselemente (z. B. Hecken, Raine, Feldgehölze, Kleingewässer) gestärkt werden. Zu weiteren relevanten Zielen gehören die Reduzierung des Stickstoffüberschusses und die Förderung des ökologischen Landbaus. Eine nachhaltige Viehhaltung, die wertvolle Ressourcen (wie saubere Gewässer und Boden) erhält, muss ein ausgewogenes Verhältnis von Tierbesatz und Fläche aufweisen, dies gilt sowohl bei Weide- als auch bei Stallhaltung. Ein Indikator „Viehbesatz“ zeigt mit erwünscht niedrigen Werten an, dass ausreichende Versorgungs- (ohne Futtermittelimporte) und Entsorgungsmöglichkeiten (ohne massive Stickstoffbelastung) gegeben sind. Wenn der Viehbesatz in einer nachhaltigen Größenordnung liegt, können die o. g. Landschaftselemente erhalten und Tiere auch durch Beweidung oder Wiesennutzung ernährt werden.

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Indikators

Indikator „Viehbesatz (gesamt) pro Gebietsfläche“: Zwischen den deutschen Kreisen beträgt die Spannweite der errechneten GVE-Werte je km² zwischen >0 und 252 GVE/km². Das Mittel liegt für Deutschland bei 34,6 GVE/km². Regional gibt es große Unterschiede (Abb. 3.4.2.1). Besonders hohe Werte finden sich im Nordwesten am Niederrhein, im Münsterland, im Emsland und in Ostfriesland bis hin zur Nordseeküste. Der höchste Wert ist im Landkreis Vechta mit 252 GVE/km² zu verzeichnen. Im Süden und Osten sind besonders hohe Werte in den Regionen nördlich von Stuttgart, der Schwäbischen Alb, Oberbayern, dem Bayrischen Wald, in Teilen des Erzgebirges und Süd- bzw. Westsachsens zu verzeichnen. Besonders niedrige Werte weisen beispielsweise Berlin oder Mainz auf. Hier tendieren die Werte gegen Null GVE/km². Generell ist in großen Städten der Viehbesatz relativ gering.

Zwischen den Zeitständen 2010 und 2016 zeigt der Indikator „Viehbesatz (gesamt) Differenz“ deutliche Veränderungen im Viehbesatz an. Absolut gesehen liegen die Werte zwischen -43 GVE/km² und +42 GVE/km² (Abb. 3.4.2.2). Umgerechnet auf Prozentsätze in Bezug auf den Gesamtviehbestand (Abb. 3.4.2.3) ist ein geringer Rückgang der GVE/km² um 1,6 % zu verzeichnen und der regionale Schwerpunkt an der niederländischen Grenze fällt nicht so stark auf, weil die Veränderungen nur geringe Anteile an den hohen Gesamtbeständen ausmachen. Da sich zwischen den Zeitständen jedoch Gebietsreformen auf Kreisebene ergeben haben, kann nicht immer ein exakter Vergleich erfolgen. Die größten Zunahmen sind im Bereich des Niederrheins, des Münsterlandes und des Emslandes zu verzeichnen. Starke Rückgänge des Viehbesatzes, wie beispielsweise in Münster, sind die Ausnahme. Die Mehrheit der Kreise weisen nur geringe Differenzen zwischen den beiden Zeitschnitten auf.

Der Indikator „Viehbesatz (gesamt) pro Landwirtschaftsfläche“ beschreibt den Bestand an Großvieheinheiten im Verhältnis zur landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) des jeweiligen Kreises (Abb. 3.4.2.4). Bei der Intensität der Besetzung durch die Großvieheinheiten zeichnet sich ein analoges Bild wie beim Indikator „Viehbesatz (gesamt) pro Gebietsfläche“ ab. Die Intensitäten sind bis auf wenige Abweichungen im räumlichen Muster vergleichbar. Da die Landwirtschaftsfläche in der Regel nicht der gesamten Kreisgebietsfläche gleichkommt, sind die Werte pro LN höher als in Relation zur gesamten Fläche des Kreises. Im gesamtdeutschen Mittel liegt der Viehbesatz bei 65,3 GVE/km² LN.

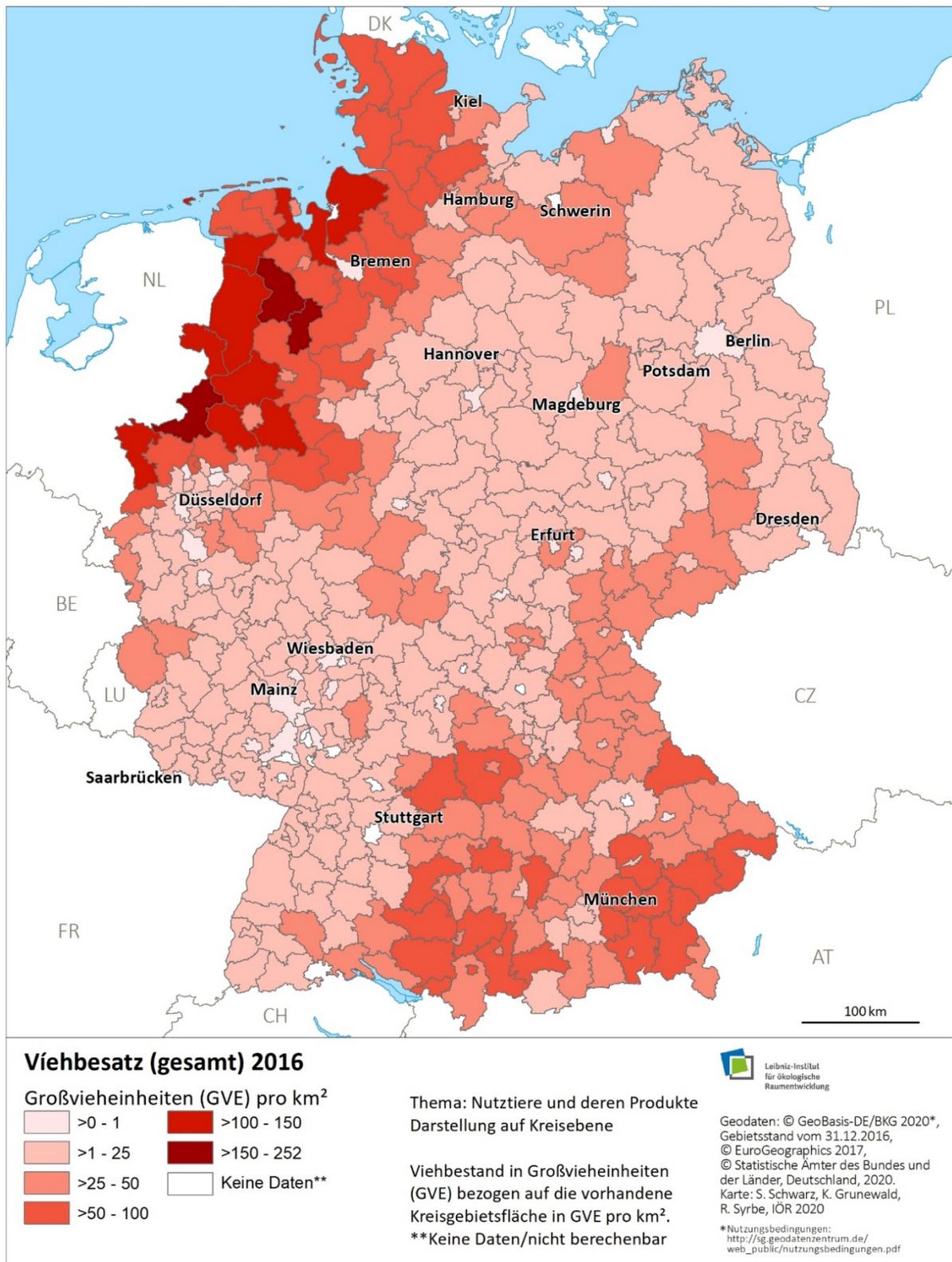


Abb. 3.4.2.1: Indikator Viehbesatz (gesamt) pro Landwirtschaftsfläche 2016

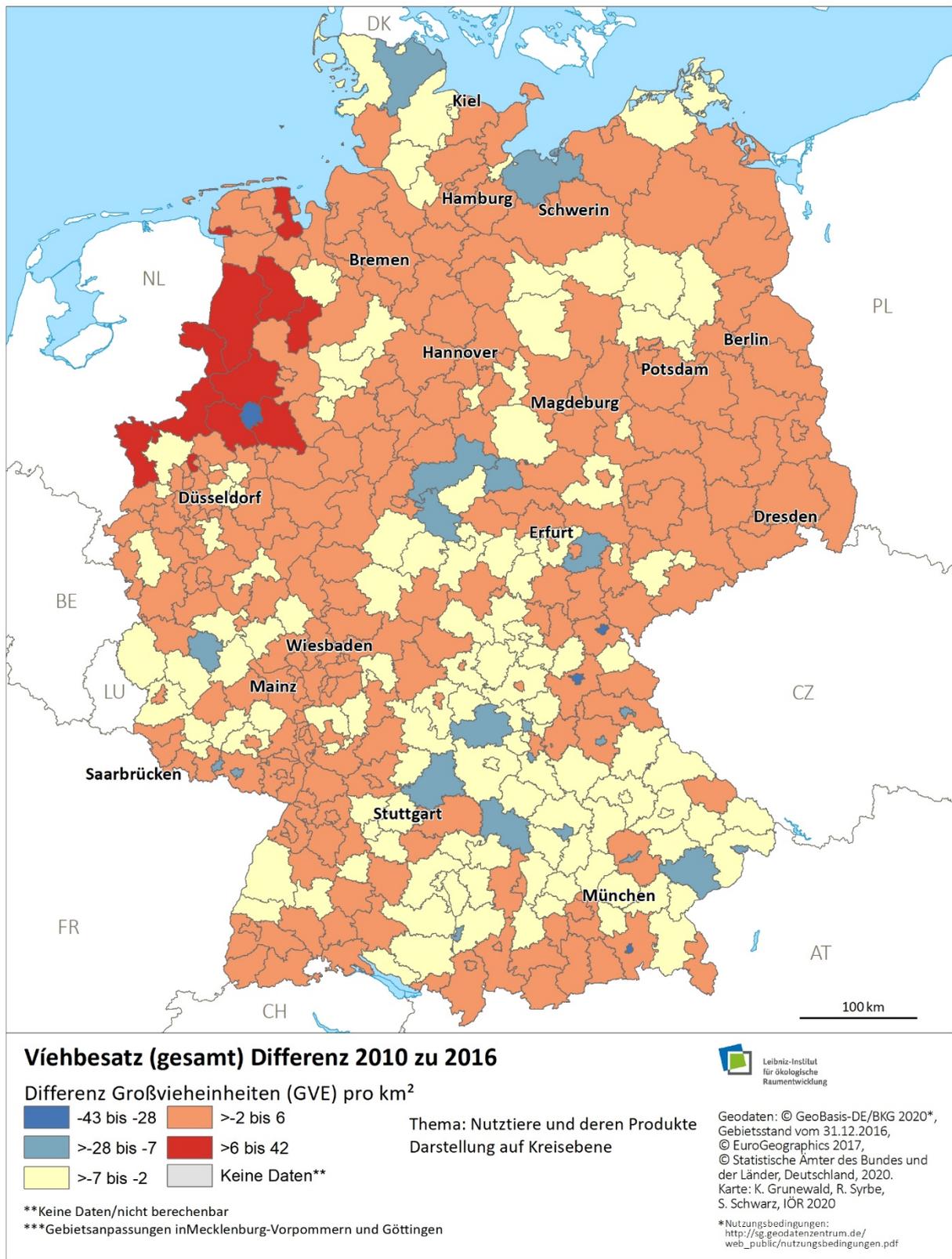


Abb. 3.4.2.2: Indikator Viehbesatz (gesamt) Differenz (der Jahre 2010 bis 2016)

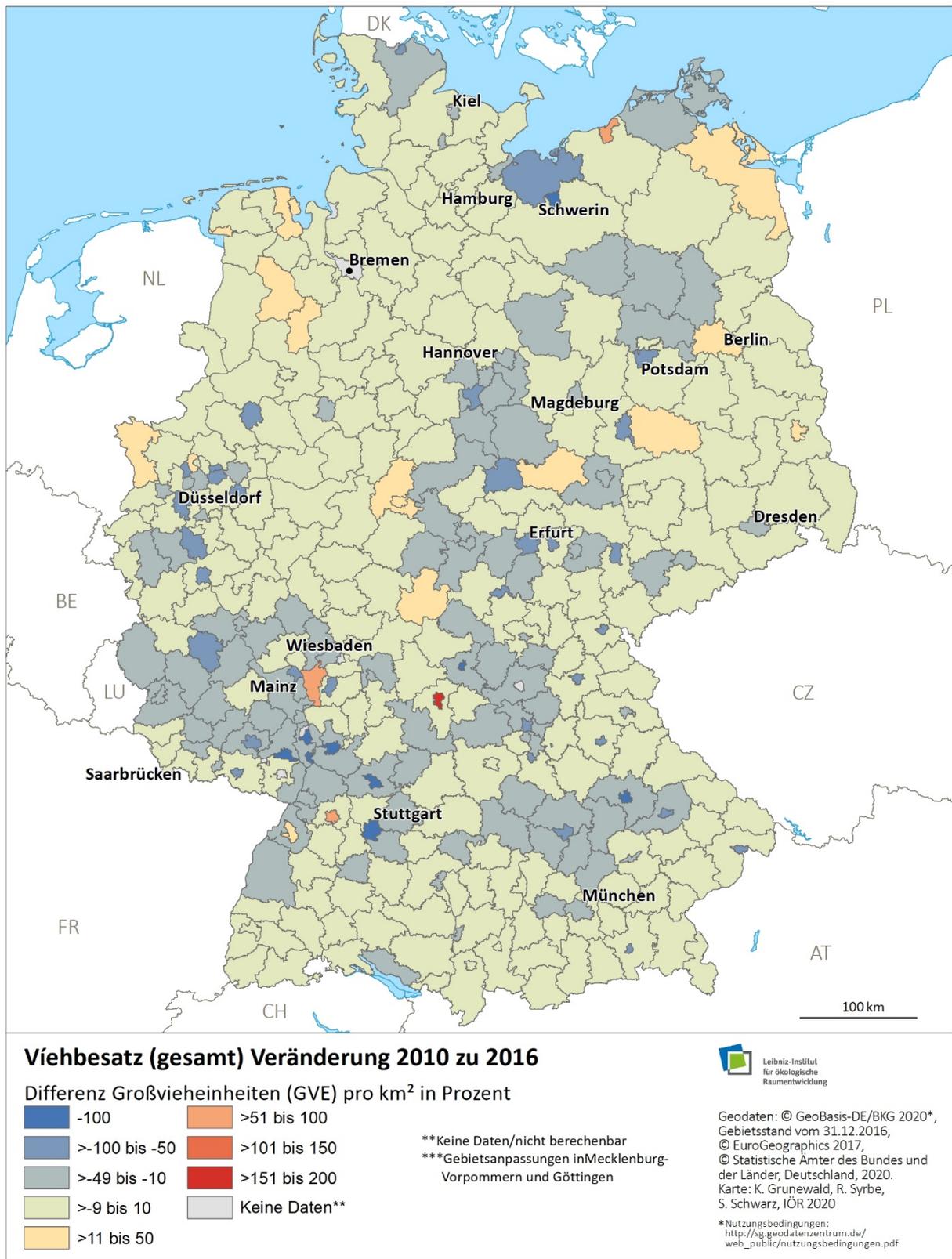


Abb. 3.4.2.3: Viehbesatz (gesamt) Differenz in Prozent (der Jahre von 2010 bis 2016)

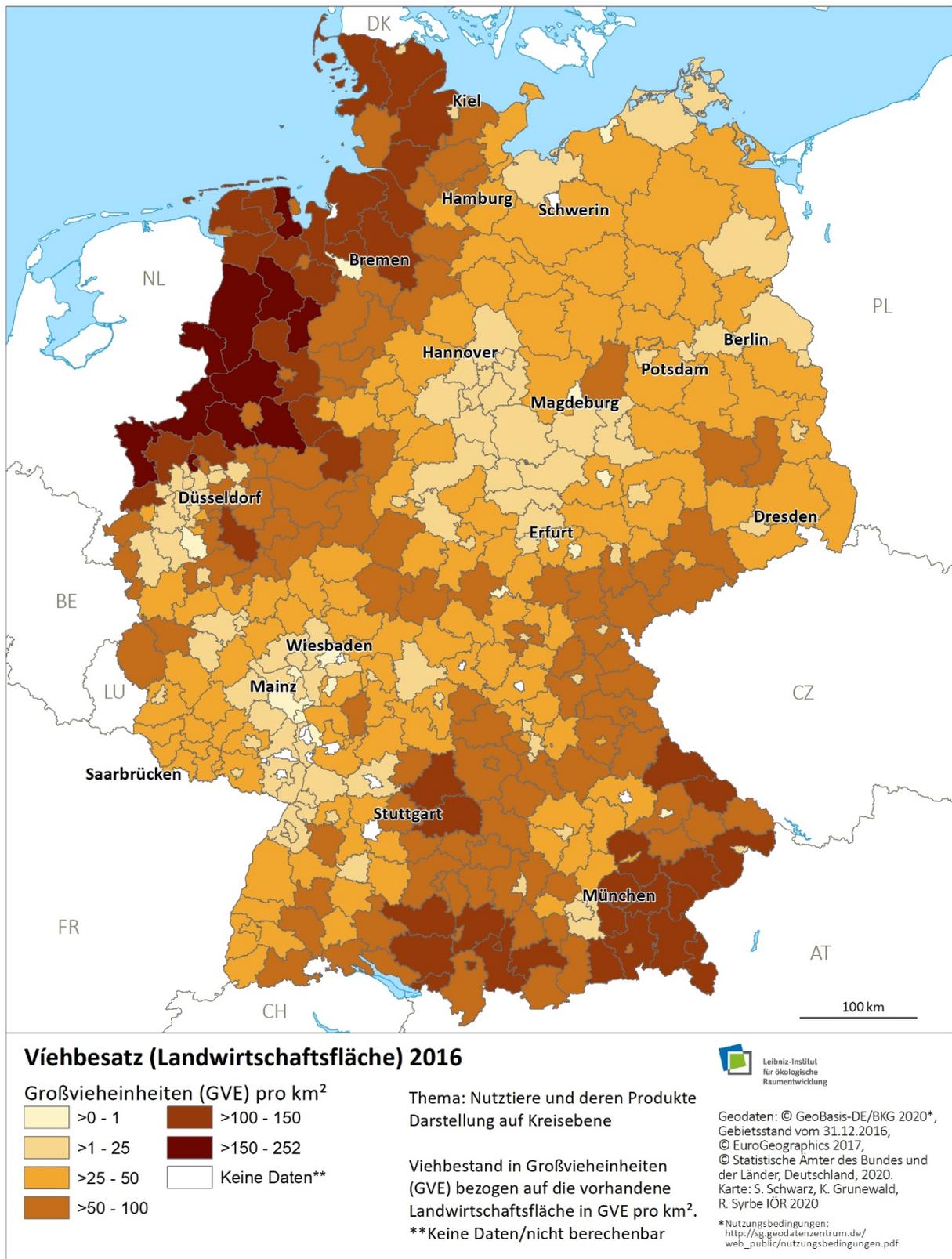


Abb. 3.4.2.4: Viehbesatz (gesamt) pro Landwirtschaftsfläche 2016

Literatur

- BMVBS– Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (2006): Leitbilder und Handlungsstrategie für die Raumentwicklung in Deutschland. Verabschiedet von der Ministerkonferenz für Raumordnung am 30.06.2006.
- Hoffmann, I., From, T., Boerma, D. (2014): Ecosystem Services provided by livestock species and breeds, with special consideration to the contributions of small-scale livestock keepers and pastoralists. FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture, Background Study Paper No. 66 Rev. 1.
- Jedicke, E. (2003): Biotope und ihre Gefährdung. In: Leibniz-Institut für Länderkunde, Hrsg., Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland, Bd. 3: Klima, Pflanzen- und Tierwelt, Spektrum, Heidelberg/Berlin, 98-101.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (Hrsg. 2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007. Berlin, 179 S.

3.4.3 Verlust an agrarisch nutzbarer Fläche

Sophie Meier, Ralf-Uwe Syrbe

Die Ausdehnung der Siedlungs- und Verkehrsflächen findet in Deutschland vor allem auf Kosten landwirtschaftlich genutzter Ökosysteme statt (Abschn. 2.5.1). Die Landwirtschaftsfläche hat zwischen den Jahren 1990 bis 2010 jährlich um über 32.000 Hektar abgenommen. Die betroffenen Flächen gehen der Nahrungsproduktion verloren, was indirekte Effekte nach sich ziehen kann wie eine Intensivierung der Produktion auf anderen Flächen (auch im Ausland – dort evtl. verbunden mit der Vernichtung von Wäldern). Die Verluste an Landwirtschaftsfläche stellen sich im Saldo als Rückgang der Grünlandflächen dar (Tietz et al. 2012, S. 17).

Abbildung 3.4.3.1 illustriert, dass die agrarische Nutzung sich nur in Teilen mit der Bodenqualität deckt (siehe auch Abbildung 4.1.4 in Kapitel 4.1). Auswertungen in Schleswig-Holstein ergaben beispielsweise, dass dort in relativ unfruchtbaren Regionen (Geest), welche traditionellerweise zur Weide von Tieren genutzt wurden, inzwischen intensiver Maisanbau betrieben wird, um Tierfutter zu gewinnen. Dies führt zu hohem Düngereinsatz, was durch das geringe Nitratrückhaltevermögen der dortigen Böden zu einer hohen Nitratauswaschung führt (Zelený et al. 2020). Das Beispiel zeigt, wie der technische Fortschritt zu einer Abkopplung der natürlichen Leistung der Böden von der auf ihnen produzierten Menge an Ackerkulturen führen kann, wobei die Leistungsfähigkeit der Böden durch Überdüngung auf die Dauer zusätzlich gemindert werden kann (Ge et al. 2017). Auf die Fruchtbarkeit der Böden wird in Kapitel 4.2 eingegangen.

Indikator „Verlust an agrarisch nutzbaren Flächen“

Als Informationsquelle für die Landwirtschaftsflächen wurde der Landbedeckungsmodell-Datensatz für 2012 und 2015 (LBM-DE) herangezogen, welches neben Acker- auch die Grünlandflächen enthält. Die Mindestkartiereinheit des LBM-DE liegt bei 1 ha (BKG 2019). Es wird nach einer erstmaligen Ausgabe für 2009 alle drei Jahre fortgeschrieben, sodass ermittelt werden kann, wie sich die agrarische Flächenkulisse über die Zeit verändert. Es bietet sich an, den Datensatz 2009 nicht in die Analyse einzubeziehen, da dieser noch keine Trennung von Landnutzung und -bedeckung beinhaltet (Hovenbitzer et al. 2015). Eine Übersicht zu den verwendeten Datenquellen findet sich auch in Tabelle 3.4.3.1.

Die räumliche Projektion, auf welche die Daten bezogen wurden, war die „Lambert Azimuthal Equal Area-Projection (LAEA)“, die sich für die Berechnung von Flächenstatistiken eignet und von der EU-INSPIRE-Richtlinie gefordert wird. Alle Datensätze wurden an einem EU-weit einheitlichen Bezugssystem ausgerichtet (INSPIRE-Grid) (EU-Kommission 2014), um eine Kompatibilität mit anderen INSPIRE-konformen Daten herzustellen.

Tab. 3.4.3.1: Übersicht der verwendeten Datensätze und Datenquellen

Eingangsdaten	Ursprünglicher Datensatz → Rasterung
Landbedeckungsmodell LBM-DE: Zeitschnitt 2012: <u>Anbauflächen</u> (CLC-Klasse: 211 nicht bewässertes Ackerland, 221 Weinbauflächen, 222 Obst- und Beerenobstbestände) und <u>Grünland</u> (CLC-Klasse: 231 Wiesen und Weiden) (BKG 2016a) Zeitschnitt 2018: <u>Gebäude- und Verkehrsflächen</u> (CLC-Klasse: 111 Durchgängig städtische Prägung, 112 Nicht durchgängig städtisch geprägt, 121 Industrie und Gewerbeflächen, 122 Straßen und Eisenbahnnetze, 123 Hafengebiete, 124 Flughafen, 133 Baustellen) (BKG 2019)	Vektordatensatz → Raster (5 x 5 m)
Gemeindelayer (Verwaltungsgebiete 1:25.000 (VG 25), Stand 2016, BKG 2017)	Vektordatensatz → Raster (5 x 5 m)
INSPIRE-Grid (eigene Berechnung)	Raster (5 x 5 m)

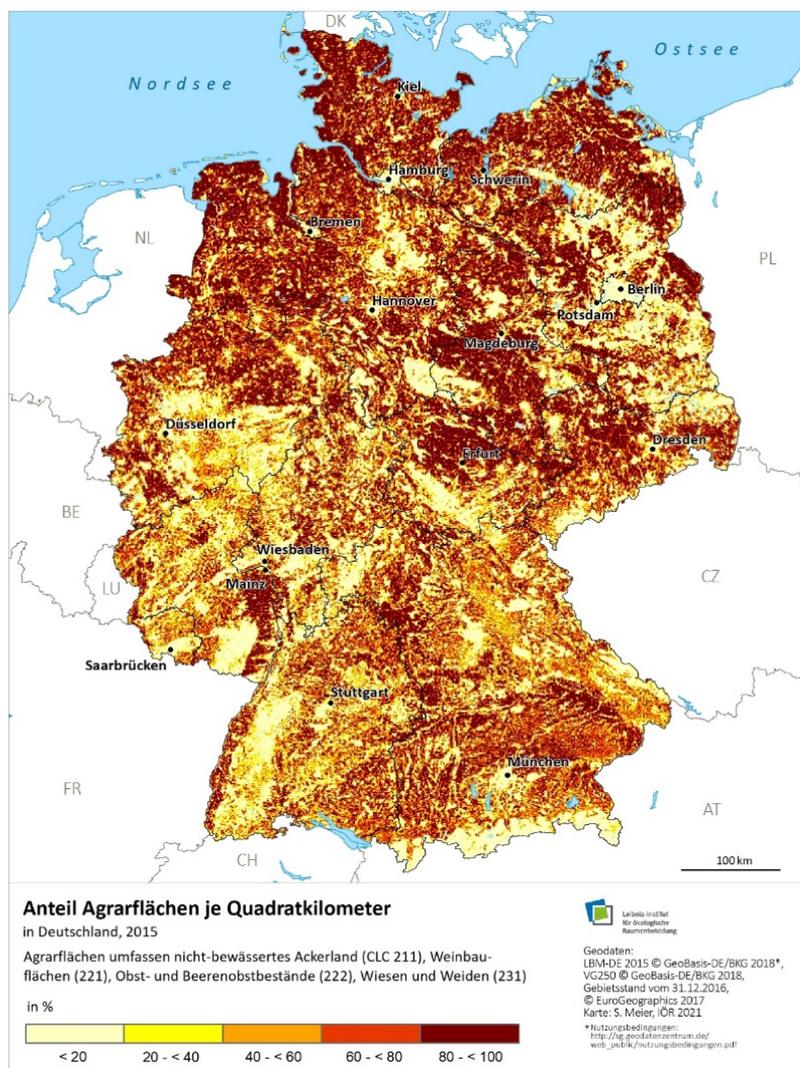


Abb. 3.4.3.1: Anteil der Landwirtschaftsfläche je km² (2015)

Im Folgenden werden die Berechnungsschritte im geographischen Informationssystem dargestellt (GIS-Software: ArcGISpro 2.7.1, Entwicklungsumgebung: IDLE 3.7.9).

Berechnungsschritte

1. Extraktion der Agrarflächen: Die Agrarflächen-Ökosystemtypen (Anbauflächen- und Grünlandflächen) wurden aus dem Landbedeckungsmodell Deutschland (LBM-DE) selektiert (siehe Tabelle 3.4.3.1).
2. Rasterung der Datensätze: Da der Datensatz zum Verlust von Agrarflächen zusätzlich in die Berechnung des Ackerbaulichen Ertragspotenzials (Kap. 4.1) einging, in dem ein gerasterter Datensatz zur Bodenqualität (Soil Quality Rating-SQR) verwendet wurde, wurden die Vektordatensätze zu Ackerflächen (LBM-DE) und Gemeindegrenzen auch entsprechend in Rasterdatensätze umgewandelt. Für eine möglichst feinskalierte Berechnung wurde eine Rasterzellgröße von 5 x 5 m gewählt und die Vektordatensätze der Agrar- (LBM-DE) und Gemeindeflächen entsprechend gerastert (Tabelle 3.4.3.1).
3. Identifikation der Agrarflächen, die aufgrund von Umwandlung in Gebäude- und Verkehrsflächen für ackerbauliche Zwecke nicht mehr zur Verfügung stehen: es wurden diejenigen Agrarflächen (Anbauflächen und Grünlandflächen) aus dem Zeitschnitt 2012 identifiziert, die mit Gebäude- und Verkehrsflächen aus dem Zeitschnitt 2018 deckungsgleich waren.

Ergebnis

Zwischen 2012 und 2018, also innerhalb von sechs Jahren, wurden laut LBM-DE 62.458 ha landwirtschaftlicher Fläche in Gebäude- und Verkehrsflächen umgewandelt. Pro Jahr gingen somit 10.409 ha verloren, was einer täglichen Versiegelung von 28,5 ha Agrarfläche entspricht (Tab. 3.4.3.2).

Tab. 3.4.3.2: Umwandlung von Agrarflächen in Siedlungs- und Verkehrsfläche von 2012 bis 2018. Die Agrarflächen wurden aus der Anzahl der Rasterzellen berechnet, die Größe der Rasterzellen liegt bei 5 x 5 m, dies entspricht 25 m² oder 0,0025 ha).

	Anzahl Rasterzellen für Agrarflächen	Umgewandelte Agrarflächen (in ha von 2012 bis 2018)	Umgewandelte Agrarflächen (ha/Tag)
Neue Bundesländer	5.557.387	13.893	6,34
Alte Bundesländer	19.425.878	48.565	22,18
Deutschland gesamt	24.983.265	62.458	28,52

Bezug zu Nachhaltigkeits- und Biodiversitätsindikatoren

Der in der nationalen Biodiversitätsstrategie verankerte Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität auf dem Agrarland“ zeigt einen statistisch signifikanten Trend weg vom Zielwert (BMU 2010). Als mögliche Ursachen hierfür werden vor allem der mit dem zunehmenden Flächennutzungsdruck verbundene Grünlandumbruch und die Einseitigkeit des Fruchtartenspektrums diskutiert (BMU 2010). Der Rat für nachhaltige Entwicklung weist darauf hin, dass, insbesondere vor dem Hintergrund der begrenzt zur Verfügung stehenden Anbaufläche, ein weiterer Verlust der Biodiversität u. a. im Zusammenhang mit der zunehmenden Verengung von Fruchtfolgen mit den Nachhaltigkeitszielen der Bundesregierung nicht zu vereinbaren ist (RNE 2008).

Einschränkungen/Offene Fragen bzgl. Geodaten und geanalytische Verfahren

Auf Basis der bisherigen Methodik lässt sich der bisher errechnete Verlust von Agrarflächen durch Umwandlung in Gebäude- und Verkehrsflächen und damit die Erfassung des verloren gegangenen Ertragspotentials zwischen 2012 und 2018 nur mit einigen Vorbehalten ermitteln. Obwohl das LBM-DE für Monitoring-Zwecke erstellt worden ist, finden sich umfangreichere methodische Unterschiede bei der Erzeugung des Zeitschnitts 2012 im Vergleich mit den Zeitschnitten 2015/2018 (BKG 2019). Vergleiche der Größe umgewandelter Agrarfläche zeigen, dass in der Zeitspannen 2012 – 2015 fast sechsmal so viel Agrarfläche umgewandelt wurde (64.595 ha in drei Jahren), wie zwischen 2015 – 2018 (12.054 ha in drei Jahren). Die Ursachen liegen teilweise auch in methodischen Unterschieden bei der Erstellung der drei Zeitschnitte 2012, 2015 und 2018. Im Falle des Grünlandes z. B. kamen laut dem BKG im Zeitschnitt 2015 aufgrund einer Änderung der Erfassungsvorschrift neue Flächen von Wiesen und Weiden (CLC 231) dazu (z. B. Brachflächen nach Baumaßnahmen oder Grünflächen auf Industriegeländen), die im Zeitschnitt 2012 noch als natürliches Grünland (CLC 321) klassifiziert worden waren. Von 2015 nach 2018 wurden vormalige Wiesen und Weideflächen im Alpenvorland in natürliches Grünland umgruppiert. Inzwischen hat das BKG eine Harmonisierung der Zeitschnitte 2012, 2015 und 2018 begonnen, um solche methodischen Effekte bei Zeitreihenanalysen zu verringern. Des Weiteren können sich Umwandlungsprozesse über einen längeren Zeitraum hinziehen und es könnten Zwischenstufen auftreten, die im LBM-DE als Brache, Baustellen oder andere Offenlandtypen klassifiziert werden. Nur ein längerer Beobachtungszeitraum könnte diese Veränderungen sichtbar machen. Aus diesem Grund haben wir uns für den längeren Beobachtungszeitraum 2012-2018, trotz methodischer Vorbehalte, entschieden. Zusätzlich wurden in diesem Ansatz Agrarflächen, die zwischen 2015 und 2018 hinzugekommen sind, nicht berücksichtigt.

Die Auswertungen des LBM-DE zeigen geringere Umwandlungsraten als andere offizielle Daten. Auf Basis des LBM-DE wurde zwischen 2012 und 2018, also innerhalb von sechs Jahren, 62.458 ha landwirtschaftlicher Fläche in Gebäude und Verkehrsflächen (inkl. Baustellen) umgewandelt. Dies entspricht einer jährlichen Transformationsrate von 10.409 ha oder 28,5 ha pro Tag. Auswertungen des IÖR-Monitors (der auf Daten des amtlichen topographischen-kartographischen Informationssystems ATKIS basiert) nach Schorcht et al. (2016) zeigen hingegen eine viel höhere Umwandlungsrate. Für die Zeitspanne 2013 bis 2018 wurde eine Transformationsrate von 55,7 ha bei der Umwandlung von Agrarflächen in Gebäudeflächen und 8,3 ha bei der Umwandlung von Agrarflächen in Verkehrsflächen festgestellt. Insgesamt würde dies zu einer jährlichen Umwandlung von Agrarflächen in Gebäude- und Verkehrsflächen um die 23.360 ha führen (Grunewald et al. 2020, Supp. 4). Die räumliche Auflösung des LBM-DE (Mindestkartiereinheit 1 ha, BKG 2016a) führt dazu, dass schmale längliche Infrastrukturelemente nur unvollständig im LBM-DE vorhanden sind und damit die Flächenversiegelungsraten unterschätzt werden (Meinel, Reiter 2019). Damit werden in unserem Ansatz die Transformationsraten von Agrarflächen und die damit einhergehenden Verluste an Pachterträgen vermutlich unterschätzt.

Zu diesem Zweck wurden für die Zeitschnitte 2012, 2015 und 2018 LBM-DE-Datensätze entwickelt, die mit zusätzlichen Infrastrukturelementen, wie Straßen und Eisenbahnlinien aus ATKIS (BKG 2016b) den Zeitschnitten entsprechend angereichert wurde (siehe Kapitel 2). Die ATKIS-Datensätze benötigen jedoch aufgrund von zeitlichen und räumlichen Inkonsistenzen umfangreiche Bereinigungsverfahren, bevor sie für eine Auswertung zur Verfügung stehen können (Schorcht et al. 2016). Ein Ansatz, der sich für ein Folgeprojekt anbieten würde.

Literatur

- BKG - Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2016a): Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland: LBM-DE2012, Stand der Dokumentation 07.01.2016. Frankfurt am Main, 18 S.
- BKG - Bundesamt für Kartographie und Geodäsie. (2016b): Digitales Basis-Landschaftsmodell (AAA-Modellierung): Stand der Dokumentation: 01.04.2016. Frankfurt am Main. 30 S.
- BKG (2017): Verwaltungsgebiete 1:25.000 (VG 25), Stand der Dokumentation: 05.04.2017. Frankfurt am Main: 30 S.
- BKG - Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2019): Digitales Landesbedeckungsmodell für Deutschland. LBM-DE 2018, Stand der Dokumentation 15.02.2019, Frankfurt am Main, 61 S.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2010): Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin
- EU-Kommission (2014): INSPIRE Infrastructure for Spatial Information in Europe. D2.8.1.2 INSPIRE Specification on Coordinate Reference Systems – Technical Guidelines. Ispra: EU-Kommission - Joint Research Center (JRC). 30 S.
- Ge, S., Zhu, Z., Jiang, Y. (2017): Long-term impact of fertilization on soil pH and fertility in an apple production system. *Journal of Soil Science and Plant Production* 18(1): 282-293.
- Grunewald, K., Schweppe-Kraft, B., Syrbe, R.-U., Meier, S., Krüger, T., Schorcht, M., Walz, U. (2020) Hierarchical classification system of Germany's ecosystems as basis for an ecosystem accounting – methods and first results. *One Ecosystem* 5: e50648.
- Hovenbitzer, M., Emig, F., Happe, K., Wende, C. (2015): Das neue Landbedeckungsmodell Deutschlands LBM-DE. In: Meinel G., Schumacher U., Behnisch, M., Krüger, T. (Hrsg.): Flächennutzungsmonitoring VII. Boden – Flächenmanagement – Analysen und Szenarien. IÖR-Schriften 67. Rhombos. Berlin: 145 – 154.
- Meinel, G., Reiter, D. 2019, Nutzung des Landbedeckungsmodells LBM-DE für das Flächenmonitoring – Bewertung und Ergebnisse. In: Meinel, G., Schumacher, U., Behnisch, M., Krüger, T. (Hrsg.): Flächennutzungsmonitoring XI. Flächenmanagement – Bodenversiegelung – Stadtgrün. Berlin: Rhombos, IÖR Schriften 77, S. 169-179.
- RNE - Rat für nachhaltige Entwicklung (2008): Schutz der Biodiversität heißt aktuell: Biomasse-Produktion nachhaltig machen. Empfehlung des Rates für Nachhaltige Entwicklung. 30 S.
- Schorcht, M., Krüger, T., Meinel, G. (2016): Measuring Land Take: Usability of National Topographic Databases as Input for Land Use Change Analysis: A Case Study from Germany. *International Journal of Geo-Information* 5: 134.
- Tietz, A., Bathke, M., Osterburg, B. (2012): Art und Ausmaß der Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen für außerlandwirtschaftliche Zwecke und Ausgleichsmaßnahmen Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 05/2012. VTI Institut für Ländliche Räume. (online verfügbar unter: https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/bitv/dn050574.pdf, Zugriff 28.05.2021).
- Zelený, J., Bicking, S., Dang, K.B., Müller, F. (2020): Combining methods to estimate ecosystem integrity and ecosystem service potentials and flows for crop production in Schleswig-Holstein, Germany. *Landscape Online* 79: 1-16.

3.4.4 Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft

Steffen Schwarz, Karsten Grunewald

Hintergrund

Stickstoffeinträge können zu Stickstoffüberschüssen in Ökosystemen führen. Weltweit wird zurzeit etwa viermal mehr Stickstoff in reaktive Form umgewandelt, als für den Planeten Erde nachhaltig verträglich ist (Rockström et al. 2009). Die übermäßige Freisetzung reaktiver Stickstoffverbindungen in die Umwelt – in Deutschland gelangen jährlich etwa 4,2 Mio. Tonnen reaktiven Stickstoffs in den Stickstoffkreislauf – führt zu Problemen wie Verlust von aquatischer und terrestrischer Biodiversität, Beeinträchtigung der Luftqualität, die erhöhte Freisetzung von Klimagasen und eine erschwerte Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser (UBA 2015). Eine durch den Menschen (v. a. Landwirtschaft) verursachte Störung und Überlastung des natürlichen Stickstoffkreislaufs führt zu erheblichen Umweltschäden und langfristigen gesellschaftlichen Folgekosten. Für Deutschland insgesamt liegen Jahreswerte für den Stickstoffüberschuss auf landwirtschaftlich genutzten Flächen seit 1990 vor (Bundesregierung 2017). Der Zielwert für den Überschuss der Gesamtbilanz wurde auf 80 Kilogramm (kg) N pro Hektar (ha) im Dreijahresdurchschnitt (2010) festgelegt und nach Neufassung der Nachhaltigkeitsstrategie (2016, Regierungsbeschluss 2017) auf 70 kg N ha⁻¹ a⁻¹ reduziert. In 2020/2021 wird die Nachhaltigkeitsstrategie fortgeschrieben. Das Umweltbundesamt empfiehlt, den Stickstoffüberschuss in der Gesamtbilanz auf 50 kg N ha⁻¹ a⁻¹ bis 2040 zu verringern. Der Stickstoffüberschuss in der Gesamtbilanz Deutschlands betrug im Jahr 2012 98 kg Stickstoff pro Hektar, mit zum Teil erheblich höheren Überschüssen in den Intensivtierhaltungsregionen Nordwestdeutschlands (UBA 2015). Im Mittel der Jahre 2013 bis 2017 waren es rund 94 kg N/ha LF. Neben der Flächennutzung (78 Prozent) tragen auch die Tierhaltung (21 Prozent) und die Biogaserzeugung (1 Prozent) zum Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft bei¹⁴.

Indikator:

„Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz (in kg N/ha⁻¹a⁻¹) zur Bewertung der Stickstoffbelastung aus landwirtschaftlichen Quellen“

Berechnungs- und Analyseschritte

Datengrundlagen und –auswahl

Übernahme der regelmäßig aktualisierten Berechnung durch Uwe Häußermann und Dr. M. Bach, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Universität Gießen im Auftrag des UBA (bzw. BLE, Julius-Kühn-Institut). Daten für die Jahre 1995 bis 2018 wurden vollständig als Excel-Tabellen im November 2020 an das IÖR übergeben, d.h. es konnte der Stickstoffüberschuss für eine 24-jährige Zeitreihe ausgewertet werden. Die Daten liegen auf Kreisebene vor. Aggregationen für die Bundesländer bzw. die Darstellung eines Deutschlandwertes sind möglich.

Methodik

Der Stickstoffüberschuss, berechnet über die Gesamtbilanz (auch: Hoftorbilanz), ist ein Maß für die Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft insgesamt. Er ergibt sich aus der Differenz zwischen dem Massenfluss von Stickstoff in die Landwirtschaft (u. a. Mineraldünger,

¹⁴ <https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/stickstoff#einfuehrung>

Futtermittelimporte, biologische Stickstofffixierung, atmosphärische Deposition von oxidiertem Stickstoff) und dem Massenfluss von Stickstoff in Produkten aus der Landwirtschaft hinaus (tierische und pflanzliche Marktprodukte) einschl. atmosphärischer Verluste. Die Angabe erfolgt in der Regel in kg Stickstoff pro Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche und Jahr. Der Überschuss ist eine messbare Bilanzgröße. Jedoch lässt sich der Verbleib des Überschuss-N nicht messen, denn Stickstoff entweicht überwiegend in die Umwelt. Wichtigster Austragspfad ist die Denitrifikation (also die Umwandlung reaktiven Stickstoffs in Luftstickstoff), danach folgen etwa gleichbedeutend die Emission reaktiven Stickstoffs in die Atmosphäre und der Eintrag als Nitrat in Grund- sowie Oberflächengewässer. Je kleiner der Überschuss, desto geringer sind die Stickstoffverluste in die Umwelt und damit die schädlichen Auswirkungen (UBA 2015). Von der Gesamt- oder Hoftorbilanz muss die Flächenbilanz unterschieden werden, wie sie z. B. derzeit in der Düngeverordnung gefordert wird. Bei der Flächenbilanz werden atmosphärische Verluste (in Stall und Lager, z. T. auch auf der Fläche) nicht betrachtet. Sie ist daher nur ein Teil der Gesamtbilanz. Je nach Methode liegt der Wert der Flächenbilanz in Deutschland meist 10–30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ unter dem entsprechenden Wert der Gesamtbilanz (UBA 2009, Bach 2010, Osterburg & Techen 2012). Wir betrachten hier den **Wert der Flächenbilanz der Stickstoffüberschüsse**.

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Indikators

Berechnet wurde ein gleitendes Dreijahresmittel, um Datenschwankungen auszugleichen. Die Ergebnisse erlauben räumliche und Tendaussagen zum Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft (Flächenbilanz) für Deutschland, ein wichtiger Indikator für die Abschätzung von Nitratreinträgen in die Böden und Gewässer.

In Abbildung 3.4.4.1 sind die Stickstoffüberschüsse der Bundesländer und Deutschlands für den gesamten verfügbaren Zeitraum (1995-2018) dargestellt. Der Trend ist nicht eindeutig, das Minimum wurde allgemein in den Jahren um 2009 erreicht. Seit 2009 steigen die Werte jedoch wieder und sind 2018 auf vergleichbarer Höhe des Ausgangswertes. Im deutschen Mittel wird der Ausgangswert sogar übertroffen. Besonders hohe Überschüsse weisen unter den Flächenbundesländern Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein auf, die niedrigsten Sachsen-Anhalt und Brandenburg.

Regional sind die Stickstoffüberschüsse in Deutschland sehr unterschiedlich verteilt (Abb. 3.4.4.2); höhere Werte treten vor allem in Regionen mit einer hohen Viehbesatzdichten auf (SRU 2015). In einigen sogenannten Hotspot-Regionen Deutschlands, zu denen insbesondere Landkreise in Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Allgäu und Ost-Bayern zählen, ist der Flächenbilanzüberschuss größer als 100 kg Stickstoff pro Hektar landwirtschaftlicher Fläche. In den Landkreisen Ammerland, Cloppenburg, Friesland, Grafschaft Bentheim, Leer, Memmingen, Rotenburg (Wümme), Unterallgäu, Wesermarsch, Wilhelmshaven liegt der Überschuss bei über 140 kg Stickstoff pro Hektar landwirtschaftlicher Fläche im dreijährigen Mittel. Überwiegend an der niederländischen Grenze werden damit die höchsten Werte erreicht (Gülleimporte?). Die starken Unterschiede bei den Flächenbilanzüberschüssen zwischen < 60 bis > 120 kg N ha⁻¹a⁻¹ ergeben sich primär aus den regional unterschiedlichen Betriebsschwerpunkten der landwirtschaftlichen Höfe, den unterschiedlichen Kulturen und Bewirtschaftungssystemen (SRU 2015).

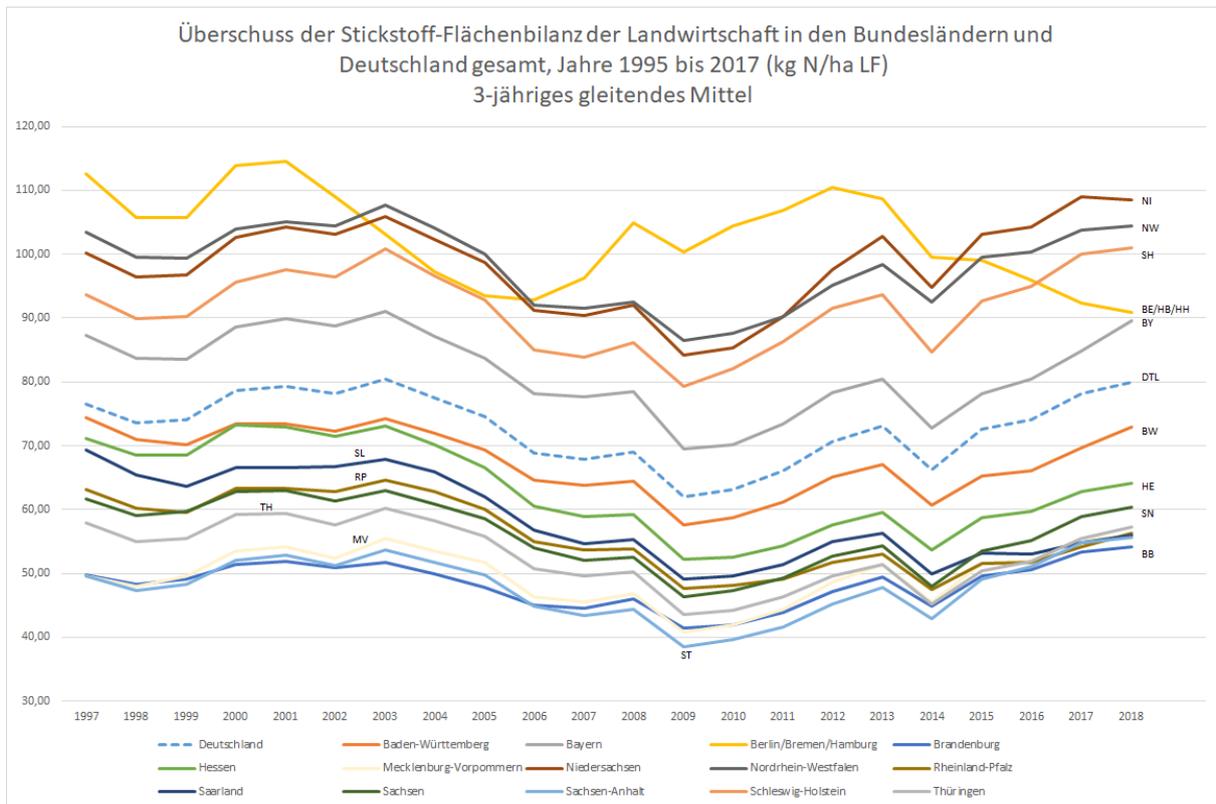


Abb. 3.4.4.1: Entwicklung der Stickstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft (Flächenbilanz) in Deutschland und den Bundesländern im Zeitraum 1995-2018 (keine Wertedarstellung für 1995 und 1996 durch die 3-jährige Mittelung). Quelle: Uwe Häußermann, Martin Bach, Universität Gießen, Inst. für Ressourcenmanagement und Landschaftsökologie

Im deutschen Dreijahresmittel 2016 bis 2018 lag der Stickstoffüberschuss bei 79,9 kg N/ha LF und im Jahr 2018 bei 91,3 kg N/ha LF. Der höchste Wert im dreijährigen Mittel wird in der Grafschaft Bentheim mit 160 kg N/ha LwF und der niedrigste Wert in der kreisfreien Stadt Mainz mit 28 kg N/ha LwF erreicht. In Bezug zur Nachhaltigkeitsstrategie und den benannten Grenzwerten bedeutet dies, dass derzeit 61 % der Kreise die 2010 festgesetzte Grenze von 80 Kilogramm (kg) N pro Hektar (ha) und Jahr einhalten. Die 70 kg N ha⁻¹a⁻¹ Grenze, Beschluss von 2017, wird von 53 % der Kreise eingehalten und 11 % der Kreise halten bereits den für 2040 geplanten Grenzwert von 50 kg N ha⁻¹a⁻¹ ein. Im Umkehrschluss wird damit der aktuell angestrebte Grenzwert in einer Vielzahl von Kreisen noch verfehlt.

Abbildung 3.4.4.3 stellt die Differenz der Überschusswerte zu Beginn der Bilanzierungen (1995-1997) und des letzten Erhebungszeitraums (2016-2018) dar. Deutschlandweit ist ein Zuwachs der Werte um 3,33 kg N ha⁻¹ zu verzeichnen (s. auch Abb. 3.4.4.1). Die violette Farbe zeigt Kreise, in denen die Stickstoffüberschüsse im Betrachtungszeitraum zugenommen haben. In 14 von 401 Kreisen (3,5 %) betrug der Zuwachs über 20 kg N ha⁻¹ (Celle, Rotenburg (Wümme), Emsland, Düsseldorf, Mettmann, Münster, Lippe, Frankfurt am Main, Wiesbaden, Main-Taunus-Kreis, Frankenthal (Pfalz), Ludwigshafen am Rhein, Speyer, Rhein-Pfalz-Kreis). Lediglich 7 Kreise (1,75 %) weisen einen Rückgang um mehr als 20 kg N ha⁻¹ auf (Altenkirchen (Westerwald), Berlin, Bremen, Bremerhaven, Hamburg, Siegen-Wittgenstein, Vechta).

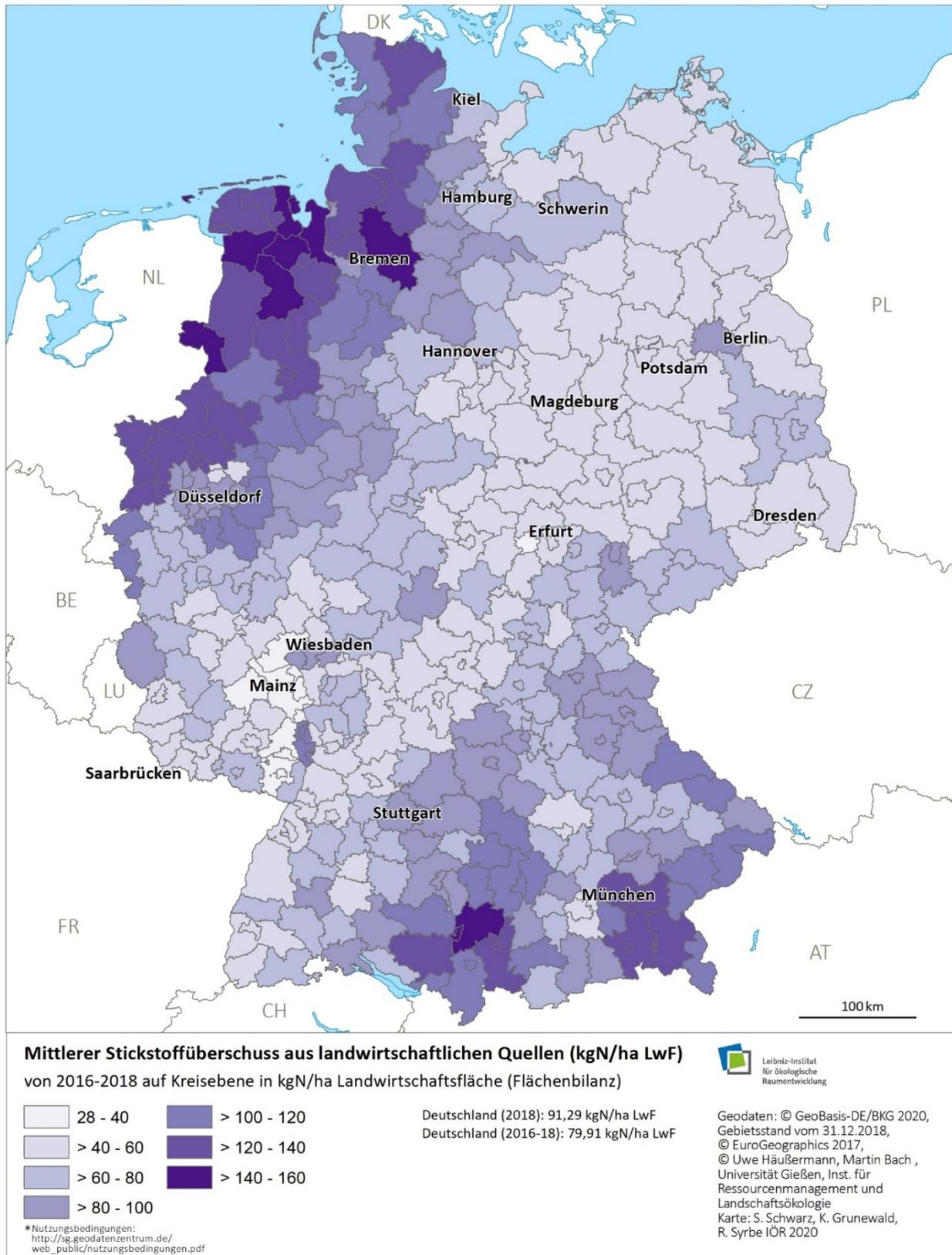


Abb. 3.4.4.2: Verteilung der Stickstoffüberschüsse (Flächenbilanz) in den Kreisen und kreisfreien Städten in Deutschland im Durchschnitt der Jahre 2016-2018

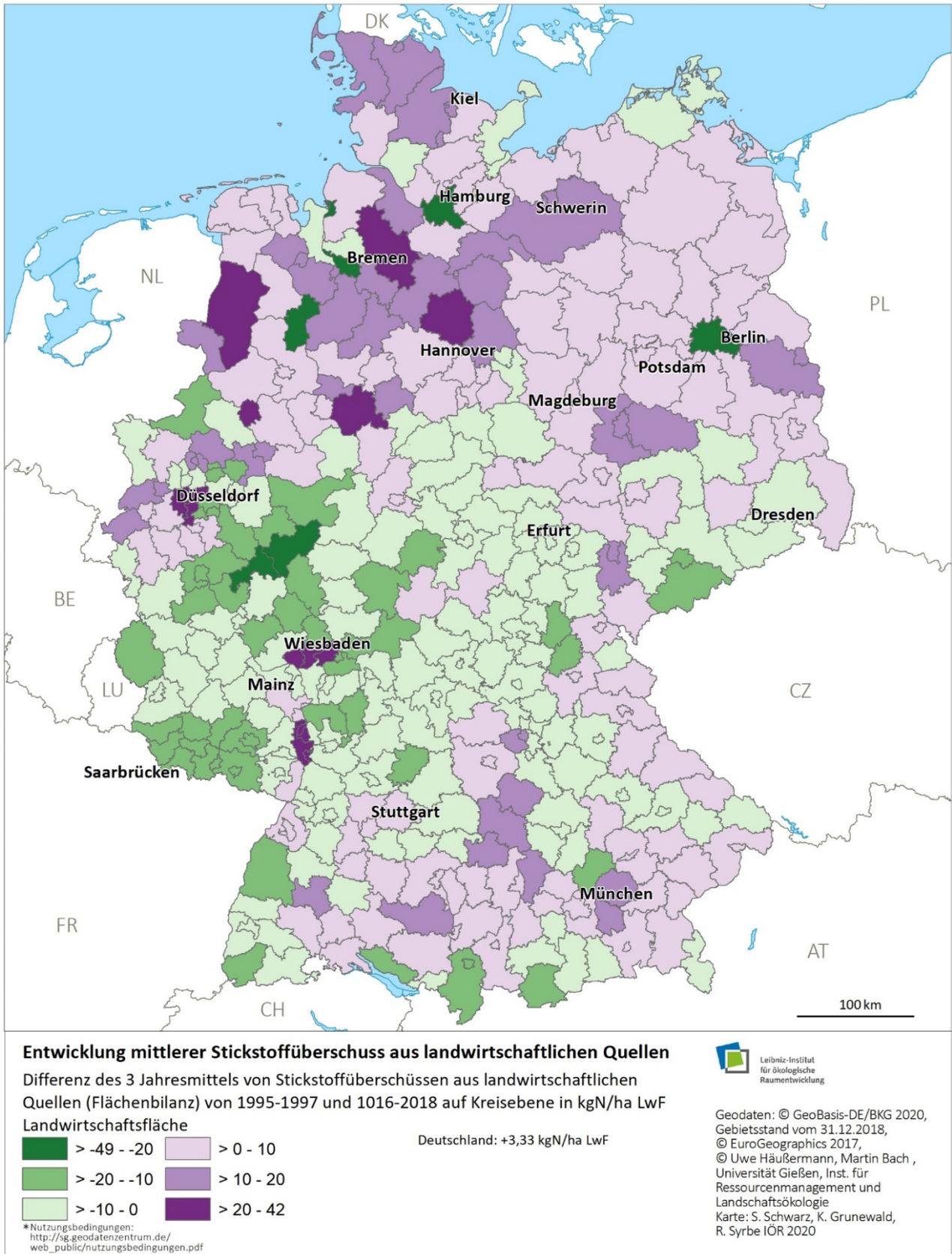


Abb. 3.4.4.3: Entwicklung mittlerer Stickstoffüberschüsse aus landwirtschaftlichen Quellen (Differenz 1995-1997 zu 2016-2018)

Beziehungen zur Nachhaltigkeits-/Biodiversitätsstrategie

Stickstoffüberschüsse der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland als Flächenbilanz ist ein zentraler Indikator zur Bewertung der Nachhaltigkeit der Landwirtschaft. Er findet sich im Indikatorenset der Länderinitiative-Kernindikatoren¹⁵. Abzugrenzen vom Flächenbilanzüberschuss ist der Gesamtbilanzüberschuss, der als Indikator der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU 2007) und der Nachhaltigkeitsstrategie die Stickstoffzu- und -abfuhr in der Landwirtschaft erfasst und nach dem Konzept der Hoftorbilanz ermittelt wird (Bundesregierung 2017).

Literatur

Bach M (2010) Zeitreihe Stickstoffindikator - Vereinheitlichte Methodik zur Berechnung von Stickstoffbilanzen für die Landwirtschaft in Deutschland. Abschlussbericht zum BLE-Dienstleistungsvertrag 114-02.05-20.006709-B. Justus-Liebig-Universität Gießen (JLU) – Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Gießen

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007) Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Berlin

Bundesregierung (2017) Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Neuauflage 2016 https://www.bundesregierung.de/Content/DE/_Anlagen/Nachhaltigkeit-wiederhergestellt/2017-01-11-nachhaltigkeitsstrategie.pdf?__blob=publicationFile&v=12

Osterburg B, Techen A (2012) Evaluierung der Düngeverordnung – Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Abschlussbericht Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung. von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Braunschweig, 265 S.

Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Chapin F S, Lambin E F, Lenton T M, Scheffer M, Folke C, Schellnhuber H J, Nykvist B, De Wit C A, Hughes T, Van Der Leeuw S, Rodhe H, Sörlin S, Snyder P K, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell R W, Fabry V J, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley J A (2009) Planetary Boundaries: Exploring the safe operating space for humanity, *Ecology and Society* 14 (2): <http://www.stockholmresilience.org/planetary-boundaries>

SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2015) Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem.

UBA - Umweltbundesamt (2009) Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungsstrategie. Hintergrundpapier. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

UBA - Umweltbundesamt (2015) Reaktiver Stickstoff in Deutschland - Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen. Dessau-Roßlau

¹⁵ <https://www.lanuv.nrw.de/liki/index.php?liki=B6>

3.5 Gewässer-Ökosysteme und Auen

3.5.1 SuV-Fläche in Auen

Ulrich Walz, Tobias Krüger, Ralf-Uwe Syrbe, Karsten Grunewald

Auen haben für den Erhalt und die Entwicklung der Biodiversität eine hohe Bedeutung, da sie Lebensräume und Arten der (Feucht-) Grünländer, Fließ- und Stillgewässer (Altarme) sowie Auenwälder beherbergen. Flussauen sind zentrale Achsen eines länderübergreifenden Biotopverbunds (Koenzen 2005). Das Ziel der Minimierung hochwasserbedingter Risiken durch Erhalt und Schaffung von natürlichen Überschwemmungsflächen erbringt daher erhebliche Synergien mit dem Bestreben, eine hohe biologische Vielfalt zu bewahren.

Politische Ziele, welche die Hochwasserretention in Auen betreffen, sind u. a. im UMK-Beschluss 2014 zum Nationalen Hochwasserschutzprogramm (LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser 2014) formuliert:

- „Deichrückverlegung / Wiedergewinnung von Natürlichen Rückhalteflächen“

sowie in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2007):

- „dauerhafte Sicherung der Überschwemmungsgebiete HQ100“ [*das heißt alle Gebiete, die statistisch mindestens einmal in 100 Jahren überschwemmt werden*], in denen Schäden durch Hochwasser zu erwarten sind, bis 2012, für Gebiete mit hohem Schadenspotenzial bis 2010,
- „Vergrößerung der Rückhalteflächen an den Flüssen um mindestens zehn Prozent bis 2020“.

Weiterhin ist das Bundesprogramm „Blaues Band Deutschland“ (BMVI – Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur & BMUB- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit 2015) zu nennen. Dort wird das politische Ziel einer naturnahen Gewässerentwicklung mit vorsorgendem Hochwasserschutz formuliert, wozu der Rück- oder Umbau nicht mehr benötigter Anlagen und Bauwerke für die Schifffahrt (z. B. Uferbefestigungen) und die Wiederherstellung autentischer Lebensräume wie Auwälder, Nass- und Feuchtwiesen gehören.

Auen erfüllen neben dem Hochwasserrückhalt weitere Ökosystemleistungen (Walz et al. 2017), vor allem Versorgungsleistungen (Weideflächen, Futtergewinnung bei Grünlandnutzung, Viehzucht zur Nahrungsmittelerzeugung, Beitrag Trinkwassergewinnung), Regulationsleistungen wie Gewässer-/Grundwasserschutz sowie kulturelle Leistungen (Raum für Erholung in der Auenlandschaft, Landschaftsqualität, Ästhetik).

Der Indikator für das Potenzial zur Verhinderung von Hochwasserschäden ist die Fläche der rezenten Aue abzüglich der Siedlungs- und Verkehrsflächen. Die rezente Aue ist der Teil der morphologischen Aue, der durch Hochwasser von HQ 100 überflutet werden kann (siehe auch Tabelle 3.5.1.1). Eine Vergrößerung des Potenzials ist insbesondere durch Rückdeichungen möglich.

Die aktuelle Nutzung der ÖSL wird im Wesentlichen durch die derzeitige Struktur der Siedlungsflächen entlang der Flüsse sowie die vorhandenen Deiche bestimmt. Sie wird durch

Baumaßnahmen in der Aue vermindert, kann aber durch Entsiegelung bzw. Rückbau sowie auch durch Deichrückverlegungen erhöht werden.

Tab. 3.5.1.1: Teileinheiten einer Flusslandschaft basierend auf Brunotte et al. (2009: 34)

Element	räumliche Abgrenzung
Fluss	- Abgrenzung des Hauptfließgewässers basiert auf ATKIS Basis-DLM. Dabei werden Geometrien von Fließgewässern mit einer Breite >12 m flächenhaft erfasst und diese wurden übernommen. Alle berücksichtigten Fließgewässer bzw. -abschnitte mit geringerer Breite liegen im ATKIS als Linienelement vor und wurden beidseitig entsprechend ihrer Breitenangabe im Attribut BRG gepuffert.
rezente Aue	- (aktive Aue oder Deichvorland) beschreibt den noch flussnahen und ungesteuert überflutbaren sowie durch Sommerdeich geschützten Auenbereich (entspricht i.d.R. dem Überschwemmungsgebiet)
Altaue	- Altaue (inaktive Aue oder Deichhinterland) ist der durch Gewässerausbau oder Deiche nicht mehr überflutbare Bereich
morphologische Aue	- besteht aus Fluss, rezente Aue und Altaue

Indikator: „Anteil bebauter Flächen in der rezenten Aue“ (ABF)

$$(ABF) = \frac{\text{bebaute Siedlungs- und Verkehrsflächen}}{\text{rezente Aue einschließlich Flussfläche}} \times 100$$

Der Indikator erfasst den Flächenanteil der überwiegend baulich geprägten Siedlungs- und Verkehrsflächen innerhalb der rezenten Aue. Auch solche baulich geprägten Siedlungsflächen innerhalb der rezenten Aue, die aufgrund fehlender Hochwasserschutzanlagen durchaus überflutet werden können, rechnen wir hier nicht zur Retentionsfläche. Anstelle einer sehr komplexen 3-dimensionalen Modellierung des Retentionsvolumens zielt dieser Indikator darauf ab, die Fläche an unverbauten, überschwemmbar Auen zu betrachten und als Proxi-Indikator für die Ökosystemleistungen zu ermitteln. Es geht also darum, inwieweit die in der verbliebenen rezenten Aue noch mögliche Retention flächenmäßig durch Bebauung weiterhin eingeschränkt ist. Überschwemmte Siedlungs- und Verkehrsflächen haben zwar ebenfalls Retentionsfunktionen, nehmen aber durch Überschwemmungen in erheblichem Maße selbst Schaden. Außerdem ist der Ökosystembegriff in dem hier benutzten Sinne auf Siedlungs- und Verkehrsflächen nur eingeschränkt anwendbar.

Darüber hinaus zielen bei Hochwasserereignissen die Maßnahmen des Katastrophenschutzes grundsätzlich darauf ab, primär Siedlungen und Verkehrsinfrastruktur zu schützen, beispielsweise mit mobilen Hochwasserschutzanlagen (Sandsäcke etc.). Auch erfolgten z. B. im

Nachgang der letzten Hochwasserereignisse starke Bemühungen, Siedlungen zukünftig durch geeignete Schutzmaßnahmen hochwasserfrei zu legen.

Eine bundeseinheitliche Erfassung des Auenzustandes liegt für die 79 Flüsse Deutschlands mit den größten Wassereinzugsgebieten zu zwei Zeitpunkten vor, nämlich für 2009 (BRUNOTTE et al. 2009; BfN & BMU 2009) und für 2021 (BfN & BMU 2021).

Die darin erfasste überschwemmbare Auenfläche, die „rezente Aue“ betrug 2009 4608 km² und stellte zuzüglich der Flussflächen von 1110 km² selbst insgesamt 5780 km² Retentionsflächen dar. 2021 nehmen die rezenten Auen der 79 betrachteten Flüsse allein eine größere Fläche von insgesamt 5427 km² ein, dazu kommen die Flächen der Flüsse selbst von 1915 km². Somit können bei Hochwasser insgesamt 7342 km² überschwemmt werden, wenn dies nicht durch Bebauung und o.g. mobile Hochwasserschutzmaßnahmen teilweise verhindert würde. Zum Zeitpunkt 2021 beträgt die Fläche von rezenter Aue und Altaue 22965 km², sodass weitere 69% der Auen (die sogenannte „Altaue“) nicht mehr überflutet werden können. Der Indikator misst nur, wie viel Retentionsfläche die verbliebenen 31 % „rezenten Auen“ noch bieten, welcher Teil dieser Flächen also nicht bebaut oder so genutzt ist, sodass er eines Hochwasserschutzes bedarf. Dieser Anteil wird durch den Indikator ausgedrückt.

Der Indikator wurde für die o. g. 79 Flussauen in Deutschland berechnet.

Einen Zuwachs an Hochwasserretentionsraum verzeichnet auch der Auenzustandsbericht, in dem vor allem die Gesamtfläche der rezenten Aue betrachtet wird, dies entspricht einer rechnerischen Zunahme von 11 % gegenüber dem Stand von 2009 (Auenzustandsbericht 2021 – BMU & BfN 2021). „Die Ursachen dieser datenbedingten Flächenänderungen sind im Einzelnen in den methodischen Grundlagen zum Auenzustandsbericht beschrieben. Insgesamt macht der Flächenzugewinn durch Deichrückverlegungen nur einen kleinen Teil des gesamten Flächenzuwachses der rezenten Auenflächen aus.“ (BMU & BfN 2021)

Datengrundlagen und -auswahl

Geodaten aus dem Auenzustandsbericht, der Geodatenbank des IÖR-Monitors¹⁶ (basiert auf ATKIS Basis-DLM) und die Verwaltungsgebiete (VG25) sowie Raster-Grundgeometrien (nach INSPIRE) sind Berechnungsgrundlagen für die Indikatoren.

Datenquellen:

- Geodatenbank des IÖR-Monitors, welche auf dem ATKIS Basis-DLM basiert, Quelle: IÖR eigene Berechnung und Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG 2018)
- Verwaltungsgebiete VG25 Quelle: Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG 2021)
- Flussauen-Typen in Deutschland aus dem Auenzustandsbericht (BfN 2021)
- Raster Grundgeometrien (INSPIRE Grid 1000 m; Quelle: IÖR eigene Berechnung¹⁷)

Die Daten zum Auenzustand enthalten geometrische sowie thematische Informationen über die Flussauen der 79 größten Flüsse Deutschlands. Hier sind die Auentypen der Fließgewässerfläche, der rezenten Aue und der Altaue getrennt für die einzelnen Flüsse ausgewiesen (siehe Tabelle 3.5.1.1).

¹⁶ Der IÖR-Monitor beinhaltet Indikatoren zur Siedlungs- und Freiraumentwicklung in Deutschland und ist eine dauerhafte wissenschaftliche Dienstleistung des Leibniz-Instituts für ökologische Raumentwicklung (IÖR).

¹⁷ Gemäß den Vorgaben: http://inspire.ec.europa.eu/documents/Data_Specifications/INSPIRE_Specification_GGS_v3.0.pdf

Für die Bestimmung der potenziellen Hochwasserretention wird als weitere zentrale Datengrundlage die Flächennutzungsgeometrie des IÖR-Monitors herangezogen. Damit können alle innerhalb der Flussautentypen befindlichen Flächennutzungstypen erfasst werden. Zu den im Indikator berücksichtigten Flächennutzungen zählen die in Tabelle 3.5.1.2 genannten Objektarten des ATKIS Basis-DLM. In diesen Flächen ist mit einer hohen Vulnerabilität gegenüber Personenschäden und materiellen Schäden zu rechnen. Für ein besseres Verständnis der

Tab. 3.5.1.2: Verwendete Flächennutzungen nach IÖR-Flächenschema¹⁸ und Basis-DLM AAA gegliedert nach BKG (2018) und AdV (2008) sowie Beschreibung und Einteilung ausgewählter Objekt- und Wertarten nach Basis-DLM AAA.

ausgewählten Objektarten sind deren Beschreibungen aus AdV (2008) aufgeführt.

Thema	Flächennutzung (IÖR ¹)	Kennung und Beschreibung aus AdV (2008)
(baulich geprägte) Siedlungsfläche	Wohnbau	41001 [...] ist eine baulich geprägte Fläche einschließlich der mit ihr im Zusammenhang stehenden Freiflächen (z. B. Vorgärten, Ziergärten, Zufahrten, Stellplätze und Hofraumflächen), die ausschließlich oder vorwiegend dem Wohnen dient.
	Industrie und Gewerbe	41002 [...] ist eine Fläche, die vorwiegend industriellen oder gewerblichen Zwecken dient.
	Mischnutzung	41006 [...] ist eine bebaute Fläche einschließlich der mit ihr im Zusammenhang stehenden Freifläche (Hofraumfläche, Hausgarten), [...], Wohngebäuden u. a. sowie städtisch geprägte Kerngebiete mit Handelsbetrieben und zentralen Einrichtungen für die Wirtschaft und die Verwaltung.
	besondere funktionale Prägung	41007 [...] ist eine baulich geprägte Fläche einschließlich der mit ihr im Zusammenhang stehenden Freifläche, auf denen vorwiegend Gebäude und/oder Anlagen zur Erfüllung öffentlicher Zwecke oder historische Anlagen vorhanden sind.
	Wochenendsiedlung (und Ferienhausnutzung)	41008 mit FKT=4310 [...] bezeichnet eine extra dafür ausgewiesene Fläche auf der vorwiegend Wochenend- und Ferienhäuser stehen dürfen. (Teilmenge der Objektart Sport-, Freizeit- und Erholungsfläche)

¹⁸ <https://www.ioer-monitor.de/methodik/glossar/g/gebietsflaeche/>

(baulich geprägte) Verkehrsfläche	Straßenverkehr	<p>42001 [...] umfasst alle für die bauliche Anlage Straße erforderlichen sowie dem Straßenverkehr dienenden bebauten [...] Flächen.</p> <p>42003, 42005, 42008 (Straßenachse, Fahrbahnachse, Fahrwegachse)</p> <p>Die Flächen von linienhaft modellierten Verkehrsstrassen werden durch Pufferungen entsprechend der Trassenbreiten ermittelt.</p>
	Platz	<p>42009 [...] ist eine Verkehrsfläche in Ortschaften oder eine ebene, befestigte oder unbefestigte Fläche, die bestimmten Zwecken dient (z. B. für Verkehr, Märkte, Festveranstaltungen).</p>
	Schienenverkehr (Bahnverkehr)	<p>42010 [...] umfasst alle für den Schienenverkehr erforderlichen Flächen. - Bahnkörper [...] mit seinen Bahnstrecken - an den Bahnkörper angrenzende bebaute und unbebaute Flächen (z. B. größere Böschungsflächen).</p> <p>42014 [...] ist ein bestimmter, [...] Abschnitt im Netz der schienengebundenen Verkehrswege.</p> <p>Bei linienhafter Modellierung im ATKIS Basis-DLM: Flächenermittlung für den IÖR-Monitor durch Pufferung</p> <p>53004 [...] ist eine Fläche mit Einrichtungen zur Abwicklung des Personen- und/oder Güterverkehrs [...]</p>
	Flugverkehr	<p>42015 [...] umfasst die baulich geprägte Fläche und die mit ihr in Zusammenhang stehende Freifläche, die ausschließlich oder vorwiegend dem Flugverkehr dient.</p>

Berechnungs- und Analyseschritte

Die Indikatorberechnung ist mit der GIS-Software ArcGIS umgesetzt worden und lässt sich zusammenfassend wie folgt beschreiben.

- Auswahl: Die Merkmale der rezenten Aue und des Flusses werden in einem Datensatz „Retentionsfläche“ abgespeichert. Im Zuge der turnusmäßigen Berechnungen des IÖR-Monitors werden diese aus den Daten des ATKIS-Basis-DLM ausgewählt und entsprechend des IÖR-Flächenschemas den Flächennutzungskategorien von Tabelle 2 zugewiesen.
- Verschneidung I: Die Retentionsfläche (rezente Aue) mit der durch die in Tabelle 2 aufgeführten Objektarten definierten Auswahl der Siedlungs- und Verkehrsfläche verschnitten. Das Verschneidungsergebnis enthält alle o.g. Siedlungs- und Verkehrsflächen innerhalb der rezenten Aue.

- Verschneidung II und Zusammenfassung: Den Datensätzen „Siedlungs- und Verkehrsfläche“ sowie „Retentionsfläche“ werden weitere Attributinformationen aus den Rastergrundgeometrien mittels Überschneidung hinzugefügt (vor allem ihre Zugehörigkeit zu einer Gemeinde). Nach einer Rasterung können für jede Kachel die Flächengröße der rezenten Aue sowie der Anteil baulich geprägter Siedlungs- und Verkehrsflächen in der rezenten Aue bestimmt werden.

Der Indikator „Anteil der Siedlungs- und Verkehrsfläche in der rezenten Aue“ betrachtet ausschließlich die aktive Aue im Deichvorland und die darin befindlichen baulich dominierten Siedlungs- und Verkehrsflächen (Abb. 3.5.1.1). Diese machen in den rezenten Flussauen eine Fläche von 333 km² aus, was einem Flächenanteil von 4,9 % entspricht.

In der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt wird eine Vergrößerung der Retentionsflächen um mindestens 10 % bis 2020 gefordert. Wir haben den Indikator für die Jahre 2010 (5482,8 km²), 2013 (5479,3 km²) und 2015 (5475,5 km²) berechnet. Demnach ging die Fläche für Hochwasserretention durch Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche in den Jahren 2010 und 2015 bundesweit um insgesamt 7,3 km² (0,13 %) zurück. Davon entfallen auf den Zeitraum zwischen 2013 und 2015 3,9 km² (0,07 %). Doch der letzte Auenzustandsbericht meldet auch Erfolge: Seit 2009 wurden durch Rückdeichungen aller Art 4.183 ha überflutbare Auenflächen wiederhergestellt. Damit beträgt der Zugewinn zwischen von 1983 bis 2020 insgesamt 7.100 ha, was einer Vergrößerung der überflutbaren Flussauen um rund 1,5 % entspricht (BfN 2021: 4).

Allerdings sind der Indikatorwert von 2010 und die darauf basierende Änderungsanalyse unter Vorbehalt zu sehen, da in diesem Zeitraum eine Änderung in der Modellierung der Datengrundlage (ATKIS Basis-DLM) stattgefunden hat. Daher sind ein Teil der berechneten Indikatorwertänderungen nicht auf reale Änderungen in der Flächennutzung, sondern auf geänderte Flächennutzungszuordnungen zurückzuführen. Im Jahr 2013 wurde die seit 2009 andauernde Modellmigration des Basis-DLM in das AAA-Modell in allen Ländern abgeschlossen, was die Konsistenz und Vergleichbarkeit der Daten innerhalb der Bundesländer erhöht hat.

Die Veränderung der Fläche für Hochwasserretention wurde zusätzlich nach Bundesländern und für einzelne Flüsse analysiert. Letztere ist in Tabelle 3.5.1.1 dargestellt.

Tab. 3.5.1.3: Altauenfläche, Rezente Aue sowie Fläche für Hochwasserretention (FHR) der Flüsse mit den größten Einzugsgebieten in Deutschland (Stand 2020)

Fluss	Altaue (km ²)	rezente Aue* (km ²)	Fläche für Hochwasserretention* (km ²)	Hauptindikator Anteil bebauter Fläche an rezenter Aue* (%)	Trend Retentionsfläche seit 2015 (↑↓→)
Flüsse mit den größten morphologischen Auen in Deutschland					
Elbe	4855	1033	992	4,0	<i>n. vergleichbar</i>
Weser	1851	538	511	5,0	<i>n. vergleichbar</i>
Rhein	1636	678	645	4,9	() leicht pos.
Ems	995	281	273	3,3	<i>n. vergleichbar</i>
Oder	842	116	115	0,9	() leicht pos.
Donau	722	398	384	3,4	<i>n. vergleichbar</i>
Spree	307	264	257	2,4	positiv
Isar	375	89	87	2,2	() leicht neg.
Lech	328	52	51	0,5	() leicht neg.
Schwarze Elster	311	10	9	0,9	→
Havel	185	208	203	2,4	() leicht neg.
Main	128	246	223	9,6	() leicht pos.
Saale	155	165	156	5,4	→
Inn	176	87	85	3,2	() leicht pos.
Mulde	102	171	162	5,3	() leicht pos.
Summe der 79 Flüsse mit den größten Einzugsgebieten					
Gesamt	15623	6826	6493	4,9	() leicht pos.
* einschließlich Flussfläche					

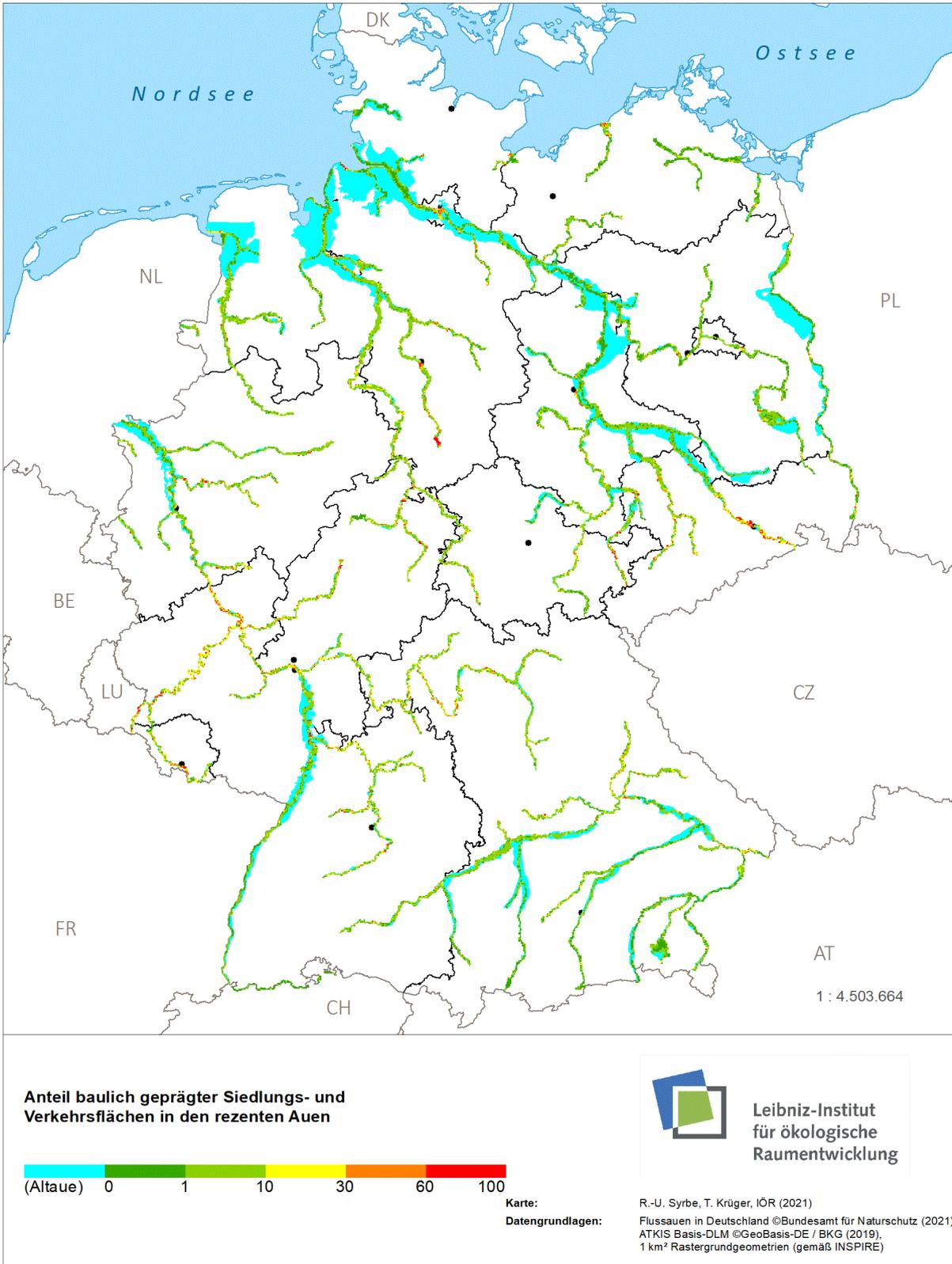


Abb. 3.5.1.1: Anteil bebauter Siedlungs- und Verkehrsflächen innerhalb der rezenten Flussauen auf Basis des INSPIRE- 1km² Gitternetzes

Aus den Indikatorwerten und Flächendaten lassen sich nur eingeschränkt Vergleiche zwischen den Zeitpunkten ziehen, denn die Erfassung der Auenflächen beruhen auf teilweise unterschiedlichen Verfahren. So wurden zum Beispiel in früheren Kartierungen die Unterläufe von Elbe, Weser und Ems nicht mit erfasst oder gänzlich anders modelliert, sodass sich schon die Flächengrößen der sogenannten Altauen signifikant unterscheiden. Wie die Spalte Trend zeigt, ist auch die Fläche der rezenten Aue nicht konstant, es gab teilweise positive Entwicklungen (durch Rückverlegungen von Deichen) aber auch negative durch Bebauungen in der Aue, wobei viele neue Siedlungsgebiete heute auch nicht mehr zur rezenten Aue gerechnet werden. In beiden Fällen würde der Vergleich des Hauptindikators zu falsch positiven bzw. negativen Schlüssen führen; deswegen wurde nur ein Trend im Vergleich der unbebauten Retentionsfläche angegeben. Weil die unbebaute Retentionsfläche allerdings in absoluten Zahlen vorliegt, ist diese wiederum nicht zwischen den Flüssen und Gebietseinheiten vergleichbar und somit als Indikator ungeeignet. Die flächengenauen Werte lassen sich am besten noch in der Karte erkennen (s. Abb. 3.5.1.1).

Bezug zu anderen Nachhaltigkeits- und Biodiversitätsindikatoren

Der hier vorgestellte Indikator – ist ein sog. DAS-Indikator“, da er in einem engen fachlichen Zusammenhang zum Indikator „Rückgewinnung natürlicher Überschwemmungsflächen“ aus dem Handlungsfeld Biologische Vielfalt der Deutschen Klima-Anpassungsstrategie¹⁹ steht. Weiterhin wird in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt das Ziel zur „Vergrößerung der aktuellen Rückhalteflächen an Flüssen um mindestens zehn Prozent“ formuliert (BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2007).

Wie oben dargelegt hat die Regulationsleistung von Auen starke positive Wechselwirkungen mit der Biodiversität. Daher liegt es nahe, auch einen eigenen Indikator zur Habitatfunktion von Auen anzulegen. So gibt es beispielsweise weitere Indikatorenvorschläge nach European Commission (2014): „Fläche der Feuchtgebiete innerhalb überschwemmungsgefährdeter Gebiete“; „Schutzstatus der anliegenden Feuchtgebiete“ z. B. innerhalb der Aue. Diese gehören jedoch nicht zur Regulationsleistung von Auen in Bezug auf Hochwasser und werden daher hier nicht weiter dargestellt.

Unter den Indikatoren zur nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt ist der Indikator „Zustand der Flussauen“ enthalten. Dabei handelt es sich um einen Index (Maßzahl in %) über die Bewertungen des Auenzustands von 79 im Auenzustandsbericht erfassten Flussauen (BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2007; 2015). Die Länderinitiative Kernindikatoren (LIKI)²⁰ enthält zwar Indikatoren zum Zustand der Binnengewässer und zur Gewässerstrukturgüte, aber keine expliziten Indikatoren zur Retentionsleistung von Auen.

Das Umweltbundesamt (UBA) führt in seinem System bundesweiter Indikatoren einen Indikator zum ökologischen Zustand der Fließgewässer (UBA - Umweltbundesamt 2015), aber ebenfalls keinen Indikator explizit zur Hochwasserretention. Genauso wird dieses Thema in den Nachhaltigkeitsindikatoren des Statistischen Bundesamtes nicht genannt (DESTATIS - Statistisches Bundesamt 2014).

¹⁹ s. a. <http://www.bmub.bund.de/service/publikationen/downloads/details/artikel/deutsche-anpassungsstrategie-an-den-klimawandel/>

²⁰ <http://www.lanuv.nrw.de/likl/index.php?>

Literatur:

- AdV (Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland, 2008): Dokumentation zur Modellierung der Geoinformationen des amtlichen Vermessungswesens (GeoInfoDok): Erläuterungen zum ATKIS® Basis-DLM: 89 S.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz, 2021): Auenzustandsbericht: Flussauen in Deutschland. Berlin, 71 S.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Reihe Umweltpolitik, Berlin, 178 S.
- BMVI (Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur), BMUB (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit) (2015): Bundesprogramm Blaues Band Deutschland: Ein neuer Blick auf unsere Wasserstraßen und ihre Auen. Bonn, 7S.
- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U., Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland: Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Bundesamt für Naturschutz, Hrsg., Bonn-Bad Godesberg, 87S.
- BKG (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2018): Digitales Basis-Landschaftsmodell (AAA-Modellierung). 61S. Verfügbar unter: <https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/digitale-geodaten/digitale-landschaftsmodelle/digitales-basis-landschaftsmodell-ebenen-basis-dlm-ebenen.html> [15.06.2021].
- BKG (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2021): Verwaltungsgebiete 1:25 000 (Ebenen), Stand 31.12. (VG25) Verfügbar unter: <https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/digitale-geodaten/verwaltungsgebiete/verwaltungsgebiete-1-25-000-ebenen-stand-31-12-vg25-ebenen.html> [15.06.2021].
- DESTATIS (Statistisches Bundesamt, 2014): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland: Indikatorenbericht 2014. Wiesbaden, 80 S.
- Ehlert, T., Neukirchen, B. (2012): Zustand und Schutz der Flussauen in Deutschland. Natur und Landschaft 87 (4) 161-167.
- European Commission (2014): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Technical report, 2014 - 080. [2nd Report – final].
- Koenzen, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland – Typologie und Leitbilder. Angew. Landschaftsökol. 65, 334 S.
- LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, 2014): Nationales Hochwasserschutzprogramm: Kriterien und Bewertungsmaßstäbe für die Identifikation und Priorisierung von wirksamen Maßnahmen sowie ein Vorschlag für die Liste der prioritären Maßnahmen zur Verbesserung des präventiven Hochwasserschutzes. Beschlossen auf der Umweltministerkonferenz am 24. Oktober 2014 in Heidelberg. 9 S.
- UBA (Umweltbundesamt, 2015): Daten zur Umwelt 2015: Umwelttrends in Deutschland. Dessau-Roßlau, 142 S.
- Walz, U.; Richter, B.; Grunewald, K. (2017): Indikatoren zur Regulationsleistung von Auen. Ein Beitrag zum Konzept nationaler Ökosystemleistungs-Indikatoren Deutschland. Naturschutz und Landschaftsplanung 49 (3) 093-100.

3.6 Urbane Ökosysteme

3.6.1 Grünflächenausstattung und Grünraumversorgung²¹

Lisa Eichler, Tobias Krüger, Sophie Meier

Beschreibung

Das Stadtgrün ist eine wichtige Komponente bei der Klimaanpassung und übernimmt Erholungs- und Gesundheitsfunktionen (BBSR 2017). Stadtgrün umfasst Parks, Friedhöfe, Brachflächen, Spiel- und Sportplätze, Straßenbegleitgrün und Straßenbäume, Kleingärten, private Gärten, Dachbegrünung und sonstige Vegetation an Gebäuden. All diese städtischen Vegetationsformen zusammen bilden die „grüne Infrastruktur“ (BMUB 2017). Die Lufttemperaturen in und rund um städtische Grünflächen können geringer sein als in stark versiegelten Arealen von Städten, womit der Hitzestress der Einwohner gemindert werden (Jaganmohan et al. 2016). Städtisches Grün kann sich zudem positiv auf die Psyche der Bewohner auswirken. Stadtbewohner bewerteten Grünflächen im Allgemeinen als erholsam und stressreduzierend (Syrbe et al. 2021). Es zeigte sich ein Zusammenhang zwischen der Dichte von Stadtbäumen im unmittelbaren Lebensumfeld und weniger Diagnosen von Depressionen (Marselle et al. 2020). Im Zuge der Innenverdichtung und dem Wachsen der Städte stehen Grünflächen zunehmend unter Druck (BBSR 2017). „Im Sinne der Umweltgerechtigkeit soll allen Bürgern ein adäquater Zugang zu Grünflächen ermöglicht werden“ (BBSR 2021a, S. 7). Die Bundesregierung möchte mit dem „Weißbuch Stadtgrün“ bundesweit die Grünflächenversorgung in Städten erhöhen (BMUB 2017).

Indikatoren

Grünausstattung (Grünanteil bezogen auf die Siedlungs- und Verkehrsfläche, %)

„[Der Indikator **Grünausstattung**] beschreibt die Menge des vorhandenen Grüns als Flächenanteil quantitativ unabhängig von der Flächennutzung sowie der Funktionalität des Grüns. Ein Monitoring der Entwicklung des insgesamt verfügbaren Grüns über einen längeren Zeitraum wird somit ermöglicht“ (BBSR 2021a, S.30). Der Kennwert Grünausstattung wird auf zwei unterschiedliche Bezugsebenen bezogen, nämlich einmal auf die *Siedlungs- und Verkehrsfläche (SuV)* und einmal auf die administrative Stadtfläche. „Dabei wird das Grün weder nach Nutzung, Funktion, Zugang oder ähnlichem unterschieden“ (BBSR 2021a, S. 125). Dieser Indikator existiert zusätzlich mit der räumlichen Bezugsfläche des administrativen Stadtgebiets (BBSR 2021a).

Grünraumversorgung (Grünbedeckung pro Einwohner bezogen auf das administrative Stadtgebiet, m²/Einwohner)

„Der Indikator **Grünraumversorgung** beschreibt die Versorgung der Stadtbewohner mit urbanem Grün. Unter dem Aspekt der Umweltgerechtigkeit wird mit dem Kennwert *Grünbedeckung pro Einwohner bezogen auf das administrative Stadtgebiet* deutlich, wieviel Grün jedem Einwohner theoretisch zur Verfügung steht. Hieraus lassen sich Schlüsse auf Versorgungsunterschiede, -defizite und -bedarfe ziehen“ (BBSR 2021a, S. 30) Dabei wird das Grün weder nach Nutzung, Funktion, Zugang oder ähnlichem unterschieden (BBSR 2021a, S. 126).

²¹ Teile dieses Kennblatts enthalten Passagen aus dem Endbericht des Projektes „Monitoring des Stadtgrüns“ (IÖR 2021a).

Berechnungs- und Analyseschritte

Die Ausgangsdaten zur Identifikation des Stadtgrüns bildeten ein Rasterdatensatz, der auf Basis von Sentinel-2-Satellitendaten und ATKIS Basis-DLM erzeugt wurde, das sogenannte *Stadtgrünraster Deutschland* (BBSR 2021a). „Somit ist eine flächendeckende Klassifizierung des Stadtgrüns für die Bundesrepublik Deutschland in einheitlicher Qualität bei hoher Auflösung (10x10m) und für verschiedene Zeitstände möglich, wodurch die Grundlage für eine Erfassung der urbanen Grünausstattung für deutsche Städte geschaffen wird“ (BBSR 2021a, S. 26).

“Die Pixel mit einer räumlichen Auflösung von 10 x10 m werden entsprechend ihrer Vegetationsbedeckung klassifiziert und den Grünklassen Nadelholz, Laubholz oder Wiese (ganzjährige niedrige Vegetation) zugeordnet (Pixeltyp). Auf Pixelebene sind somit Aussagen zur Zugehörigkeit zu einer der Vegetationstypen der Landbedeckungsklassifikation sowie (eingeschränkt) zur Vegetationsschicht möglich“ (BBSR 2021a, S. 27).

“Die klassifizierten Pixel aus dem Sentinel-II-Datensatz bilden die Grundlage für die Bildung von zusammenhängenden Objekten, welche hier als „Grünfläche“ adressiert werden. Diese können sich hinsichtlich ihrer Größe und Form unterscheiden. Abhängig von der Vegetationsausstattung und der räumlichen Verteilung der Grünklassen in der Grünfläche, unterscheiden sich Grünflächen auch in ihrer Funktion beispielsweise für das Stadtklima oder als Erholungsfläche“ (BBSR 2021a, S. 28).

“Bei Betrachtung der Grünflächen in den Teilgebieten (z.B. Stadtteilen) können Aussagen zu deren Anzahl und räumlicher Verteilung getroffen werden. So sind auch Aussagen zum Flächenverhältnis von baulich geprägt zu grün geprägt möglich“ (BBSR 2021a, S. 28).

“Eine Berechnung der einzelnen Kennwerte unter Verwendung des Stadtgrünrasters wurde für alle deutschen Städte ab 5.000 Einwohnern auf administrativer Gebietskulisse durchgeführt. Somit ist ein Vergleich der Städte hinsichtlich ihrer Ausstattung mit Stadtgrün nach verschiedenen Aspekten möglich. Um innerstädtische Vergleiche zu ermöglichen, erfolgte zudem die Berechnung der Kennwerte für Städte mit mehr als 50.000 Einwohnern auf Stadtteil- bzw. Stadtbezirksebene, sofern entsprechende Gebietsgrenzen vorlagen“ (BBSR 2021a, S. 31).

“Für vergleichende Auswertungen wurden die Städte entsprechend der Stadt- und Gemeindetypen des BBSR²² kategorisiert:

- Große Großstädte: ab 500.000 Einwohner
- Kleine Großstadt: ab 100.000 Einwohner bis 500.000 Einwohner
- Große Mittelstadt: ab 50.000 Einwohner bis 100.000 Einwohner
- Kleine Mittelstadt: ab 20.000 Einwohner bis 50.000 Einwohner
- Große Kleinstadt: ab 10.000 Einwohner bis 20.000 Einwohner
- Kleine Kleinstadt: ab 5.000 Einwohner bis 10.000 Einwohner“ (BBSR 2021a, S. 31).

²²

<https://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/forschung/raumbeobachtung/Raumabgrenzungen/deutschland/gemeinden/StadtGemeindetyp/StadtGemeindetyp.html>

Indikator Grünausstattung

Die Datengrundlagen bildeten das Stadtgrünraster, die Stadtgrenzen (VG250 Gemeindegrenzen), die Stadtteilgrenzen, und die aus ATKIS Basis-DLM abgeleitete IÖR-Monitor Basisgeometrie. Die Grünfläche wurde aus den Klassen 3,4,6 (Laubholz, Nadelholz und Wiese) des Stadtgrünrasters Deutschland bezogen (BBSR 2021a).

Für die Abgrenzung der Siedlungs- und Verkehrsflächen wird auf die IÖR-Monitor- Basisgeometrie zurückgegriffen, welche aus dem ATKIS-Basis-DLM abgeleitet wurde und sich auf den Zeitschnitt 2018 bezieht. Diese SuV-Fläche aus dem IÖR-Monitor wurde weiterhin so modifiziert, dass Straßen (in gepufferter Form) nur innerhalb der Ortslagen einbezogen wurden. Ortslagen sind ATKIS-Objekte, welche den Siedlungsraum funktional abgrenzen und umfassen neben baulich geprägten Flächen auch Siedlungsfreiflächen, Verkehrsflächen und angrenzende Freiraumflächen, sofern sie räumlich und funktional mit dem Siedlungskörper in Zusammenhang stehen. "Die Siedlungs- und Verkehrsfläche ist mit den Städten zu verschneiden, um eine Zuordnung zu den Städten zu gewährleisten" (BBSR 2021a, S. 126).

Der Indikator stellt den Quotienten aus der Fläche der grünen Elemente mit der Siedlungs- und Verkehrsfläche dar, die anschließend mit 100 multipliziert wurde. Die Bezugsebene bilden Städte ab 5.000 Einwohner, Stadtteile für Städte ab 50.000 Einwohner (BBSR 2021a).

Die Grünausstattung [wurde] mittels zweier Kennwerte berechnet: *Grünanteil bezogen auf das administrative Stadtgebiet (VG25)* und *Grünanteil bezogen auf die Siedlungs- und Verkehrsfläche (SuV, aus ATKIS Basis-DLM)* (BBSR2021a, S. 32).

"Die Vorteile des erstgenannten Kennwertes liegen in der einfachen Berechnung, es werden nur die administrativen Stadtgrenzen und die Grünklassen der Landbedeckungsklassifikation benötigt. Der Fokus dieses Kennwertes bezieht sich auf die gesamte Stadt, womit auch das Umland des eigentlichen Siedlungsraums, sofern es innerhalb der administrativen Stadtgrenze liegt, einbezogen wird. Dies erschwert jedoch die Vergleichbarkeit von Städten. Denn diese unterscheiden sich stark in der Größe ihres zum Stadtgebiet gehörenden, oft durch Grün geprägten, Umfelds, abhängig von Eingemeindungen, direkten Nachbarschaften zu anderen Städten und ihrer Lage im ländlichen oder urbanen Raum" (BBSR 2021a, S. 32).

"Die Begrenzung auf den Siedlungs- und Verkehrsraum beim zweiten Kennwert bedingt eine bessere Vergleichbarkeit von Städten hinsichtlich ihres Grünanteils, da hierbei der Fokus auf dem „innerstädtischen“ Grün liegt und Effekte durch die Größe des grünen Umfelds ausgeschlossen werden. Die Abgrenzung der Siedlungs- und Verkehrsfläche erfolgt durch die Auswahl der entsprechenden Objekte aus dem ATKIS-Basis-DLM" (BBSR 2021a, S. 32).

Indikator Grünraumversorgung

Die Datengrundlagen des Indikators Grünraumversorgung ist auch das Stadtgrünraster Deutschland, Stadtgrenzen (VG250 Gemeindegrenzen) mit Einwohnerzahlen und Stadtteilgrenzen mit Einwohnerzahlen (BBSR 2021a).

Die Grünfläche setzte sich aus den Klassen 3,4,6 (Laubholz, Nadelholz und Wiese) des Stadtgrünrasters Deutschland zusammen (BBSR 2021a). "Das administrative Stadtgebiet umfasst insbesondere bei kleineren Städten mit wenigen Einwohnern auch viel Umfeld, welches sich in einem hohen Grünversorgungsgrad widerspiegelt. Daher [ist es] nur bedingt geeignet für Aussagen zur Versorgung der Einwohner durch innerstädtisches Grün" (BBSR 2021a, S. 127).

Die Siedlungs- und Verkehrsfläche wurde dem ATKIS-Basis-DLMs entnommen. Die Einwohnerdaten für die einzelnen Städte wurde aus der Regionaldatenbank von Destatis bezogen

(Destatis 2021, Stichtag: 31.12.2018). Zur Abgrenzung der Gemeindegrenzen wurde die VG250 verwendet, Gebietsstand 2018 (BKG 2017).

Die Berechnung erfolgte über die Bildung eines Quotienten aus der Fläche der grünen Elemente durch die Einwohneranzahl im administrativen Stadtgebiet. Der Indikator wurde sowohl für Städte ab 5.000 Einwohner, als auch für Stadtteile von Städten ab 50.000 Einwohnern gerechnet (BBSR 2021a).

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Indikators

“Im Sentinel-2-basierten Stadtgrünraster Deutschland für 2018 waren rund 203.076 km² der Landesfläche Grünklassen bedeckt, was 56,8 % der Gesamtfläche entspricht. Dabei entfallen rund 60.457 km² (29,8 %) auf die Klasse Laubholz, 60.123 km² (29,6 %) auf Nadelholz und 82.496 km² (40,6 %) auf Wiese (ganzjährig niedrige Vegetation). Ackerland wird nicht in die Grünbedeckung einbezogen, da dessen Grünzustand von saisonalen Bewirtschaftungszyklen abhängig ist” (BBSR 2021a, S. 31-32).

Ergebnisse Grünausstattung

“Der Kennwert gibt einen Hinweis auf die Durchgrünung des Siedlungs- und Verkehrsraumes. Unter Abgrenzung der Siedlungs- und Verkehrsfläche werden land- und forstwirtschaftliche Flächen des Umfelds bei der Berechnung dieses Kennwertes nicht berücksichtigt, vielmehr erfolgt die Konzentration auf das „städtische Grün“ in Form von Parks, Alleen, Straßenbegleitgrün, Sportflächen, Friedhöfen etc.” (BBSR 2021a, S. 126).

“Für Städte ab 5 000 Einwohnern entfallen 2018 rund 74.124 km² Grün auf das administrative Stadtgebiet. Davon befinden sich rund 7.649 km² innerhalb der Siedlungs- und Verkehrsfläche. Der Grünanteil an der Gesamtfläche des administrativen Stadtgebiets beträgt im Bundesdurchschnitt 56,7 %. Für die Siedlungs- und Verkehrsfläche beträgt der Durchschnitt 35,0 %” (BBSR 2021a, S. 32).

“In der [Abbildung 3.6.1.1] ist beispielhaft der Unterschied zwischen den beiden Kennwerten für [...] Fallstudienstädte [...], dargestellt. Insbesondere kleinere Städte, wie Saalfeld oder Schwäbisch Gmünd weisen bezogen auf das administrative Stadtgebiet einen wesentlich höheren Grünanteil aufgrund ihres ländlich geprägten Umfelds auf, als große Städte wie Berlin oder Leipzig, deren urbane Strukturen bis an die Grenze des Stadtgebietes reichen. In Bezug auf die Siedlungs- und Verkehrsfläche hingegen zeigt sich für Berlin ein höherer Anteil an innerstädtischem Grün als in Schwäbisch Gmünd oder Saalfeld” (BBSR 2021a, S. 32). Abbildung 3.6.1.2 zeigt die Grünausstattung als Karte anteilig berechnet für die Siedlungs- und Verkehrsfläche, aber dargestellt für die gesamte Gemeindefläche.

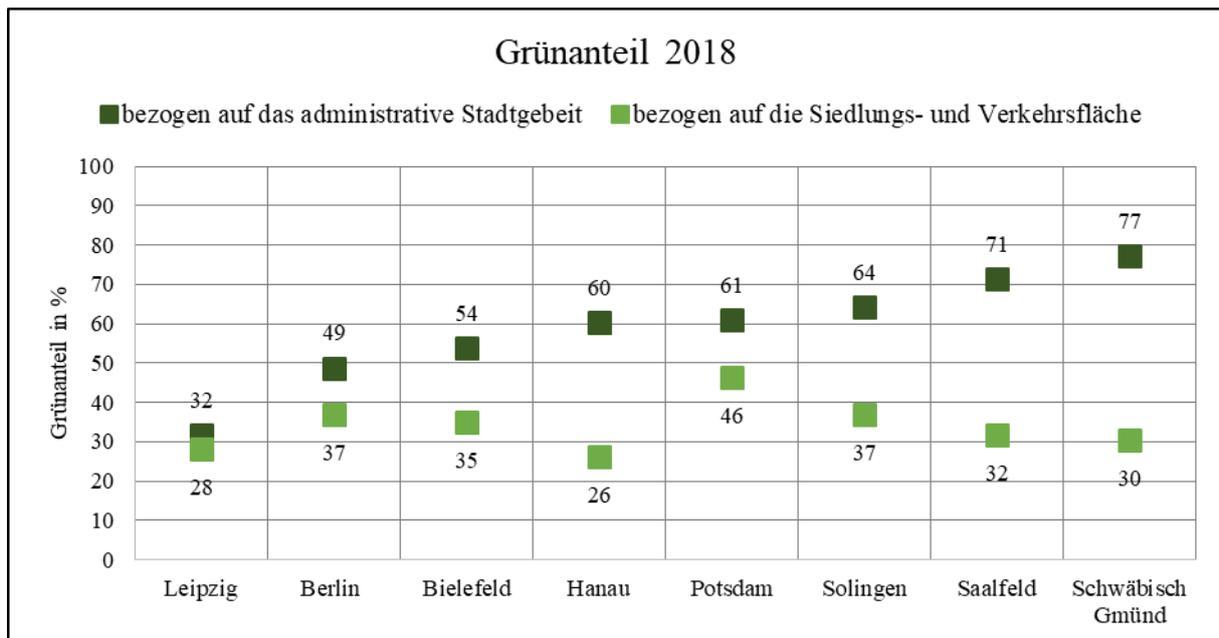


Abb. 3.6.1.1: Vergleich der Grünanteile, zum einen bezogen auf die administrative Stadtgebietsfläche (dunkelgrün), zum anderen bezogen auf die Siedlungs- und Verkehrsfläche (hellgrün) für das Jahr 2018 am Beispiel von acht deutschen Städten (Quelle: BBSR 2021a, S. 33).

“Neben der Stadtstruktur ist auch die naturräumliche Ausstattung der umliegenden Region für die Grünausstattung entscheidend. Insbesondere in waldreichen Gegenden weisen die Städte, unabhängig von ihrer Größe, einen hohen Grünanteil im administrativen Stadtgebiet auf. [...] Vor allem in den waldreichen Gebieten der Mittelgebirge (z.B. Sauerland, Rothaargebirge, Schwarzwald, Harz, Thüringer Wald, Erzgebirge/Vogtland) und dem waldreichen Brandenburg [weisen] Städte einen hohen Grünanteil [auf] [...]. In landwirtschaftlich geprägten Gebieten, wie z.B. in großen Teilen Sachsen-Anhalts und in Nordsachsen, oder in Ballungsräumen, wie dem Ruhrgebiet, zeigt sich bei den Städten hingegen einen geringerer Grünanteil am Stadtgebiet” (BBSR 2021a, S. 33), siehe auch Abbildung 3.6.1.2.

“Es zeigt sich, dass vor allem kleine Mittelstädte und Kleinstädte von dem Grün im Umfeld, lockerer Bebauung und stärkerer Verzahnung des Umfelds mit der Siedlungsfläche profitieren. Großstädte und große Mittelstädte weisen durch dichtere Bebauung, der Ausprägung von Stadtzentren und ihrer stärkeren Besiedlung bis an die Stadtgrenzen weniger Grün auf” (BBSR 2021a, S. 111).

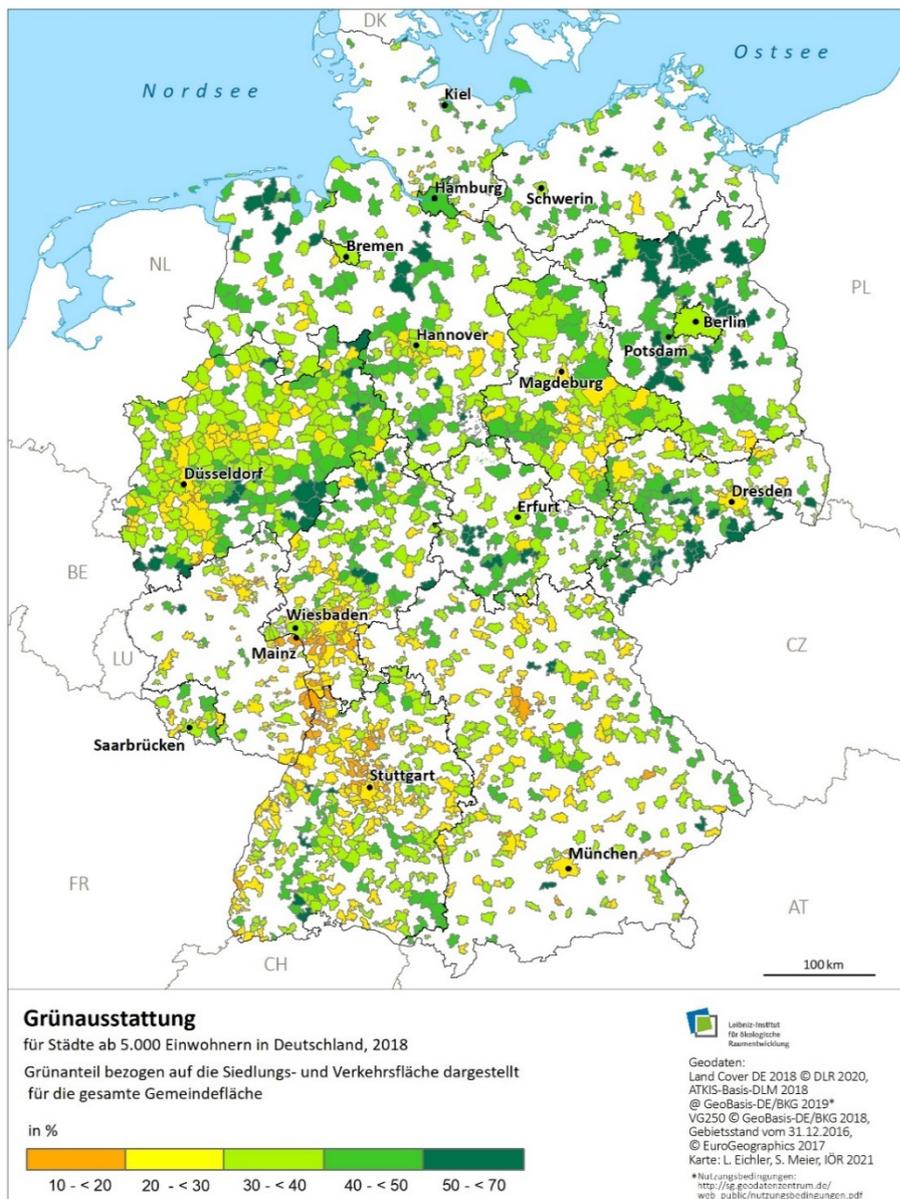


Abb. 3.6.1.2: Grünausstattung für Städte ab 5.000 Einwohnern, anteilig berechnet für die Siedlungs- und Verkehrsfläche, aber dargestellt für die gesamte Gemeindefläche (administrative Stadtgrenze, VG25).

Ergebnisse Grünraumversorgung

“Dieser Kennwert gibt einen Hinweis auf die Relation des vorhandenen Grüns zur Einwohnerzahl (viel Grün/wenig EW vs. wenig Grün/viele EW) und kann somit potentielle Defizite aufzeigen. Aussagen zu dem für die Einwohner tatsächlich nutzbaren Grün, für beispielsweise Erholungszwecke, sind auf dieser Ebene jedoch nicht möglich. Denn Barrieren, die einen Zutritt zu Grünflächen verhindern, Eigentumsverhältnisse und damit verbundene Betretungsbeschränkungen sowie der qualitative Ausstattungsgrad der Grünflächen werden nicht berücksichtigt. Vielmehr wird deutlich, welche Städte/Stadtteile bezogen auf ihre Einwohnerzahl, gut mit Grün ausgestattet sind” (BBSR 2021a, S. 127).

“Statistisch stehen bundesweit jedem Stadtbewohner durchschnittlich 3.000m² Grün zur Verfügung” (BBSR 2021a, S.35), siehe auch Abbildung 3.6.1.3. Dies erscheint übermäßig viel,

wurde in der Gartenamtsleiter-Konferenz GALK (1973) doch gefordert, dass jedem Einwohner 6 m² Grünfläche zur Verfügung steht. Dieser Kennwert der GALK berücksichtigt jedoch nur öffentlich zugängliche Flächen. Der Indikator selbst basiert aber auf dem Sentinel-II-Datensatz, der alle aus Satellitendaten ermittelbare Vegetation enthält. „Generell steigt bei kleiner werdender Größe der Städte die Verfügbarkeit an grünbedeckten Flächen je Einwoh-

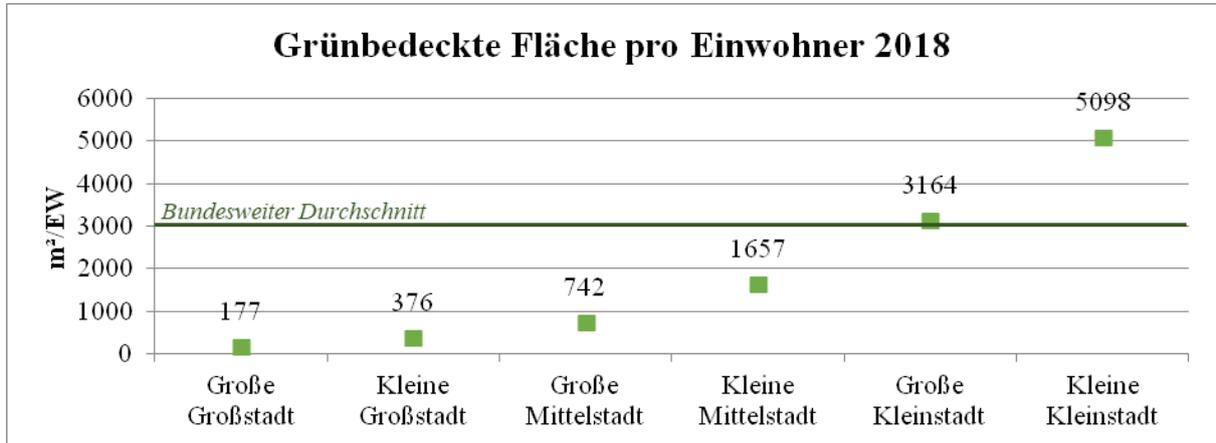


Abb. 3.6.1.3: Durchschnittliche vegetationsbedeckte Fläche je Einwohner für verschiedene Stadttypen bezogen auf 2018 (Quelle: BBSR 2021a, S. 35).

ner“ (BBSR 2021a, S. 35), siehe Abbildung 3.6.1.3 und 3.6.1.4.

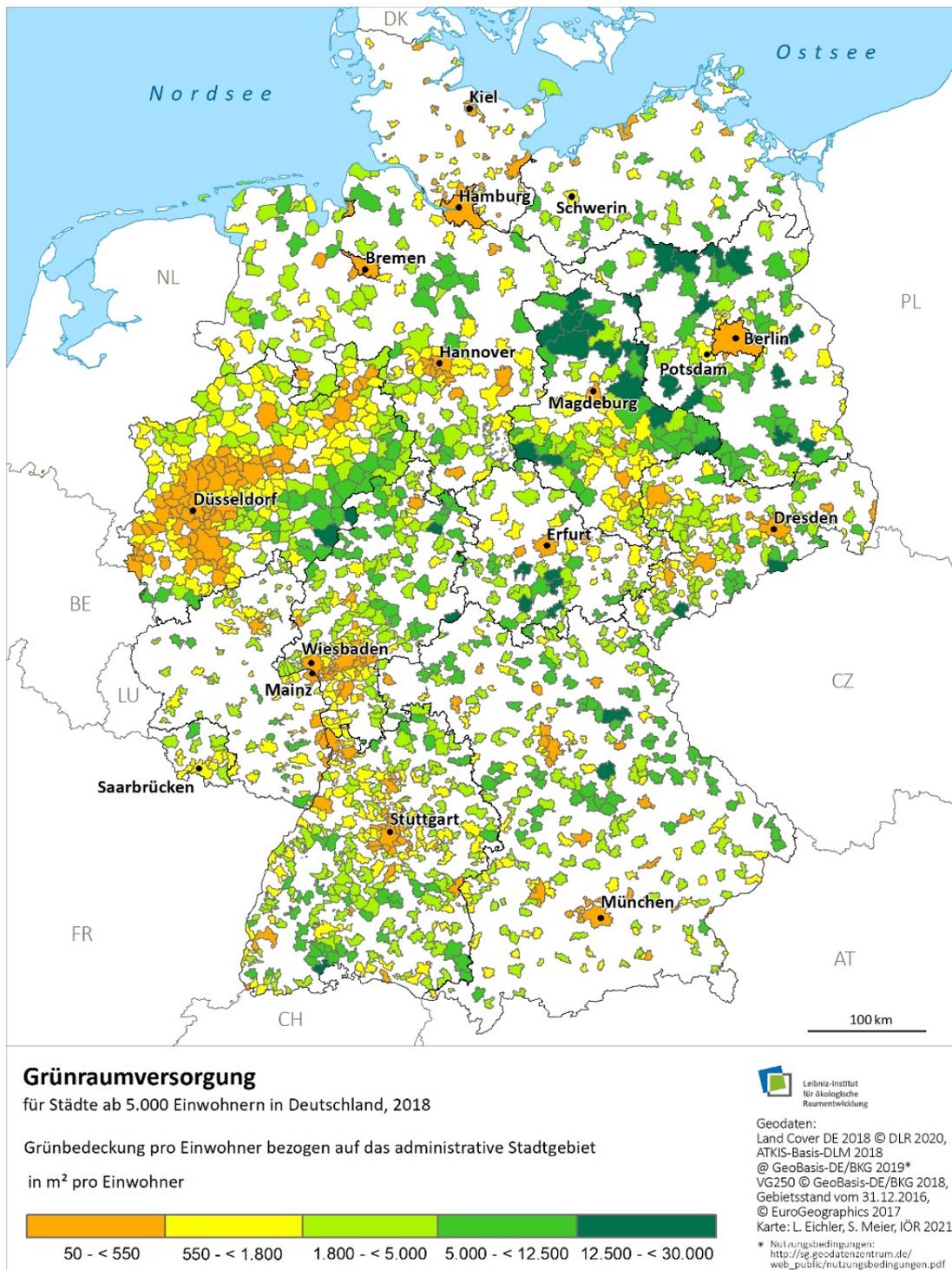


Abb. 3.6.1.4: Grünraumversorgung in m² pro Einwohner für Städte ab 5.000 Einwohner

“Auf Stadtbezirksebene bietet sich dieser Kennwert für innerstädtische Vergleiche an, da die Grünausstattung ins Verhältnis zur Einwohnerzahl gesetzt wird. In Bezirken, welche sich unterhalb des gesamtstädtischen Durchschnitts bewegen, könnten potentielle Defizitgebiete vermutet werden. [Abbildung 3.6.1.5] zeigt beispielhaft für Berlin eine sehr ungleiche Verteilung: vier der zwölf Berliner Bezirke liegen deutlich oberhalb des Gesamtdurchschnittswertes, sieben deutlich darunter und ein Bezirk im durchschnittlichen Bereich. Aus dieser Werteverteilung kann auf die sehr heterogene urbane Grünstrukturierung von Berlin geschlossen werden” (BBSR 2021a, S.35).

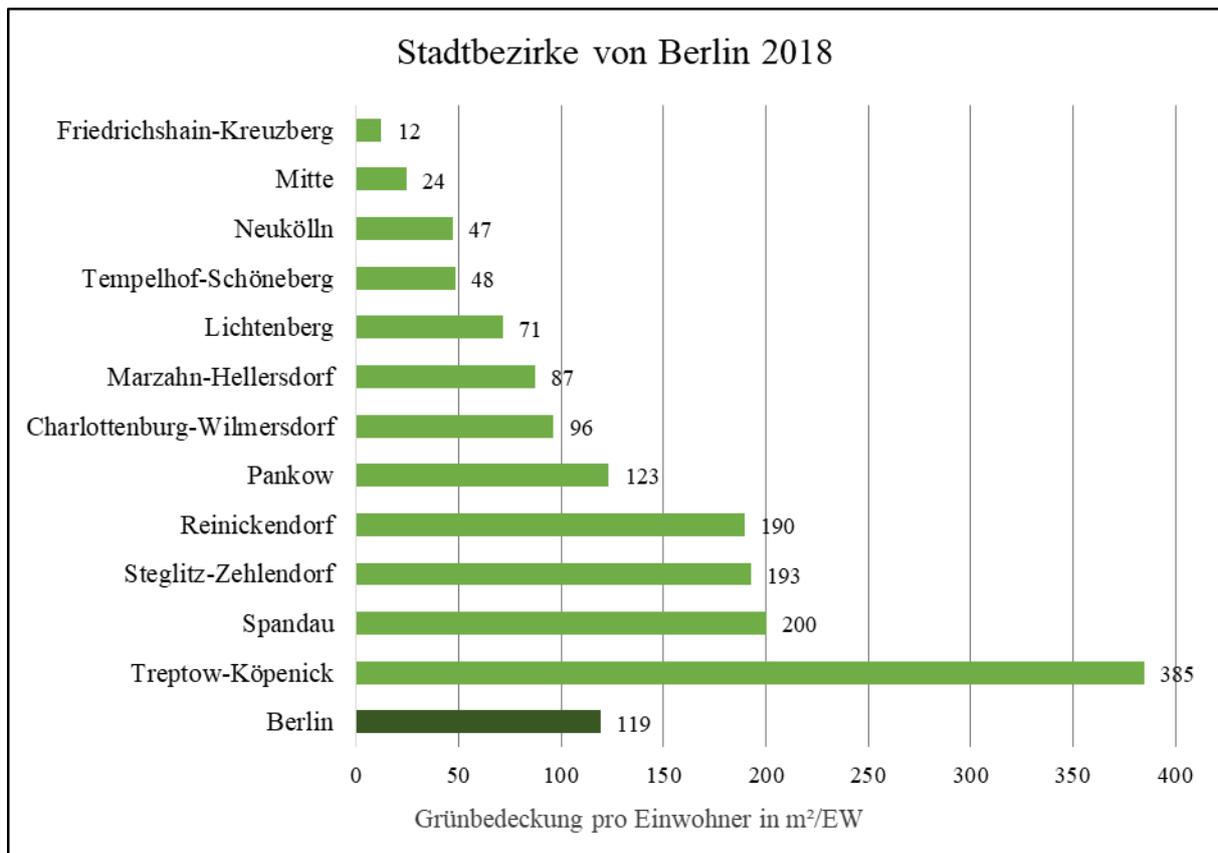


Abb. 3.6.1.5: Die Grünbedeckung pro Einwohner für verschiedene administrative Stadtbezirke Berlins für das Jahr 2018 im Vergleich (Quelle: BBSR 2021a).

“Mit den Indikatoren Grünraumversorgung und Grünerreichbarkeit lassen sich Defizite in der Versorgung quantitativ bestimmen. Ergebnisse für beide Indikatoren liegen bundesweit zum Teil bis auf Stadtbezirksebene vor. Je kleinräumiger die Analyse erfolgt, desto stärker können konkrete Handlungsbedarfe abgeleitet werden. Werden Aspekte der Umweltgerechtigkeit, die den Zusammenhang zwischen sozialer Lage und der lokalen Lebensumwelt sowie den individuellen Voraussetzungen für eine gesunde Lebensführung beschreibt (Bolte et al. 2012, Baumgart et al. 2018), einbezogen, können Aussagen zu sozialräumlichen Milieus getroffen werden” (BBSR 2021, S. 111-112).

Gesamtbetrachtung

“Der Grünanteil bezogen auf das administrative Stadtgebiet beträgt im bundesdeutschen Durchschnitt für Städte mit mehr als 5 000 Einwohnern 56,7 %. Bezogen auf die Siedlungs- und Verkehrsfläche liegt der Durchschnitt bei 35 %. Die Grünbedeckung pro Einwohner bezogen auf das administrative Stadtgebiet beträgt durchschnittlich 2 995 m²/EW für das Jahr 2018” (BBSR 2021a, S.111).

“Werden die Städte hinsichtlich ihrer Einwohnerzahl typisiert, so zeigt sich, dass vor allem kleine Mittelstädte und Kleinstädte von ihrem Grün im Umland, lockerer Bebauung und stärkerer Verzahnung des Umlandes mit der Siedlungsfläche profitieren. Großstädte und große Mittelstädte weisen durch dichtere Bebauung, der Ausprägung von Stadtzentren und ihrer stärkeren Besiedlung bis an die Stadtgrenzen weniger Grün auf. Mittelwert, Wertebereich und Median der Werte 2018 für die Städte typisiert hinsichtlich ihrer Einwohnerzahl, kann nachfolgender Tabelle 3.6.1.1 entnommen werden” (BBSR 2021b, S.111).

“Unterschiede in der Grünausstattung werden vorrangig von der Stadtgröße und der Stadtstruktur bestimmt. Umfassen Städte innerhalb ihrer administrativen Grenze auch ländlich geprägte Flächen, so wirkt sich dies positiv auf den Grünanteil aus. Dies ist insbesondere bei kleineren Städten zu beobachten. Daneben kann festgestellt werden, dass in walddreieichen Gegenden wie dem Sauerland, dem Schwarzwald oder Brandenburg, die Städte einen höheren Grünanteil aufweisen. Innerstädtisch können ebenfalls, in Abhängigkeit von der Bebauungsstruktur, erhebliche Differenzen in der Grünausstattung festgestellt werden.” (BBSR 2021a, S.111).

Tab. 3.6.1.1: Mittelwerte, Wertebereich und Median der Grünausstattung und Grünraumversorgung 2018 für die Städte, typisiert nach Einwohnerzahlen (BBSR 2021b).

	Grünausstattung - Grünanteil bezogen auf das administrative Stadtgebiet in %	Grünausstattung - Grünanteil bezogen auf die Siedlungs- und Verkehrsfläche in %	Grünraumversorgung - Grünbedeckung pro Einwohner bezogen auf das administrative Stadtgebiet in m ² /EW
Große Großstädte	Mittelwert: 44,3 Wertebereich: 31,6 - 54 Median: 44,8	Mittelwert: 30,2 Wertebereich: 18,4 - 40,5 Median: 29,7	Mittelwert: 177 Wertebereich: 74 - 311 Median: 167
Kleine Großstädte	Mittelwert: 49,0 Wertebereich: 17,6 - 79,2 Median: 48,2	Mittelwert: 29,6 Wertebereich: 14,47 - 46,2 Median: 30,2	Mittelwert: 376 Wertebereich: 83 - 889 Median: 339
Große Mittelstädte	Mittelwert: 52,9 Wertebereich: 18,3 - 86,6 Median: 52,9	Mittelwert: 31,4 Wertebereich: 19,7 - 46,4 Median: 31,3	Mittelwert: 742 Wertebereich: 148 - 2238 Median: 601
Kleine Mittelstädte	Mittelwert: 54,3 Wertebereich: 11,1 - 93,7 Median: 54,4	Mittelwert: 32,5 Wertebereich: 9,5 - 62,2 Median: 32,2	Mittelwert: 1657 Wertebereich: 105 - 17573 Median: 1193
Große Kleinstädte	Mittelwert: 58,5 Wertebereich: 7,8 - 97,6 Median: 58,5	Mittelwert: 35,4 Wertebereich: 10,2 - 72,5 Median: 35,6	Mittelwert: 3164 Wertebereich: 56 - 21765 Median: 2334
Kleine Kleinstädte	Mittelwert: 59,4 Wertebereich: 9,3 - 97,2 Median: 60,4	Mittelwert: 38,7 Wertebereich: 13,9 - 67,5 Median: 38,0	Mittelwert: 5098 Wertebereich: 101 - 31171 Median: 3803

Bezug zu anderen Nachhaltigkeits- und Biodiversitätsindikatoren

Dieser Indikator steht im engen Bezug zur Ökosystemleistung „Klimaregulation in Städten“ (Kapitel 4.3). Der Indikator Klimaregulation basiert auf der Annahme, dass die Kühlung vor allem durch die Evaporation und den Schatten von städtischen Bäumen geleistet wird und größere Flächen (ab 2ha) eine tendenziell höhere. Auch zum Indikator „Biotopwerte“ besteht eine enge Verknüpfung (Kapitel 3.7.6). Grünflächen, wie Parks, Friedhöfen, Brachflächen, Stadtbäume und Straßenbegleitgrün bilden Rückzugsräume und Trittsteinbiotope für verschiedene Tier- und Pflanzenarten (vgl. Aronson et al. 2017).

Offene Fragen, ggfs. Erweiterungsmöglichkeiten

“[Die Grünausstattung und die Grünraumversorgung] ermöglichen vorrangig quantitative Aussagen, mittels der Sentinel-Klassifikation und können lediglich qualitative Aussagen bezüglich der Vegetationsstruktur (Laubholz, Nadelholz und Wiese) und ihrer Verteilung getroffen werden. Für weitere qualitative Aussagen zur Grünausstattung, auch hinsichtlich der Vitalität des Grüns oder zu sozialräumlichen Aspekten mit Hinblick auf die Quantifizierung eines Gründefizits wurden in Fallbeispielen Methoden entwickelt, welche hochwertige Ergebnisse für die Fallstudienstädte bieten. Die Ergebnisse sind jedoch nicht repräsentativ für Aussagen zur Grünausstattung Deutschlands” (BBSR 2021b, S. 110).

Zur Erfassung des nur öffentlich zugänglichen Grüns bietet sich eine Analyse basierend auf ATKIS-Basis-DLM-Daten an, in denen die Nutzung der Grünflächen explizit erfasst wird und damit ersichtlich wird, welche Flächen als Park, Friedhof und Kleingarten nutzbar sind (BKG 2020).

Neben der Grünausstattung und der Grünraumversorgung wurden weitere Indikatoren im Projekt „Monitoring des Stadtgrüns“ berechnet, die in diesem Kennblatt nicht thematisiert wurden, wie z.B. Grünraumvernetzung, Klimaaktive Flächen, Grünvolumen, und Grünerreichbarkeit (BBSR 2021a).

“Angereichert durch ergänzende Informationen, wie Landnutzungsinformationen aus Geobasisdaten oder anderen Kartierungen, können weitere Eigenschaften mit den einzelnen Grünflächen verknüpft werden” (BBSR 2021a, S. 28).

Literatur

- Aronson, M. F. J., Lepczyk, C. A., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., MacIvor, J. S., Nilon, C. H., Vargo, T. (2017): Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15 (4): 189-196.
- Baumgart, S., Köckler, H., Ritzinger, A., Rüdiger, A. (2018): Planung für gesundheitsfördernde Städte. *Forschungsberichte der ARL*.
- BBSR – Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (2017): Handlungsziele für Stadtgrün und deren empirische Evidenz. Indikatoren, Kenn- und Orientierungswerte. S. 141
- BBSR – Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (2021a): Wie grün sind deutsche Städte? Wissenschaftlicher Endbericht zum Projekt „Monitoring des Stadtgrüns“. Manuskript, Stand 29.06.2021, S. 146
- BBSR – Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (2021b): Wie grün sind deutsche Städte? Wissenschaftlicher Endbericht zum Projekt „Monitoring des Stadtgrüns“. Langversion, Manuskript, Stand 29.06.2021, S. 147.
- BKG – Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2017): Verwaltungsgebiete 1 : 250.000. VG250 und VG250-EW. Stand der Dokumentation: 01.12.2017. S. 32
- BKG – Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2020): Digitales Basis-Landschaftsmodell. Basis-DLM. S. 7
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2017): Weißbuch Stadtgrün. Grün in der Stadt – Für eine lebenswerte Zukunft. S.51
- Bolte, G., Bunge, C., Hornberg, C., Köckler, H., Mielck, A. (2012): Umweltgerechtigkeit durch Chancengleichheit bei Umwelt und Gesundheit. In: *Umweltgerechtigkeit. Chancengleichheit bei Umwelt und Gesundheit: Konzepte, Datenlage und Handlungsperspektiven*, S. 15–37.

- Destatis – Statistisches Bundesamt (2021): Destatis – Statistisches Bundesamt (2021): 12411-01-01-5: Bevölkerung nach Geschlecht – Stichtag 31.12. - regionale Tiefe: Gemeinden. Verfügbarer Zeitraum: 31.12.2008 - 31.12.2019. URL: <https://www.regionalstatistik.de/genesis//online/data?operation=table&code=12411-01-01-5&levelindex=1&levelid=1597221551927> (Zugriff am: 24.06.2021).
- GALK – Gartenamtsleiterkonferenz (1973): Richtwerte der ständigen Konferenz der Gartenamtsleiter, zitiert in Sekundärliteratur
- Jaganmohan M., Knapp S., Buchmann C.M., Schwarz N. (2016): The Bigger, the Better? The Influence of Urban Green Space Design on Cooling Effects for Residential Areas. *Journal of Environmental Quality* 45(1):134-45.
- Marselle, M.R., Bowler, D.E, Watzema, J., Eichenberg, D., Kirsten, T., Bonn, A. (2020): Urban street tree biodiversity and antidepressant prescriptions. *Scientific Reports* 10: 22445.
- Syrbe, R.-., Neu mann, I., runewald, K., rzoska, ., Louda, J., Kochan, ., ach , ubo , Meyer, P., Brabec, J., Bastian, O. (2021): The Value of Urban Nature in Terms of Providing Ecosystem Services Related to Health and Well-Being: An Empirical Comparative Pilot Study of Cities in Germany and the Czech Republic. *Land* 10(4): 341.

3.6.2 Bodenversiegelungsgrad

Tobias Krüger, Sophie Meier

Hintergrund

Ein hoher Bodenversiegelungsgrad beeinträchtigt die Grundwasserneubildung und erhöht das Risiko für lokale Überschwemmungen (UBA 2020). Zusätzlich geht fruchtbarer Boden für Ackerbau und Forstwirtschaft verloren (UBA 2019), siehe auch Indikator „Ackerbauliches Ertragspotenzial“ (Kap. 4.1). Der Bund hat sich zum Ziel gesetzt, dass bis 2030 weniger als 30 Hektar Fläche pro Tag für Siedlungs- und Verkehrszwecke ausgewiesen werden soll (Bundesregierung 2018). Von 2013 bis 2018 lag dieser Wert bei 53,6 Hektar pro Tag (Grunewald et al. 2020).

Indikator

Der Indikator beschreibt den Bodenversiegelungsgrad einer Gebietsfläche. Je höher der Wert, desto stärker versiegelt ist die Gebietseinheit (100% entspricht einer vollständigen Bodenversiegelung, 0 % einer völlig unversiegelten Gebietsfläche). Als versiegelt gilt der Anteil der Bodenfläche, der durch Gebäude, sowie versiegelte oder teilversiegelte Verkehrs- und Freiflächen bedeckt ist.

Berechnungs- und Analyseschritte

Die Eingangsdaten des Indikators bestehen aus dem europäischen Copernicus-Datensatz Imperviousness-Density (High-Resolution-Layer) des Zeitschnitts 2018, für den seit 2006 alle drei Jahre ein neuer Zeitschnitt gerechnet wurde. Die Datengrundlagen für diesen Datensatz bilden Sentinel-II-Daten mit einer Auflösung von 10m. Die Genauigkeit für den europaweiten Datensatz liegt bei 94%. Der Ergebnis-Datensatz wird auch in räumlich vergrößerter Form (100x100m) zur Verfügung gestellt (Copernicus 2020). Dieser aggregierte Datensatz wurde für die Berechnung des deutschlandweiten Indikators „Bodenversiegelungsgrad“ im Monitor der Siedlungs- und Freiraumentwicklung (IÖR-Monitor) verwendet. Gelegentlich wird der Indikator einer Aktualisierung unterzogen und die jeweils aktuellen Versionen des Imperviousness-Density-Layers (High-Resolution-Layer) verwendet, was zu nachträglichen Wertveränderungen des Bodenversiegelungsgrades einer Gebietseinheit führen kann (IÖR-Monitor 2021). Der Indikator ist im IÖR-Monitor für folgende Bezugsflächen verfügbar: Gemeinden, Städte ab 50.000 Einwohner, Kreise, Bundesländer und als Rasterdatensatz für 100m, 1km und 10km Auflösung, für die Zeitschnitte 2006, 2009, 2012, 2015 und 2018 (Link zu Bodenversiegelungskarte mit 100x100m-Auflösung: <https://monitor.ioer.de/?rid=3833>, Link zur Karte für die Städte ab 50.000 Einwohnern: <https://monitor.ioer.de/?rid=3840>, Quelle: IÖR-Monitor). Der Gebietsstand bezieht sich auf das Datum 31.12.2019.

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Indikators

Das Verteilungsmuster der Versiegelung zeigt die räumliche Verteilung von Städten, Siedlungen und Straßen. Neben den Stadtstaaten und anderen Großstädten zeigt Nordrheinwestfalen eine besonders großflächige Versiegelung der das Ruhrgebiet, den Landkreis Gütersloh und den Landkreis Bielefeld umfasst. Auch Gebiete mit starker Industrieansiedlung im Rhein-Main-Gebiet und rund um Stuttgart weisen hohe Versiegelungsgrade auf. Relativ gering versiegelt ist der ländliche Raum in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Rheinland-Pfalz und Thüringen (Abbildung 3.6.2.1). Diese Regionen weisen entsprechend mehr Schutzräume für die Natur und einen geringeren Anteil an unzerschnittenen Wäldern auf (siehe Abbildung 3.2.2.1 und 3.3.2.1 in Kapitel 3.2.2 und 3.3.2). Abbildung 3.6.2.2 zeigt, dass größere Städte in der Tendenz stärker versiegelt sind, als kleinere Städte. Dies spiegelt sich auch in einem geringeren Anteil an Grünflächen in größeren Städten, im Vergleich zu kleineren Städten wieder (siehe auch Tabelle 3.6.1.1 in Kapitel 3.6.1).

Der IÖR-Monitor zeigt eine geringe Zunahme der Bodenversiegelung für die gesamte Fläche von Deutschland von 4,2 nach 5,2% innerhalb der Jahresspanne 2006 bis 2018, allerdings ist

die zeitliche Vergleichbarkeit der Zeitschnitte noch eingeschränkt (IÖR-Monitor 2021, siehe auch nächster Abschnitt).

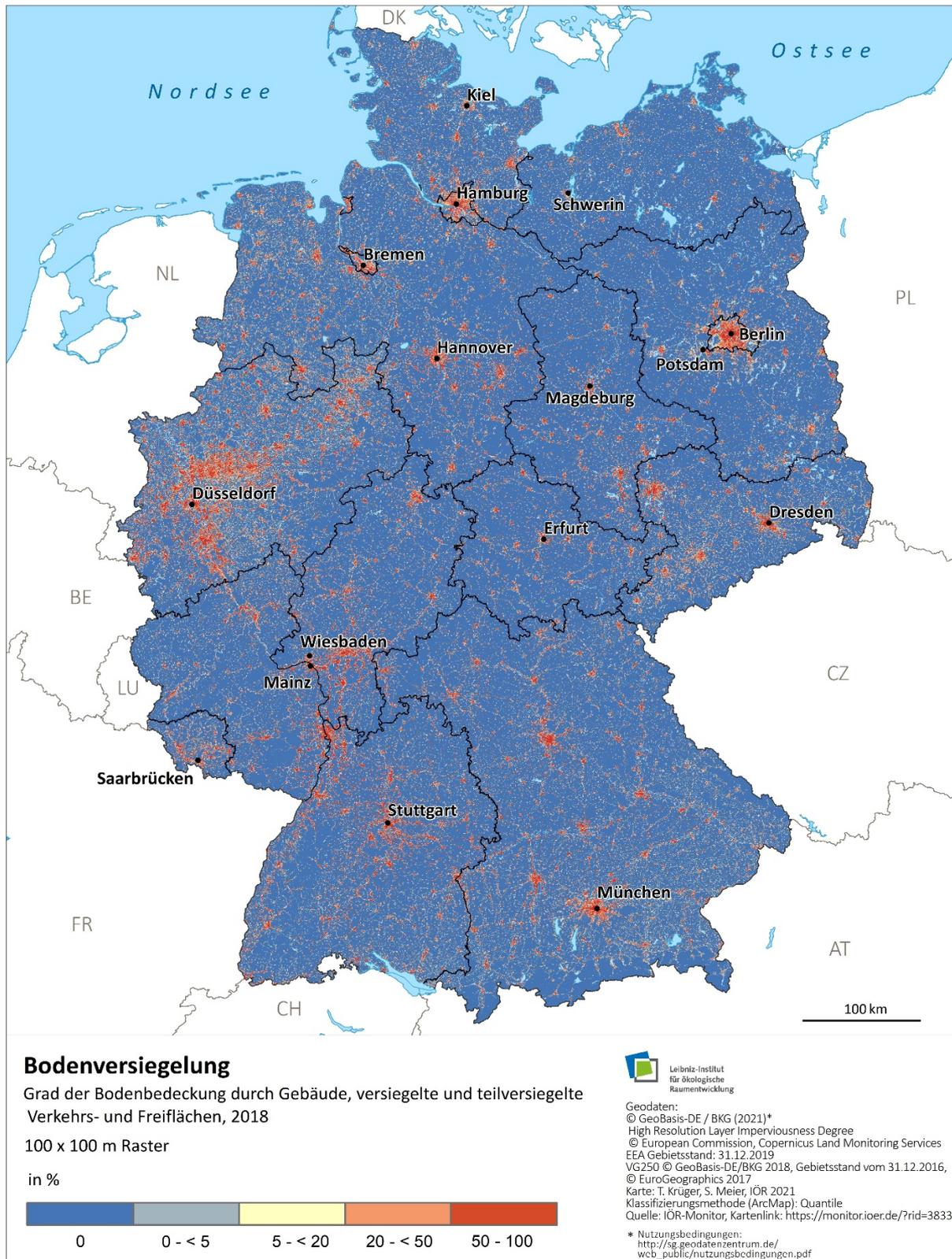
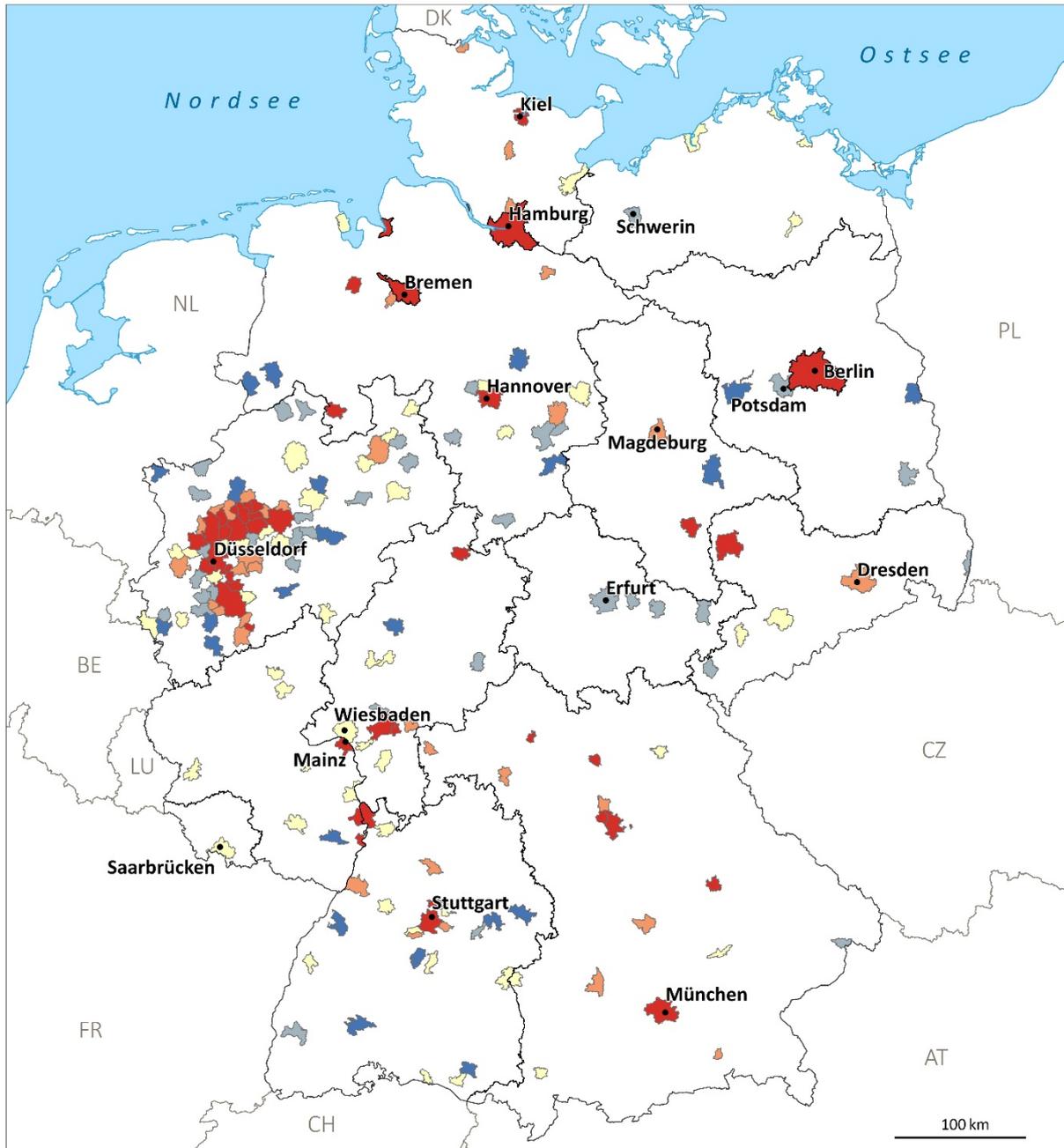


Abb. 3.6.2.1: Anteil des Bodens, der durch Gebäude, Verkehrs- und Freiflächen versiegelt oder teilversiegelt wurde, Zeitschnitt 2018.

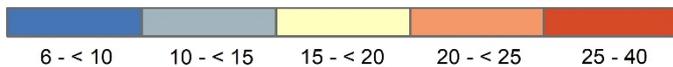


Bodenversiegelung in Städten

Grad der Bodenbedeckung durch Gebäude und versiegelte und teilversiegelte Verkehrs- und Freiflächen, 2018

Bezogen auf die administrative Fläche von Städten ab 50.000 Einwohnern

in %



Geodaten:
 © GeoBasis-DE / BKG (2021)*
 High Resolution Layer Imperviousness Degree
 © European Commission, Copernicus Land Monitoring Services
 EEA Gebietsstand: 31.12.2019
 VG250 © GeoBasis-DE/BKG 2018, Gebietsstand vom 31.12.2016,
 © EuroGeographics 2017
 Karte: T. Krüger, S. Meier, IÖR 2021
 Klassifizierungsmethode (ArcMap): Quantile
 Quelle: IÖR-Monitor, Kartenlink: <https://monitorioer.de/?rid=3840>

* Nutzungsbedingungen:
http://sg.geodatenzentrum.de/web_public/nutzungsbedingungen.pdf

Abb. 3.6.2.2: Städte ab 50.000 Einwohner - Anteil des Bodens, der durch Gebäude, Verkehrs- und Freiflächen versiegelt oder teilversiegelt wurde, Zeitschnitt 2018.

Einschränkungen des Datensatzes

Die Versiegelung im Imperviousness-Density-Layer wird über den Anteil der Vegetation (NDVI) abgeleitet wodurch vegetationslose, aber gleichzeitig nicht-versiegelte Flächen in älteren Zeitschnitten (vor 2015) fälschlicherweise als versiegelt zugeordnet wurde. Dieser Fehler wurde ab der Produktion des Zeitschnittes 2015 korrigiert und offene Vegetationsflächen, Minen, Mülldeponien, offener Ackerboden, Gletscher, Wasserflächen, u.a. aus der Berechnung des Versiegelungsanteils herausgenommen (Copernicus 2020).

Nichtsdestotrotz, die Untersuchung von zeitlichen Veränderungen gestalten sich mit diesen Datensätzen noch schwierig, aufgrund unterschiedlicher und zunehmend verbesserten technischen Anpassungen und atmosphärischer Effekte (IÖR-Monitor 2021).

Quellen/Literatur

Bundesregierung (2018): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. 61 S.

Copernicus – Copernicus Land Monitoring Services (2020): High Resolution land cover characteristics. Lot1: Imperviousness 2018, Imperviousness Change 2015-2018 and Built-up 2018. 51 S. URL: <https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/imperviousness-2018-user-manual.pdf>

Grunewald K., Schweppe-Kraft B., Syrbe R.-U., Meier S., Krüger T., Schorcht M., Walz U. (2020) Hierarchical classification system of Germany's ecosystems as basis for an ecosystem accounting – methods and first results. *One Ecosystem* 5: e50648.

IÖR-Monitor - Monitor der Siedlungs- und Freiraumentwicklung (2021): Indikatorkennblatt. Bodenversiegelungsgrad. URL: <https://monitor.ioer.de/?rid=3833> (Zugriff am 23.06.21).

UBA (2019): Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten. Kostensätze. Umweltbundesamt.

UBA – Umweltbundesamt (2020): Bodenversiegelung. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/boden/bodenversiegelung#ermittlung-der-bodenversiegelung> (Zugriff am: 23.06.21)

3.7 Gesamt-Landschaftsebene

Im Folgenden präsentieren wir sechs bundesweite Zustandsparameter, die auf Gesamt-Landschaftsebene dargestellt werden, da eine Bearbeitung und Zuordnung auf Ökosystemtypen nicht möglich bzw. sinnvoll ist oder aber, um gesamtäumliche Zusammenhänge darzustellen.

3.7.1 Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke

Steffen Schwarz, Karsten Grunewald, Ralf-Uwe Syrbe

Hintergrund

Eine starke Flächenneuanspruchnahme kann zum Verlust von unzerschnittenen Freiräumen und den Verlust von Lebensraum für die Tier- und Pflanzenwelt bedeuten. Die ökologische Leistungsfähigkeit der betroffenen Flächen wird stark eingeschränkt und bei Versiegelung des Bodens nahezu annulliert. Ziel nachhaltiger Raumentwicklung ist es, die Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts zu erhalten und damit eine nachhaltige Nutzungsfähigkeit von Naturgütern zu gewährleisten (BMVI 2016). Dabei ist die Verminderung der Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke (SuV) ein zentrales Element nachhaltiger Raumentwicklung und eine Grundvoraussetzung für die Erreichung einer Vielzahl naturschutzfachlicher Ziele.

Die Freiflächeninanspruchnahme für SuV sowie Möglichkeiten zu deren Reduzierung werden derzeit sowohl in den Raumwissenschaften als auch in der Praxis von Stadt-, Regional- und Landesplanung intensiv diskutiert (Job/Weidlich/Meyer 2019; ARL 2018; Behnisch/Kretschmer/Meinel 2018; Wiggering/Fischer/Penn-Bressel et al. 2009). In Deutschland bildet hierbei der Indikator der Veränderung der Siedlungs- und Verkehrsfläche (SuV) die zentrale Grundlage zur Beurteilung von quantitativen Trends. Auf diesen Indikator bezogen existieren politische Zielsetzungen wie das 30-ha-Ziel auf Bundesebene (Rat für Nachhaltige Entwicklung 2004), welches ursprünglich für das Jahr 2020 anvisiert und nach dem Scheitern in einer Neuauflage der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung als „30-ha-minus-X“ Zielsetzung (Bundesregierung 2016) auf das Jahr 2030 verschoben wurde. Für die Sicherung der Ansprüche von Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Natur- und Artenschutz auf Flächennutzung fordert der Rat für nachhaltige Entwicklung bis 2050 eine Reduktion der Netto-Flächenneuanspruchnahme auf 0 ha pro Tag.²³

Indikator

„Flächenneuanspruchnahme SuV im Fünfjahresmittel“

Der Indikator beschreibt die absolute tägliche Flächenneuanspruchnahme durch Siedlung und Verkehr (SuV) einer jeden Gebietseinheit. Die Werte sind in Hektar pro Tag angegeben und beziehen sich aufgrund des ATKIS-Aktualisierungszyklus auf eine 5-Jahres-Zeitspanne. Dieser Indikator ist geeignet, um die SuV-Änderungen in Relation zu anderen Kenngrößen zu betrachten.“ (IÖR 2020)

Berechnungs- und Analyseschritte

Datengrundlagen und -auswahl

Als Berechnungsgrundlage für den Indikator wurde das Digitale Landschaftsmodell (Basis-DLM (AAA)) aus ATKIS gewählt. Weiterhin werden die administrativen Verwaltungsgrenzen des BKG verwendet (Datenquellen, die den Berechnungen des IÖR-Monitor zugrunde liegen).

²³https://www.nachhaltigkeitsrat.de/fileadmin/user_upload/dokumente/pdf/RNE_Dialogpapier.pdf

Für den Indikator werden die drei wichtigsten Landnutzungsklassen aus ATKIS von Siedlung (einschließlich bebauter Gebiete und städtischer Freiraum), Verkehr (einschließlich aller ausschließlich für den Verkehr genutzten Bereiche, außer dem Schiffsverkehr) und Freiflächen (einschließlich aller Gebiete die nicht direkt für Siedlung oder Transport genutzt werden) herangezogen und für die Analysezeitschnitte Mengendifferenzen bei der Flächennutzung erstellt. Die im Indikator verwendeten Werte sind dem IÖR-Monitor entnommen.

Arbeitsschritte Datenverarbeitung

Die Indikatorberechnung, welche für den IÖR-Monitor vorgenommen wurde und hier zugrunde liegt, ist mit dem Geoinformationsprogramm ArcGIS der Firma ESRI sowie FME umgesetzt worden und lässt sich zusammenfassend wie folgt beschreiben (Schorcht, Krüger, Meinel, 2016).

1. Auswahl: Die zuvor aufgeführten Nutzungsklassen werden selektiert und in einem Datensatz zusammengefasst.
2. Datenbereinigung: Geometrische Korrekturen zur Eliminierung von Lageverschiebungen und Bereinigung von Migrationseffekten die keine realen Flächennutzungsänderungen darstellen. (vgl. Meinel et al. 2018)
3. Indikatorberechnung: Die Flächeninanspruchnahme als gleitender Mittelwert der letzten 5 Jahre (IÖR-Monitor 2020)

Für den Vergleich unterschiedlich großer Gebietseinheiten ist der Indikator 'Relative fünfjährige Flächenneuanspruchnahme SuV' eher geeignet, da dieser nur die prozentuale Entwicklung der SuV selbst abbildet und dementsprechend unterschiedlich große Gebietsanteile die Aussage nicht mehr verzerren. Ist zudem ein Bevölkerungsbezug von Interesse, wird der Indikator 'Verlust von Freiraumfläche pro Einwohner' empfohlen, da dort der SuV-Verlust in Relation zu Einwohnern gesetzt wird (IÖR-Monitor 2020).

Beziehungen zur Biodiversitätsstrategie

In der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt ist die Begrenzung der Flächenneuanspruchnahme und somit die Sicherung des Freiraums beschrieben. Vordergründig geht es um die Sicherung unzerschnittener Freiräume welche den Lebensraum für die Pflanzen- und Tierwelt bieten. Durch Maßnahmen wie verstärkte Innenentwicklung soll eine Begrenzung der SuV Flächenneuanspruchnahme erreicht werden. Weiterhin unterstützt der Freiraumschutz die formulierten Visionen zum Schutz der biologischen Vielfalt u.a. für die Lebensräume Wälder und Moore.

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Indikators

Im IÖR-Monitor ist der Indikator Flächenneuanspruchnahme SuV (im Fünfjahresmittel) auf Bundesland-, Raumordnungs- und Kreisebene aktuell für die sieben Zeitschnitte 2011 und 2013 bis 2019 verfügbar.

Die folgenden Analysen basieren auf den beschriebenen Daten des IÖR-Monitors der Siedlungs- und Freiraumentwicklung. Die Daten sind unter <https://www.ioer-monitor.de/> nachzuvollziehen und frei zugänglich. Auf Grundlage des aktuellsten Zeitschnittes aus dem Jahr 2019 beträgt die deutschlandweite tägliche Flächenneuanspruchnahme 48,73 ha/d. Seit 2011 mit 54,18 ha/d, über den bisher größten zu verzeichneten Peak 2014 mit 57,91 ha/d blieb die Flächenneuanspruchnahme relativ konstant. Seit 2015 ist ein minimal rückläufiger Trend auf die genannten ca. 49 ha/d im Jahr 2019 zu verzeichnen. Ob es sich bei dem Rückgang von

2011 zu 2019 um ca. 10 % um einen generellen Trend handelt, oder ob die Entwicklung weiter stagniert oder gar steigt, lässt sich zu diesem Zeitpunkt jedoch noch nicht abschätzen.

Unter den Bundesländern variieren die Werte. Auf Basis der Daten von 2019 weisen die Bundesländer Niedersachsen (11,2 ha/d) und Bayern (8,8 ha/d) die höchsten Werte im bundesweiten Vergleich auf. Brandenburg und Thüringen verzeichnen dagegen nur eine Flächenneuanspruchnahme von unter einem Hektar pro Tag. Die Stadtstaaten Berlin, Hamburg und Bremen weisen noch niedrigere absolute Zahlen auf, nehmen jedoch aufgrund der geringen Flächengröße im Bundeslandvergleich eine Sonderrolle ein. Berlin ist das einzige Bundesland welches eine geringfügig rückläufige Flächenneuanspruchnahme aufweist (-0,36 ha/d). Unter den Bundesländern liegt der Mittelwert bei 3,05 ha/d. Die zeitliche Entwicklung unter den Bundesländern ist dabei im Vergleich zum bundesweiten Verlauf inhomogen. Beispielsweise steigt in Niedersachsen die tägliche Flächenneuanspruchnahme an, was im Gegensatz zum bundesweiten Trend steht.

Auch auf Kreisebene ist die Spannbreite der Werte groß (Abb. 3.7.1.1.). So ist beispielsweise die Flächenneuanspruchnahme im Kreis Greiz mit -0,58 ha täglich rückläufig und bundesweit am niedrigsten. Im Kreis Emsland ist der tägliche Flächenverbrauch mit 1,12 ha dagegen besonders hoch. Der Mittelwert auf Kreisebene liegt bei 0,12 ha/d und der Median bei 0,09 ha/d. Die Mengenanteile zwischen der baulich geprägten Fläche, der Verkehrsfläche und der Siedlungsfreifläche an der Flächenneuanspruchnahme variiert über die Zeit leicht. Generell lässt sich sagen, dass ca. drei Viertel der Anteile auf die baulich geprägte Fläche und ein Fünftel auf die Verkehrsfläche entfallen. Den kleinsten Anteil hat die Siedlungsfreifläche (vgl. Meinel et al. 2018).

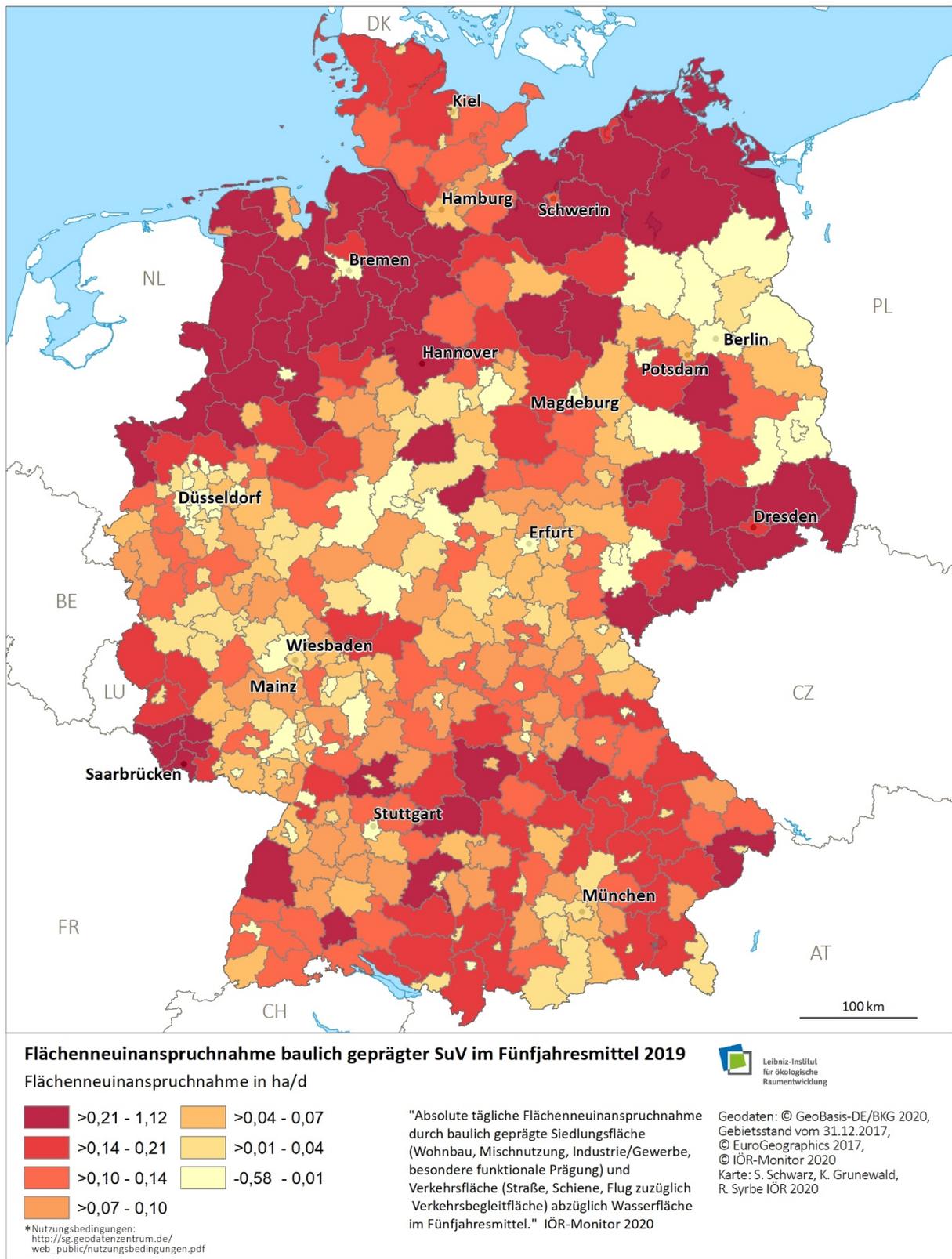


Abb. 3.7.1.1: Anteil Flächenneuinanspruchnahme SuV im Fünfjahresmittel für 2019 (Quelle: IÖR-Monitor 2020, abgerufen am 07.12.2020)

Mögliche Probleme

Sich verändernde Modelldefinitionen können Verschiebungen von Flächen zwischen Objektgruppen zur Folge haben, was zu falschen Werten in der Flächenneuanspruchnahme führen kann.

Erweiterungs- / Anpassungsmöglichkeiten

Die zugrundeliegenden Geobasisdaten werden jährlich aktualisiert, sodass auch zukünftig ein flächendeckendes Monitoring der Flächenneuanspruchnahme betrieben werden kann. Für eine hohe Stabilität der Zeitreihe und verlässliche Aussagen sind kontinuierliche Nutzungskategorien von Bedeutung.

Literatur

- ARL 2018 - Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.) (2018): Begrenzung der Flächenneuanspruchnahme in Bayern. Hannover. =Positionspapier aus der ARL 111.
- Behnisch, M.; Kretschmer, O.; Meinel, G. (2018): Flächeninanspruchnahme in Deutschland. Auf dem Wege zu einem besseren Verständnis der Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung. Berlin. doi: 10.1007/978-3-662-50305-8.
- BMVI - Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (2016): Leitbilder und Handlungsstrategien für die Raumentwicklung in Deutschland. Verabschiedet von der Ministerkonferenz für Raumordnung am 9. März 2016.
- Bundesregierung (2016) Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Neuauflage 2016.
- IÖR-Monitor (2020) Indikatorkennblatt Flächenneuanspruchnahme SuV im Fünfjahresmittel http://www.ioer-monitor.de/?id=44&ID_IND=N01EG (abgerufen am 07.12.2020)
- Job, H.; Engelbauer, M.; Engels, B. (2019): Das Portfolio deutscher Biosphärenreservate im Lichte der Sustainable Development Goals. In: Raumforschung und Raumordnung 77, 1, 57-79. doi: 10.2478/rara-2019-0005.
- Meinel G., Krüger T., Schorcht M., Hübsch B., (2018). Wie nachhaltig ist die Flächennutzungsentwicklung Deutschlands? Aktuelle Befunde des IÖR-Monitors. In: Meinel G., Schumacher U., Behnisch M., Krüger T. (Hrsg.). Flächennutzungsmonitoring X Flächenpolitik – Flächenmanagement – Indikatoren. Berlin: Springer Spektrum
- Schorcht, M.; Krüger, T.; Meinel, G. (2016): Measuring Land Take: Usability of National Topographic Databases as Input for Land Use Change Analysis: A Case Study from Germany. ISPRS Int. J. Geo-Inf. 2016, 5(8), 134.
- Wiggering, H.; Fischer, J.-U.; Penn-Bressel, G.; Eckelmann, W.; Ekardt, F.; Köpke, U.; Makeschin, F.; Lee, Y. H.; Grimski, D.; Glante, F. (2009): Flächenverbrauch einschränken – jetzt handeln. Empfehlungen der Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

3.7.2 Freiraumfläche mit Bodenbewuchs (Indikator „Nicht-Siedlungsflächenanteil“)

Benjamin Richter, Karsten Grunewald, Steffen Schwarz, Ralf-Uwe Syrbe

Hintergrund

Als Freiraum kann der Teil der Erdoberfläche bezeichnet werden, der außerhalb des Siedlungsraums liegt und sich im naturnahen Zustand befindet oder dessen Nutzung (z.B. Land- und Forstwirtschaft) seine ökologischen Grundfunktionen überwiegend erhält (Ritter 2005). Freiräume sind multifunktional und gewährleisten u.a. folgende Ökosystemleistungen:

- Erholung und Naturerfahrung,
- Wasserhaushaltregulation (z. B. Hochwasservermeidung, Grundwasserneubildung),
- Klimaregulation (Kalt- und Frischluftentstehung),
- Lebensraum und Erhalt von Biodiversität,
- Ressourcenbereitstellung (z. B. Lebensmittel, Holz).

Die nachfolgenden Ausführungen zum Zustandsparameter „Freiraumfläche mit Bodenbewuchs“ konzentrieren sich auf die Sicherung der Bodenfruchtbarkeit in dem Sinne, dass das Erhalten fruchtbarer Böden eine wichtige Voraussetzung für die potenzielle agrarische Nutzung des Bodens ist. Flächennutzungen des Freiraums, die eine Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit ermöglichen und damit theoretisch oder tatsächlich für eine landwirtschaftliche Nutzung erlauben, werden zur Bestimmung des Indikators zusammengefasst.

Ziel nachhaltiger Raumentwicklung ist es, die Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts zu erhalten und damit eine nachhaltige Nutzungsfähigkeit von Naturgütern zu gewährleisten (BMVI 2016). Dabei ist die Verminderung der Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrsnutzung (SuV) ein zentrales Element nachhaltiger Raumentwicklung und eine Grundvoraussetzung für die Erreichung einer Vielzahl naturschutzfachlicher Ziele. Durch die Neuinanspruchnahme von Freiraumflächen wird die ökologische Leistungsfähigkeit der betroffenen Flächen stark eingeschränkt und bei Versiegelung des Bodens nahezu annulliert.

Indikator

„Nicht-Siedlungsflächenanteil“ (ohne Gewässer)

Der vorgeschlagene Indikator beinhaltet alle Flächen außerhalb größerer Siedlungen, Verkehrsanlagen und Gewässer, die ganzjährig oder saisonal einen Pflanzenbewuchs aufweisen und damit tendenziell die Bodenfruchtbarkeit erhalten. Siedlungen sind hierbei als Flächen definiert, die durch die Ansiedlung von Menschen geprägt sind (inklusive Siedlungsfreiflächen) und deren Mindestgröße 1 ha beträgt.

Berechnungs- und Analyseschritte

Datengrundlagen und -auswahl

Als Berechnungsgrundlage für den Indikator wurde das Digitale Landschaftsmodell (Basis-DLM (AAA)) aus ATKIS gewählt. Weiterhin werden die Raster Grundgeometrien (nach INSPIRE) verwendet.

Datenquellen:

- ATKIS Basis-DLM (AAA), Quelle: Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG)

- Raster Grundgeometrien (INSPIRE Grid 1000 m), Quelle: IÖR eigene Berechnung²⁴)

Für den Indikator wurden die in Tabelle 3.7.2.1 aufgeführten Objektarten und alle dazugehörigen Wertarten verwendet. Damit sind Flächennutzungen zum Ackerland-, Grünland, Streuobst, Gartenland, Obstbau, Weinbau, sonstige Landwirtschaftsfläche, Wald- und Gehölzflächen sowie unkultivierte Flächen wie Heide, Sumpf, Moor im Indikator enthalten.

Beim Nutzungstyp „Unland“ gehen nur Flächen in die weitere Berechnung ein, die zuvor nicht als Abbauland/Haldenfläche oder Industrie/Gewerbe ausgewiesen wurden, da in diesen Fällen zumeist eine Beibehaltung der Bodenfruchtbarkeit auf unwahrscheinlich ist.

Tab. 3.7.2.1: *Verwendete Objektarten aus dem Basis-DLM (AAA) nach AdV (2008)*

Thema	Objektart
Vegetation	43001 AX_Landwirtschaft
	43002 AX_Wald
	43003 AX_Gehölz
	43004 AX_Heide
	43005 AX_Moor
	43006 AX_Sumpf
	43007 AX_UnlandVegetationsloseFlaeche

Arbeitsschritte Datenverarbeitung

Die Indikatorberechnung ist mit dem Geoinformationsprogramm ArcGIS der Firma ESRI umgesetzt worden und lässt sich zusammenfassend wie folgt beschreiben.

1. Auswahl: Die zuvor aufgeführten Objektarten werden selektiert und in einem Datensatz zusammengefasst.
2. Erstellung des Zustandsrasters: Das Zwischenergebnis wird nach dem Dominanzprinzip in 1 m² Rasterzellen transformiert und auf 1 km² Rasterzellen aggregiert.
3. Indikatorberechnung: Der Anteil von Nicht-Siedlungsflächen (ohne Gewässer) basiert auf einer Division der Fläche aller 1 m² Rasterzellen mit der jeweiligen Bezugsfläche (1 km²) und der Multiplikation mit 100.

Zum besseren Verständnis des Resultats sei folgendes Beispiel genannt: In einer 1 km² Zelle werden 10.000 der 1 m² Rasterzellen den Flächennutzungen Siedlung, Verkehr oder Gewässer zugeordnet und 990.000 Rasterzellen von Freiflächen mit Bodenbewuchs eingenommen. Der Indikatorwert für diese 1 km² Beispielzelle beträgt dann 99 %.

Beziehungen zur Biodiversitätsstrategie

In der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt ist die Sicherung von Freiräumen im Umfeld von großen Städten durch die Entwicklung von Regionalparks und Freiraumverbänden beschrieben. Dies dient einer nachhaltigen Nutzung biologischer Vielfalt im Rahmen von Erholung und Tourismus. Eine Bewahrung von Freiräumen ist ebenfalls mit dem Ziel einer Begrenzung der SuV Flächenneuanspruchnahme von 30 ha pro Tag bis 2020 verknüpft. Weiterhin unterstützt der Freiraumschutz die formulierten Visionen zum Schutz der biologischen Vielfalt u. a. für die Lebensräume Wälder und Moore.

²⁴ Gemäß den Vorgaben: http://inspire.ec.europa.eu/documents/Data_Specifications/INSPIRE_Specification_GGS_v3.0.pdf

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Indikators

Auf Grundlage des verwendeten Datensatzes aus dem Jahr 2016 beträgt der „Nicht-Siedlungsflächenanteil“ deutschlandweit 84,7 %. Die Indikatorergebnisse werden kartographisch in der Abbildung 3.7.2.1 dargestellt. Es werden großflächig niedrige Werte für städtische Agglomerationsräume, aktive Tagebaugebiete sowie räumlich zusammenhängende Binnen- (z.B. Mecklenburgische Seenplatte) und Meeresgewässer (z.B. Stettiner Haff) erreicht. Geringe Indikatorwerte bilden sich auch im Bereich von zentralen Verkehrsverbindungen (häufig Autobahn- und Schienentrassen in räumlicher Nähe) zwischen Metropolregionen, Groß- und Mittelstädten sowie die Häufung von Siedlungen entlang dieser Achsen ab (z.B. Verbindung zwischen Frankfurt Main, Mannheim und Karlsruhe). Hohe Ergebniswerte werden u. a. im Norden Sachsen-Anhalts sowie im Schwarzwald, Pfälzerwald und Alpenvorland erreicht.

Ein zweiter (früherer) Zeitschnitt wurde für das Jahr 2013 berechnet. Großräumige Veränderungen, also eine räumlich zusammenhängende Zu- oder Abnahme der Freiraumfläche mit Bodenbewuchs im Umfang von mehreren Quadratkilometern, fanden zwischen 2013 und 2016 vor allem in den Tagebaugebieten von Brandenburg, Sachsen und Nordrhein-Westfalen statt. Vergleichsweise kleine Veränderungen sind im Umkreis größerer Siedlungen festzustellen. Die Neuinanspruchnahme für die SuV Nutzung ist jedoch insgesamt die treibende Kraft beim Freiraumflächenverlust in Deutschland. Eine Umwandlung von Freiraum in SuV findet in großer Zahl auf kleineren Einzelflächen statt und betrifft innerhalb eines kurzen Untersuchungszeitraums selten fast einen gesamten Quadratkilometer. Auf Grund der geringen Anzahl großräumiger Änderungen wird hier auf eine kartographische Darstellung verzichtet.

Mögliche Probleme

- Die Ausgangsdaten sind möglicherweise nicht über alle Bundesländer in gleicher Weise mit vergleichbarer Genauigkeit kartiert.
- Die Ausgangsdaten enthalten nicht alle Klassen in jedem Bundesland (z. B. Streuobstwiesen)

Erweiterungs- / Anpassungsmöglichkeiten

Die Hinzunahme weiterer Flächennutzungstypen ist mit Zuordnungsänderungen im ATKIS Basis-DLM und Plausibilisierung der angestrebten Veränderungsanalyse zu begründen. Künftig bietet es sich bei diesem eher Landbedeckung basierten Parameter an, das LBM-DE zu nutzen.

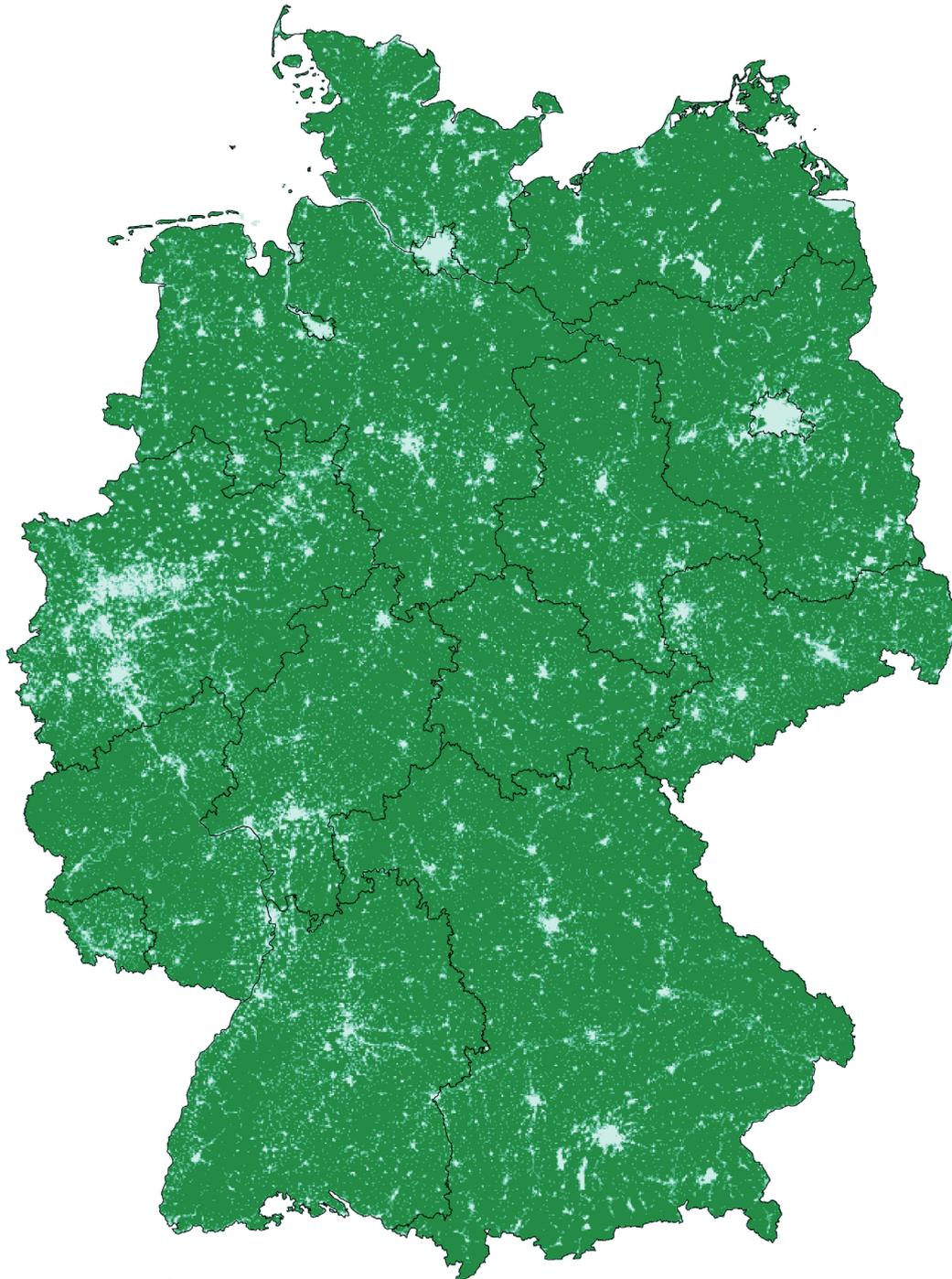
Literatur

AdV – Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (2008): ATKIS-Objektartenkatalog Basis-DLM. Version 6.0, Stand: 11.04.2008.

BMVI - Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (2016): Leitbilder und Handlungsstrategien für die Raumentwicklung in Deutschland. Verabschiedet von der Ministerkonferenz für Raumordnung am 9. März 2016.

Bundesregierung (2016): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Neuauflage 2016.

Ritter, E.-H. (2005): Handwörterbuch der Raumordnung und Landesplanung. ARL – Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.), 4. Auflage, Hannover.



Freiraumfläche mit Bodenbewuchs

Anteil von Freiraumflächen mit Bodenbewuchs
im Jahr 2016 bezogen auf 1 km² Raster

Deutschland: 84,7 %

1 : 3.500.000

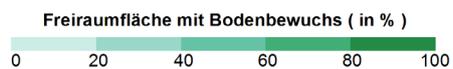


Abb. 3.7.2.1: Anteil von Freiraumfläche mit Bodenbewuchs im Jahr 2016 bezogen auf 1 km²

3.7.3 Ökosystem-Zustandsparameter „Zersiedelung“

Steffen Schwarz, Karsten Grunewald, Ralf-Uwe Syrbe, Ulrich Walz, Martin Behnisch, Tobias Krüger; Marco Schwarzak

Indikatoren

- Gewichtete Zersiedelung nach Jaeger
- Zersiedelung der Landschaft (Freiflächeneffizienz) nach Schweppe-Kraft

Hintergrund (Definition, Ziele)

Es gibt verschiedene Ansätze, die Zersiedelung in der Landschaft zu messen. Dargestellt werden hier die Herangehensweisen zum einen nach Jaeger (Schwick et al. 2018) und zum anderen nach Schweppe-Kraft (Ackermann & Schweppe-Kraft 2010). Die Erläuterungen und diskutierten Inhalte, besonders zum Indikator nach Jaeger, basieren auf den Forschungsarbeiten von Dr. Martin Behnisch, Dr. Tobias Krüger und Marco Schwarzak im Rahmen des IÖR-Monitor. Die ursprünglichen Forschungen sind in den Quellen Schwarzak, Behnisch (2017), Behnisch, Krüger, Jaeger (2018) und Jaeger et al. (2018) nachzuvollziehen. Bei diesem Indikatorenkennblatt handelt es sich um eine Diskussion und Zusammenfassung dieser Forschungsinhalte.

Der Indikator „Gewichtete Zersiedelung“ nach Jaeger fokussiert auf die Siedlungsflächen, wohingegen der Indikator „Zersiedelung der Landschaft“ nach Schweppe-Kraft stärker auf den Freiraum ausgerichtet ist. Der Begriff der Zersiedelung ist nicht eindeutig definiert. Beispielsweise lässt sich Zersiedelung wie folgt beschreiben: „Zersiedelung ist ein ungeplantes, konzeptloses, flächenintensives Hinauswachsen vor allem von städtischen Siedlungen in den ländlichen Raum und ist eine Folge der fortschreitenden Verstädterung und Urbanisierung“ (Lexikon der Geowissenschaften 2020). Die Zersiedelung kann nach dem Grad der Urbanisierung, der Siedlungsdichte, dem Grad der räumlichen Konzentration von urbanen Aktivitäten oder der Siedlungsflächengestalt und der Anordnung charakterisiert werden (Schwick et al. 2018). Freiräume, besonders jene die unzerschnitten sind, sind aus ökologischer Sicht multifunktional und gewährleisten u.a. folgende Ökosystemleistungen:

- Erholung und Naturerfahrung,
- Wasserhaushaltregulation (z. B. Hochwasservermeidung, Grundwasserneubildung),
- Klimaregulation (Kalt- und Frischluftentstehung),
- Lebensraum und Erhalt von Biodiversität,
- Ressourcenbereitstellung (z. B. Lebensmittel, Holz).

Ziel nachhaltiger Raumentwicklung ist es, die Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts zu erhalten und damit eine nachhaltige Nutzungsfähigkeit von Naturgütern zu gewährleisten (BMVBS 2006). Dabei ist die Verminderung der Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrsnutzung (SuV) ein zentrales Element nachhaltiger Raumentwicklung und eine Grundvoraussetzung für die Erreichung einer Vielzahl naturschutzfachlicher Ziele. Indikatoren auf Bundesebene zur „Zersiedelung der Landschaft“ können dieses Ziel der Raumentwicklung messtechnisch untersetzen. Aus Sicht des Naturschutzes und des Freiraumerhalts wäre eine möglichst geringe bzw. tendenziell abnehmende Zersiedelung anzustreben. Zersiedelungsindikatoren sind im Zusammenhang mit Indikatoren zum Flächenverbrauch im Rahmen der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie zu sehen. Dort sind neben dem Flächenverbrauchs-Indikator, dem sog. 30-ha-Ziel, die Indikatoren Siedlungsdichte und Freiraumverlust etabliert. Die Datenbasis

für diese drei Indikatoren ist die Flächenerhebung nach Art der tatsächlichen Nutzung (Beckmann & Dosch 2018).

Indikator „Gewichtete Zersiedlung“ nach Jaeger

Jaeger definiert Zersiedelung wie folgt: "Zersiedelung ist ein Phänomen, das in der Landschaft optisch wahrnehmbar ist. Eine Landschaft ist umso stärker zersiedelt, je mehr Fläche bebaut ist, je weiter gestreut die Siedlungsflächen sind und je geringer deren Ausnützung für Wohn- oder Arbeitszwecke ist." (Jaeger et al. 2010a). Der Indikator „Gewichtete Zersiedlung“ konzentriert sich auf die räumliche Organisation der Siedlungsflächen und lässt somit auch Rückschlüsse auf den Freiraum zu. Es wird die Qualität der Landschaft durch Größe und Lage der Siedlungsflächen im Raum sowie die Qualität der Nutzungsintensität durch Gewichtung mit Wohn- und Arbeitsplätzen bewertet.

Für den vorgestellten Indikator der gewichteten Zersiedlung-WUP (Weighted Urban Proliferation) werden für die benötigte Siedlungsmaske flächenhafte Geodaten mit Bezug zum Siedlungskörper wie Wohnbaufläche, Industrie und Gewerbefläche, Fläche gemischter Nutzung, Fläche besonderer funktionaler Prägung und Freizeitanlagen herangezogen. Auf dieser Grundlage lässt sich die Siedlungsstruktur nachvollziehen und die Zersiedlung berechnen. Der gewichtete Zersiedlungsindikator beruht auf drei Teilindikatoren. Neben der Siedlungsstruktur wird auch die Ausnutzung der Flächen über Daten der Einwohnerzahlen und der Arbeitsplätze berücksichtigt (Vgl. Jaeger et al. 2010b). Für Deutschland ist der Zeitschnitt 2010 herangezogen worden.

Berechnungs- und Analyseschritte

Die folgend beschriebenen Methoden und Berechnungsschritte basieren auf den Forschungen von Dr. Martin Behnisch, Dr. Tobias Krüger und Marco Schwarzak im Rahmen des IÖR-Monitors. Die Daten sind im IÖR frei verfügbar und unter <https://monitor.ioer.de/> nachvollziehbar. Als Berechnungsgrundlage für den Indikator wurde das Digitale Landschaftsmodell (Basis-DLM aus ATKIS) gewählt. Weiterhin werden die administrativen Geometriegrenzen auf Gemeinde-, Kreis-, Raumordnungs- oder Bundeslandebene verwendet.

Datenquellen:

- ATKIS Basis-DLM, Statistische Ämter des Bundes und der Länder (BKG)
- Verwaltungsgrenzen VG250, GeoBasis-DE / BKG 2010
- Statistische Daten der Einwohner und Arbeitsplätze, Einwohner-Regionalstatistik 2010, Sozialversicherungspflichtige Beschäftigte-Arbeitsagentur 2010

Für den Indikator wurden die in Tabelle 3.7.3.1 aufgeführten Objektarten und alle dazugehörigen Wertarten verwendet. Damit sind Flächennutzungen zur Siedlung, zum Verkehr und zu Bauwerken und Einrichtungen in Siedlungsflächen enthalten. Freizeitanlagen wie z. B. Zoos oder Schwimmhallen sind ebenso wie Teile der verkehrlichen Infrastruktur wie Bahnhöfe, Gleisanlagen und Straßen innerhalb geschlossener bebauter Gebiete ebenfalls berücksichtigt (Schwarzak, Behnisch, 2017).

Tab. 3.7.3.1: Verwendete Objektarten aus dem Basis-DLM

Thema	Objektart Code	Objektart Text
Siedlung	41001	Wohnbaufläche
	41002	Industrie- und Gewerbefläche
	41004	Bergbaubetrieb
	41006	Fläche gemischter Nutzung
	41007	Fläche besonderer funktionaler Prägung
	41008	Sport-, Freizeit- und Erholungsfläche: Sportanlage, Freizeitanlage, Zoo, Freizeitpark, Freilichttheater, Freilichtmuseum, Autokino, Freilichtkino, Wochenend- und Ferienhausfläche, Schwimmbad, Freibad
	41009	Friedhof
Verkehr	42009	Platz: Fußgängerzone, Parkplatz, Festplatz, Raststätte
	42010	Bahnverkehr
	42015	Flugverkehr: alle Objekte außer Segelfluggelände
	42016	Schiffsverkehr: Hafenanlage
Bauwerke und Einrichtungen in Siedlungsflächen	51002	Bauwerk oder Anlage für Industrie und Gewerbe
	51006	Bauwerk oder Anlage für Sport, Freizeit und Erholung: alle Objekte außer Wildgehege
	52005	Testgelände

Der Indikator WUP (Weighted Urban Proliferation) wird hier mit dem Kürzel Z beschrieben. Der Indikator ist ein gewichteter Indikator aus mehreren Teilindikatoren. Er setzt sich zusammen aus: Urbaner Durchdringung (UD), Gewichtete Dispersion (DIS) und Gewichtete Ausnutzungsdichte der Siedlungsfläche (AD). Bei der Berechnung des Index werden die Teilindikatoren DIS und AD jeweils gewichtet. Die Abbildung 3.7.3.1 verdeutlicht die Beziehungen der Teilindikatoren.

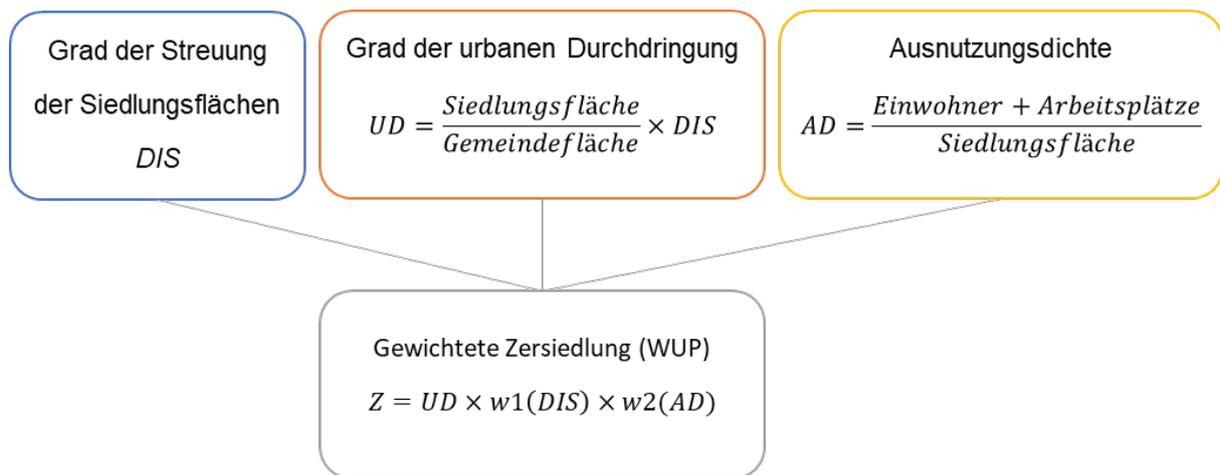


Abb. 3.7.3.1: Herleitung WUP Indikator (vgl. Jaeger et al. 2018)

Die Indikatorberechnung ist komplex und erfolgt überwiegend mit einer handelsüblichen GIS-Software wie dem Geoinformationsprogramm ArcGIS der Firma ESRI. Für die Berechnung der Streuung der Siedlungsflächen wird ein eigenständiges Tool verwendet. Arbeitsschritte:

1. Die zuvor aufgeführten Objektarten werden selektiert und in einem Datensatz zusammengefasst. Außerdem werden die administrativen Grenzen sowie Einwohnerzahlen und Arbeitsplatzinformationen aufbereitet.
2. Die Vektordaten werden anschließend für eine zügige Berechnung in Rasterform (15x15m) umgewandelt. Die weiteren Berechnungen erfolgen für die jeweiligen administrativen Gebietsabgrenzungen.
3. Zunächst werden die Teilindikatoren anhand der Berechnungsvorschriften erstellt und anschließend der gewichtete Zersiedlungsindex anhand dieser Teilindikatoren berechnet.

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Indikators

Auf Grundlage des verwendeten Datensatzes aus dem Jahr 2010 können die Informationen der Zersiedlung auf nationaler, Bundesland- und Gemeindeebene abgelesen werden. Die Maßzahl des Indikators Z ist DSE (Tab. 3.7.3.2). DSE steht für Durchsiedlungseinheiten pro m² (DSE/m²).

Tab. 3.7.3.2: Zersiedelung Z, ausgedrückt durch die Maßzahl der Durchsiedlungseinheiten (DSE pro m²)

Keine Zersiedlung				sehr starke Zersiedlung			
Unter 0,5	0,5 bis 1	1,0 bis 2,0	2,0 bis 4,0	4,0 bis 8,0	8,0 bis 16,0	Über 16	
DSE/m ²	DSE/m ²	DSE/m ²	DSE/m ²				

Für Deutschland ergibt sich folgendes Bild der „Gewichteten Zersiedelung Z“ (Abb. 3.7.3.2):

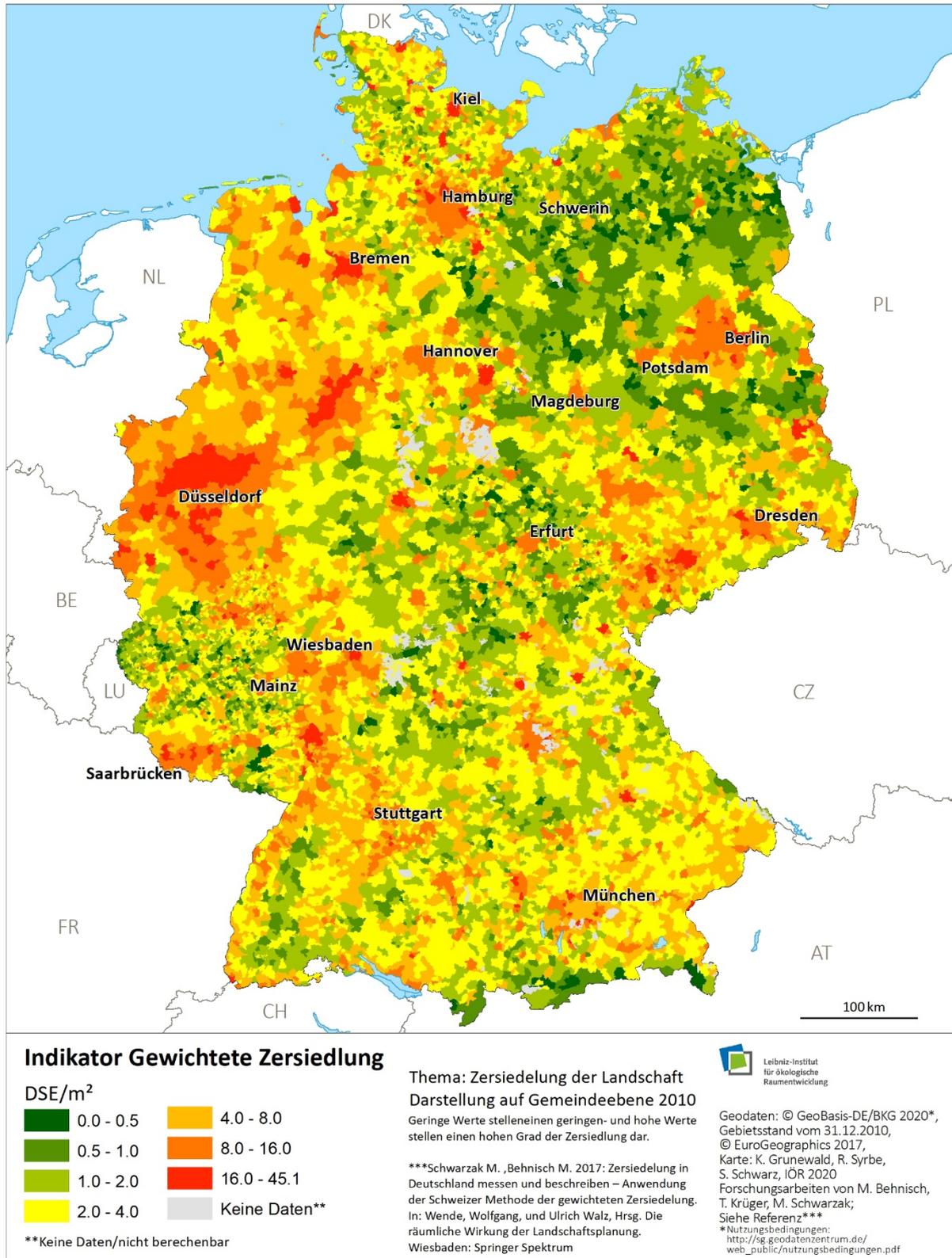


Abb. 3.7.3.2: Zersiedelung Deutschlands (Gewichtete Zersiedelung nach Jaeger)

Der Wertebereich der Zersiedelung der Gemeinden liegt zwischen 0,06 DSE/m² (Hallig Gröde in Nordfriesland) und 45,11 DSE/m² (Eichwalde bei Berlin) und reicht damit von ganz gering zersiedelten bis hin zu sehr stark zersiedelten Gemeinden. In dieser breiten Streuung drücken sich die starken regionalen Disparitäten in der Siedlungs- und Wirtschaftsstruktur aus. Der Median liegt bei 2,73 DSE/m². Im Umfeld des Medians finden sich viele Gemeinden in Mecklenburg-Vorpommern, Thüringen und Rheinland-Pfalz, die durch eine kleine Gemeindefläche und geringere Zersiedelung gekennzeichnet sind.

Ungefähr zehn Prozent der deutschen Gemeinden haben einen Zersiedelungswert über 8 DSE/m² und gelten damit als sehr stark zersiedelt. Dazu zählt vor allem die Metropolregion Rhein-Ruhr mit Städten wie Gelsenkirchen ($Z = 26,6$ DSE/m²), Duisburg ($Z = 22,6$ DSE/m²) oder Dortmund ($Z = 20,8$ DSE/m²). Geringe Zersiedelungswerte ($Z < 2$ DSE/m²) werden vor allem in den dünn besiedelten Gebieten in Nordostdeutschland, den peripheren Regionen in Brandenburg sowie in vielen Gemeinden im Umland des Thüringer Beckens erreicht. Hier führt eine vergleichsweise kompakte Siedlungsstruktur und eine proportional günstigere Ausnutzung der Siedlungsflächen zu niedrigen Indikatorwerten für die Zersiedelung (Schwarzak, Behnisch, 2017).

Indikator „Zersiedelung der Landschaft (Freiflächeneffizienz)“ nach Schweppe Kraft

Im Kontext des Indikators nach Schweppe-Kraft steht folgender Definitionsansatz: „Im Hinblick auf die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt definieren wir die „Zersiedelung der Landschaft“ als „Beeinträchtigung der Funktion von Freiflächen durch die räumliche Struktur der Siedlungsflächenentwicklung“ (Ackermann & Schweppe-Kraft, 2010, S. 130). Der Indikator bildet nicht nur den reinen quantitativen Verlust von Freiraumfläche durch Gebietsfläche ab, sondern berücksichtigt auch die Störwirkung von Siedlungs- auf die Freiraumfläche (Zerfaserung). Je größer ungestörte Freiräume sind, desto mehr Qualität bieten diese für die Artenvielfalt und Erholungsfunktionen (Ackermann & Schweppe-Kraft 2010).

Der Indikator Zersiedelung der Landschaft greift im Kern die Frage auf „Inwiefern [...] das aktuelle Siedlungswachstum in seiner räumlichen Struktur so kompakt erfolgt, dass die Landschaft mit ihren Lebensräumen für Pflanzen und Tiere und die Erholungsflächen für den Menschen hiervon möglichst wenig belastet werden“ (Ackermann & Schweppe-Kraft 2010). Mithilfe eines orthogonalen Linienmusters im 100m Abstand wird der Freiraum außerhalb von Siedlungsflächen gemessen und die Störungen an Siedlungskörpern mit Hilfe einer Transformationsfunktion gewichtet. Auch dieser Indikator wurde für Deutschland für 2010 berechnet.

Berechnungs- und Analyseschritte

Die Indikatorwertberechnung wurde durch Tobias Krüger im Rahmen des IÖR-Monitor vorgenommen. Als Berechnungsgrundlage für den Indikator wurde das Digitale Landschaftsmodell (Basis-DLM aus ATKIS) gewählt und es wurden die administrativen Geometriegrenzen auf Gemeinde-, Kreis-, Raumordnungs- bzw. Bundeslandebene verwendet.

Datenquellen:

- ATKIS Basis-DLM, Statistische Ämter des Bundes und der Länder (BKG)
- Verwaltungsgrenzen VG250, GeoBasis-DE / BKG 2010

Für den Indikator wurden die in Tabelle 3.7.3.3 aufgeführten Inhalte der Ortslagen, baulich geprägten Flächen, Siedlungsflächen, Bauwerke und sonstigen Einrichtungen sowie Siedlungsfreiflächen mit den jeweiligen Ausdifferenzierungen genutzt, um die Siedlungsmaske

herzustellen (Ackermann & Schweppe-Kraft, 2010). Die ausgewählten Kategorien für die Siedlungsmaske sind mit denen von Jaeger vergleichbar.

Tab. 3.7.3.3: Auswahl aus dem Objektbereich 2000 Siedlung des ATKIS®-Basis-DLM (Ackermann & Schweppe-Kraft 2010, S.131)

GIS-Thema	Verwendete Inhalte
SIE01_F	Ortslagen
SIE02_F	baulich geprägte Flächen (Wohnbaufläche, Industriefläche, Fläche gemischter Nutzung, Fläche besonderer funktionaler Prägung, Freizeitanlage)
SIE03_F	Siedlungsfreiflächen (z. B. Sportanlage, Friedhof, Grünanlage, Campingplatz), außerstädtische Sportanlagen und Grünanlagen werden nicht berücksichtigt, da sie allenfalls in geringem Maße zu einer Verknappung oder Verinselung der Lebensräume für Pflanzen und Tiere oder der Erholungsflächen für Menschen beitragen (Gebäude sind als bebaute Bereiche ja bereits abgedeckt)
SIE04_F	Bauwerke und sonstige Einrichtungen (u. a. Tagebau, Schornstein, Solarzellen, Schwimmbecken)
SIE06_F	Siedlungsfreiflächen (z. B. Stadion, Schießstand, Schwimmbad, Freizeitpark, aber auch Halde, Absetzbecken), analog zu den außerstädtischen Sport- und Grünanlagen bei den Siedlungsfreiflächen der Kennziffer 2200 wurden auch Golfplätze (Kennziffer 2230) nicht als Siedlungsflächen gewertet.

Die Indikatorberechnung ist mit dem Geoinformationsprogramm ArcGIS der Firma ESRI und Python-Scripten umgesetzt worden und lässt sich zusammenfassend wie folgt beschreiben:

1. Die zuvor aufgeführten Objektarten werden selektiert und in einem Datensatz zusammengefasst.
2. Erstellung des orthogonalen Linienrasters im 100m Abstand. Anschließend wird die Siedlungsmaske aus dem Linienverbund herausgestanzt.
3. Indikatorberechnung: Für die Indikatorberechnung bilden die Linienlängen nach dem Ausstanzen durch die Siedlungsmaske die Grundlage. Die Linienlängen werden in einem weiteren Schritt über eine Transformationsformel angepasst, um die störenden Einflüsse von Siedlungsflächen bei kleinen gekammerten Freiflächen zu berücksichtigen. Bei Linien, die an der Gebietsgrenze enden und durch die Siedlungsmaske zerschnitten wurden, wird eine Randkorrektur vorgenommen. Dabei werden gegenüberliegende Linien zusammengeführt (Multipart) um die Störeffekte der künstlichen Grenzen zu eliminieren.) Wie in Tabelle 4 beschrieben, können die beiden zustandsbeschreibenden Indikatoren Effektiver Freiflächenanteil (EFA) und Freiflächeneffizienz (FE) sowie die beiden Größen Veränderung der Freiflächeneffizienz (VFE) und Effektiver Freiflächenverlust (EF_{verl}), welche Veränderungen über die Zeit beschreiben, berechnet werden.

Weitere Berechnungsdetails können Tabelle 3.7.3.4 entnommen werden.

Tab. 3.7.3.4: Berechnungsgrundlagen für den Indikator „Zersiedlung der Landschaft“

Berechnungsformel	Erläuterung der Teiglieder
$t(df_i) = df_i - 1 + \frac{1}{df_i + 1}$	df_i = Länge der Freiflächenlinie i (Transformiert)
$\text{Freiflächenanteil} = \sum_{i=1}^n df_i \div \sum_{j=1}^m dj$	df_i = Länge der Freiflächenlinie i im Gebiet n = Anzahl aller Freiflächenlinien im Gebiet dj = Länge der Analyselinie j im Gebiet m = Anzahl aller Analyselinien im Gebiet
$t\text{Freiflächenanteil} = \frac{\text{Summe Freiflächenlinien}}{\text{Summe der Analyselinien}}$	Tatsächlicher Freiflächenanteil (Tatsächliche Freifläche)
$EFA = \frac{\text{Summe transformierte Freiflächenlinien}}{\text{Summe der Analyselinien}}$	Indikator Effektiver Freiflächenanteil (EFA)
$FE = \frac{\text{Effektiver Freiflächenanteil}}{\text{Tatsächlicher Freiflächenanteil}}$ Entspricht $FE = \frac{\text{Summe transformierte Freiflächenlinien}}{\text{Summe Freiflächenlinien}}$	Indikator Freiflächeneffizienz (FE)
$VFE = \Delta FE$ (z. B. 2004 und 2006)	Indikator Veränderung der Freiflächeneffizienz (VFE)
$EF_{\text{verl}} = \frac{\Delta \text{Effektive Freifläche}}{\Delta \text{tatsächliche Freifläche}}$	Indikator Effektiver Freiflächenverlust (EF_{verl})

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Indikators

Auf Grundlage des verwendeten Datensatzes aus dem Jahr 2010 können die Informationen der Zersiedlung auf verschiedenen administrativen Ebenen (Deutschland, Bundesland, Raumordnungsregion, Kreise, Gemeinden) dargestellt werden. Hier wird auf die Gemeindeebene Bezug genommen. Die Werteausprägungen des Indikators Freiflächeneffizienz liegen zwischen null und eins und können ebenso mit Prozentwerten übersetzt werden. Niedrige Werte verdeutlichen eine hohe Zersiedlung, wohingegen hohe Werte ab 0,8 gering zersiedelte Gebiete kennzeichnen.

Für Deutschland ergibt sich folgendes Bild (Abb. 3.7.3.3): Die Spannweite der Werte reicht von 0,21 bis 1. Es spiegeln sich die starken regionalen Unterschiede in der Wirtschafts- und Siedlungsstruktur wider. Besonders niedrige Zersiedlungswerte (mehrmalige Ausprägung 1) treten beispielsweise in ländlichen Regionen wie etwa im Steigerwald oder Frankenwald sowie in den Gemeinden Weigler, Herrenwald oder Michlbach auf.

Hohe Zersiedlungs- und somit geringe Freiflächenwerte treten in der Nähe großer Agglomerationen wie im Ruhrgebiet und großen Städten wie München, Hamburg oder Berlin und deren direkten Umland auf. Die niedrigste Werteausprägung d.h. die geringste Freiflächeneffizienz und somit höchste Zersiedlung tritt mit einem Wert von 0,213 in der Gemeinde Eichwalde bei Berlin auf. Dies korrespondiert genau mit den Ergebnissen der „Gewichteten Zersiedelung“ nach Jaeger.

In Deutschland weisen knapp zwei Prozent der Gemeinden eine äußerst geringe Freiflächeneffizienz auf (Werte $< 0,55$). Ungefähr sieben Prozent der Gemeinden kennzeichnet eine sehr geringe Freiflächeneffizienz (Werte $< 0,65$). Dieser Wert beschreibt im Umkehrschluss eine sehr starke Zersiedlung und kann mit dem Indikator von Jaeger (Gewichtete Zersiedlung WUP) und der in diesem Zusammenhang ausgewiesenen sehr starken Zersiedlung von circa zehn Prozent verglichen werden. Werte zwischen 0,8 und 1 zeigen sich bei gut 70 Prozent der Gemeinden. Die Freiflächeneffizienz ist hier als Mittel bis sehr hoch einzuschätzen. Der gesamtdeutsche Mittelwert liegt bei 0,79 Prozent.

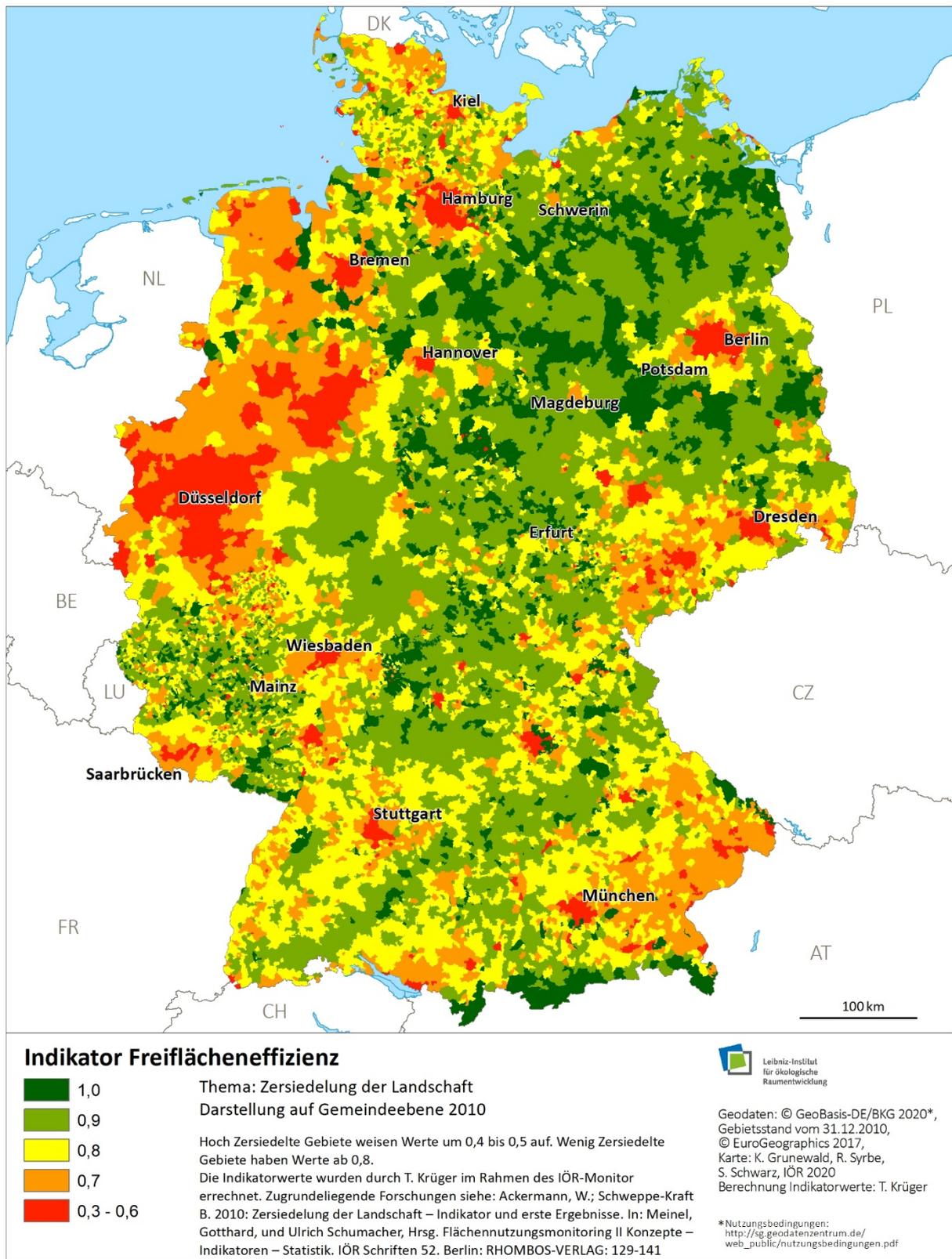


Abb. 3.7.3.3: Indikator Zersiedelung der Landschaft beschrieben durch die Kenngröße Freiflächeneffizienz

Mögliche Vor- und Nachteile der Indikatoren in der Gegenüberstellung

Beide dargestellten Indikatoren zur Messung der Zersiedelung auf Bundesebene haben Vor- und Nachteile (Tab. 3.7.3.5). Der Indikator nach Schweppe-Kraft ist weniger komplex und stärker auf die Landschaft außerhalb der Städte ausgerichtet. Bekannter und international verbreiteter ist hingegen der Jaeger-Indikator.

Tab. 3.7.3.5: Indikatoren zur Zersiedelung in der Gegenüberstellung

Indikator Gewichtete Zersiedelung	Indikator Zersiedlung der Landschaft
Pro	
Indikator bezieht mehrere Komponenten ein	Weniger komplex als der Indikator nach Jaeger
Indikator fokussiert auf die Siedlungsstruktur	Ist direkt auf die Landschaft und den Freiraum gerichtet
Besonders feine Ausdifferenzierung innerhalb der Klassen möglich	
Kann sowohl auf Raster- und Vektorbasis dargestellt werden	
Wird von der EEA und dem IÖR-Monitor verwendet	
Contra	
Komplexer Indikator	Eingeschränkte Ausdifferenzierung innerhalb der Klassen, gerade bei maximalen Werteausprägungen
Enthält subjektive Parameter	Enthält subjektive Parameter
Betrachtet den Freiraum indirekt	Die faktorenbasierte Übertragung der Längenanalysen auf die Fläche ist ggf. irritierend
	Lässt nur indirekt Rückschlüsse auf die Dynamik der Siedlungsstruktur zu

Voraussetzungen und Arbeitsschritte für weitere Zeitschnitte der Indikatoren

Bisher existiert für beide Indikatoren nur ein Zeitschnitt für 2010. Um ein zeitliches Monitoring zu ermöglichen, müssten weitere Zeitschnitte berechnet werden. Zuerst müsste abgewogen werden, welcher Zeitschnitt vorrangig betrachtet werden soll. Für jedes einzelne Jahr müsste dann die Siedlungsmaske detailliert abgestimmt werden. Aufgrund von möglichen Umwidmungen in den Nutzungskategorien von ATKIS ist dieser Schritt essentiell wichtig, um die Verlässlichkeit der Indikатораussagen zu gewährleisten. Anderenfalls kann es zu wenig plausiblen Wertausschlägen der Indikatoren und somit zu Fehlinterpretationen kommen.

Literatur

- Ackermann, W.; Schweppe-Kraft, B. 2010: Zersiedelung der Landschaft – Indikator und erste Ergebnisse. In: Meinel, Gotthard, und Ulrich Schumacher, Hrsg. Flächennutzungsmonitoring II Konzepte – Indikatoren – Statistik. IÖR Schriften 52. Berlin: RHOMBOS-VERLAG: 129-141
- Beckmann, G.; Dosch, F. 2018: Monitoring der Flächeninanspruchnahme durch Siedlung und technische Infrastruktur. Zwischen Wunsch und Wirklichkeit. Springer – Buchpublikation: „Beiträge zur Erforschung von Einflussgrößen und Regelmäßigkeiten der Flächeninanspruchnahme“ Behnisch, Martin; Kretschmer, Odette; Meinel, Gotthard (Hrsg.), Flächeninanspruchnahme in Deutschland, S. 3–24.
- Behnisch, M.; Jaeger, J.A.G.; Krüger, T. 2018: Welche Vorteile bietet die Quantifizierung der Zersiedelung? In: ARL-Nachrichten 48 (2018) 1, S. 25-30 https://shop.arl-net.de/media/direct/pdf/nachrichten/2018-1/NR_1-18_Behnisch_S25-30_online.pdf
- BMVBS – Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. 2006: Leitbilder und Handlungsstrategie für die Raumentwicklung in Deutschland. Verabschiedet von der Ministerkonferenz für Raumordnung am 30.06.2006.
- Jaeger, J.A.G.; Bertiller, R.; Schwick, C.; Cavens, D.; Kienast, F. 2010a: Urban permeation of landscapes and sprawl per capita: New measures of urban sprawl. *Ecological Indicators* 10(2): 427-441.
- Jaeger, J.A.G.; Bertiller, R.; Schwick, C.; Kienast, F. 2010b: Suitability criteria for measures of urban sprawl. *Ecological Indicators* 10(2): 397-406.
- Jaeger, J.A.G.; Schwick, C.; Hennig, E. I.; Behnisch, M.; Schwarzak, M.; Krüger, T.; Soukup, T.; Orlová, E.; Nazarnia, N.; Kienast, F. 2018: Messung der Zersiedelung ermöglicht Monitoring und stärkere Berücksichtigung in der Planung. In: Behnisch, M.; Kretschmer, O.; Meinel, G.: Flächeninanspruchnahme in Deutschland - Auf dem Wege zu einem besseren Verständnis der Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung. Berlin: Springer Spektrum. <http://www.springer.com/de/book/978366250304>
- Lexikon der Geowissenschaften. 2000: Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg <https://www.spektrum.de/lexikon/geowissenschaften/zersiedelung/18561>, abgerufen am 25.02.2020
- Schwick, C.; Jaeger, J.A.G.; Hersperger, A.; Cathomas, G.; Muggli, R. 2018: Zersiedelung messen und begrenzen. Massnahmen und Zielvorgaben für die Schweiz, ihre Kantone und Gemeinden. Bristol-Schriftenreihe 57, Bern..
- Schwarzak M.; Behnisch M. 2017: Zersiedelung in Deutschland messen und beschreiben – Anwendung der Schweizer Methode der gewichteten Zersiedelung. In: Wende, Wolfgang, und Ulrich Walz, Hrsg. Die räumliche Wirkung der Landschaftsplanung. Wiesbaden: Springer Spektrum

3.7.4 Kohlenstoffvorrat in Boden und Vegetation

Ralf-Uwe Syrbe, Burkhard Schweppe-Kraft

Definition der zugeordneten ÖSL Globale Klimaregulation

Die Leistung beschreibt das Vermögen der Ökosysteme, durch Photosynthese Kohlenwasserstoffe aufzubauen und dabei atmosphärisches Kohlendioxid in der Biomasse zu binden. Der zunächst in die Pflanzensubstanz eingebundene Kohlenstoff wird durch verschiedene Lebens- und Austauschprozesse in andere Speicherformen des Ökosystems überführt (z. B. in Tiere, Mikroorganismen, Totholz, Bodenhumus, Torf), worin er gespeichert bleiben kann und damit der Atmosphäre entzogen bleibt.

Zusammenhänge zwischen Kohlenstoffvorrat und Ökosystemleistung

Die Kohlenstoff-Aufnahmefähigkeit von Pflanzenbeständen hängt ab vom Ökosystemtyp, der Nutzungsart und der Fruchtbarkeit der Standorte. Allerdings kann ein Teil der somit aufgebauten Biomasse auch sehr schnell wieder natürlich zersetzt werden, sodass der gebundene Kohlenstoff in die Atmosphäre zurückgegeben wird. Ebenso ist die Entnahme von Biomasse durch die Landnutzung zu berücksichtigen, deren Verwendung (zum Beispiel durch Verbrennen oder Vergären) nach gewisser Zeit den gleichen Effekt erbringt. Auch Wald- und Buschbrände führen zur Wieder-Freisetzung des gebundenen Kohlenstoffes.

Auf natürlichem Wege langfristig festgelegt wird Kohlenstoff vor allem in der unterirdischen, fermentierten Biomasse bzw. beim Aufbau organischer (stark kohlenstoffhaltiger) Sedimente, zum Beispiel in Mooren, Kolluvien und Auen-Sedimenten (oder im tropischen Bereich auch in Korallenriffen und Mangroven-Wäldern) oder am Grund von Gewässern. Geringere, längerfristige Kohlenstoff-Festlegungen finden auch in Mineralböden unter Wald, Grünland und extensiv genutzten Ökosystemen statt, wo sich Humusvorräte anreichern können.

Alle anderen Ökosystemtypen, insbesondere Land- und Forstwirtschaft auf organischen Böden, führen zu CO₂-Emissionen, wenn im Boden vorhandene Humusgehalte und organische Substrate durch Bodenbearbeitung belüftet bzw. durch Entwässerung in oxidatives Milieu gebracht werden, wo Humus abgebaut und Treibhausgase freigesetzt werden. Bei einjährigen Ackerkulturen wird ein Großteil des durch Photosynthese gebundenen Kohlenstoffes nach Ernte der Biomassen als Brennstoffe, Futter- und Nahrungsmittel wieder freigesetzt. Eine nennenswerte Humusanreicherung in Mineralböden bei konventioneller Ackernutzung ist nicht zu beobachten (Jacobs et al. 2018). Anreicherungen in nachwachsenden Rohstoffen außerhalb des Ökosystems sind noch selten. Längerfristig gebunden bleibt der Kohlenstoff bei stofflicher Nutzung entnommenen Biomassen, ein Prozess, der ebenfalls außerhalb des Ökosystems stattfindet und somit nicht als Ökosystemleistung angesehen werden kann. Bei Entnahme und stofflicher Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen (Holz, Fasern, Leder, Papier etc.) bleiben die darin enthaltenen Kohlenstoffe mindestens über die Produkt-Lebensdauer gebunden, allerdings außerhalb des Ökosystems. Werden die Rohstoffe direkt oder nach ihrem stofflichen Gebrauch für Bioenergie genutzt, wird vorher gebundener Kohlenstoff zwar freigesetzt, damit können aber Emissionen aus fossilen Energieträgern vermieden werden.

Als weiterer Faktorenkomplex wirkt die Umwandlung von Landnutzungen, die sogenannten LUC-Wirkungen (Land Use Change, vgl. UBA 2020). Durch die Veränderung von Flächennutzungen (z. B. Umwandlung von Grünland in Ackerland) können natürliche Kohlenstoffspeicher (z. B. in Bodenhumus, Wurzelmasse, Totholz) relativ schnell wieder freigesetzt werden. Im

Rahmen der nationalen Inventarberichte werden, den IPCC-Regeln folgend, die Differenzen aus Festlegungen oder Freisetzungen von Boden-Kohlenstoff bei Nutzungsänderungen linear über 20 Jahre verteilt angerechnet. Das heißt, man geht rechnerisch davon aus, dass sich zum Beispiel der höhere Humusgehalt eines Grünlandbodens nach Umwandlung in Acker über zwanzig Jahre lang allmählich auf das Niveau des Ackerbodens abbaut, sodass 20 Jahre lang 1/20 der Kohlenstoffgehaltsdifferenz zwischen Grünland- und Ackerboden als Emission berichtet wird. Das gleiche Prinzip gilt umgekehrt. Diese Effekte der durch Landnutzungswandel ausgelösten Auf- bzw. Abbauprozesse sind aber nur bedingt als Ökosystemleistung zu betrachten.

Neben der Leistung, Kohlenstoff zu binden, ist deshalb auch die Eigenschaft, diesen Kohlenstoff zu speichern, vor dem Hintergrund des Klimawandels gesellschaftlich bedeutsam und zu dokumentieren. Moore und andere organische Böden speichern in ihrer organischen Bodensubstanz (u. a. Torfe und Mudden) von allen Ökosystemen die größten Kohlenstoffmengen, welche bei Entwässerung und Nutzung in die Atmosphäre gelangen und als größte landnutzungsbedingte Klimagas-Quelle zur Erderwärmung beitragen (u. a. Tanneberger & Wichtmann 2011). So werden die mit jährlich über 40 Mio. t Kohlenstoffäquivalenten (Ceq) absolut größten Treibhausgas-Emissionen der Bodennutzung durch Humusabbau genutzter organischer Böden verursacht, die allerdings überwiegend unter Grünland- und Forstnutzung stattfinden. Durch die Anwendung von Mineral- und Wirtschaftsdüngern kommt es zusätzlich zur Bildung und Freisetzung des Klimagases N₂O (Lachgas). Die mit ca. 22 Mio. t Ceq zweitgrößte Quellengruppe im Rahmen der Landwirtschaft ist allerdings die hier nicht weiter betrachtete Fermentation bei der Verdauung in der intensiven Tierhaltung zu Lachgas und Methan.

Ein besonderer Bodenspeicher ist die Speicherung von Kohlenstoff in Moorböden. Entwässerte Moorböden emittieren in erheblichem Maße CO₂, das heißt, sie verlieren ihre Leistung das gebundene CO₂ weiterhin zu speichern. Ca. 16.600.000 Tonnen CO₂-Äquivalent (UBA 2014) werden jährlich allein aus ackerbaulich genutzten Moorböden emittiert. Karte 1 zeigt die Ausdehnung der humusreichen Mineral- und Moorböden in Deutschland. Ob damit auch der jeweilige Torfspeicher gesichert ist, hängt von der jeweiligen hydrologischen Situation ab (Höhe und Schwankung des Wasserstandes). Wie viel CO₂ emittiert bzw. gespeichert ist, hängt weiterhin von der aktuellen Torfmächtigkeit ab, zu der es derzeit keine aktuellen flächendeckenden Zahlen gibt.

Außer im Fall der Moore, die zum Teil über geologische Zeiten hinweg Kohlenstoff in wachsenden Torfschichten binden können, wird bei natürlichen Ökosystemen in der Regel nach einiger Zeit ein Gleichgewicht zwischen Kohlenstoffakkumulation und Wiederfreigabe erreicht. Bei Wäldern erfolgt dies in der Vegetationsschicht nach einigen hundert Jahren. Die Akkumulationsprozesse im Boden können deutlich länger dauern.

In Karte 2 wird der Kohlenstoffvorrat in Boden und Vegetation (H) dargestellt. Zum oberirdischen Kohlenstoffspeicher tragen erwartungsgemäß die Wälder am stärksten bei. Eine Erhöhung des Speichers ist nicht unbedingt mit einer Netto-CO₂-Minderung in der Atmosphäre verbunden. Wenn die Speicherung durch einen Nutzungsverzicht ausgelöst wurde, kann dies u. a. bedeuten, dass weniger Substitutionsmöglichkeiten für fossile Energieträger wahrgenommen wurden. Der Nettoeffekt ist nur durch Modellrechnungen abschätzbar, die die verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten simulieren. Für die deutschen Wälder ergibt sich etwa eine Klimaschutzleistung von 108 Mio. t CO₂/Jahr bzw. 9,69 t CO₂ pro Hektar und Jahr (Elsasser et al. 2020: 24).

Deutlich größer als der Kohlenstoffspeicher in der Vegetation ist der Bodenspeicher. Stichprobenbasierte Untersuchungen zum Kohlenstoffgehalt der Oberböden (Elsasser et al. 2019) kommen etwa zu dem Ergebnis, dass diese Gehalte unter Waldböden jährlich im Mittel um 0,41 tC/ha zunehmen. Mit Hilfe von Boden-Zustandserhebungen wird anhand von Stichproben festgestellt, wie sich diese Speicher bei unterschiedlichen Landnutzungen über längere Zeit ändern (Jacobs et al. 2018, Elsasser et al. 2019).

Bedeutung der Kohlenstoffvorräte in Boden und Vegetation für den Klimaschutz

Die Auswirkungen des sich jetzt schon verändernden Klimas werden immer deutlicher. Neben dem Anstieg des Meeresspiegels ist es vor allem der (mit höheren Temperaturen) wachsende Energiegehalt in der Atmosphäre, welcher zu größeren Sturmstärken und Wasseraufnahmefähigkeit führt, sodass damit Intensität und Schädwirkungen von Unwettern weiter zunehmen können. Ein wärmerer und zumindest zeitweilig auch trockenerer Witterungsverlauf sorgt zudem für weniger schneereiche Winter, günstigere Überlebensbedingungen für Neobiota, eine stärkere Mineralisierung von Torfen sowie höhere Moor- und Waldbrandgefahr. Die wirtschaftlichen Risiken des Klimawandels (Wintersport, Schädlingsbefall, Allergierisiko usw.) werden durch selbstverstärkende Prozesse (Auftauen und Mineralisierung von kohlenstoffreichen Permafrostböden) weiter erhöht.

Die Zustandsindikatoren zum Kohlenstoffvorrat in den Ökosystemen sollen eine Transformation zu nachhaltigeren Formen der Landnutzung unterstützen, die Ökosysteme erhält und stärkt, in denen Kohlenstoff dauerhaft gebunden bleiben kann. Am bedeutsamsten ist hierbei die Konzentration auf organische und humusreiche Böden, in denen jetzt schon viel Kohlenstoff enthalten ist, um diese zu schützen und wo möglich eine angepasste Nutzung zu fordern: So sollten nirgends mehr Moore entwässert, umgebrochen und gar abgebaut werden. Die Wiedervernässung von humusreichen Mineral- und Moorböden und die Aufgabe einer intensiven land- oder forstwirtschaftlichen Nutzung auf solchen Standorten ist dringend geboten. Alternativ sollten dort Nutzungsformen eingerichtet werden, die wie zum Beispiel Paludikulturen, Weiden- oder Erlenplantagen hohe Wasserstände vertragen und eine Entwässerung überflüssig machen (Abb. 3.7.4.1).

Da auch im Bereich der forstlichen und Grünland-Nutzung auf mineralischen Böden der Humuspool aufgebaut und somit auch dort ein Beitrag zum Klimaschutz geleistet wird, soll deren räumliche Relevanz und Größenverhältnisse durch den Indikator aufgezeigt werden. Zudem ist eine Erhöhung des Anteils ökologischer Landwirtschaft anzustreben, denn der Aufbau des Humuspools im Boden und die Bereicherung des Bodenlebens gehören den wichtigsten, auch langfristigen Zielen dieser Nutzungsform, mit denen (mineralische) Düngergaben und Agrochemie teilweise substituiert werden können, sodass sich Synergieeffekte mit dem Klimaschutz zeigen (siehe nächsten Abschnitt).

Zielformulierung

Das Ziel ist die weitgehende Erhaltung der vorhandenen Kohlenstoff-Speicher in den Ökosystemen, insbesondere der langfristigen Pools in den Böden. Größere Freisetzungen von Kohlendioxid aus derartigen Speichermedien (insbesondere durch Entwässerung oder Zerstörung von Humus im Boden) sollen erkannt und verhindert werden. Wo möglich ist eine Nutzung zu fördern, bei der mehr Kohlenstoff gebunden als freigesetzt wird. Verbleibende Kohlendioxid-Emissionen sollen durch Umstellung auf klimafreundliche also CO₂-sparende Nutzungspraktiken verringert werden.

Indikatoren

H Absoluter Wert des CO₂-Vorrates aller Landnutzungsklassen als Speichergröße (Tonnen)

N.1 Ausdehnung der organischen und humusreichen mineralischen Böden in Deutschland (Hektar)

Einschätzung (Ziele, Sollgrößen, Handlungsbedarf)

Die Erhaltung der Kohlenstoffspeicher bedeutet, dass der Hauptindikator H sich nicht verringern sollte. Die Ausdehnung der humusreichen und insbesondere der organischen Böden sollten ebenfalls erhalten bleiben, das heißt, auch der Nebenindikator N.1 steht unter Verschlechterungsverbot.

Bezug zu Nachhaltigkeits- und Biodiversitätsindikatoren

Es gibt Bezüge zum UBA-Umwelt-Kernindikator Humusstatus der Böden (BGR-Karte Humusgehalte der Oberböden in Deutschland 1:1 Mio.) aus der Abteilung Bodenbelastung und Land-Ökosysteme, der als Faktor eine Rolle spielt. Allerdings steht die Aktualität der Karte und die fehlende Wiederholbarkeit der Erhebung, ebenso wie die räumlich grobe Auflösung entgegen.

Datenquellen und Modellierung

Als Datenbasis für die Landnutzung (H) wird der Datensatz LBM-DE zugrunde gelegt, der seit 2009 alle drei Jahre vom BKG aktualisiert angeboten wird (BKG 2013). Als Datenbasis für die Moorböden (H, N.1) kommen infrage: die inzwischen vollständige Boden-Übersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200), die Karten der organischen Böden Deutschlands der Arbeitsgruppen Tegetmeyer et al. (2020) von der nur die Polygongrenzen veröffentlicht sind und Rosskopf et al. (2015). Die Verfügbarkeit letzterer ist allerdings noch ungeklärt. Zur BÜK 200 fehlt noch eine operable Generallegende auch eine Karte der Humusgehalte (wie bei der BÜK 1000) existiert noch nicht. In jedem Fall ist die Frage von Belang, wie die Torfmächtigkeit und die Abnahme des CO₂-Speichers im Torf modelliert wird. Angaben dieser Art sind bisher bundesweit nur in der nicht öffentlich zugänglichen Karte von Rosskopf et al. (2015) enthalten, deshalb wurden sie mit Durchschnittswerten geschätzt, sodass letztlich die Summen bundesweit übereinstimmen.

Die Werte für einzelne Ökosystemtypen werden in den Tab. 1 und 2 wiedergegeben, in Abb. 3.7.4.2 kartographisch dargestellt und im Folgenden kurz erläutert. Zunächst erfolgt eine pauschale Bewertung aller Nutzungsarten nach Tab. 3.7.4.1.

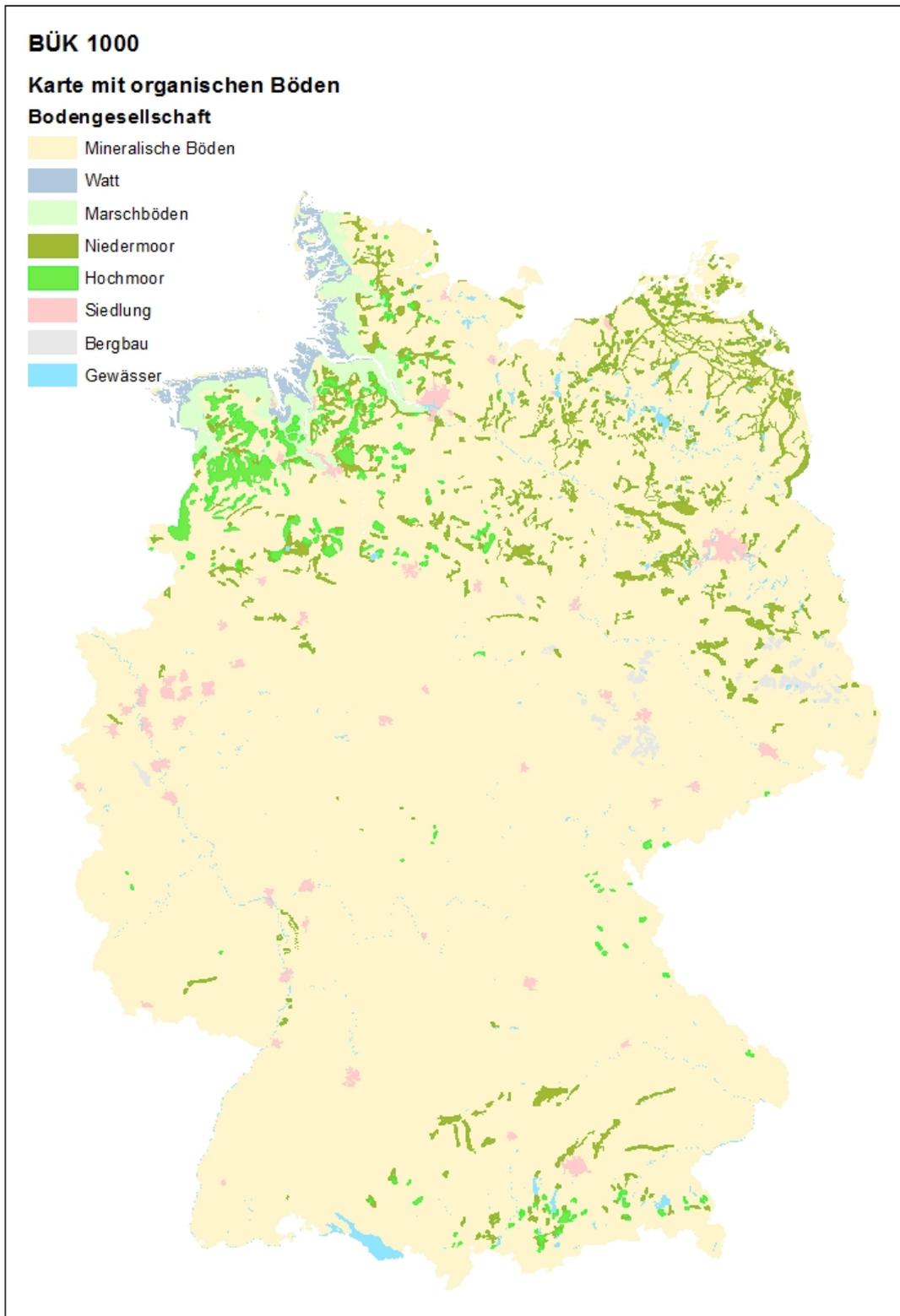


Abb. 3.7.4.1: Karte der Verbreitung organischer Böden in Deutschland nach der Boden-Übersichtskarte 1 : 1 000 000 (BÜK 1000) des BGR

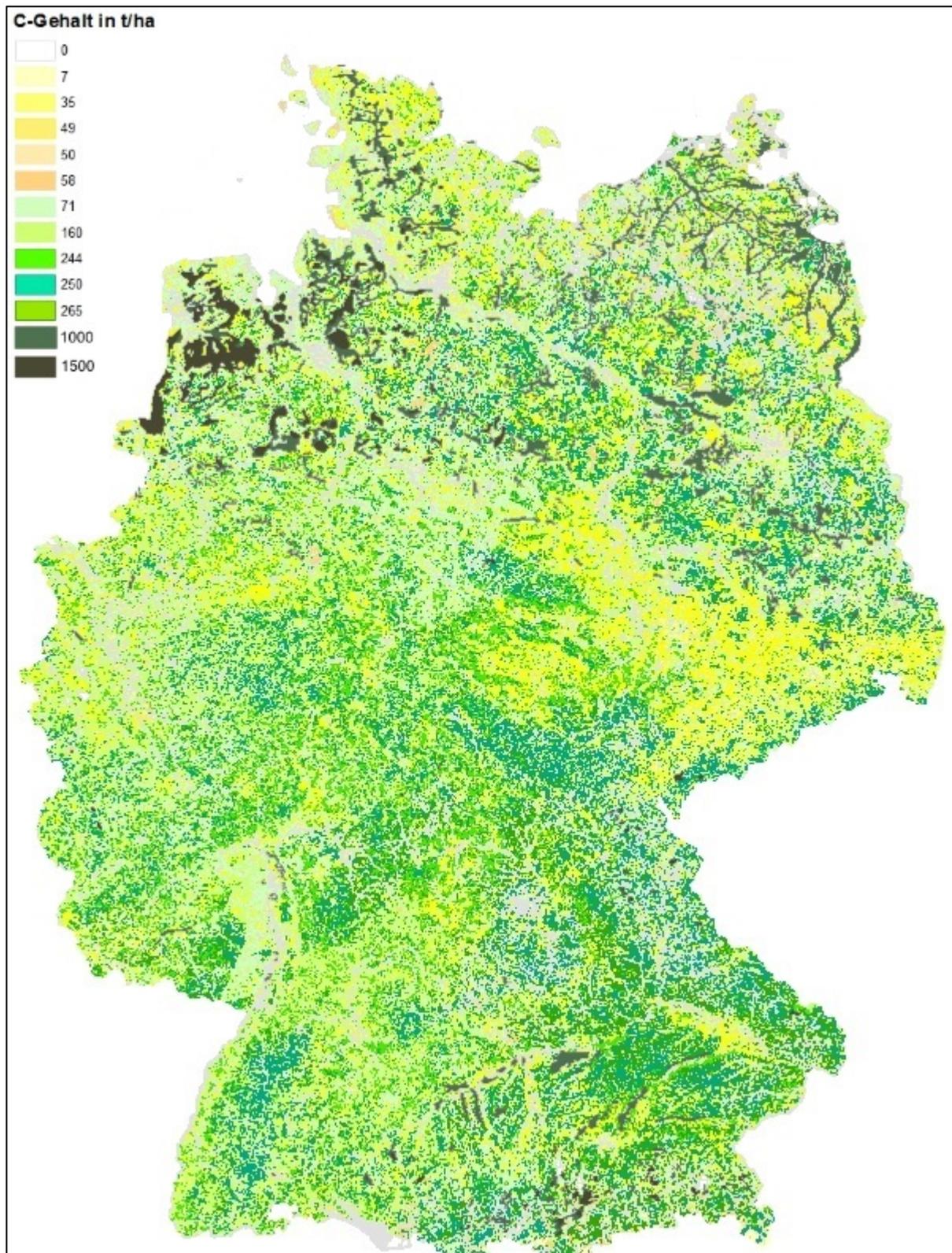


Abb. 3.7.4.1: Indikator „Absoluter Wert des CO₂-Vorrates aller Landnutzungsklassen“ (H) im Jahr 2012

Tab. 3.7.4.1: Zusammenstellung von Werten für den Vorrat ausgewählter Nutzungsarten auf Mineralboden (nach NIR 2014°, 2020 u.a.; negative Werte: Bindung, positive Werte: Quelle)

Flächennutzung	C-Vorrat in t/ha	CO ₂ -Äquivalent in t/ha
Ackerland (konv./ökol.)*	49 ²⁵ /66,7 ⁰⁰	180
Binnengewässer	-	-
Grünland	71/96,2 ⁰⁰	261
Wald (NIR/eig. Ber.)	249/115,8 ⁰⁰	914
Weinbau	56,1 ⁰⁰	205,9
Dauerkulturen	105,6 ⁰⁰	387,4
Siedlung	58,7 ⁰⁰	215,2
Sonstiges Land	55,6 ⁰⁰	204,1
Gehölze	105,6 ⁰⁰	387,4
Sumpf/Moor	58,0/109,3 ⁰⁰	212,9

*nach Hülsbergen & Rahmann (2015) Einschließlich der Lachgas-Emissionen aus der Düngung aber ohne Energieeinsatz zur Bearbeitung; Ackerland unter ökologischer Bewirtschaftung erzeugt pro Fläche ca. ½ der THG-Emissionen des konventionellen Anbaus (vergl. auch Hirschfeld et al. 2008)

Die Speicherwerte für Moorböden hängen von der Mächtigkeit und dem Zustand der organischen Horizonte ab, sodass sie für eine nationale Betrachtung nur geschätzt werden können

Tab. 3.7.4.2: Zusammenstellung von Werten für den Kohlenstoffvorrat organischen Böden (geschätzt nach CARBSTOR (Zeitl et al. 2010))

Moortyp	C-Vorrat in t/ha	CO ₂ -Äquivalent in t/ha
Hochmoor	1500	5505
Niedermoor	1000	3670
Anmoor	105	949

Die Werte von Tab. 1 wurden hinsichtlich der Wälder in Form einer Bachelorarbeit (Trela 2015, auf Grundlage der BWI und Jenssen et al. 2013) für Waldtypen weiter spezifiziert; die höheren Speicherwerte korrespondieren mit den Ergebnissen von Pistorius (2006), der für die verschiedenen Waldtypen CO₂-Werte zwischen 982 und 1055 t/ha ermittelte.

Offene Fragen

Aufgrund der reinen Flächenbilanzen sind einige Speicheränderungen und damit verbundene Treibhausgasemissionen nur unterschiedlich genau erfassbar (siehe Tabelle 3.7.4.3).

Tab. 3.7.4.3: Erkennbarkeit von Speicheränderungen durch Flächenbilanzen

	Waldalter	Biolandbau	Grünlandumbruch	Moorrenaturierung	Hot-Spots
Flächenanteil Emissionen	x	x	x	x	x
Jährliche THG-Bilanz	x	x	x	XX	XX
Kohlenstoffvorrat	XX	x	x		XX
Änderung Kohlenstoffvorrat	x	x	x		XX

Legende: XX = deutlich erkennbar; x = erkennbar; keine Markierung = kaum erkennbar

Literatur

- BKG (2013): Geologische Übersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 200 000 (GÜK200).
- BKG (2016): Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE 2012. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie <http://www.geodatenzentrum.de/docpdf/lbm-de2012.pdf> (31.08.2016) 18 S.
- Böhm, Anne K. (2005): Hochmoore im Erzgebirge – Untersuchungen zum Zustand und Stoffaustragsverhalten unterschiedlich degradierter Flächen. Diss. TU Dresden, 200 S.
- Couwenberg, J. (2011): Greenhouse gas emissions from managed peat soils: Is the IPCC reporting guidance realistic? *Mires and Peat*, Volume 8 (2) 1-10.
- Dieter, Matthias; Elsasser, Peter (2002): Quantification and Monetary Valuation of Carbon Storage in the Forests of Germany in the Framework of National Accounting. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft. Univ. Hamburg.
- Elsasser P, Altenbrunn K, Köthke M, Lorenz M, Meyerhoff J (2020) Regionalisierte Bewertung der Waldleistungen in Deutschland. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 210 p, Thünen Rep 79, DOI:10.3220/REP1598274305000
- Hirschfeld, Jesko; Weiß, Julika; Preidl, Marcin; Korbun, Thomas (2008): Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Diskussionspapier des IÖW 66/06, Schriftenreihe des IÖW 186/08, Studie im Auftrag von foodwatch e.V. 188 S.
- Hülsbergen, Kurt-Jürgen; Rahmann, Gerold (2015): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Forschungsergebnisse 2013-2014. Thünen-Report 29.
- Jacobs A, Flessa H, Don A, Heidkamp A, Prietz R, Dechow R, Gensior A, Poeplau C, Riggers C, Schneider F, Tiemeyer B, Vos C, Wittnebel M, Müller T, Säurich A, Fahrion-Nitschke A, Gebbert S, Jaconi A, Kolata H, Laggner A, et al (2018) Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland - Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 316 p, Thünen Rep 64, DOI:10.3220/REP1542818391000
- Janssens, I.A.; Freibauer, A.; Schlamadinger, B.; Ceulemans, R.; Ciais, P.; Dolman, A. J.; Heimann, M.; Nabuurs, G.-J.; Smith, P.; Valentini, R.; Schulze, E.-D. (2005): The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale – a European case study. *Biogeosciences*, 2, 15-26.
- Jenssen, Martin; Hofmann, Gerhard; Nickel, Stefan; Pesch, Roland; Riediger, Jan; Schröder, Winfried (2013): Bewertungskonzept für die Gefährdung der Ökosystemintegrität durch die Wirkungen des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen unter Beachtung von Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen. UBA Texte 87/2013, 381 S.
- Kastowski, Martin (2011): Abschätzung der Kohlenstoffspeicherung und -freisetzung in Seen Europas – Ein Beitrag zur Eingrenzung der fehlenden Senke im globalen Kohlenstoffkreislauf. Diss. Techn. Universität Darmstadt.
- NIR (2014): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2014. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2012. Umweltbundesamt, 963 S.
- NIR (2020): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2014. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 2020. Umweltbundesamt, 1004 S.
- Roskopf, Nico; Fell, Holger; Zeitz, Jutta (2015): Organic soils in Germany, their distribution and carbon stocks. *Catena* 133: 157-170.

- Tanneberger, Franziska & Wichtmann, Wendelin (Eds., 2011): Carbon credits from peatland rewetting: Climate – biodiversity – land use. Science, policy, implementation and recommendations of a pilot project in Belarus. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, 223 S.
- Trela, Deborah Nina (2015): Untersuchung der Möglichkeit zur Erfassung eines Indikators für die Ökosystemdienstleistung CO₂-Speicherung in deutschen Wäldern. Bachelorarbeit, Hochschule Anhalt, 31 S.
- Saathoff, W., von Haaren, C. (2011): Klimarelevanz der Landnutzungen und Konsequenzen für den Naturschutz. *Natur und Landschaft* 43 (5) 138-146.
- Schäfer, Achim (2009): Moore und Euros – die vergessenen Millionen. *Achiv f. Forstwesen u. Landschaftsökologie* 43 (4) 156-160.
- UBA (Umweltbundesamt, 2012): Schätzung der Umweltkosten in den Bereichen Energie und Verkehr. Empfehlungen des Umweltbundesamtes, Dessau 11 S.
- UBA (Umweltbundesamt, 2020): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2018 (= NIR 2018). Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto- Protokoll 2020.
- vTI Working Paper 15 (2013): Klimarelevanz von Mooren und Anmooren in Deutschland: Ergebnisse aus dem Verbundprojekt „Organische Böden in der Emissionsberichterstattung. Von Thünen Institut, Braunschweig, 18 s.
- Zeitz, Jutta (2009): CARBSTOR Ein Tool zur Berechnung der Kohlenstoffspeichermenge und des Kohlenstofffreisetzungspotentials von Moorböden. Humboldt-Universität zu Berlin, Lebenswissenschaftliche Fakultät. <http://www.carbstor.de/> (08.09.2016)

3.7.5 Critical Load Überschreitungen - Stickstoff

Steffen Schwarz, Karsten Grunewald

Stickstoff, der gebunden in Ammoniak und Stickoxiden in die Atmosphäre gelangt, wird gasförmig, im Niederschlagswasser gelöst, oder als Bestandteil des Feinstaubes in empfindliche Ökosysteme eingetragen. Als Ökosysteme werden dabei Wälder, natürliches Grünland, Moore, Sümpfe und Heiden betrachtet.

Eine negative Beeinträchtigung von Ökosystemen kann nur dann sicher ausgeschlossen werden, wenn die Einträge unter den ökologischen Belastungsgrenzen, den sogenannten Critical Loads für Eutrophierung (Überdüngung) liegen. Ökologische Belastungsgrenzen sind ein Maß für die Empfindlichkeit eines Ökosystems und erlauben eine räumlich differenzierte Gegenüberstellung der Belastbarkeit von Ökosystemen mit aktuellen atmosphärischen Stickstoffeinträgen. Insgesamt werden auf diese Weise etwa 11 Millionen Hektar, das heißt gut ein Viertel (28 %) der Fläche Deutschlands, bewertet (Schaap et al. 2014).

In der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt der Bundesregierung (BMU 2007) wurde als Ziel vereinbart, die Nährstoffeinträge bis 2020 soweit zu senken, dass die Critical Loads auf allen empfindlichen Flächen eingehalten werden. Dies ist derzeit nur auf rund der Hälfte der Flächen der Fall (UBA 2015). Entsprechend der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung (2017) soll bis zum Jahr 2030 der Flächenanteil mit erhöhtem Stickstoffeintrag um 35 % gegenüber 2005 reduziert werden.²⁶

Indikator „Critical Load Überschreitungen - Stickstoff“

Anteil der Fläche empfindlicher Ökosysteme, bei der die ökologischen Belastungsgrenzen (Critical Loads) durch atmosphärische Stickstoffeinträge überschritten werden. Gemessen an der gesamten bewerteten Fläche empfindlicher Ökosysteme (in % je km²), sowie betrachtet nach Waldbiotopen nach dem Grad der Überschreitung (kg ha⁻¹ a⁻¹), als auch nach den Flächenanteilen auf Bundeslandebene welche nicht durch eutrophierenden Stickstoff belastet sind.

Berechnungs- und Analyseschritte

Datengrundlagen und -auswahl

Übernahme der Ergebnisse des Umweltbundesamtes im Rahmen des Forschungsprojekts PINETI-3 (UBA 2018). Als Berechnungsgrundlage für die Betrachtung von Waldbiotopen dienen die Daten des Umweltbundesamtes (UBA 2018), welche im Rahmen der PINETI-3-Studie erhoben wurden. Weiterhin werden die administrativen Verwaltungsgrenzen VG25 des BKG verwendet (GeoBasis-DE).

Hintergrundinformationen

Für die Berechnung der Indikatoren zu Waldbiotopen wurden die Daten für eutrophierenden Stickstoff (Zeitschnitt 2015) mit den vom UBA verwendeten Corine-Land-Cover (CLC) Flächen von 2012 ins Verhältnis gesetzt. Das entspricht dem neuesten konsistenten Datensatz des UBA.

²⁶https://www.nachhaltigkeitsrat.de/fileadmin/user_upload/dokumente/pdf/RNE_Dialogpapier.pdf

Arbeitsschritte Datenverarbeitung

Die Indikatorberechnung ist mit dem Geoinformationsprogramm ArcGIS der Firma ESRI umgesetzt worden und lässt sich zusammenfassend wie folgt beschreiben.

1. Aufbereitung Eingangsdaten: Aufbereitung der Datengrundlage bezogen auf die Überschreitungswerte durch eutrophierenden Stickstoff.
2. Aufbereitung: Selektion von Waldbiotopen anhand der CLC-Klassen und Verschneidung mit den Daten für überschrittene Flächen nach eutrophierenden Stickstoff.
3. Indikatorenberechnung: Berechnung der Flächenteile auf Bundeslandebene für Flächen ohne Überschreitung durch eutrophierenden Stickstoff.

Methodik

Im Rahmen des UBA-Forschungsprojekts 3714 64 2010 „Fortschreibung und Weiterentwicklung der Methode zur Erfassung und Bewertung der Einträge von versauernden und eutrophierenden Luftschadstoffen in terrestrische Ökosysteme“ (PINETI-3; UBA 2018) wurde eine nationale, methodisch konsistente Zeitreihe der Stickstoffeinträge für die Jahre 2000-2015 erarbeitet. Mit Abschluss des Projekts stellte das UBA 2018 zusammen mit national berechneten Critical Loads nationale, methodenkonsistente aktualisierte Werte des Indikators zur Verfügung.

Für den Indikator des „*Critical Loads für den eutrophierenden Stickstoffeintrag*“ (UBA 2018 S. 117) wird ein Gleichgewichtsansatz herangezogen. Der Indikator spiegelt die Abweichung des Gleichgewichts zwischen Stickstoffein- und -austrägen wider. Der Gleichgewichtszustand wird über eine Massenbilanz beschrieben und wird somit auch als einfache Massenbilanzmethode bezeichnet (Vgl. UBA 2018 S.117). Vor diesem Hintergrund wird weiter die Überschreitung und der Flächenanteil speziell für Waldbiotope untersucht. Die Abgrenzung der Waldbiotope erfolgte anhand der entsprechenden CLC-Klassen. Die Überschreitung bei Waldbiotopen bezogen auf eutrophierenden Stickstoff wurde anhand der vom UBA zur Verfügung gestellten Daten für 2015 ermittelt.

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Indikators

Die Belastungsgrenzen für schädlichen Stickstoffeintrag (Critical Loads) für eutrophierenden Stickstoff in Deutschland wurden im Jahr 2015 auf etwa 68 Prozent der Flächen empfindlicher Ökosysteme überschritten (Abb. 3.7.5.1). Besonders hoch sind hier Überschreitungen in Teilen Norddeutschlands, da hier durch die Landwirtschaft große Mengen reaktiver Stickstoffverbindungen freigesetzt werden (Bundesregierung 2017). Sind die Ökosysteme neben den atmosphärischen Einträgen zusätzlich, beispielsweise über eine erhöhte Stickstoffkonzentration im Grundwasser belastet, können diese Einträge einen kritischen Zustand für das Ökosystem bedeuten. Erhöhte Einträge im Grundwasser können, wie im Indikator „Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz“ beschrieben, beispielsweise aus der Tierproduktion in der Tierischen Exkrememente die in der Landwirtschaft überschüssig sind und so nicht richtig verwendet werden können. Ökosysteme wie Feuchtgebiete können besonders sensibel auf erhöhte Stickstoffeinträge reagieren.

Weiterhin wurde bei Waldbiotopen untersucht, wie sich bei diesen Flächen der Anteil von Überschreitung durch eutrophierendem Stickstoff darstellt. Auch wurde untersucht ob weiterführenden Aussagen neben den Waldbiotopen auch zu naturnahen Grünflächen und Heiden getroffen werden können. In den Untersuchungen zeigte sich jedoch, dass bei der

Verschneidung der UBA-Daten mit dem LBM-DE bei der Klasse „Natürliches Grünland“ ca. 21 % und bei der Klasse „Heiden und Moorheiden“ ca. 17 % der ausgewiesenen Flächen über keine Information zur Überschreitung durch eutrophierenden Stickstoff aufwiesen. Da mögliche Verzerrungen und die Spannweiten der Flächenanteile recht groß anzunehmen sind, werden zu naturnahen Grünländern und Heiden keine tiefgreifenden Aussagen vorgenommen.

Wie in Tabelle 3.7.5.1 ersichtlich ist, wird bei den deutschen Waldbiotopen 2015 bei 68,4% der Flächen der Wert für eutrophierenden Stickstoff (Critical Load) überschritten. Bei Laubwäldern sind dies nur 38,4 % der Fläche. Nadelwälder (86,1 %) und Mischwälder (73,0 %) weisen im Vergleich zum Durchschnitt aller Waldbiotope einen hohen Anteil mit Flächen auf, wo eine Überschreitung der Werte festzustellen ist.

Tab. 3.7.5.1 Flächenanteile in Deutschland für Waldbiotope für eutrophierenden Stickstoff – Zeitschnitt 2015 (Datengrundlage: UBA 2018)

TYP	WALDBIOTOPE			
	Waldbiotope akkumuliert	Laubwälder	Nadelwälder	Mischwälder
FLÄCHENANTEILE MIT N-EUT ÜBERSCHREITUNG IN %	68,4	38,4	86,1	73,0
FLÄCHENANTEILE OHNE N-EUT ÜBERSCHREITUNG IN %	31,6	61,6	13,9	27,0

Die räumliche Verteilung lässt sich in den Abbildungen 3.7.5.2 und 3.7.5.3 nachvollziehen. Besonders hohe Überschreitungen sind im Osten und Norden der Bundesrepublik zu verzeichnen. Der relativ gesehen größte Anteil von Gebieten ohne Überschreitung befindet sich in den Regionen Hessen und Baden-Württemberg. Detaillierte räumliche Differenzierungen lassen sich am besten in Abbildung 3.7.5.3 erkennen. Die Mengenverteilungen (Abbildung 3.7.5.3) nach Intensität der Überschreitung korreliert sehr stark mit den in Abbildung 3.7.5.1 zu entnehmenden Werten, da ca. 95% aller in Abbildung 3.7.5.1 dargestellten Flächen als Waldbiotope einzustufen sind. Die Klassenbesetzungen „Überschreitung des Critical Load für Eutrophierung durch Stickstoffeinträge bei Waldbiotopen im Jahr 2015“ ist der Legende in Abbildung 3.7.5.2 zu entnehmen. Im Umkehrschluss zu den eingangs genannten Werten weisen 31,6 % der Flächen keine Überschreitung auf. Sehr hohe Überschreitungen größer $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sind nur auf 0,5 % der Waldbiotopsflächen zu verzeichnen.

Überschreitung des Critical Load für Eutrophierung durch Stickstoffeinträge im Jahr 2015

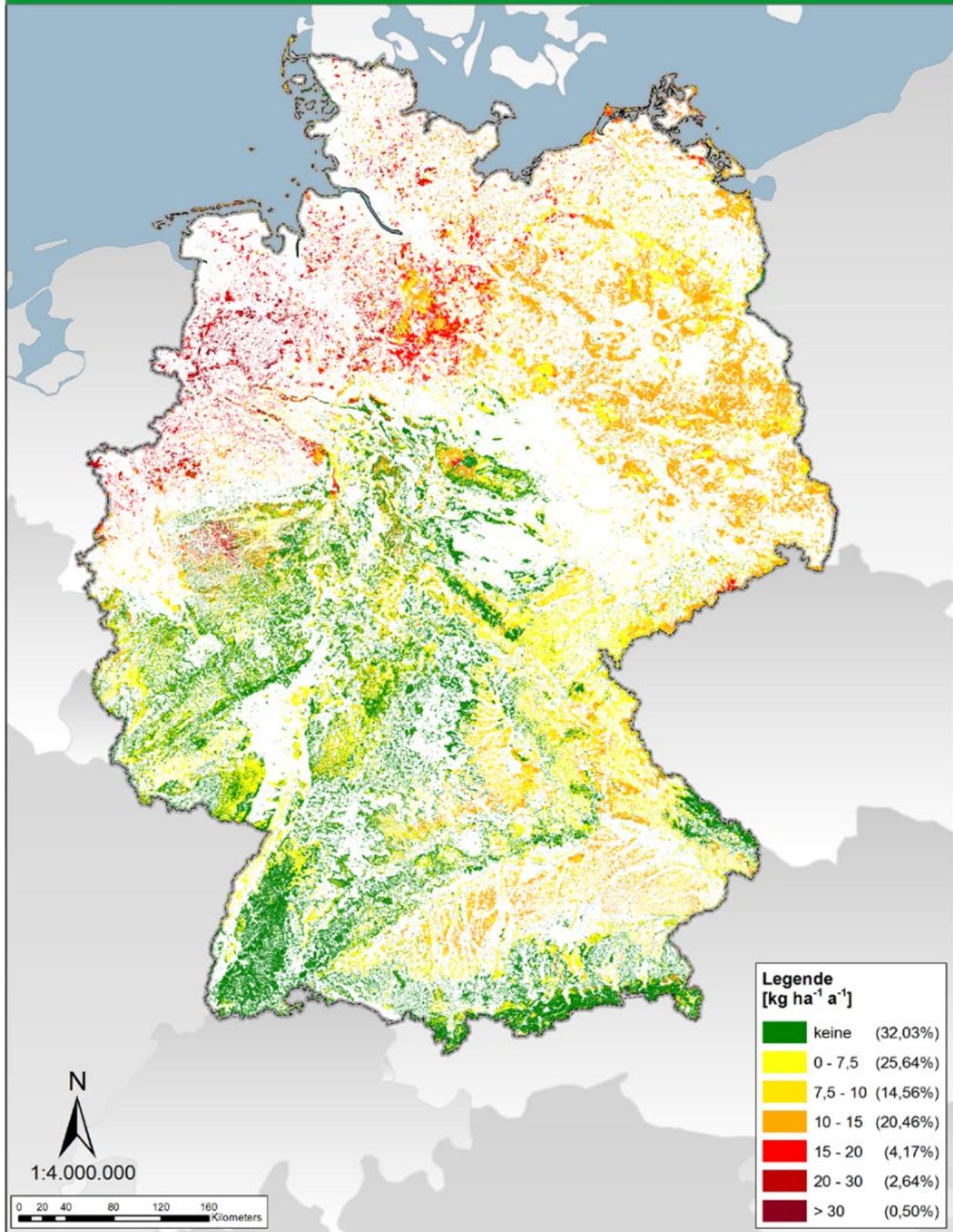


Abb. 3.7.5.1: Überschreitung der Critical Load für eutrophierenden Stickstoff im Jahr 2015.
Quelle: UBA 2018 S.123

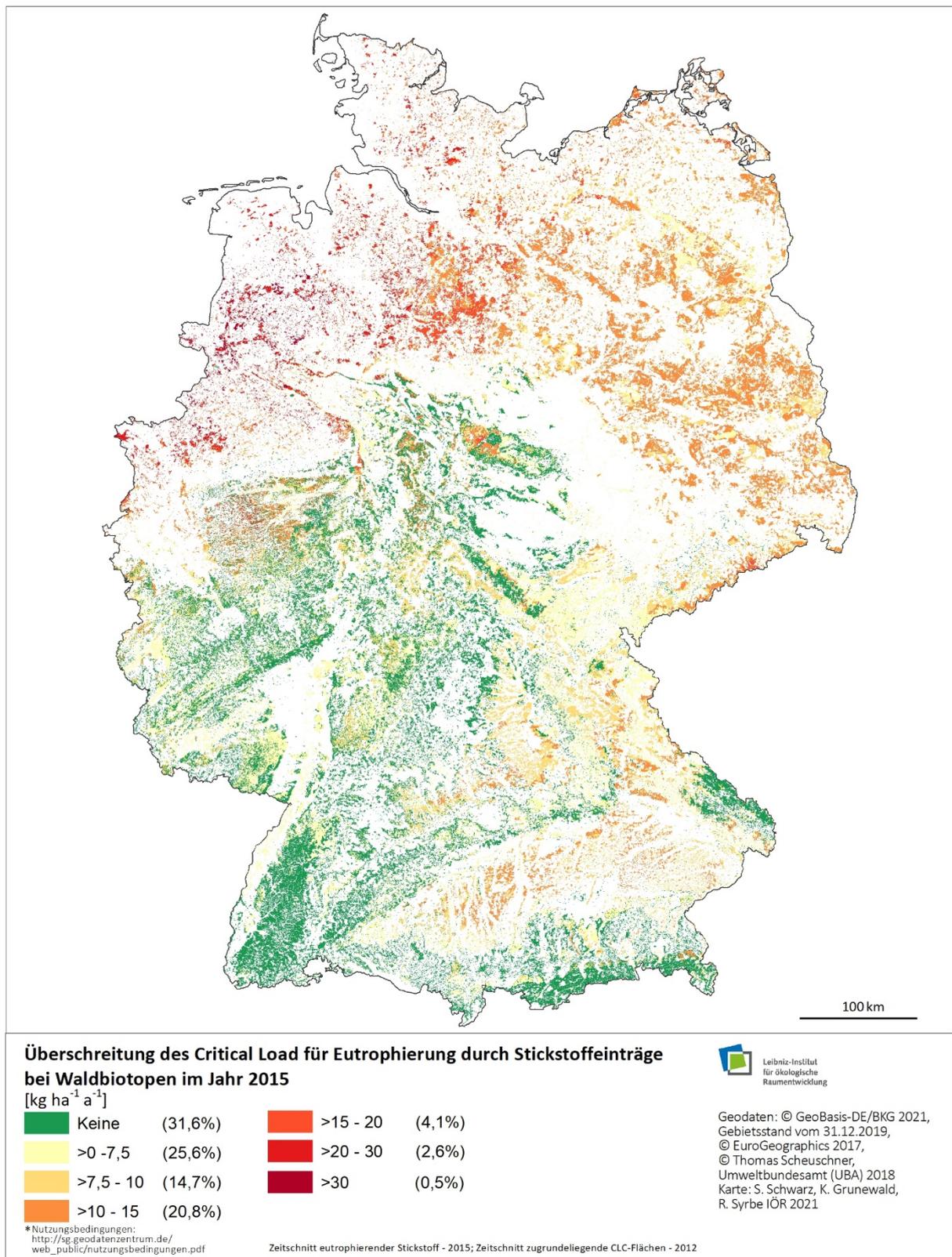


Abb. 3.7.5.2: Überschreitung des Critical Load für Eutrophierung durch Stickstoffeinträge bei Waldbiotopen im Jahr 2015

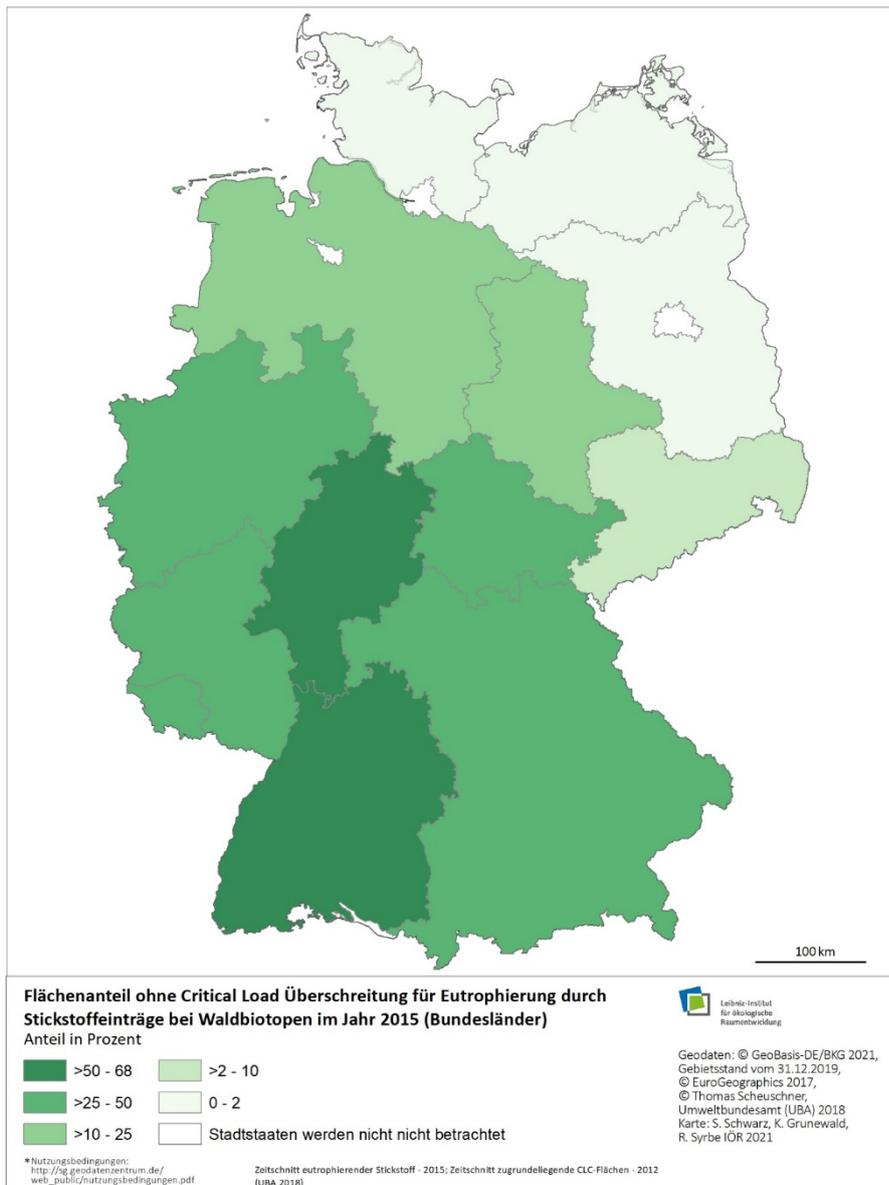


Abb. 3.7.5.3: Flächenanteile ohne Critical Load Überschreitung für Eutrophierung durch Stickstoffeinträge bei Waldbiotopen im Jahr 2015 (Bundesländer)

Die Bundesregierung (UBA 2018) bemerkt in der PINETI-3-Studie, dass zwischen 1990 und 2014 der Anteil der Flächen, auf denen die Belastungsgrenzen für Stickstoff überschritten wurden, auf 31 Prozentpunkte gesenkt werden konnte. Dies wird insbesondere auf den Rückgang der Emissionen durch Verkleinerung der Viehbestände nach der Wiedervereinigung und Luftreinhaltemaßnahmen zurückgeführt. Das ursprüngliche Ziel die Critical Load bis 2020 einzuhalten wird nicht erreicht. Das neue angestrebte Ziel besteht darin, höchstens 50 Prozent belasteter Fläche im Jahr 2030 zu erreichen (Vgl. UBA 2018).

Beziehungen zur Biodiversitätsstrategie

Auch die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt stellt fest, dass die Stickstoffbelastung terrestrischer Ökosysteme bisher nicht in notwendigem Umfang vermindert werden konnte. Sie weist aus, dass durch den Eintrag von Stickstoffverbindungen, mit ihren bereits erwähnten versauernden und eutrophierenden Wirkungen, mehr als die Hälfte aller Gefäßpflanzenarten in Deutschland in ihrem Bestand gefährdet sind (BMU 2007).

Allerdings wird im Rahmen der Berichterstattung zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU 2007) unter der Bezeichnung „Eutrophierende Stickstoffeinträge“ nicht der gleiche, sondern ein ähnlicher Indikator zu demselben Sachverhalt publiziert, der die Flächenanteile ohne Überschreitung der Belastungsgrenzen für Stickstoff darstellt. Aufgrund abweichender Methoden bei den zugrunde liegenden Modellierungen und Berechnungen kommt der NBS-Indikator zu anderen Werten in der Datenreihe (Bundesregierung 2017).

Literatur

- Bach M (2010) Zeitreihe Stickstoffindikator - Vereinheitlichte Methodik zur Berechnung von Stickstoff-Bilanzen für die Landwirtschaft in Deutschland. Abschlussbericht zum BLE-Dienstleistungsvertrag 114-02.05-20.006709-B. Justus-Liebig-Universität Gießen (JLU) – Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Gießen
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007) Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Berlin
- Bundesregierung (2017) Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Neuauflage 2016 https://www.bundesregierung.de/Content/DE/_Anlagen/Nachhaltigkeit-wiederhergestellt/2017-01-11-nachhaltigkeitsstrategie.pdf?__blob=publicationFile&v=12
- Osterburg B, Techen A (2012) Evaluierung der Düngeverordnung – Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Abschlussbericht Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung. von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Braunschweig, 265 S.
- Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Chapin F S, Lambin E F, Lenton T M, Scheffer M, Folke C, Schellnhuber H J, Nykvist B, De Wit C A, Hughes T, Van Der Leeuw S, Rodhe H, Sörlin S, Snyder P K, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell R W, Fabry V J, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley J A (2009) Planetary Boundaries: Exploring the safe operating space for humanity, *Ecology and Society* 14 (2): <http://www.stockholmresilience.org/planetary-boundaries>
- Schaap M, Wichink Kruit R, Hendriks C, Kranenburg R, Segers A, Bultjes P, Banzhaf S, Scheuschner T (2014) Ermittlung und Bewertung der Einträge von versauernden und eutrophierenden Luftschadstoffen in terrestrische Ökosysteme. Zwischenbericht zum F&E-Vorhaben, FKZ 3712 63 240 1. Dessau-Roßlau
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU), Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. 2015
- UBA - Umweltbundesamt (2009) Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungsstrategie. Hintergrundpapier. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau
- UBA - Umweltbundesamt (2015) Reaktiver Stickstoff in Deutschland - Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen. Dessau-Roßlau
- UBA - Umweltbundesamt (2018) PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. Dessau-Roßlau

3.7.6 Ökosystem-Zustandsparameter „Biodiversität“ - Indikator „Biotopwert“

Burkhard Schweppe-Kraft, Ralf-Uwe Syrbe, Sophie Meier, Karsten Grunewald

Hintergrund

Ziel nachhaltiger Raumentwicklung ist es, die Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts zu erhalten und damit eine nachhaltige Nutzungsfähigkeit von Naturgütern zu gewährleisten (BMVBS 2006). Die Leistung der Ökosysteme zur Erhaltung der biologischen Vielfalt soll als Teil der umweltökonomischen Gesamtrechnung messbar gemacht, erhoben und bewertet werden. Ökosystembilanzen sollen dabei ein regelmäßiger Bestandteil werden. Durch die Erfassung und Bilanzierung des Naturkapitals parallel zur Erfassung von Mensch-gemachten Kapitalbestand und Güterflüssen kann die volkswirtschaftliche Gesamtrechnung im Sinne der ökologischen Ökonomie erweitert werden. Die Bilanzierung von Ökosystemleistungen soll auch solche Leistungen der Natur erfassen und nach Möglichkeit monetär bewerten, die ohne eine Vermittlung über Märkte der Gesellschaft zugutekommen. Diesem Ziel folgend soll der hier entwickelte Biodiversitätsflächenindikator speziell die Leistungen der Ökosysteme zur Erhaltung der biologischen Vielfalt erfassen und diese regelmäßig und bundesweit vergleichbar präsentieren. Ein Monitoring räumlich expliziter Ökosystembilanzen ermöglicht politische und fachliche Schlussfolgerungen, die ggf. Qualitätsverluste anzeigen und Gegenmaßnahmen begründen können (Schweppe-Kraft et al. 2020).

Dazu werden keine neuen Erhebungen zur Biodiversität angestellt, sondern Daten aus bereits bestehenden regelmäßig durchgeführten Untersuchungsprogrammen verwendet, die bundesweit vergleichbar vorliegen.

Indikator

Angegeben wird der Biotopwert in einer kardinalen Größe der „Biotopwertpunkte“ als ökosystemübergreifende Maßzahl zur Integration von Merkmalen wie Natürlichkeit, Alter, das Vorkommen gefährdeter Arten und die Gefährdung des Ökosystems selbst. Diese Maßzahl richtet sich erstens nach dem Ökosystemtyp. Hier angewandt wurde die Biotopwertliste nach Mengel et al. (2018), die für die inzwischen verabschiedete Bundeskompensationsverordnung (BKompV) entwickelt wurde und zwischenzeitlich insbesondere im Bereich der Küsten und Meere noch stärker differenzierte wurde. Die Bewertungen reichen von 0 (versiegelte Flächen) bis 24 (intakte Moore, alte naturnahe Wälder). Die aufgeführten Punkte gelten als Durchschnittswerte, die um maximal drei Punkte erhöht oder verringert werden können, um spezifische Zustände zu berücksichtigen.

Auf- und Abwertungen erfolgen zweitens nach den innerhalb jedes Typs in Deutschland vorkommenden Biotopen und ihrer naturschutzfachlichen Qualität, um unterschiedliche Zustandsklassen zu bewerten.

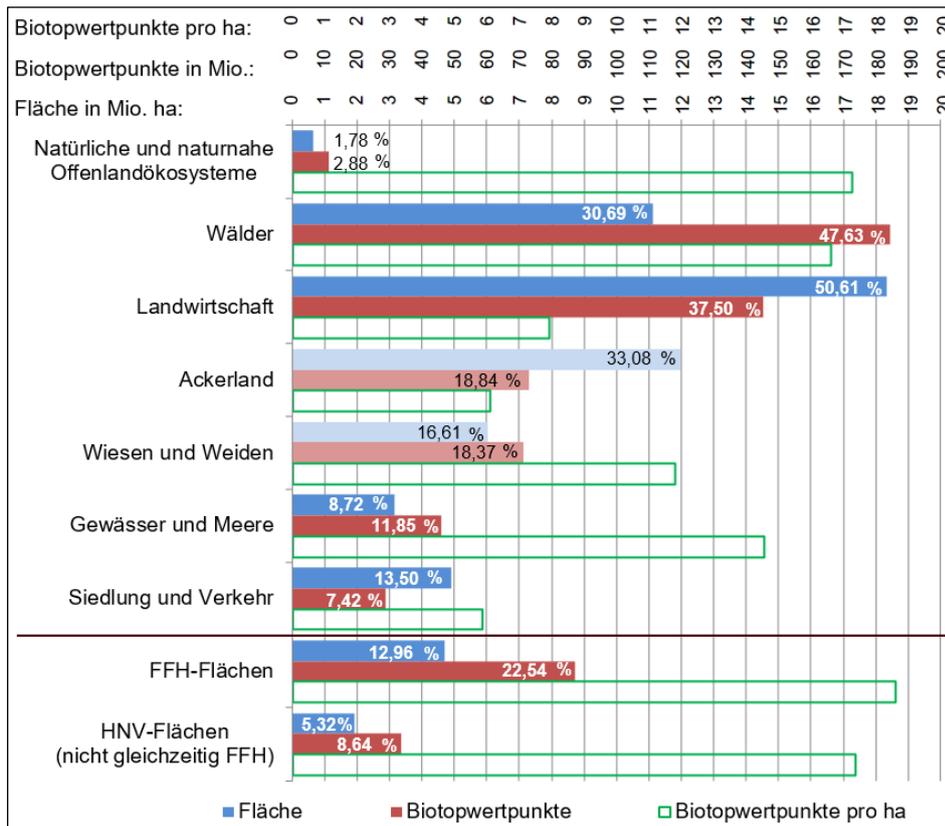


Abb. 3.7.6.1: Anteil der Hauptökosysteme sowie der FFH- und HNV-Biotope an der Fläche und der Summe der Biotopwertpunkte Deutschlands (Quelle: Schweppe-Kraft et al. 2020)

Die Anteile sind auf die terrestrische Fläche bezogen und addieren sich mit den marinen Flächen auf 105%.

Aufbauend auf dieser quantitativen fachlichen Einschätzung kann dieser Biotopwert auch monetär bewertet werden (Ausblick).

Berechnungs- und Analyseschritte

Datengrundlagen und -auswahl

Als Berechnungsgrundlage für den Indikator dient das „Landbedeckungsmodell Deutschland“ LBM-DE (BKG 2019). Dieser Datensatz kennzeichnet Landnutzung und Landbedeckung mit Hilfe der dreistelligen Klassifikation des europäischen Systems CORINE Landcover (CLC). Der flächenhaft, durch Polygone, kartierte Datensatz des LBM-DE wurde um bestimmte linienhafte Elemente erweitert, die eine hohe Relevanz für die biologische Vielfalt oder für die Fragmentierung der Landschaft aufweisen, dazu gehören Fließgewässer, Hecken, Baumreihen, Steinrücken, Mauern, Felsstrukturen, Straßen und Bahnlinien. Diese wurde aus dem Amtlichen Topographischen Informationssystem ATKIS ausgewählt und durch sogenannte Bufferfunktionen (mit Breitenangaben nach ATKIS-Angaben) in Polygone umgewandelt und in den LBM-DE-Datensatz integriert (verschnitten). Zusätzlich kamen mehrere Fachdatenbanken, die deutschlandweit vergleichbare Daten für eine genauere Einschätzung liefern können, zum

Einsatz (siehe Datenquellen). Letztere konnten nicht räumlich explizit berücksichtigt werden, sondern flossen in die Wertberechnung der betreffenden Ökosystemklassen ein.

Datenquellen:

- Flächenkonkrete Daten aus LBM-DE und ATKIS
- Fachdaten: FFH-Daten aus der Berichterstattung zu NATURA 2000 (BfN 2020a),
- Fachdaten aus der Berichterstattung zur Wasserrahmenrichtlinie (UBA 2020),
- Fachdaten: Kartierung von landwirtschaftlich genutzten Flächen mit hohem Naturschutzwert (HNV-Kartierung, BfN 2020b),
- Fachdaten des Statistischen Bundesamtes zur Landnutzung und zu den verschiedenen Arten der landwirtschaftlichen Bodennutzung (Destatis 2020 a, b) und
- Fachdaten der Bundeswaldinventur (Thünen 2020a).

Der Indikator wird wie folgt beschrieben:

Für die Bewertung wurden „Biotopwertpunkte“ vergeben, diese berücksichtigen Merkmale wie Natürlichkeit, Alter, das Vorkommen gefährdeter Arten und die Gefährdung des Ökosystems und werden in Deutschland genutzt, um bei Eingriffen in Natur und Landschaft den Nettoeffekt zu ermitteln, der durch die Aufwertung oder Neuschaffung anderer Lebensräume ausgeglichen werden muss. Biotopwertpunkte können als fachlich begründete Austauschwerte für Ökosysteme angesehen werden und haben damit eine Preis-ähnliche Funktion, allerdings auf einer nicht-monetären Skala (Tab. 3.7.6.1).

Tab. 3.7.6.1 Verwendete Biotopwerte in ihrer Entsprechung zu den CLC-Klassen

Ökosystemtyp	CLC-Typ	Biotopwertpunkte
Natürliche und naturnahe Offenland-Ökosysteme		17,3
Natürliches Grünland	321	18,1
Heide und Moorheiden	322	16,2
Sümpfe	411	17,1
Torfmoore	412	17,8
Salzwiesen	421	18,9
Strände, Dünen, Sandflächen	331	18,6
Felsen ohne Vegetation	332	17,4
Spärliche Vegetation	333	17,4
Brandflächen	334	10
Gletscher/Dauerschneegebiete	335	15,9
Wälder	311, 312, 313, 324	16,6
Ackerland	211	6,1
Weinbauflächen	221	10,0
Obst- und Beerenobstbestände	222	12,3
Wiesen und Weiden	231	11,8
Gewässerläufe	511	11,5
Wasserflächen	512	13,3

Lagunen	521	14,0
Mündungsgebiete	522	16
Meere und Ozeane	523	14,7
In der Gezeitenzoneliegende Flächen	423	19
durchgängig städtische Prägung	111	6
nicht durchgängig städtische Prägung	112	6
Ind. und Gewerbefl., öffentliche Einrichtungen	121	2
Straßen-, Wege, Plätze, Eisenbahnnetze + funktionell zugeordnete Flächen	122	5,7
Hafengebiete	123	1
Flughäfen	124	8
Baustellen	133	5
Abbauflächen	131	7
Deponien und Abraumhalden	132	6
Städtische Grünfläche	141	13
Sport- und Freizeitanlagen	142	7

Arbeitsschritte Datenverarbeitung

Die Indikatorberechnung ist mit dem Geoinformationsprogramm ArcGIS der Firma ESRI umgesetzt worden und lässt sich zusammenfassend wie folgt beschreiben.

1. Auswahl: Ökotoptypen aus LBM-DE nach der Klassifikation von Corine Landcover (CLC)
2. Indikatorberechnung: siehe folgender Textabschnitt
3. Kartierung: Die Durchschnittswerte der Biotoptypen wurden nach Tab. 1 allen CLC-Typen zugewiesen, klassifiziert und kartiert.

Die Werte aus dieser Liste wurden jedem der oben genannten ca. 300 verschiedenen Ökosystemtypen bzw. Zustandsklassen von Ökosystemtypen zugeordnet, die auf der Grundlage von LBM-DE-Daten und Facherhebungen hinsichtlich ihrer Flächengröße (für Deutschland) bestimmt werden konnten. Abschläge und Zuschläge, die die Biotopwertliste ermöglicht, wurden verwendet, um unterschiedliche Zustandsklassen zu bewerten, falls die Biotopwertliste nicht bereits selbst passende Zustandsklassen enthielt.

Im Ergebnis ergibt sich ein dreistufiges System (vgl. Abbildung 3.7.6.2) von Wert- und Flächenzuweisungen ausgehend von derzeit ca. 500 Biotoptypen der Biotopwertliste über die 300 verschiedenen Ökosystem- bzw. Ökosystemzustandsklassen für die deutschlandweite Flächenangaben möglich sind, bis hin zu den CLC-Typen und weiteren potenziell räumlich explizit darstellbaren Untertypen, auf die bereits in Abschnitt 3 hingewiesen wurde.

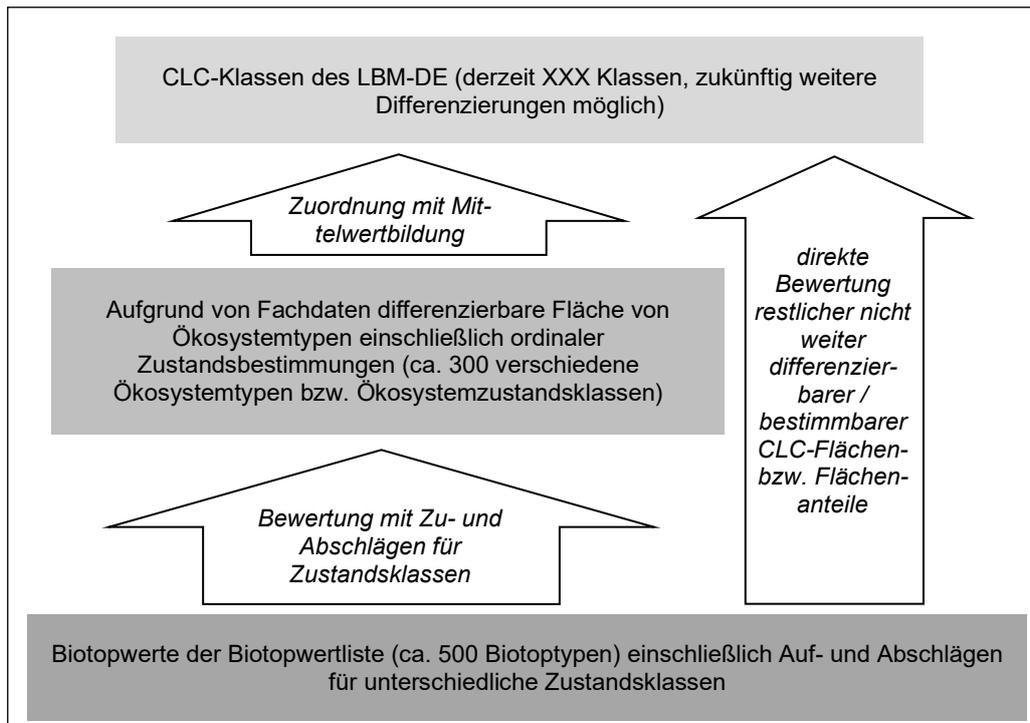


Abb. 3.7.6.2: Verknüpfung von Biotopwerten mit Fachdaten und Aggregation zu bewerteten CLC-Klassen (Quelle: Schweppe-Kraft et al. 2020)

Beziehungen zur Biodiversitätsstrategie

In der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt ist die Sicherung bedrohter Lebensräume und Tierarten verankert und das Ziel formuliert in mindestens zehn Prozent der bundeweiten Fläche einen Biotopverbund zu schaffen. Dabei werden expliziert alle heimischen Tier- und Pflanzenarten und deren heimische Lebensräume angesprochen. Dies dient einer nachhaltigen biologischen Vielfalt. Weiterhin unterstützt der Freiraumschutz die formulierten Visionen zum Schutz der biologischen Vielfalt u.a. für die Lebensräume Wälder und Moore.

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Indikators

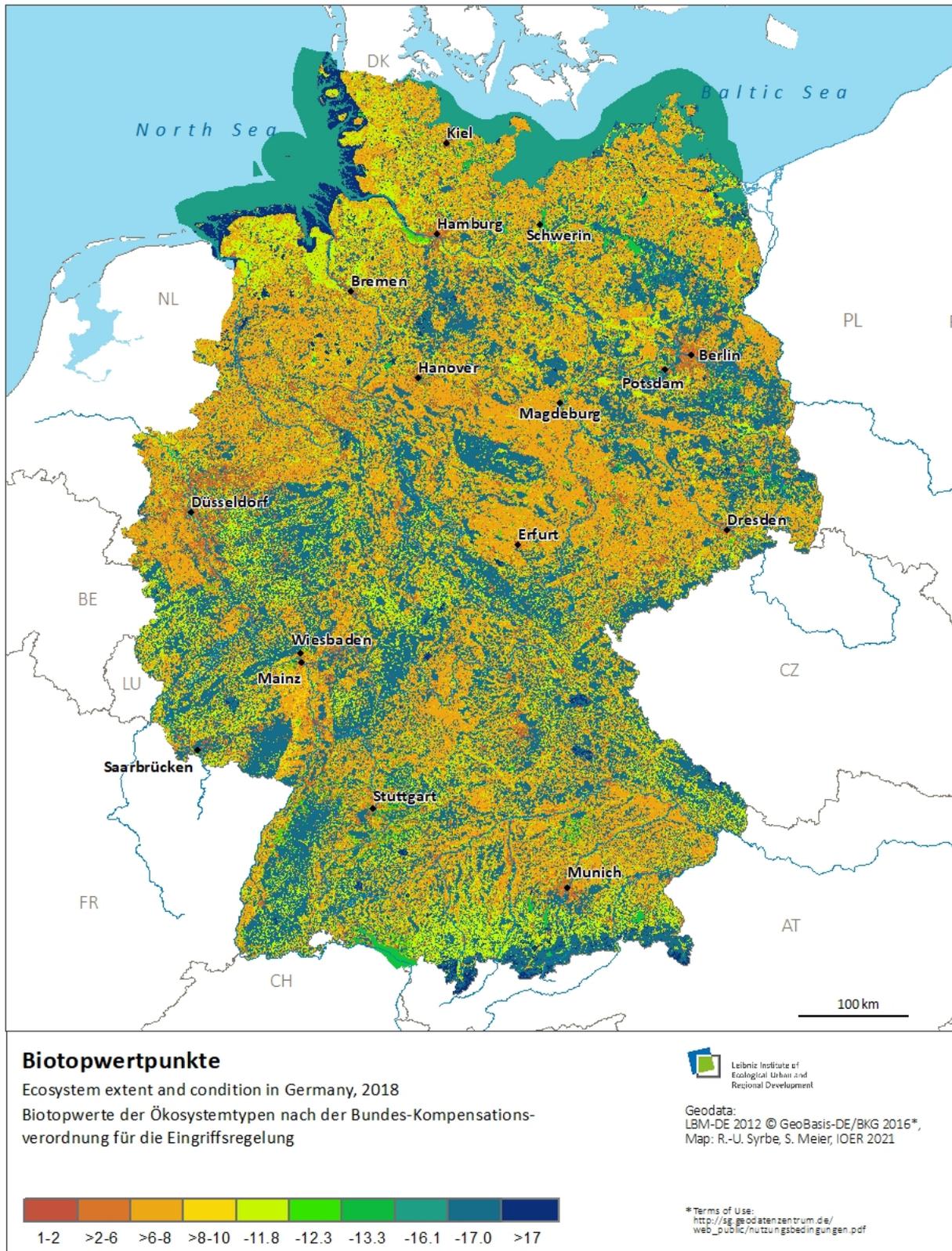


Abb. 3.7.6.3: Biotopwert nach der Punkteskala der Bundes-Kompensationsverordnung zur Eingriffsregelung (Karte: IÖR)

Ausblick auf Erweiterungs- / Anpassungsmöglichkeiten:

Ökonomischer Wert der Leistungen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt

Ein weiterer Indikator für die ökonomischen Werte dieser Ökosystemleistung für die Umweltgesamtrechnung geht auf Marktpreise zurück. Sie könnten bei den Flächenagenturen ermittelt werden, die für Dritte Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen durchführen (vgl. BFAD 2016). Hierzu wird der monetäre Wert der Leistung für die Erhaltung der biologischen Vielfalt auf der Grundlage von Biotopentwicklungskosten berechnet; und zwar in Form eines durchschnittlichen Kostensatzes für die "Produktion" eines einzelnen Biotopwertpunktes.

Durchschnittliche Kosten pro Biotoppunkt wurden auf der Grundlage der Maßnahmen geschätzt, die in den kommenden Jahren erforderlich sind, um die Verpflichtungen der EU-Habitatrichtlinien zu erfüllen (LANA 2016). Die angewandte Berechnung kombiniert Bilanzierungsmethoden zur Schätzung von Werten für Immobilien auf der Grundlage von Baukosten (ImmoWertV 2019, Art. 22) mit Elementen aus der Habitat-Äquivalenzanalyse (NOAA 2020), die zur Ermittlung von Entschädigungen für ökologische Schäden herangezogen wird. Die Methode berücksichtigt die Zeit, die jedes Ökosystem benötigt, um den Zielzustand zu erreichen (Schweppe-Kraft 2009). Es wurde ein Diskontsatz von 3% angewandt.

Im Jahre 2018 betrug der mit dieser Methode errechnete Wert des Bestands an biologischer Vielfalt 1.713 Milliarden Euro. Das ist mehr als der Wert des deutschen Produktivkapitals (ohne Gebäude), der auf 1.395 Milliarden Euro geschätzt wird (Destatis 2020c). Der Wert der jährlichen Leistung, berechnet als unendliche Annuität des Bestandswertes mit dem oben genannten Zinssatz von 3%, beträgt 1.242 € pro Haushalt. Auf den Hektar umgerechnet ergibt sich eine mittlere Leistung im Wert von 1.347 € pro Jahr. Die Durchschnittswerte für die Hauptökosystemtypen liegen zwischen 2.135 € pro Jahr für naturnahe Offenlandökosysteme und bezogen auf die Hauptökosysteme.

Literatur

- BFAD - Bundesverband der Flächenagenturen in Deutschland e.V. (2016): Zehn starke Jahre. Bundesverband der Flächenagenturen
<https://www.verband-flaechenagenturen.de> (Zugriff 01.07.2020)
- BfN - Bundesamt für Naturschutz (2020a): Nationaler Bericht 2019 gemäß FFH-Richtlinie. Bundesamt für Naturschutz,
<https://www.bfn.de/themen/natura-2000/berichte-monitoring/nationaler-ffh-bericht.html> (Zugriff 24.03.2020).
- BfN - Bundesamt für Naturschutz (2020b): High Nature Value Farmland-Indikator - Ein Indikator für Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland.
<https://www.bfn.de/themen/monitoring/monitoring-von-landwirtschaftsflaechen-mit-hohem-naturwert.html> (Zugriff 24.03.2020).
- BKG – Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2019): Dokumentation. Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland. LBM-DE2018. Stand 15.02.20219, Frankfurt (Main) 61 S.
- BMVBS– Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (2006): Leitbilder und Handlungsstrategie für die Raumentwicklung in Deutschland. Verabschiedet von der Ministerkonferenz für Raumordnung am 30.06.2006.
- Destatis - Statistisches Bundesamt (2020a): Genesis-Online Datenbank: 33111 Flächenerhebung nach Art der tatsächlichen Nutzung.
<https://www-genesis.destatis.de/genesis/online?operation=themes&levelindex=0&levelid=1585082414828&code=33#abreadcrumb> (Zugriff 30.06.2020).

- Destatis - Statistisches Bundesamt (2020b): Genesis-Online Datenbank: 41271 Bodennutzungshaupterhebung.
<https://www-genesis.destatis.de/genesis/online?operation=themes&levelindex=0&levelid=1585083058992&code=41#abreadcrumb> (Zugriff 30.06.2020).
- Destatis / Statistisches Bundesamt (2020c): Genesis-Online Datenbank: 81000-0117: VGR des Bundes – Nettoanlagevermögen.
<https://www-genesis.destatis.de/genesis//online?operation=table&code=81000-0117&levelindex=1&levelid=1585080236586> (Zugriff 01.07.2020).
- ImmoWertV (2019): Immobilienwertermittlungsverordnung vom 19. Mai 2010 (BGBl. I S. 639), geändert durch Artikel 16 des Gesetzes vom 26. November 2019 (BGBl. I S. 1794).
<https://www.gesetze-im-internet.de/immowertv/> (Zugriff 01.07.2020).
- IÖR (Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung, Hrsg., 2020): Monitor der Siedlungs und Freiraumentwicklung. Indikatorkennblätter: Anteil Gebiete „Natur- und Artenschutz“ an Gebietsfläche.
www.ioer-monitor.de [02.04.2020].
- Jedicke, E. (2003): Biotope und ihre Gefährdung. In: Leibniz-Institut für Länderkunde, Hrsg., Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland, Bd. 3: Klima, Pflanzen- und Tierwelt, Spektrum, Heidelberg/Berlin, 98-101.
- LANA Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (2016): Wirksamkeit der derzeitigen EU-Naturschutzfinanzierung in Deutschland und Anforderungen für die nächste Förderperiode ab 2020. Positionspapier der LANA-Expertengruppe “EU-Naturschutzfinanzierung / GAP 2020: https://www.lpv.de/fileadmin/user_upload/Positionspapier_LANA_EU_Naturschutzfinanzierung__3_.pdf (Zugriff 01.07.2020)
- NOAA - US Department of Commerce & National Oceanic and Atmospheric Administration (2020): Damage Assessment Remediation and Restoration Program.
<https://darrp.noaa.gov/economics/habitat-equivalency-analysis> (Zugriff 21.02.2020).
- Schweppe-Kraft, B. (2009): Natural Capital in Germany – State and Valuation; with special reference to Biodiversity. In: Döring, R: Sustainability, natural capital and nature conservation. Marburg (Metropolis).
- Schweppe-Kraft, B., Ralf-Uwe Syrbe, Sophie Meier, Karsten Grunewald (2020): Datengrundlagen für einen Biodiversitätsflächenindikator auf Bundesebene. IÖR Schriften 78, 191 – 202.
- Thünen / Johann Heinrich von Thünen-Institut (2020a): Dritte Bundeswaldinventur 2012.
<https://bwi.info/?lang=de> (Zugriff 30.06.2020).
- UBA - Umweltbundesamt (2020): Ökologischer Zustand der Fließgewässer.
<https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/oekologischer-zustand-der-fließgewaesser#okologischer-zustand-der-flusse-und-bache> (Zugriff 30.06.2020).

4. Ökosystemleistungen (ÖSL)

4.1 Indikator „Ackerbauliches Ertragspotenzial“ zur Bewertung der ÖSL „Versorgung mit Feldfrüchten“

Sophie Meier, Ralf-Uwe Syrbe, Volkmar Hartje

Beschreibung der ÖSL

Agrarland stellt eines der wichtigen Hauptökosystemtypen dar, dessen globale Bedeutung aus seiner Versorgungsökosystemleistung resultiert. Gemäß der CICES 5.1 Klassifikation (EEA 2020) erbringen landwirtschaftliche Böden vorrangig die Versorgungs-Ökosystemleistung „Anbau von Nahrungsmitteln“. Die Erhaltung ökologisch funktionaler, d.h. unversiegelter und un bebauter Böden mit hohem ackerbaulichen Ertragspotential, ist die Voraussetzung für eine dauerhafte Versorgung mit Feldfrüchten im Sinne der Ernährungssicherheit, aber auch zur Produktion biogener Rohstoffe und Energie. Eine physische und monetäre Bewertung der Leistungsfähigkeit der Böden, ungeachtet menschlichen Zutuns, um die Leistung der Böden zu verbessern (z.B. Dünger, Pflanzenschutzmitteleinsatz), könnte Entscheidungsträgern bewusster machen, wie wichtig der Erhalt ackerbaulich geeigneter Flächen ist, speziell der von Natur aus sehr ertragreichen Böden. Vor allem die Umwandlung von Agrarfläche in Gebäude- und Verkehrsfläche zerstört die natürliche Fruchtbarkeit des Bodens für künftige agrarische oder forstliche Nutzung (UBA 2019). Die ÖSL Bioenergie wird als separate ÖSL bearbeitet.

Zusätzlich wird das Agrarpotenzial auch in einem Conference Proceeding thematisiert (Grunewald et al. 2021).

Trade-offs mit anderen ÖSL

Trotz des agrotechnischen Fortschritts besteht eine deutliche Abhängigkeit der Erträge vom natürlichen Standortpotenzial. Ein Ausgleich natürlicher Unterschiede mit modernem Agromanagement ist nicht nur mit höheren Kosten verbunden, sondern kann auch negative Auswirkungen auf andere Ökosysteme (z. B. Gewässer) oder Arten zur Folge haben, sodass eine bevorzugte Erhaltung und schonende Nutzung ackerbaulich wertvoller Böden die Wettbewerbsfähigkeit und die Biodiversität begünstigt.

- V: Grünlandaufwuchs
- V: Bioenergie
- R: Kohlenstoffbindung, Klimaschutz
- R: Grundwasserschutz
- R: Regulierung der Bodenerosion
- R: Potential für bestäubende Insekten
- K: Erholung im ländlichen Raum
- K: Landschaftsqualität, Ästhetik
- R/K: Biodiversität

Ein typisches „trade-off“ besteht zwischen Acker- und Grünlandnutzung. Auf Ackerflächen kann Grünfutter angebaut werden und technisch gesehen lässt sich Grünland auch zu Acker umbrechen. Einem Gewinn an Ackerboden würde dann aber dem gleichhohen Verlust an Grünland gegenüber stehen und umgekehrt. Obwohl die Bodenstruktur dabei im Wesentlichen erhalten bleibt, können Auswirkungen auf Biodiversität, andere Schutzgüter und auf einzelne Bodeneigenschaften erheblich sein. Somit ist eine rechnerische Zunahme dieser ÖSL ggf. vor

dem Hintergrund der ÖSL „Gründlandaufwuchs“ (und evtl. auch anderer o. g. ÖSL zu interpretieren).

Bioenergie kann auf Acker- und Grünlandflächen gewonnen werden und stellt somit ein wirtschaftliches Substitut für die Nahrungsproduktion dar. Das Offenlegen der Trade-offs ist jedoch gerade im Agrarbereich eine Grundlage für die Optimierung von Förderinstrumenten. Dies betrifft die Förderung der Landwirtschaft durch die Gemeinsame Agrarpolitik der EU wie des Anbaus von Biomasse für energetische Zwecke.

Parameter/Faktoren, die die ÖSL bestimmen

Wertbestimmend ist der Umfang ackerbaulich nutzbarer Fläche mit

- natürlich gewachsenem fruchtbarem Boden
- ausgewogener mineralischer Substratzusammensetzung (Bodenart) und günstigem Bodengefüge
(auch organische Böden können fruchtbar sein, sollten aber aus Gründen des Natur- und Klimaschutzes nicht landwirtschaftlich genutzt werden)
- hohem Humusgehalt in guter Humusform und hoher biologischer Aktivität
- ausreichender Wasserversorgung, ohne Vernässung und Überflutungsgefahr
- hoher Austauschkapazität für Nährstoffbindung und Schadstoffabbau
- mittlerem pH-Wert und hohem Puffervermögen
- großer Durchwurzelungstiefe und geringer Bodenverdichtung
- geringem Steingehalt und geringer Hangneigung

in günstiger klimatischer Lage (Wärme, Sonneneinstrahlung), soweit sie unbelastet ist von Schadstoffen, Radioaktivität, Versiegelung oder Störung des Bodengefüges.

Bestand/Fluss

Die Ausdehnung der Siedlungs- und Verkehrsflächen findet in Deutschland vor allem auf Kosten landwirtschaftlich genutzter Ökosysteme statt. Die Landwirtschaftsfläche ist zwischen den Jahren 1990 bis 2010 hat jährlich um über 32 000 Hektar abgenommen. Die betroffenen Flächen gehen der Nahrungsproduktion verloren, was indirekte Effekte nach sich ziehen kann wie eine Intensivierung der Produktion auf anderen Flächen (auch im Ausland – dort evtl. verbunden mit der Vernichtung von Wäldern). Die Verluste an Landwirtschaftsfläche stellen sich im Saldo als Rückgang der Grünlandflächen dar (vgl. Tietz et al., 2012, S. 17), verharmlost aber somit ggf. den Verlust von Funktionen und Leistungen anderer Ökosysteme.

Abbildung 3.4.3.1 (unter Kapitel 3.4.3) illustriert, dass die agrarische Nutzung sich nur in Teilen mit der Bodenqualität deckt (siehe Abbildung 4.1.4, in diesem Kapitel) Auswertungen in Schleswig-Holstein zeigen, dass dort in relativ unfruchtbaren Regionen (Geest), welche traditionellerweise zur Weide von Tieren genutzt wurden, inzwischen intensiver Maisanbau betrieben wird, um Tierfutter zu gewinnen. Dies führt zu hohem Düngereinsatz, was durch das geringe Nitratrückhaltevermögen der dortigen Böden zu einer hohen Nitratauswaschung führt (Zelený et al. 2020). Das Beispiel zeigt, wie der technische Fortschritt zu einer Abkopplung der natürlichen Leistung der Böden von der auf ihnen produzierten Menge an Ackerkulturen führen kann (Flow), wobei die Leistungsfähigkeit der Böden durch Überdüngung auf die Dauer zusätzlich gemindert werden kann (Ge et al. 2017). Auf die Fruchtbarkeit der Böden wird in Kapitel 4.2 eingegangen. Zusätzlich wird in Kapitel 3.7.4.1 der Kohlenstoffgehalt thematisiert.

H Hauptindikator „Verlust des ackerbaulichen Ertragspotenzials in Pachtpreisen (€)“

Physischer Bewertungsansatz

In Deutschland gibt es verschiedene Ansätze, um die Bodenqualität zu bewerten. Der erste wurde in den 30er Jahren des letzten Jahrhunderts entwickelt und ist als Reichsbodenschätzung bekannt (Bayr LA Steuern 2019), im Folgenden „Soil Quality Index“ (SQI) genannt. Ein weiteres Bodenschätzsystem ist das Müncheberger „Soil Quality Rating“ (SQR), welches vom Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) entwickelt und von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) zur Bewertung der Boden-Übersichtskarte 1:1 Mio. angewendet wurde. Es dient der Einschätzung des Potenzials und der Risiken von landwirtschaftlichen Böden und wird als Grundlage zum Ressourcenmanagement eingesetzt (Mueller et al. 2007, BGR 2013a). Beide Schätzverfahren beruhen auf einem Punktesystem, das die verschiedenen Parameter der Bodenqualität sowie klimatische und hydrologische Parameter berücksichtigt. Mithilfe dieser Punkte werden die besten Böden mit einem Wert von 100 festgelegt und die verbleibenden Böden relativ mit Werten zwischen 0 und 100 eingeschätzt.

Beide Ansätze generieren ähnliche Resultate, aber der SQR des ZALF berücksichtigt die Risikofaktoren, wie Erosion und Trockenheit besser. Abbildung 4.1.1 illustriert das SQR-Verfahren des ZALF und zeigt die berücksichtigten Parameter. Das SQR Verfahren des ZALF ist mit den Flächenerträgen ausgewählter Standorte kalibriert worden, aber eine physische, aktuelle Ertragsfunktion gehört nicht zum Verfahren (Mueller et al. 2007).

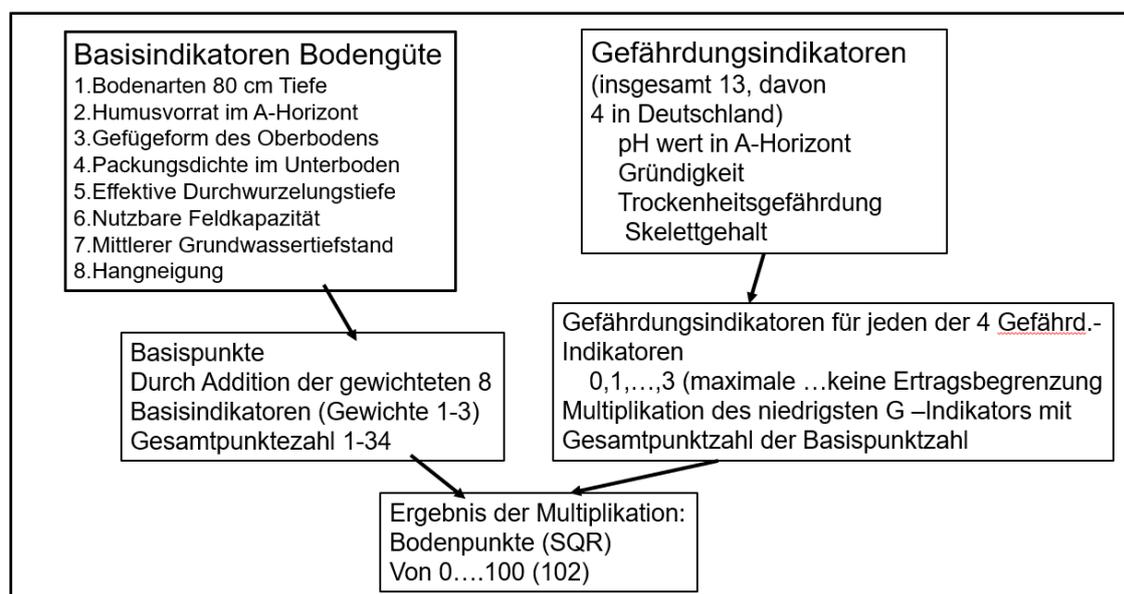


Abb. 4.1.1: Schema des Müncheberg Verfahrens zur Abschätzung der Bodenqualität, Quelle: Mueller et al. 2007 (S. 6).

Nicht berücksichtigt werden wirtschaftliche Faktoren wie Größe und Zuschnitt der Flächen, Lage zum Verbraucher oder Verkehrsgünst. Die (im Laufe der Zeit veränderlichen) technischen, genetischen und agrochemischen Mittel zur Ertragssteigerung tragen nicht zur Differenzierung der ÖSL bei. Die anderen Charakteristika des Status des Ökosystemtyps Agrarland, wie die Vegetation, die Biodiversität und der Kohlenstoffspeicher, werden als Komponenten des Zustandkontos (ecosystem condition account) durch diesen Indikator nicht erfasst, stattdessen erfasst er neben den Bodengüte-bezogene Parametern auch klimatische

Parameter und solche, die die Bodenwasserbilanz abbilden. Die Exposition oder Vermeidung der Bodenerosion wird durch eine andere ÖSL erfasst.

Der physische Verlust des Agrarpotenzials wird dargestellt als das Produkt der Agrarfläche mit ihrem jeweiligen SQR-Wert (im Folgenden „bewertete Agrarfläche“ genannt. Zwar ist dieser Parameter eventuell von geringerer politischer Relevanz, da er eine abstrakte Größe darstellt, ganz im Gegensatz eines „wirtschaftliche Verlusts“ der in Geldwerten ausgedrückt werden kann. Jedoch ist dieser Wert stärker an die verlorene Bodengüte gekoppelt, da ökonomische Parameter nicht nur von der Bodenqualität abhängen, wie im nächsten Abschnitt dargestellt wird.

Ökonomischer Bewertungsansatz auf Basis der Pachtpreise

Die ökonomische Bewertung der Ökosystemleistung „Ökologischer Beitrag zur Erzeugung von Biomasse auf Agrarland“ erfolgt hier über Pachtpreise von landwirtschaftlichen Flächen. Die Alternative, Schätzung der ökonomischen Rente des Bodens, wurde hier nicht vertieft. Die Gründe hierfür sind, dass die ökonomische Rente sich stark zyklisch verhält, evtl. negativ wird und dass die Schätzung der anderen Kapitalpreise auch als Residuum erfolgt. Die Pachtpreise für landwirtschaftliche Flächen spielen eine wichtige Rolle in Deutschland und sie stehen auf nationaler Ebene als Daten zur Verfügung. Die Pachtpreise reflektieren in erster Linie die Produktivität der betroffenen Böden, aber es gibt noch eine Reihe von anderen Faktoren, die sie beeinflussen. Da bei den Kaufpreisen zwar erwartet wird, dass sie den Gegenwartswert der Nettoerlöse, der Pachten, entsprechen, werden sie dennoch vom Erwartungswert von Landnutzungsänderungen, dem Zinssatz und den relativen Risiken bei Vermögensanlagen beeinflusst. Deshalb ist das Preis-Pacht-Verhältnis häufig nicht stabil (Plogmann et al. 2020).

In Deutschland ist der landwirtschaftliche Bodenmarkt institutionell zweigeteilt, da einmal die Reprivatisierung der landwirtschaftlichen Flächen in den neuen Bundesländern zwar auf vielfältige Weise stattgefunden hat und somit auch Bodenmärkte existieren, jedoch der größte Teil der Privatisierung über Pachtverträge stattgefunden hat. Ein Teil der Anbieter waren wieder eingesetzte Alteigentümer, aber zu einem großen Teil die Bodenverwertungs- und –verwaltungs-GmbH (BVVG) als Nachfolgeorganisation der Treuhandanstalt, deren Preise zuerst proportional zur Bodenqualität von der BVVG festgelegt wurden und erst später über Auktionsverfahren ermittelt wurden (Koester, Brooks 1997, Hüttel et al. 2013). In den alten Bundesländern hat sich der Pachtmarkt als Teil des Umstrukturierungsprozesses der Landwirtschaft nach dem zweiten Weltkrieg entwickelt. In der Folge ist der Anteil der verpachteten Flächen von 12 % 1949 auf 57 % im Jahr 2007 gestiegen, während der Anteil in den neuen Bundesländern über 80 % liegt (Habermann, Ernst 2010). Weiterhin variiert die Intensität der Landwirtschaft regional sehr stark, so dass es zusätzlich zum Unterschied zwischen Ost- und Westdeutschland eine erhebliche räumliche Variation auf der Ebene der Landkreise gibt (Abbildung 4.1.2).

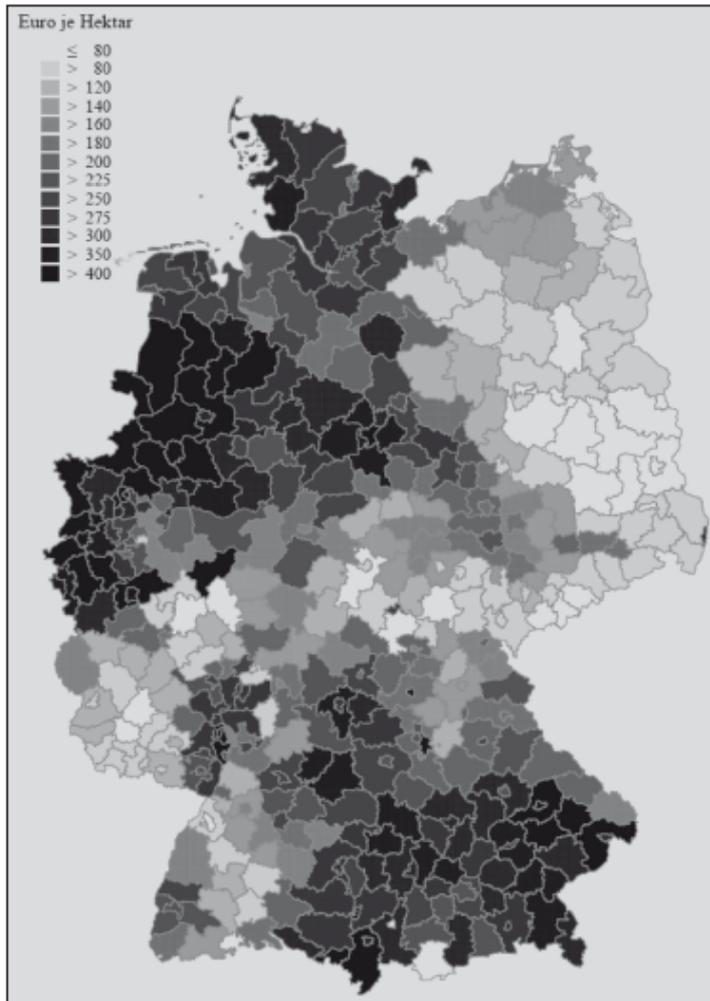


Abb. 4.1.2: Pachtpreise für Ackerland 2007 (€/ha), Quelle: Habermann, Ernst 2010

Landwirtschaftliche Flächen erhalten einen großen Teil ihres Wertes aufgrund der Produktivität zur Erzeugung von Nahrungsmitteln bzw. von Biomasse, aber auch als Standort von baulichen Aktivitäten, als Bauland. Die Pachtpreise in Deutschland werden, wie in den anderen EU-Ländern, aber nicht nur durch die Ertragsfähigkeit des Bodens bestimmt, sondern auf der Nachfrageseite auch durch die Preiselastizität der nachgefragten Produkte und weitere Faktoren wie staatliche Subventionen, wie die Direktzahlungen der EU, die Förderung der energetischen Nutzungen von Biomasse und auf der Angebotsseite den verfügbaren Flächen.

Für eine Analyse der relativen Bedeutung der Bodenqualität für den Pachtpreis in Deutschland eignen sich drei Arbeiten für eine Analyse dieses Zusammenhanges (Garvert 2017; Habermann, Ernst 2010; Grau et al. 2019). Obwohl die Schätzungen von Garvert (2017) auf Daten aus den Jahren 2008-2010 beruhen, sind diese Schätzungen die besten verfügbaren Zahlen. Die neueren Schätzungen von Grau et al. (2019) decken nur Westdeutschland ab, sie beruhen auf Landkreisdaten von 2011. Hierbei wird nicht zwischen Ackerland, Weideland und anderen Landwirtschaftlichen Flächennutzungen wie beim Statistischen Bundesamt unterschieden, sondern alle Flächen zu Agrarland zusammengefasst (Destatis 2017). Setzt man die durchschnittlichen Pachtpreise in Relation zum Anteil der verwendeten Ertragsparameter, dann machen diese Parameter aufgrund der verfügbaren Analysen zwischen 46% und 72% der Pachtpreise aus. Garvert (2017) bezog sich bei seiner Analyse zum Einfluss von Bodenqualität auf Pachtpreise nicht auf den Index des SQR, sondern auf den SQI, der für steuerliche Zwecke

entwickelt wurde (Bayr LA Steuern 2019). Aus diesem Grund mussten die Werte des SQR in Deutschland in die Werte der SQI umgerechnet werden (siehe auch Kapitel „Berechnungs- und Analyseschritte“).

Die ökonomische Thematik wird vertieft behandelt im Endbericht zum Forschungsprojekt „Integration von Ökosystemen und Ökosystemleistungen in die Umweltökonomische Gesamtrechnung: Theoretische Rahmenbedingungen und methodische Grundlagen“ (gefördert vom Bundesamt für Naturschutz, FKZ 3517 80 0600) gefördert).

Nebenindikator N1: Verlust an agrarisch nutzbarem Flächenpotenzial (SQR*ha/Jahr)

Der jährliche Flächenverlust, multipliziert mit dem SQR-Bodenwert ist der physische Indikator dieser ÖSL. Auch wenn diese Zwischengröße (die für die Ermittlung des Hauptindikators H dann in die jeweiligen hypothetisch entgangenen Pachtpreise umgerechnet wird) nicht in Geldwerten angegeben wird, gibt sie eine relativ exakte physische Größenordnung für den Flächenverlust und die dabei entgangene Bodenqualität in der Landwirtschaft an. Dabei fallen die rein marktwirtschaftlich bedingten Differenzen zwischen Ost und West und bestimmte Nebeneffekte weg, die außerdem die Pachtwerte beeinflussen.

Verweis auf Nebenindikator N3 „Anteil des ökologischen Landbaus am Ackerland“ (der ÖSL Regulierung der Bodenerosion durch Wasser oder Wind) (in %)

Der Nebenindikator N3 für die Einschätzung der Erosionswirkung gibt den Anteil des ökologischen Landbaues am Ackerland an und ermöglicht damit eine Untersetzung des o. g. Hauptindikators. Im ökologischen Ackerbau sind dichtere Fruchtfolgen, ein größerer Beikrautanteil und die Erhaltung naturnaher Biotope wichtige Eigenschaften. Der Anteil des ökologischen Landbaues am Ackerland wird aus Daten des Statistischen Bundesamtes für die einzelnen Bundesländer jährlich berechnet und angegeben.

Berechnungs- und Analyseschritte

Indikator H und N1

Grundlage für die Bewertung der Bodenqualität sind Daten des Soil-Quality-Ratings (SQR) von Mueller et al. (2007), welches die Nutzbarkeit des Bodens für ackerbauliche Maßnahmen und Grünlandnutzung beschreibt. Das Verfahren wurde auf der Basis der Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland (1:1.000.000) speziell für Ackerflächen angewandt und bezieht Information zu Klima, Relief und Landnutzung mit ein. Daraus entstand ein Rasterdatensatz mit 250 m Auflösung, der die SQR-Werte der Ackerflächen in Deutschland für den Zeitschnitt 2013 ausweist. Die SQR-Werte werden auf einer Skala von 1-100 differenziert (Abbildung 4.1.1).

Als Informationsquelle für die Landwirtschaftsflächen wurde der Landbedeckungsmodell-Datensatz (LBM-DE) herangezogen welches neben Acker- auch die Grünlandflächen enthält. Die Mindestkartiereinheit des LBM-DE liegt bei 1 ha (BKG 2019). Es wird nach einer erstmaligen Ausgabe für 2009 alle drei Jahre fortgeschrieben, sodass ermittelt werden kann, wie sich die agrarische Flächenkulisse über die Zeit verändert. Es bietet sich an, den Datensatz 2009 nicht in die Analyse einzubeziehen, da dieser noch keine Trennung von Landnutzung und -bedeckung beinhaltet (Hovenbitzer et al. 2015). Eine Übersicht zu den verwendeten Datenquellen findet sich auch in Tabelle 4.1.1.

Tab. 4.1.1: Übersicht der verwendeten Datensätze und Datenquellen

Eingangsdaten	Ursprünglicher Datensatz → Rasterung
Landbedeckungsmodell LBM-DE: Zeitschnitt 2012: <u>Anbauflächen</u> (CLC-Klasse: 211 nicht bewässertes Ackerland, 221 Weinbauflächen, 222 Obst- und Beerenobstbestände) und <u>Grünland</u> (CLC-Klasse: 231 Wiesen und Weiden) (BKG 2016) Zeitschnitt 2018: <u>Gebäude- und Verkehrsflächen</u> (CLC-Klasse: 111 Durchgängig städtische Prägung, 112 Nicht durchgängig städtisch geprägt, 121 Industrie und Gewerbeflächen, 122 Straßen und Eisenbahnnetze, 123 Hafengebiete, 124 Flughafen, 133 Baustellen) (BKG 2019)	Vektordatensatz → Raster (5 x 5 m)
Raster mit den Werten des Soil Quality Ratings (Stand: 2013, BGR 2013a)	Raster (250 x 250 m) → Raster (5 x 5 m)
Gemeindelayer (Verwaltungsgebiete 1:25.000 (VG 25), Stand 2016, BKG 2017)	Vektordatensatz → Raster (5 x 5 m)
INSPIRE-Grid (eigene Berechnung)	Raster (5 x 5 m)

Auf Basis LBM-DE Zeitschnitts 2012 wird dargestellt, wie der Verlust des Bodenpotenzials (durch Umwandlung von Agrarflächen in Gebäude- und Verkehrsfläche), als Verlust von Pachterträgen wertmäßig erfasst wurde. Die ökonomische Berechnung beruhte auf der Ermittlung der durch den Flächenverlust entgangenen möglichen Pachterträge für Deutschland nach Garvert (2017). Die räumliche Projektion, auf welche die Daten bezogen wurden, war die „Lambert Azimuthal Equal Area-Projection (LAEA)“, die sich für die Berechnung von Flächenstatistiken eignet und von der EU-INSPIRE-Richtlinie gefordert wird. Alle Datensätze wurden an einem EU-weit einheitlichen Bezugssystem ausgerichtet (INSPIRE-Grid) (EU-Kommission 2014), um eine Kompatibilität mit anderen INSPIRE-konformen Daten herzustellen.

Im Folgenden werden die Berechnungsschritte im geographischen Informationssystem dargestellt (GIS-Software: ArcGISpro 2.7.1, Entwicklungsumgebung: IDLE 3.7.9).

Berechnungsschritte

Ein Teil der hier dargestellten Auswertung fand auch Eingang in das Kapitel 3.4.2 (Verlust an agrarisch nutzbarer Fläche).

- A) Extraktion der Agrarflächen: Die Agrarflächen-Ökosystemtypen (Anbauflächen- und Grünlandflächen) wurden aus dem Landbedeckungsmodell Deutschland (LBM-DE) selektiert (siehe Tabelle 4.1.1).
- B) Rasterung der Datensätze: Da der SQR-Datensatz im Rasterformat vorlag, wurden die Vektordatensätze (LBM-DE, Gemeindegrenzen) in Rasterdatensätze umgewandelt. Für eine möglichst feinskalierte Berechnung wurde eine Rasterzellgröße von 5 x 5 m gewählt und die Vektordatensätze der Agrar- (LBM-DE) und Gemeindeflächen entsprechend gerastert. Für eine bessere Kompatibilität zu den zuvor genannten Datensätzen wurde das 250 x 250 m SQR-Raster in ein 5 x 5 m Raster umgewandelt (Tabelle 4.1.1). Die Genauigkeit des Datensatzes von 250 m blieb dadurch aber unverändert.
- C) Zuweisung der SQR-Werte an die Anbauflächen: Die räumliche Abdeckung des SQR-Rasters bezieht sich auf Ackerflächen aus der nutzungsdifferenzierten

Bodenübersichtskarte, BÜK 1000N, welche wiederum auf den Ackerflächen des CORINE Land Cover Datensatzes des Zeitschnitts 1990 beruht (BGR 2013c). Daher war die Existenz, Lage und Ausdehnung der Anbauflächen des SQR-Rasters nicht in jedem Fall identisch mit den Anbauflächen im LBM-DE. Stellenweise lagen für Letztere teilweise keine Werte im SQR-Datensatz vor. Diesen Anbauflächen wurde stattdessen der durchschnittliche SQR-Wert aller Anbauflächen innerhalb ihrer Gemeinde zugewiesen. Wenn eine Rasterzelle in einem der beiden Datensätze, LBM-DE oder SQR, keinen Wert aufwies (NoData), lag im Ergebnisraster an dieser Stelle auch kein Wert vor (Abbildung 4.1.3).

- D) Grünlandflächen waren bei der Erstellung des SQR-Datensatzes nicht berücksichtigt worden (BGR 2013b). Daher wurde an den Stellen, wo für Grünlandflächen keine SQR-Werte vorlagen, die Zuweisung eines geschätzten Grünland-SQR-Wertes vorgenommen (Formel 1, Abbildung 4.1.3). Diese Schätzung erfolgte durch Regression (siehe Formel 1) aus dem Verhältnis der mittleren Acker- und Grünlandzahl (Reichsbodenschätzung, wie bereits erläutert in Kapitel „Hauptindikator“) aus Landkreisdaten von Bayern (STMUV 2014) und Thüringen (TLUBN 2011), sowie die Daten der landwirtschaftlichen Vergleichsgebiete Sachsens (SLL 1999). Diese Werte können als weitestgehend repräsentativ für Deutschland angesehen werden.

Formel 1
$$GZ = 0,43 * AZ + 21,68$$

GZ: Grünlandzahl

AZ: Ackerzahl

Über die Regression (Formel 1) wurde für jede Gemeinde der mittlere SQR-Wert jeder Grünlandfläche geschätzt. Dazu wurde die Formel 1 leicht modifiziert und statt der Ackerzahl der mittlere SQR-Wert der Anbauflächen der Gemeinde verwendet (der in Schritt C ermittelt wurde). Für den Fall, dass Grünlandflächen eine Entsprechung im SQR-Raster fanden, wurde dieser SQR-Wert nicht modifiziert, sondern direkt zugewiesen.

Für Gemeinden mit nur wenigen landwirtschaftlichen Flächen (wie z.B. im Schwarzwald oder Thüringer Wald) konnte kein durchschnittlicher Gemeindewert berechnet werden, da hier keine oder zu wenige Daten im SQR-Raster vorlagen.

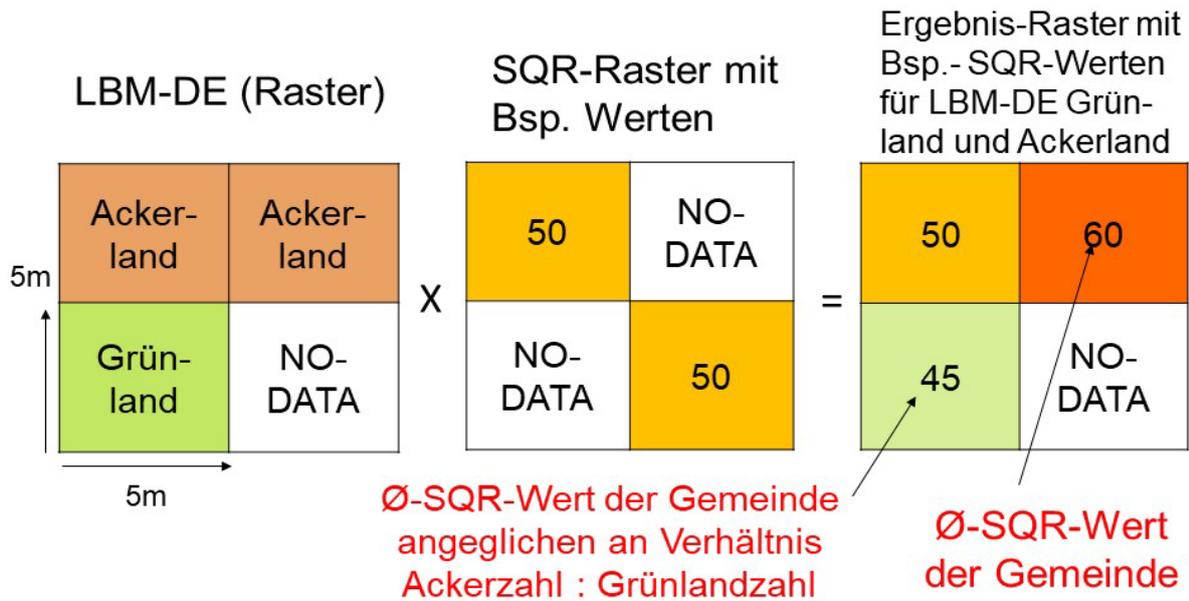


Abb. 4.1.3: Schematische Darstellung über die Zuweisung der Werte aus dem Soil-Quality-Rating-Raster an die Anbau- und Grünlandflächen des gerasterten LBM-DE-Datensatzes.

Die Änderung, oder genauer, der Verlust an agrarisch nutzbarem Bodenpotenzial, wurde zum einen in Form von physischem Verlust (als verloren gegangene „bewerteten Agrarflächen“ (BF)) quantifiziert, (Formel 2).

Zum anderen wurde der Verlust von möglichen Pächterträgen in € pro Jahr für Deutschland quantifiziert. Für die Abschätzung der dazu benötigten Pachtpreise wurde auf einen Ansatz von Garvert (2017) zurückgegriffen, der jeweils für die alten und die neuen Bundesländer einen Berechnungsfaktor x (Euro pro Ackerzahl und Hektar) der jährlichen Pachtpreise ermittelt hat (siehe auch Formel 4).

Zur Berechnung der Pächterträge wurden im Vorfeld zwei Rasterdatensätze (5 x 5 m) generiert. Das erste Raster beinhaltet die Ackerzahl (errechnet aus dem SQR-Wert) und das zweite den Faktor x. Die zusätzlich benötigte Flächengröße ist für jede 5 x 5 m große Rasterzelle 25 m².

- E) Identifikation der Agrarflächen, die aufgrund von Umwandlung in Gebäude- und Verkehrsflächen für ackerbauliche Zwecke nicht mehr zur Verfügung stehen: es wurden diejenigen Agrarflächen (Anbauflächen und Grünlandflächen) aus dem Zeitschnitt 2012 identifiziert, die mit Gebäude- und Verkehrsflächen aus dem Zeitschnitt 2018 deckungsgleich waren.
- F) Den als Verlustflächen identifizierten Agrarflächen (Schritt E) wurden die SQR-Werte aus dem Ergebnis-Rasterdatensatz von Schritt D zugewiesen.
- G) Zur Berechnung des physischen Verlusts an Bodenqualität durch die Versiegelung wurde jede Fläche mit ihrem SQR-Wert multipliziert (im Sinne einer „bewerteten Agrarfläche“) und alle Werte der einzelnen Flächen (i) summiert.

Formel 2
$$BF_{DE} = \sum_{i=1}^n (SQR_i * F_i)$$

BF_{DE}: Summe der verloren gegangenen physischen ÖSL „bewertete Agrarfläche“ [SQRha] durch Versiegelung für Gesamtdeutschland

SQR: Soil Quality Rating-Wert

F: Flächengröße [ha]

- H) Zur Berechnung des ökonomischen Verlusts wurden die SQR-Werte der Flächen aus Schritt F über die Formel 3 in Ackerzahlen umgerechnet. Formel 3 wurde aus der Regression von durchschnittlichen Ackerzahlen und durchschnittlichen SQR-Werten bayrischer und thüringischer Landkreise, und landwirtschaftlicher Vergleichsgebiete Sachsens (SLL 1999, STMUV 2014, TLUBN 2011) ermittelt (Formel 3).

Formel 3
$$AZ = \frac{SQR}{0,87} - 20,45$$
 AZ: Ackerzahl

- I) Erstellung eines Rasters mit Pachtpreisfaktor x (siehe Formel 2, 5 x 5 m) (VG25-Datensatz, BKG 2016b), Rasterzellen der Gemeinden der neuen Bundesländer erhielten den Wert 2,74, Rasterzellen der Gemeinden der alten Bundesländer den Wert 4,81 (nach Garvert 2017).
- J) Berechnung des Verlustes an Pächterträgen (€) pro Jahr (Formel 2) für jede Rasterzelle: Das Raster mit der Verlust-Ackerzahlen (Schritt F) wurde mit dem Raster des Pachtpreisfaktors x (Schritt H) und der Flächengröße jeder Rasterzelle in ha (25 m² = 0,0025 ha) verrechnet (Formeln 4).

Formeln 4
$$P_a = \sum_{i=1}^n (AZ_i * F_i * x_a)$$
$$P_b = \sum_{i=1}^n (AZ_i * F_i * x_b)$$
$$P_{DE} = P_a + P_b$$

P_a: Summe der Pächterträge in den neuen Bundesländern [Euro von 2012 bis 2018]

P_b: Summe der Pächterträge in den alten Bundesländern [Euro von 2012 bis 2018]

P_{DE}: Pächtertrag für Gesamtdeutschland [Euro von 2012 bis 2018]

AZ: Ackerzahl

F: Flächengröße [ha]

x_a: 2,74 Euro pro Ackerzahl und Flächengröße [ha], neue Bundesländer

x_b: 4,81 Euro pro Ackerzahl und Flächengröße [ha], alte Bundesländer

Ergebnisdarstellung und Interpretation der Indikatoren

Abbildung 4.1.4 zeigt die durchschnittlichen SQR-Werte der Gemeinden in Deutschland. Die Abdeckung der Agrarflächen beziehen sich auf den Zeitschnitt 2012. Hohe SQR- Werte weisen die Magdeburger Börde (ST), das Thüringer Becken (TH) und die Kölner Bucht (NRW) auf. Es ist deutlich erkennbar, dass sich die Mehrzahl der größeren Städte und heutigen Wachstumskerne in Gebieten mit besonders hohen Bodenqualitäten entwickelt haben. Daraus

resultiert die Hypothese, dass deren Ausbreitung relativ viele wertvolle Bodenfläche beansprucht. Dies hängt natürlich vielerorts von der genauen Flächenpolitik ab und sollte im Sinne dieses Indikators in Zukunft stärker berücksichtigt werden. Eine detailliertere Auswertung zur räumlichen Verteilung der Bodenqualität im SQR-Datensatz findet sich bei BGR (2014). Der bundesweite Durchschnittswert des SQR lag für den Zeitschnitt 2012 bei 57,9, also etwas niedriger als der Durchschnittswert des SQR-Ausgangsdatensatzes (61,6 s. BGR 2014), was vermutlich an der zusätzlichen Einbeziehung des weniger ertragreichen Grünlandes in unserem Ansatz liegt.

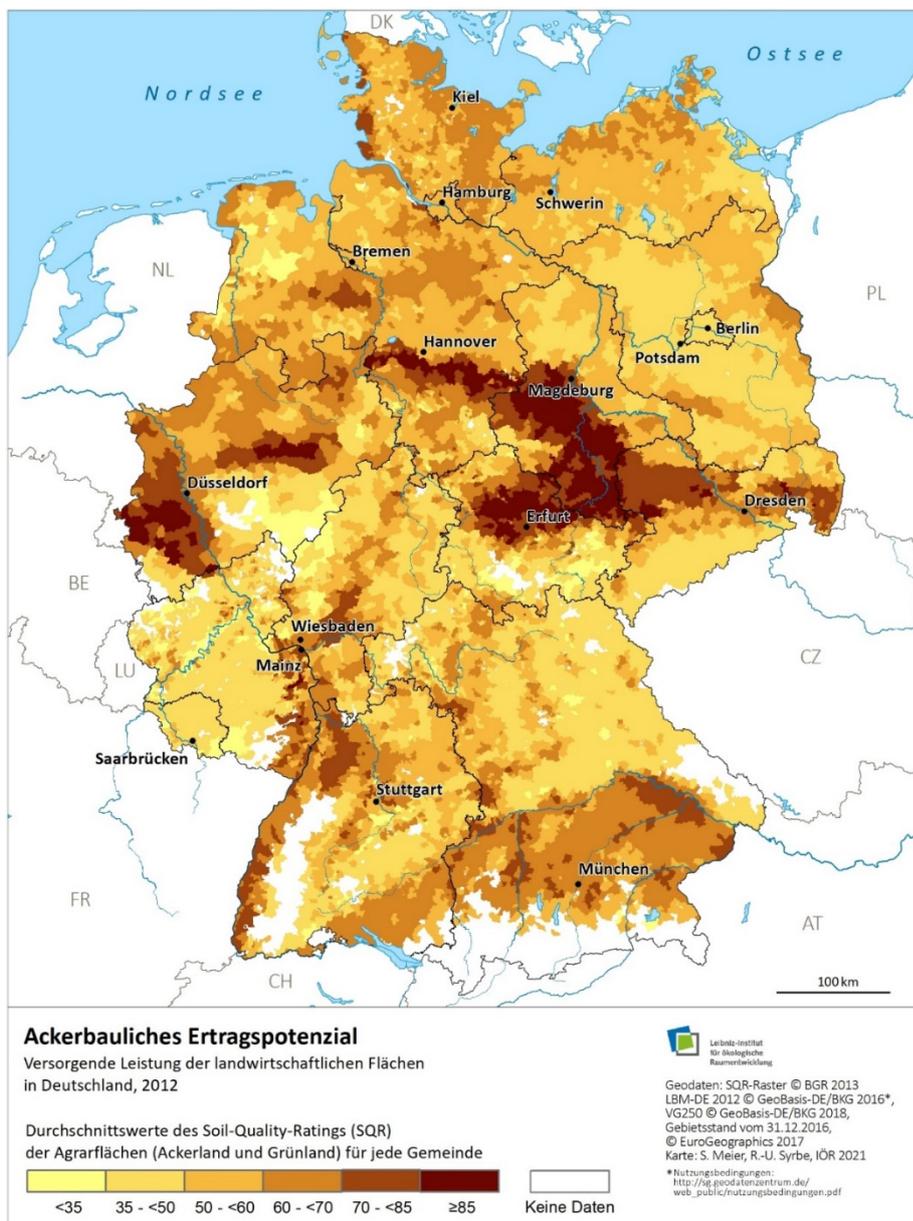


Abb. 4.1.4: Hauptindikator H und Nebenindikator N1 - Durchschnittliche Soil-Quality-Rating-Werte der Ackerland- und Grünlandflächen der Gemeinden in Deutschland für den Zeitschnitt 2012. Die verwendete Datengrundlage für die Berechnung war das Soil-Quality-Rating (SQR)-Raster (BGR 2013a), das Landbedeckungsmodell LBM-DE2012 (2016b), sowie die Gemeindegrenzen (VG 25) mit dem Stand 2015 (BKG 2016b). Die Klasseneinteilung der SQR-Werte wurde von BGR (2014) übernommen.

Der größte Anteil der Agrarfläche in Deutschland fällt in die Bewertungs-Kategorie „sehr gering“. Diese finden sich in den Mittelgebirgen mit flachgründigen Böden und hohem Korngrößenanteil, sowie in sandbodenreichen Lagen in den neuen Bundesländern (BGR 2014). Der

Tab. 4.1.2: Hauptindikator H und Nebenindikator N1 - Die Agrarfläche Deutschlands kategorisiert in sechs SQR-Bewertungsstufen nach BGR (2014). Die Daten beziehen sich auf den Zeitschnitt 2012.

zweitgrößte Anteil der Agrarflächen weist einen mittleren SQR-Wert auf (Tabelle 4.1.2).

SQR-Bewertungskategorie	Fläche (ha)	Anteil (%)	Beschreibung
< 35	947.708,9	5,2	extrem gering
35 - <50	5.729.945,8	31,2	sehr gering
50 - <60	3.852.300,2	21,0	gering
60 - <70	4.184.318,1	22,7	mittel
70 - <85	2.450.742,9	13,3	hoch
85	1.214.549,2	6,6	sehr hoch
	Summe: 18.379.565,1		

Zwischen 2012 und 2018, also innerhalb von sechs Jahren, wurden laut LBM-DE 62.458 ha landwirtschaftlicher Fläche in Gebäude- und Verkehrsflächen umgewandelt. Pro Jahr gingen somit 10.409 ha verloren, was einer täglichen Versiegelung von 28,5 ha Agrarfläche entspricht.

Um die Hypothese zu testen, dass diese Landnahme die Bodenressourcen für die Pflanzen- und Grünfütterproduktion überproportional reduzieren kann, wurde der durchschnittliche SQR-Wert der landwirtschaftlichen Flächen berechnet, die in Siedlungen und Verkehr umgewandelt wurden. Die durchschnittlichen SQR-Werte der verbrauchten Flächen lagen zwischen 2012 und 2018 bei 58,2. Dies entspricht im Wesentlichen dem durchschnittlichen SQR-Wert von 57,9 für alle Böden in Deutschland im Jahr 2012, was darauf hindeutet, dass die bebauten landwirtschaftlichen Flächen "nur" von etwas höherer Qualität waren (Tabelle 4.1.3).

Für den Hauptindikator (H) zum Verlust der Pächterträge im Jahr wurde folgende Resultate erzielt: Angenommen, alle Agrarflächen würden verpachtet, so ergäbe sich für Deutschland im Jahr 2012 eine Einnahme von 3.493.439.872 Euro. Durch die Umwandlung von Agrarfläche in Gebäude- und Verkehrsfläche im Zeitraum 2012-2018 gingen theoretisch Pächterträge von € 12.677.964 verloren, was € 2.112.994 pro Jahr entspricht (Tabelle 4.1.3).

Der Nebenindikator N1 beschreibt den physischen Verlust der Bodenqualität multipliziert mit der jeweiligen Fläche, unabhängig von den erzielten Pächterträgen. Der absolute SQR-Wertes*Hektar /Jahr liegt 2012 bei 1.064.686.088. Davon sind von 2012 bis 2018 jährlich 606.041 SQR-Werte*Hektar durch die Umwandlung von Agrarfläche in Gebäude- und Verkehrsfläche eingebüßt worden (Tabelle 4.1.3).

Tab. 4.1.3: Hauptindikator H: Physischer (bewertete Agrarflächen) und ökonomischer Verlust (Pachterträge) durch die Umwandlung von Agrarflächen in Siedlungs- und Verkehrsfläche von 2012 bis 2018. Die Agrarflächen wurden aus der Anzahl der Rasterzellen berechnet, die Größe der Rasterzellen liegt bei 5x5m, dies entspricht 25m² oder 0,0025 ha).

	Summe der bewerteten Agrarflächen von 2012 bis 2018 (SQRha)	Summe des Verlusts der bewerteten Agrarflächen (im Jahr in SQRha)	Summe des Verlusts an Pachterträgen (Euro von 2012 bis 2018)	Summe des Verlusts an Pachterträgen (Euro im Jahr)
Neue Bundesländer	809.220	134.870	1.777.801*	296.300,09
Alte Bundesländer	2.827.028	471.171	10.900.164	1.816.693,95
Deutschland insgesamt	3.636.248	606.041	12.677.964	2.112.994,04
	Anzahl Rasterzellen für Agrarflächen	Umgewandelte Agrarflächen (in ha von 2012 bis 2018)	Umgewandelte Agrarflächen (ha/Tag)	Durchschnittliche SQR-Werte der umgewandelten Fläche
Neue Bundesländer	5.557.387	13.893	6,34	58,24
Alte Bundesländer	19.425.878	48.565	22,18	58,21
Deutschland insgesamt	24.983.265	62.458	28,52	58,22

*Pachtertragsverlust in neuen BL auf Niveau der alten BL: 3.120.883,39 Euro von 2012 bis 2018

Bezug zu Nachhaltigkeits- und Biodiversitätsindikatoren

Der in der nationalen Biodiversitätsstrategie verankerte Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität auf dem Agrarland“ zeigt einen statistisch signifikanten Trend weg vom Zielwert (Abb. 4.6, BMU 2010). Als mögliche Ursachen hierfür werden vor allem der mit dem zunehmenden Flächennutzungsdruck verbundene Grünlandumbruch und die Einseitigkeit des Fruchtartenspektrums diskutiert (BMU 2010). Der Rat für nachhaltige Entwicklung weist darauf hin, dass, insbesondere vor dem Hintergrund der begrenzt zur Verfügung stehenden Anbaufläche ein weiterer Verlust der Biodiversität u. a. im Zusammenhang mit der zunehmenden Verengung von Fruchtfolgen mit den Nachhaltigkeitszielen der Bundesregierung nicht zu vereinbaren ist (RNE, 2008).

Die hohe Produktivität in der Landwirtschaft steht zunehmend im Konflikt mit verschiedenen umweltpolitischen Handlungsfeldern, z. B. dem Klimaschutz, dem Gewässerschutz und dem Schutz der Biodiversität. So ist ein Großteil der diffusen Stoffausträge vor allem der Landwirtschaft zuzuordnen. Der Stickstoffüberschuss in der Gesamtbilanz Deutschlands betrug in Jahr 2012 immer noch 98 kg Stickstoff pro Hektar, mit zum Teil erheblich höheren Überschüssen in den Intensivtierhaltungsregionen Nordwestdeutschlands (UBA 2015) und weicht deutlich von den Zielwerten zur Biodiversität (BMU 2007) ab. Durch die Flüchtigkeit einiger Agrochemikalien bestehen zudem Risiken für die Luftqualität und für die Emission weiterer Treibhausgase (N₂O₂, CO₂, CH₄).

Einschränkungen/Offene Fragen

Geodaten und geoanalytische Verfahren

In Kapitel 3.4.2 (Condition zu Verlust an agrarisch-nutzbarer Fläche) werden Einschränkungen thematisiert, die die Extraktion der Verlust-Agrarflächen betreffen.

Der SQR-Datensatz liegt als grobes Raster (250 x 250 m, entspricht 6,25 ha) vor, in welchem die Bodengüte als interpolierte Schätzung dargestellt ist. Daher können diese Daten nur mit einer begrenzten Genauigkeit auf die Agrarflächen aus dem LBM-DE übertragen werden, die als Vektorflächen im feineren Maßstab dargestellt sind (1 ha). Daher wurden die Agrarflächen gerastert und alle Flächenberechnungen nur auf Basis von fein gerasterten Flächen berechnet (5 x 5 m). Bei einem Vergleich der Flächengröße von Vektordaten und Rasterdaten für vier Gemeinden ergab sich eine Ungenauigkeit von wenigen Quadratmetern bis zu 2 ha. Aus diesem Grund ist mit dem vorliegenden Verfahren nur eine Ermittlung von Änderungen möglich, die mehrere Hektar umfassen. Um die Auflösung nicht zu sehr zu beeinträchtigen, fand die Rasterung allerdings erst dann statt, nachdem die Verlustagrarflächen identifiziert worden waren. Ein positiver Effekt der anschließenden Rasterung lag darin, dass sehr kleine Flächenüberbleibsel aus dem Vektordatensatz mit den umgewandelten Agrarflächen (siehe Anhang) herausgefiltert wurden.

Der SQR-Rasterdatensatz wurde auf Basis der kleinmaßstäbigen Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 erstellt. Inzwischen ist eine etwas genauere Bodenübersichtskarte (1:200.000) verfügbar. Auf dieser Basis könnte ein höher aufgelöster SQR-Datensatz sowohl für Anbauflächen als auch für Grünflächen nach dem dokumentierten Verfahren der BGR und Mueller et al. (2007) erzeugt werden. Die relativ aufwändige Erstellung eines solchen Datensatzes würde sich für ein Folgeprojekt anbieten.

Grenzen der ökonomischen Bewertung

Für die Schätzung der ökonomischen Rente des Bodens ist in der empirischen Forschung zu beachten, dass neben den variablen und fixen Kosten für das jeweilige Ökosystem oder die dazu gehörige ÖSL Märkte vorhanden sind, dann stellen die dort erzielten Pachten als Marktpreise die statistisch erfassbaren Daten für die Transaktionspreise dar und sind damit eine gute methodische Alternative. Allerdings ist das Ökosystem landwirtschaftlicher Boden und die dazu gehörende ÖSL Erzeugung von Biomasse bereits im erheblichen Maße durch anthropogene Interventionen verändert, dass der physische Indikator „erntereife Biomasse“ zu einer deutlichen Überschätzung des Beitrages der Natur zum Wachstum der Biomasse führt und der Beitrag des Ökosystems zum Wachstum geschätzt werden muss. Das JRC der EU hat für seine Schätzung den energetischen Ansatz von Pérez-Soba et al. (2015) angewendet. Hier wird eine ökonomisch begründete Alternative vorgeschlagen, indem bei den jeweiligen Preisen nur der Teil verwendet wird, der durch Ertragsindikatoren erklärt werden kann. Die hier geschätzten Ergebnisse sind nur eine grobe Annäherung, eine vertiefte Analyse mit neueren Daten ist als Grundlage für eine gesicherte Schätzung sicher nötig. Die hier andiskutierte Lösung über den Produktivitätsanteil der Pachten müsste mit aktuelleren Zahlen (der Erklärungsvariablen) und flächendeckend für gesamt Deutschland wiederholt werden.

In diesem Vorhaben ist auf der Grundlage vorhandener empirischer Studien zu den Erklärungsfaktoren der Pachtpreise landwirtschaftlicher Flächen in Deutschland der monetäre Anteil der ÖSL an der Erzeugung der Biomasse zu identifizieren. Diese dürften bessere ökonomische Parameter zur Erklärung der Leistungsfähigkeit des Bodens hinsichtlich des

Ernteertrages sein als die häufig verwendeten Ansätze wie die Standarddeckungsbeiträge oder unkorrigierte Pachtpreise und Kaufpreise. Über Letztere gelangt man zu verzerrten Bewertungen der Bodenqualität und -quantität, weil dabei die anthropogenen Beiträge zum Ernteertrag den Ökosystemen preislich hinzugerechnet werden. Die flächenhafte Erprobung des hier vorgeschlagenen Verfahrens stellt einen sinnvollen nächsten Schritt dar.

Literatur

- Bayr LA Steuern (2019): Merkblatt zum Aufbau der Bodenschätzung. Bayerisches Landesamt für Steuern. URL: https://www.finanzamt.bayern.de/Informationen/Steuerinfos/Weitere_Themen/Bodenschaeztung/default.php (Zugriff am: 22.01.2021).
- BGR - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2013a): Ackerbauliches Ertragspotential der Böden in Deutschland. Bewertet nach dem Müncheberger Soil Quality Rating (1:1.000.000) auf Basis der BÜK1000N. URL: https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Ressourcenbewertung/Ertragspotential/Ertragspotential_node.html (Zugriff am: 29.06.2021).
- BGR - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2013b): Neue Methoden und Aktualisierungen der Methodendokumentation Bodenkunde. Download neu dokumentierter bodenkundlicher Auswertungsmethoden und Verknüpfungsregeln: Informationen aus den Bund/Länder-Arbeitsgruppen der Staatlichen Geologischen Dienste. URL: <https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Netzwerke/AGBoden/methoden.html> (Zugriff am: 29.06.21).
- BGR - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2013c): Produktblatt. Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1: 1.000.000 – Auszug Ackerböden. URL: <https://produktcenter.bgr.de/terraCatalog/DetailResult.do?fileIdentifier=0ABCE79C-7437-4E00-A84F-1B5810EB89A8> (Zugriff am 29.06.21)
- BGR - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2014): Erläuterungen zur Karte. Soil Quality Rating. URL: https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Produkte/Schriften/Downloads/SoilQualityRating_Handzettel_de.pdf?__blob=publicationFile&v=9 (29.06.2021).
- BKG - Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2016): Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland: LBM-DE2012, Stand der Dokumentation 07.01.2016. Frankfurt am Main, 18 S.
- BKG - Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2017): Verwaltungsgebiete 1:25.000 (VG 25), Stand der Dokumentation: 05.04.2017. Frankfurt am Main: 30 S.
- BKG (2019): Digitales Landesbedeckungsmodell für Deutschland. LBM-DE 2018, Stand der Dokumentation 15.02.2019, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie. Frankfurt am Main, 61 S.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2010): Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin
- BMELV - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2011): Statistik und Berichte. URL: www.bmelv-statistik.de (Zugriff am 29.06.21).
- Destatis - Statistisches Bundesamt (2017): Umweltnutzung und Wirtschaft. Tabellen zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Ausgabe 2016. Wiesbaden.
- EEA - European Environmental Agency (2020): CICES V 5.1.– Towards a common classification for ecosystem services. URL: <https://cices.eu/> (22.01.21).

- EU-Kommission (2014): INSPIRE Infrastructure for Spatial Information in Europe. D2.8.1.2 INSPIRE Specification on Coordinate Reference Systems – Technical Guidelines. Ispra: EU-Kommission - Joint Research Center (JRC). 30 S.
- Garvert, H. (2017): Determinanten der Pachtpreise in Deutschland –Biogasförderung und Direktzahlungen im Fokus. Dissertation, Institut für Agrarpolitik und Marktforschung, Justus-Liebig-Universität Gießen. Verfügbar unter: http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2017/13142/pdf/GarvertHen-drik_2017_07_28.pdf (Zugriff am 29.06.21).
- Ge, S., Zhu, Z., Jiang, Y. (2017): Long-term impact of fertilization on soil pH and fertility in an apple production system. *Journal of Soil Science and Plant Production* 18(1): 282-293.
- Grau, A. Jesic, S., Ritter, M., Odening, M. (2019): The Impact of Production Intensity on Agricultural Land Prices, FORLand-Working Paper 09, DFG Research unit 2569, Humboldt University zu Berlin
- Grunewald, K., Hartje, V., Meier, S., Sauer, A., Schweppe-Kraft, B., Syrbe, R.-U., Zieschank, R., Ekinci, B., Hirschfeld, J. (2021): National Accounting of ecosystem extents and services in Germany: a pilot project. In: La Notte, A., Grammatikopoulou, I., Grunewald, K., Burton, D., Ekinci, B.: Ecosystem and Ecosystem services accounts: time for applications. Book of proceedings. Joint Research Center.
- Habermann, H., Ernst, C. (2010): Entwicklung und Bestimmungsgründe der Landpachtpreise in Deutschland, *Berichte über Landwirtschaft* 88: 57-85.
- Hovenbitzer, M., Emig, F., Happe, K., Wende, C. (2015): Das neue Landbedeckungsmodell Deutschlands LBM-DE. In: Meinel G., Schumacher U., Behnisch, M., Krüger, T. (Hrsg.): Flächennutzungsmonitoring VII. Boden – Flächenmanagement – Analysen und Szenarien. IÖR-Schriften 67. Rhombos. Berlin: 145 – 154.
- Hüttel, S., Odening, M., Kataria, K., Balmann, A. 2013, Price Formation on land market auctions in East Germany – An Empirical Analysis, *German Journal of Agricultural Economics*, 62, 99-115
- Koester, U.E., Brooks, K.M., 1997, Agriculture and German reunification, World Bank Discussion paper, 355, Washington, D.C.
- Mueller, L., Schindler, U., Behrendt, A., Eulenstein, F., Dannowski, R. 2007, The Muencheberg Soil Quality Rating (SQR) - Field manual for detecting and assessing properties and limitations of soils for cropping and grazing. 102 p. URL: https://www.zalf.de/de/forschung_lehre/publikationen/Documents/Publikation_Mueller_L/field_mueller.pdf (Zugriff am: 29.06.2021).
- Pérez-Soba, M., Elbersen, B., Kempem, M., Braat, L., Statistky, I., Wijngaart, R., van der, Kaphengst, T., Andersen, E., Germer, L., Smith, L., Rega, C. Paracchini, M.-L. 2015, Agricultural biomass as provisioning ecosystem service: Quantification of energy flows, JRC Technical report
- Plogmann, J., Mußhoff, O., Odening, M., Ritter, M. 2020: What Moves the German Land Market? A Decomposition of the Land Rent-Price Ratio. *German Journal of Agricultural Economics* 69(1): 1-18.
- RNE - Rat für nachhaltige Entwicklung (2008): Schutz der Biodiversität heißt aktuell: Biomasse-Produktion nachhaltig machen. Empfehlung des Rasters für Nachhaltige Entwicklung. 30 S.
- SLL - Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (1999) Die Landwirtschaftlichen Vergleichsgebiete im Freistaat Sachsen. URL: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13524> (Zugriff am 29.06.2021).
- STMUV - Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (2014). Vollzugshinweise zur Anwendung der Acker- und Grünlandzahlen gemäß §9 Abs. 2 Bayrische Kompensationsverordnung (BayKompV). URL: https://www.stmuv.bayern.de/themen/naturschutz/eingriffe/doc/vollzugshinweise_acker_gruenlandzahlen_baykompv.pdf (Zugriff am 29.06.2021).
- Tietz, A., Bathke, M., Osterburg, B. (2012): Art und Ausmaß der Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen für außerlandwirtschaftliche Zwecke und Ausgleichsmaßnahmen Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 05/2012. VTI Institut für Ländliche Räume. URL: https://literatur.thuenen.de/dig-bib_extern/bitv/dn050574.pdf (Zugriff am 29.06.2021).

TLUBN - Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz (2011). Umwelt regional. Standortbedingungen. URL: http://www.tlug-jena.de/uw_raum/umweltregional/thueringen/06_lw_standortbedingungen.html (Zugriff am 29.06.2021).

UBA - Umweltbundesamt (2015) Reaktiver Stickstoff in Deutschland - Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen. Dessau-Roßlau

UBA - Umweltbundesamt (2019): Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten. Kostensätze.

Zelený, J., Bicking, S., Dang, K.B., Müller, F. (2020): Combining methods to estimate ecosystem integrity and ecosystem service potentials and flows for crop production in Schleswig-Holstein, Germany. Landscape Online 79: 1-16.

4.2 ÖSL Bestäubungsleistung durch Wildbienen

Sophie Meier, Ulrich Walz, Ralf-Uwe Syrbe, Karsten Grunewald

Die Textpassagen des Kennblatts wurden dem Artikel von Meier et al. (2021) wörtlich entnommen.

Hintergrund

Der Insektenschutz ist in Deutschland vor allem seit der sogenannten „Krefelder Studie“ stärker in die öffentliche Wahrnehmung gerückt. Diese langfristige Untersuchung in deutschen Naturschutzgebieten zeigte einen Rückgang der Biomasse von Fluginsekten von 76 % zwischen 1989 und 2016 (Hallmann et al. 2017). Im Jahr 2019 wurde durch das Volksbegehren Artenvielfalt und Naturschönheit in Bayern („Rettet die Bienen!“), der Schutz von Insekten in verschiedenen bayerischen Landesgesetzen (u.a. Naturschutz, Immissionsschutz, Agrarwirtschaft, Wasser, Wald) verankert (Bayerische Staatskanzlei 2019a, b). Auch in Baden-Württemberg ist der Beschluss eines Gesetzes erfolgt, um dem Rückgang der Insektenfauna entschiedener Einhalt zu gebieten (Landtag Baden-Württemberg 2020). Auf nationaler Ebene wurde 2019 vom Bundeskabinett ein Insektenaktionsprogramm beschlossen, das verschiedene Maßnahmen zum Schutz von Insekten vorsieht, z. B. die Erhaltung und Schaffung von Lebensraum und Trittsteinbiotopen in und außerhalb von landwirtschaftlichen Gebieten, sowie die Umsetzung eines deutschlandweiten Insektenmonitorings (BMU 2019). Inzwischen liegt ein Gesetzesentwurf vor (BMU 2020).

Um diese politischen Ziele zu erreichen und die Auswirkung der Politik über einen längeren Zeitraum zu messen, kann ein intuitiver Indikator, der die zeitliche Veränderung der Landschaft im Hinblick auf Habitate für Wildbienen als wichtige Gruppe der Bestäuberinsekten darstellt, ein nützliches Instrument sein. Bei der Konzeption des Indikators ist es wichtig, dass messbare Parameter eingehen, die politisch steuerbar sind. Ein Beispiel ist der Erhalt oder die Schaffung von bienenfreundlichen Lebensräumen, die durch Gesetzgebung oder Förderpolitik beeinflusst werden können. Als Indikator für ein Monitoring lässt sich dann anhand der Flächenveränderung dieser Lebensräume auch die Veränderung der potenziellen Bestäubungsleistung messen, die von Wildbienen erbracht wird.

Die Notwendigkeit für die Entwicklung eines Bestäubungsindikators für Deutschland entstand auch aus der Forderung der EU im Rahmen ihrer Biodiversitätsstrategie 2020 (Ziel 2, Maßnahme 5) die Ökosysteme und Ökosystemleistungen (ÖSL) in den Mitgliedsländern zu erfassen und zu evaluieren (EU-Kommission 2011). In Forschungsprojekten des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) wurde entsprechend untersucht, wo Handlungsbedarf besteht und welche Indikatoren geeignet sein könnten (Albert et al. 2015, Grunewald et al. 2016a). Eine detaillierte Konzeptionierung, Umsetzung und Expertenabstimmung ist bisher für ausgewählte ÖSL-Indikatoren wie „Erreichbarkeit öffentlicher Grünflächen“ (Grunewald et al. 2016b) oder „Regulationsleistung von Auen“ (Walz et al. 2017) erfolgt.

Ziel dieses Aufsatzes ist es, als Beitrag zur Ökosystemleistung „Bestäubung durch Insekten“ einen Indikator zu entwickeln und zu beschreiben, der Nist- und Futterhabitate für Wildbienen auf Landschaftsebene abbildet und der deren aktuellen Zustand sowie künftige Veränderungen vergleichend messen und kartographisch darstellen kann. Der Indikator muss auf regelmäßig aktualisierten und vergleichbaren Geodaten beruhen, die für das gesamte Bundesgebiet in hoher Auflösung verfügbar sind. Er sollte sich qualitativ und logisch in das Gesamtkonzept der ÖSL-Indikatoren für Deutschland und der EU einordnen und Schlussfolgerungen über

den Erfolg oder Misserfolg politischer Steuerungsmaßnahmen, sowie ggf. auch über die Konsequenzen sonstiger Landschaftsveränderungen mit Auswirkungen auf das Bestäubungspotenzial, erlauben.

Parameter/Faktoren, die die ÖSL bestimmen

Im Sinne der CICES-Klassifikation von Ökosystemleistungen ist ein Indikator zur Bestäubungsleistung in die Sektion „Regulation & Maintenance (Biotic)“ und die Gruppe „Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection“ einzuordnen (Code 2.2.2.1) (Haines-Young, Potschin 2018: 24). Faktoren, die die ÖSL Bestäubung durch Insekten direkt bestimmen, sind von der Angebotsseite das Bestäubungspotenzial durch Wildbienen und andere Insekten sowie von der Nachfrageseite der Bedarf an Bestäubung für bestäubungsabhängige Agrarprodukte. Die Bedeutung bzw. Ausprägung dieser ÖSL wird auch beeinflusst durch den ökonomischen Wert der Bestäubung (Erntesteigerung) und durch indirekte Faktoren wie Intensivierung der Landwirtschaft (Beseitigung von Strukturelementen, Monokulturen, Pestizideinsatz) sowie den Blütenreichtum der Landschaft insgesamt (z. B. in privaten Gärten, öffentlichen Grünanlagen oder an Straßen- und Wegrändern).

Blütenpflanzen sind meist auf die Bestäubung durch Insekten angewiesen, um Früchte und Samen auszubilden. Heute ist es daher gängige Praxis, Honigbienen in z.B. Rapsfelder, Sonnenblumen-, Erdbeer- oder Blaubeerplantagen zu bringen, damit sie dort die Blüten bestäuben. Wissenschaftliche Studien zeigen jedoch, dass Honigbienen nur einen Grundertrag der Ernte sicherstellen können. Höhere und stabilere Erträge könnte die Landwirtschaft erzielen, wenn sie die Bestäubungsleistung wildlebender Insekten überall optimal nutzen würde (Garibaldi et al. 2013).

Die ÖSL „Bestäubung durch Insekten“ gewährleistet und beeinflusst ca. 35 % der weltweiten Kulturpflanzenproduktion (KLEIN et al. 2007). Sie spielt folglich eine wichtige Rolle in der Sicherstellung der Ernährung. Viele Gartenpflanzen, Kräuter und Gewürze sowie Arzneimittel sind blütenbestäubt (Klein et al. 2007, van der Sluijs, Vaage 2016). Der weltweite ökonomische Wert der ÖSL durch die Blütenbestäubung wird auf 235-577 Milliarden Dollar/Jahr (Lautenbach et al. 2012, Potts et al. 2016) und für Deutschland auf durchschnittlich 1,1 Milliarden Euro/Jahr geschätzt (Leonhardt et al. 2013).

Auf ca. 1,6 Mio. ha Ackerland²⁷ (DESTATIS 2020) profitieren in Deutschland Kulturpflanzenerträge (Sonnenblume, Ackerbohnen, Erdbeeren, etc.) von der Bestäubungsleistung durch Tiere. Im Obstbau ist die Bedeutung noch deutlich höher einzuschätzen (Hansjürgens et al. 2019, Klein et al. 2007). Für diese Kulturen wird die Bestäuberleistung oft durch die Landwirte bzw. spezielle Bestäubungsimkereien aktiv mitgestaltet, insbesondere durch das Aufstellen von Bienen- bzw. Hummelvölkern (Oré Barrios et al. 2017).

Neben der Sicherung der Erträge von Kulturpflanzen geht es im Zusammenhang mit der ÖSL Bestäubung auch um Beiträge zur Erhaltung naturnaher Pflanzengemeinschaften, der genetischen Vielfalt sowie vielfältiger und komplexer Nahrungsnetze. Somit trägt die Blütenbestäubung erheblich dazu bei, die biologische Vielfalt insgesamt aufrecht zu erhalten (Benadi et al. 2013, Senapathi et al. 2015).

Als wichtigste Bestäuberinsekten gelten die Bienen (Breeze et al. 2011). Mehr als die Hälfte aller Wildbienenarten – über 550 gibt es in Deutschland – sind im Bestand gefährdet

²⁷ eigene Berechnung mit Daten des Statistischen Bundesamtes für das Jahr 2019

(Scheuchl, Schwenninger 2015, Westrich et al. 2011). Es fehlt ihnen zunehmend an geeigneten Nistplätzen und Nahrungsressourcen, u.a. durch die Intensivierung der Landwirtschaft. Wie Honigbienen benötigen auch Wildbienen ein ausreichendes Angebot an Blühpflanzen zur Ernährung. Das Nahrungsangebot sollte möglichst vielfältig und kontinuierlich sein, um den spezifischen Ansprüchen der Wildbienenarten gerecht zu werden (z. B. extensives Grünland). Die verschiedenen Wildbienenarten weisen unterschiedliche Nahrungs- und Klimapräferenzen auf (Blüthgen, Klein 2011). Gleichzeitig benötigen verschiedene Wildbienen unterschiedliche geschützte Nisthabitate, die in der Agrarlandschaft in naturnahen Strukturen und Randflächen zur Verfügung stehen sollten, z. B. in Gehölzen und Waldsäumen oder Lesesteinhaufen (Le Féon et al. 2010, Roulston, Goodell 2011, Westrich 1996). Blütenreiche Flächen und mögliche Nisthabitate sollten gut vernetzt sein (Steffan-Dewenter, Tschardt 1999) und maximal 150 bis 300 m auseinander liegen (siehe auch Anhang). Zu große Distanzen zwischen Nisthabitaten und Nahrungsquellen könnten von zahlreichen Wildbienenarten und erst recht von anderen, kleineren Bestäubern nicht oder nur unter erheblichen Einbußen der Reproduktionszahlen zurückgelegt werden (Hofmann et al. 2020, Williams, Kremen 2007, Zurbuchen et al. 2010).

Honigbienen wurden in diesem Haupt-Indikator explizit nicht berücksichtigt, da das Vorkommen dieser Nutztiere davon abhängt, wo der Mensch Bienenvölker aufstellt, und nicht primär von den gegebenen Landschaftsstrukturen. Wildbienen können dagegen als Schirmart dienen. Die Vorkommen blütenreichen Nahrungshabitate und geeigneter Nisthabitate, die Wildbienen benötigen, nützen gleichzeitig einer Vielzahl anderer Insektenarten.

Hauptindikator – Habitatpotenzial für Wildbienen

Viele Studien weisen darauf hin, dass Häufigkeit und Vielfalt von Wildbienen stark von den Landschaftsstrukturen und damit auch von der Landnutzung abhängen (z.B. Carré et al. 2009, Krewenka et al. 2011, Le Féon et al. 2010). Entsprechende Modelle (z.B. Lonsdorf et al. 2009, Zulian et al. 2013a) basieren daher auch im Wesentlichen auf entsprechenden Merkmalen und Elementen wie Hecken, Feldgehölze, Ackersäume und Waldränder.

Wie wichtig die Verfügbarkeit geeigneter Nist- und Nahrungshabitate für Wildbienen ist, zeigen beispielsweise Untersuchungen von Krewenka et al. (2011) nach denen der Grad der Isolierung der Habitate mit der Zahl der Wildbienenarten zusammenhängt. Größere als Lebensraum ungeeignete Flächen sind Hindernisse für eine Ausbreitung und den genetischen Austausch der Populationen (Gathmann, Tschardt 2002).

Wir schlagen deshalb vor, das relative Bestäubungspotenzial auf Basis eines adaptierten Ansatzes von Zulian et al. (2013a) zu berechnen. Dabei werden Anteile der potenziellen Blütenverfügbarkeit (BV) und Nisthabitaten (NH) für kleine solitäre Wildbienen in Abhängigkeit von den verschiedenen Landnutzungen sowie vom Anteil naturnaher Flächen und Kleinstrukturen abgeschätzt (auf Basis der CORINE land cover-Klassen CLC). Diese Anteile werden als dimensionslose Größe auf einer Skala von 0 (geringer Anteil) bis 1 (hoher Anteil) dargestellt (Lonsdorf et al. 2009). Darauf aufbauend kann ermittelt werden, ob wildlebende Bestäuberarten genug Lebensraum finden, was bedeutet, dass Nahrungs- (z. B. Grünland) und Nisthabitate (z. B. Hecken) in einer Agrarlandschaft genügend nahe (im Flugradius) beieinander liegen und zusammen genommen einen geeigneten Lebensraum darstellen. Auf diese Weise können in der Agrarlandschaft Flächen mit temporär blühenden Nutzpflanzen mitbestäubt werden, ohne dass sie als primäre Nahrungsquelle dienen müssen (Fussell, Corbet 1992).

Tatsächliche Wildbienen vorkommen können in diesem Indikator noch nicht berücksichtigt werden, weil dafür keine geeignete bundesweite Datengrundlage vorliegt. Insofern handelt es sich um einen reinen Modellierungsansatz, der auf bestimmten Annahmen beruht.

Neben der Landschaftsstruktur beziehen Zulian et al. (2013a) zusätzlich die Temperatur mit ein. Es besteht ein linearer Zusammenhang zwischen Temperatur und dem Anteil von aktiven sozialen Bienen, wie der Honigbiene und Hummel (Corbet et al. 1993). Auf EU-Ebene führt dies dazu, dass sich in Richtung Süden der Anteil der aktiven Wildbienen erhöht und damit auch das Bestäubungspotential (Zulian et al. 2013b). Auf lokaler Ebene jedoch kann die Temperatur von anderen Faktoren überlagert werden (Papanikolaou et al. 2017). Wildbienen haben unter den Insekten eine eher geringe Toleranz gegenüber den Temperaturen, in denen sie aktiv sind, und daher können sich Temperaturschwankungen relativ stark auf das Vorkommen der Wildbienen auswirken (Kühnel, Blüthgen 2015). Der Einfluss langfristiger Temperaturentwicklungen und -extreme durch den Klimawandel auf die Diversität und das Vorkommen von Wildbienen scheint allerdings noch zu ungewiss für eine Einbeziehung in ein regionales Modell, vor allem im Zusammenspiel mit der künftigen Niederschlagsentwicklung und Landschaftszusammensetzung (Papanikolaou et al. 2017). Deshalb wird im vorgestellten Indikator die Temperatur nicht berücksichtigt.

Berechnungs- und Analyseschritte für den Indikator

Datenquellen

Ein wichtiges Kriterium für die Fassung eines deutschlandweit einsetzbaren Indikators war die Nutzung offizieller und bundesweit einheitlicher, flächendeckender Daten. Zulian et al. (2013a) nutzten für die Berechnung des EU-weiten Bestäubungspotentials den CORINE land cover-Datensatz (CLC). Dieser Datensatz mit einer Mindestkartierfläche von 25 ha (EEA 2020) umfasst aber keine kleinen semi-natürlichen Landschaftselemente, wie z. B. Feldgehölze, Hecken und schmale Fließgewässer.

Als räumlich feiner auflösende Alternative zum CLC-Datensatz bot sich für Deutschland das Landbedeckungsmodell (LBM-DE) (Mindestkartierfläche 1 ha), das alle drei Jahre fortgeschrieben wird, sowie das amtliche topographisch-kartographische Informationssystem (ATKIS Basis-DLM) an (BKG 2016, 2018, Grunewald et al. 2020). In Tab. 2 in Grunewald et al. (2020) sind die ATKIS-Elemente dargestellt, die zusätzlich in das LBM-DE integriert wurden. Die Flächen im LBM-DE sind nach den innerhalb von CORINE definierten CLC-Klassen gekennzeichnet, den für die Bestäubung zusätzlich relevanten ATKIS-Elementen wurden entsprechende CLC-Klassen zugewiesen. Diese Ökosystemtypen (CLC-Klassen), lassen sich wiederum zu fünf Hauptökosystemtypen zusammenfassen: semi-natürliches Offenland, Wald und Gehölz, Agrarland, Gewässer und urbane und industrielle Bereiche (Tab.1 in Grunewald et al. 2020), siehe auch Tab. I, II und III im Anhang. Als räumliche Abgrenzung für die Berechnung des Indikators diente die Landfläche Deutschlands nach dem Datensatz der Gemeindegrenzen des VG25 (BKG 2017). Das Bestäubungspotential konnte mit einer höheren Auflösung als im Modell von Zulian et al. (2013a) gerechnet werden (5x5m statt 25x25m).

Die vielfach empfohlenen Daten des High-Nature-Value (HNV) Farmland-Indikators eigneten sich hierbei nicht als Datenquelle, denn aufgrund einer selektiven Erfassung in Stichprobenflächen werden hierbei nur wertvolle Biotop auf ausgewählten Agrarflächen erhoben (Benzler et al. 2015).

Methoden und Algorithmen

Der Modellierungsansatz für den Indikator "Bestäubungspotenzial durch Wildbienen" bestand aus einem mehrstufigen GIS-gestützten Verfahren. Es kam die GIS-Software ArcGISpro 2.4.2 und die Entwicklungsumgebung IDLE 3.6.8 zur Anwendung. Die Schritte sind in Abbildung 4.2.1 dargestellt:

- A. Integration von linearen Landschaftselementen (Wegen, Hecken, schmalen Fließgewässern, Straßen, etc.) aus dem ATKIS-Datensatz in das Landbedeckungsmodell LBM-DE und Bewertung nach der potenziellen Blütenverfügbarkeit (BV) und Nisthabitaten (NH) nach Tab. I im Anhang (Vektor-Datensatz A).
- B. Erzeugung von potenziellen Saumflächen entlang von Gewässern, Straßen, Wegen, Gehölzen und Waldrändern und Zuweisung von Werten potenzieller BV und von NH nach Tab. II im Anhang (Vektor-Datensatz B).
- C. Erzeugen eines gemeinsamen Raster-Datensatzes (C) zur potenziellen Blütenverfügbarkeit aus den Datensätzen (A) und (B).
- D. Erzeugen eines weiteren Rasters (D) zu potenziellen Nisthabitaten aus den Datensätzen (A) und (B).
- E. Untersuchung der möglichen Flugdistanzen im Datensatz (C) mit einem ‚Moving Window‘-Verfahren zur Ermittlung der potenziellen Nahrungsgebiete (E). Genau wie bei Zulian et al. (2013a) wurde ein konservativer Ansatz genutzt, d. h. wir sind von kleinen solitären Wildbienen mit einer geschätzten geringen Flugdistanz (200m) ausgegangen.
- F. Multiplikation der potenziellen Nisthabitats (D) und der potenziellen Nahrungsgebiete (E) zur Erstellung einer Karte des relativen Bestäubervorkommens (F).
- G. Bearbeitung des Datensatzes des relativen Bestäubervorkommens (F) mit dem ‚Moving Window‘ (aus Schritt E) zur Bestimmung des relativen Bestäubungspotential (G).
- H. Ausmaskierung von Flächen (G), die keine Bestäubungsleistung benötigen oder bieten, z. B. offene Wasserflächen, vegetationsfreie Flächen und Gletscher (siehe Tab. III im Anhang).
- I. Ausschneiden des Datensatzes mit den offiziellen Gemeindegrenzen des Bezugsjahres 2016 (VG25). Ermittlung des finalen Datensatzes zum relativen Bestäubungspotential (I).

Für detailliertere Erläuterungen zu den Schritten A bis I, wird auf den Anhang D zur Methodik verwiesen.

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Haupt-Indikators

Für Deutschland wurde das relative Bestäubungspotential für Solitär-Wildbienen mit geringem Aktionsradius für das Bezugsjahr 2015 bestimmt (Abbildung 4.2.2). Das Ergebnis der Berechnungen auf der Skala von 0 (schlecht) bis 1 (gut) gibt keinen tatsächlichen Wert wieder, sondern es handelt sich um relative Werte auf einer ordinalen Skala. Je größer die Zahl, desto besser sind die im betreffenden Raumausschnitt vorhandenen Ökosystemtypen als potenzielles Nist- oder Nahrungshabitat für Wildbienen geeignet und räumlich vernetzt und daher das relative Bestäubungspotenzial von Wildbienen umso höher. Der Indikator kann in einem Monitoring entsprechend über die Veränderung der potenziellen Habitataignung über Raum und Zeit informieren. Allerdings kann daraus nicht auf die tatsächliche Bestäuberdichte geschlossen werden.

Das Modellierungsergebnis zum Bestäubungspotential auf Bundesebene zeigt eine gute räumliche Differenzierung für die unterschiedlichen Regionen (Abbildung 4.2.2). Die Bereiche mit mittleren bis hohen Bestäubungsleistungen sind vor allem in Mittelgebirgen, den Alpen und anderen vielfältig strukturierten Landschaftsbereichen im Flachland zu finden. Nadelwälder z. B. in Brandenburg und Bayern erhielten mittlere Werte. Mit niedrigen Werten heben sich die intensiv agrarisch genutzten Landschaften aber auch städtische Bereiche ab.

Da mit einer hohen Auflösung gerechnet wurde, sind kleine Elemente wie Hecken und Feldgehölze, die wertvollen Lebensraum bieten, gut im Indikator abgebildet. Das beste Angebot an Nahrungs- und Nisthabitaten, wie auch in den Tab. I und II (Anhang D) erkennbar, weisen (durch Gehölze) fein strukturierte Offenlandschaften, Mischwälder, Laubwälder und natürliches Grünland auf (z.B. in Rheinland-Pfalz, Saarland, Baden-Württemberg und Hessen). In Schleswig-Holstein enthält der ATKIS-Datensatz besonders viele Hecken und Baumreihen, die das Bestäubungspotential positiv beeinflussen. In Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Sachsen bilden Heide- und Moorlandschaften größere bienenfreundliche Areale (z. B. ehemalige Truppenübungsplätze).

Gebiete mit homogenen, sehr großen Agrarflächen und wenig Gehölzstrukturen bieten ungünstigeren Lebensraum für Wildbienen. Das führt dazu, dass vor allem die Magdeburger Börde und das Thüringer Becken besonders niedrige Werte erhielten. Städte, wie Berlin, Hamburg und Bremen sowie das stark besiedelte Ruhrgebiet zeigen nach unserem Indikator durchweg schlechte Werte. Für Deutschland insgesamt ergibt sich ein Durchschnittswert von 0,23 für das relative Bestäubungspotential für Solitär-Wildbienen mit geringem Aktionsradius für das Bezugsjahr 2015.

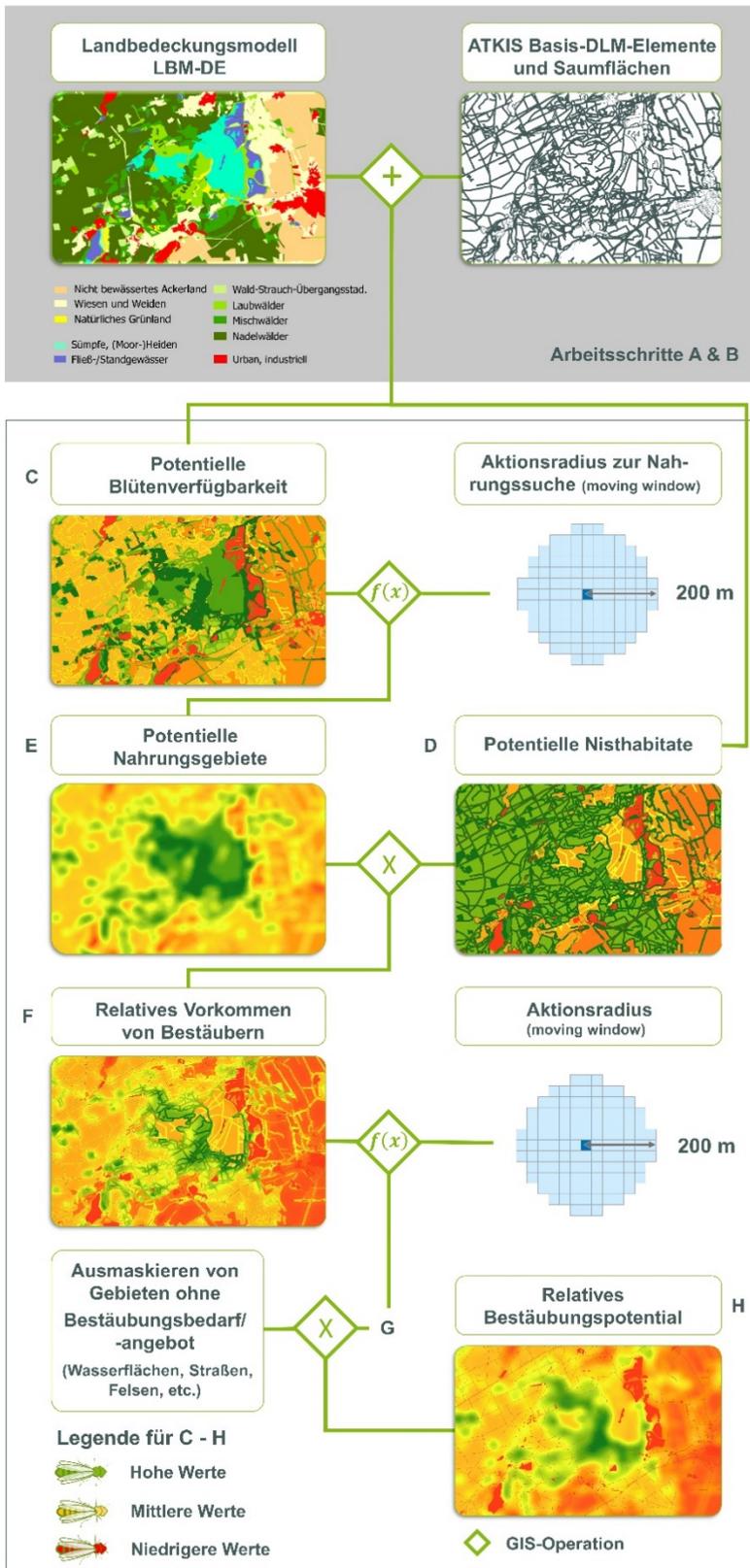


Abb. 4.2.1: Fließschema zur Berechnung des relativen Bestäubungs-potenzials (verändert nach Zulian et al. 2013a) nach den Schritten A – H am Beispiel des Dubringer Moors (Sachsen).



Relatives Bestäubungspotential von Wildbienen

auf Grundlage der Ausstattung der Landschaft für Deutschland, 2015

Anteil potentieller Nahrungs- und Nisthabitate innerhalb einer durchschnittlichen Flugdistanz von 200 m (5 x 5 m Raster)

hoch  gering



Geodaten: ATKIS-Basis DLM 2015, LBM-DE 2015
 © GeoBasis-DE/BKG 2016, 2018*,
 VG250 © GeoBasis-DE/BKG 2018,
 Gebietsstand vom 31.12.2016,
 © EuroGeographics 2017,
 Karte: Meier, S., Walz, U., Syrbe, R.-U.,
 Grunewald, K.

Zur Karteneinfärbung wurde die Kontraststreckung
 "Prozentual eingrenzen" in ArcMap® verwendet

*Nutzungsbedingungen: http://sg.geodatenzentrum.de/web_public/nutzungsbedingungen.pdf

Abb. 4.2.2: Relatives Bestäubungspotential von Wildbienen in Deutschland auf der Grundlage der Ausstattung der Landschaft hinsichtlich der Blütenverfügbarkeit und Nisthabitaten für den Zeitschnitt 2015

Diskussion

Handlungsbedarf

Zulian et al. (2014) hatten ein durchschnittliches Bestäubungspotential von weniger als 0,03 bis 0,07 für die NUTS-2 Regionen Deutschlands ermittelt (Abbildung 3 in Zulian et al. 2014). Die höheren Werte aus dem vorliegenden Ansatz lassen sich damit erklären, dass die auf EU-Ebene verwendeten CORINE-Daten räumlich deutlich geringer aufgelöst sind und keine Kleinstrukturen enthalten. Das hier verwendete LBM-DE und die zusätzlich eingefügten Kleinstrukturen und Infrastrukturelemente, sowie Waldaußensäume des ATKIS Basis-DLM haben dagegen die Menge an wertvollen kleinräumigen Biotopen deutlich erhöht und damit das Bild ergänzt und weiter differenziert. Andererseits haben ZULIAN et al. (2013a) die Temperatur mit einbezogen, was möglicherweise im Vergleich mit den südlichen europäischen Ländern zu geringeren Werten für Deutschland geführt hat.

Aus den Modellierungsergebnissen zur Komposition und Konfiguration der Landschaft in Bezug auf Bestäuberhabitate lassen sich Schwerpunkträume erkennen, in denen Handlungsbedarf zur Aufwertung der Landschaft mit insektenfreundlichen Strukturelementen für Insekten besteht. Es wird deutlich, dass Maßnahmen in allen Haupt-Ökosystemtypen (semi-natürliches Offenland, Wald und Gehölz, Agrarland, Gewässer, urbane und industrielle Bereiche) notwendig sind. Insbesondere aber sind Landschaftsbereiche mit großen Nutzungseinheiten zu untergliedern und mit Strukturelementen anzureichern. Die Ergebnisse zeigen, dass eine Handlungsstrategie entsprechend dem Konzept der differenzierten Bodennutzung nach Haber (2014) hilfreich wäre. Haber hat folgende Grundsätze vorgeschlagen:

„Innerhalb einer Naturraumeinheit darf eine intensive Landnutzung, insbesondere Ackerbau, nicht die gesamte Fläche mit einer einheitlichen Kultur beanspruchen, sondern muss in sich diversifiziert werden, z.B. durch gleichzeitigen Anbau von Weizen, Gerste, Mais oder Raps, oder sogar in Kombination mit Grünlandflächen. Dabei ist die Schlaggröße mit Obergrenze von durchschnittlich 25 ha [...] ein wichtiger Parameter“ (Haber 2014: 247).

„In einer Raumeinheit mit intensiver Nutzung müssen im Durchschnitt mindestens 10 % der Fläche, möglichst in netzartiger Verteilung, für ‚naturbetonte‘ Bereiche reserviert werden oder bleiben. Dies sind z.B. kleine Wälder, Gebüsche, Hecken, Baumgruppen, Einzelbäume, Feld-, Wiesen- und Wegraine oder auch Gewässer mit ihren Uferbereichen“ (Haber 2014: 247).

Haber betont, dass diese Grundsätze für alle Ökosystemtypen gelten, auch für den Siedlungsbereich (Haber 1989). Eine konsequente Umsetzung eines solchen Konzeptes würde die Bestäubungsleistung insgesamt positiv beeinflussen und wäre ein wirksames Mittel gegen das sogenannte „Insektensterben“. Die Schaffung von Biotopvernetzung im Offenland wird auch in den neuen Gesetzen in Bayern und Baden-Württemberg gefordert (Bayerische Staatskanzlei 2019a, Landtag Baden-Württemberg 2020).

Einschränkungen in der Auswertung

Der Modellierungsansatz beruht teilweise auf Annahmen aus Experteneinschätzungen und ist abhängig von der Qualität der zugrundeliegenden Daten. Daher sind folgende Punkte zu berücksichtigen:

Die Zuweisung der Werte für die Blütenverfügbarkeit und Nisthabitate zu Ökosystemtypen bzw. Landnutzungen basiert auf Experteneinschätzungen, die aus der Perspektive einer

europaweiten Auswertung konzipiert wurden. Eine Anpassung des Ansatzes von Zulian et al. (2013a) erfolgte durch die Autoren hinsichtlich der Anpassung von angenommenen BV und NH-Werten und die Aufnahme weiterer Nutzungstypen und potenziellen Saumflächen (wie z.B. die Waldaußensäume), so dass insgesamt ein differenzierteres Bild entstand. Eine Anpassung der Werte und Saumbreiten durch Ergebnisse aus der Wildbienenforschung in Deutschland wäre daher möglich und wünschenswert. Dies gilt auch für die BV- und NH-Werte von flächenhaften Lebensräumen, wie z.B. Laubwäldern.

Städtische Bereiche werden eventuell unterschätzt, z.B. haben Carré et al. (2009) eine höhere Diversität von Wildbienen auf Sport und Freizeitanlagen (CLC 142) und ein vermehrtes Vorkommen in Bereichen mit nicht durchgehend städtischer Prägung (CLC 112) nachgewiesen.

Es wurden keine tatsächlichen Wildbienen vorkommen aus Kartierungen oder Ähnlichem mit einbezogen, da es bisher keine bundesweite Datengrundlage dazu gibt. Es handelt sich also um eine reine Modellierung, mit dem Ziel unter gesetzten Rahmenbedingungen eine flächenhafte, räumlich differenzierte Darstellung abzubilden.

Es gibt möglicherweise Unterschiede in den Erfassungsgraden der linearen Strukturen im ATKIS Basis-DLM zwischen den Bundesländern. Außerdem werden sie generell erst ab einer bestimmten Größe bzw. Länge kartiert. Hecken beispielsweise werden erst ab einer Länge von 200 m im ATKIS erfasst und müssen „landschaftsprägend“ (ADV 2008: 229) sein. Sie gehören dann allerdings zum Grunddatenbestand des ATKIS, und müssen daher von den Bundesländern erfasst werden (ADV 2008). Nichtsdestotrotz ist die Erfassung der Hecken im ATKIS Basis DLM lückenhaft. Weiterhin gibt es keine bundesweite Datenbasis zu Säumen. Da es aber plausibel ist, dass beispielsweise Säume entlang der Straßen existieren, haben wir ‚potentielle‘ Säume entlang von Straßen und Bahnlinien berechnet. Dies entspricht dem Vorgehen von Zulian et al. (2013a), aber auch anderen Autoren (z.B.ENZIAN, GUTSCHE 2004).

Für eine Aussage zur zeitlichen Veränderung des Bestäubungspotentials liegen noch nicht genügend Zeitschnitte aus dem LBM-DE vor. Für eine Trendermittlung eignen sich weitestgehend nur die LBM-DE Datensätze der Zeitschnitte 2015 und 2018 (wobei hier der Zeitabstand für eine Trendanalyse wahrscheinlich zu kurz ist). Die früheren Zeitschnitten von 2009 und 2012 weichen hinsichtlich der methodischen Erstellung zu stark von den Zeitschnitten 2015 und 2018 ab (BKG 2019).

Der Grünlandtyp „natürliches Grünland“ wird als deutlich geeigneter für Wildbienen eingestuft als der Grünlandtyp „Wiesen und Weiden“. Jedoch kann die Definition der CLC-Klassen im LBM-DE nur begrenzt dazu dienen, die Eignung des Grünlandes für Wildbienen zu bewerten. „Natürliches Grünland“ wird im LBM-DE nur dann ausgewiesen, wenn diese Flächen gleichzeitig zwei Eigenschaften aufweisen, nämlich sowohl: „Extensive Nutzung, d.h. Grünlandflächen, die nur einmal pro Jahr gemäht werden. Vorwiegend in Naturschutzgebieten und zum Zweck der Offenhaltung der Landschaft“ (BKG 2018: 45) als auch „Grünlandflächen, die höchstens einmal jährlich bearbeitet werden. Unregelmäßiges Erscheinungsbild, häufig mit Stauden und Gestrüpp durchsetzt“ (BKG 2018: 20). Ruderalflächen werden jedoch den Wiesen und Weiden zugeschlagen, da sie als menschlich beeinflusst angesehen werden (KOSZTRA et al. 2019). Diese Unschärfe in der Abgrenzung der beiden Grünlandtypen im LBM-DE erschwert die Bewertung dieser Flächen.

Da es sich um eine Modellierung auf der Grundlage bundesweit verfügbarer Daten handelt, konnten hier keine Informationen zur tatsächlichen Qualität der einzelnen

Landschaftselemente berücksichtigt werden (z.B. das tatsächliche Vorhandensein und die Intensität der Pflege von Säumen, der Pestizideinsatz, etc.). Die Ergebnisse spiegeln daher die potenzielle Bestäubungsleistung wider, die lokal aber aufgrund solcher Faktoren abweichen kann und beim Vorliegen besserer Daten verfeinert werden könnte, vorausgesetzt diese Daten liegen bundeseinheitlich und räumlich konkret vor.

Den Autoren ist bewusst, dass die Nicht-Einbeziehung des Faktors Temperatur zu gewissen Ungenauigkeiten führen kann, indem etwa das Bestäuberpotenzial der wärmsten Gebiete Deutschlands (Oberrheinische Tiefebene) unter- und dasjenige der kältesten Regionen etwas überschätzt werden könnten. Durch das Fehlen bundesweit vergleichbarer Eichwerte, mit denen man einen Wärmegradienten korrekt berücksichtigen könnte, wurde dennoch von diesem Faktor Abstand genommen, der sonst wohl eher verfälscht als verbessert hätte. Außerdem sollte das politische Signal nicht lauten, dass in den wärmsten Gebieten Deutschlands ein struktureller Reichtum der Landschaft verzichtbar wäre.

Möglichkeiten zur Weiterentwicklung

Möglichkeiten der Weiterentwicklung des Indikators bestehen vor allem in der Einbeziehung weiterer Parameter, die aufgrund fehlender Datengrundlagen bisher nicht berücksichtigt werden konnten. Dies betrifft insbesondere die unterschiedlichen Ackerkulturen (welche bei Zulian et al. (2013a) berücksichtigt werden), zu denen aber keine räumlichen zuordenbaren Aussagen in genügender Detailschärfe und multitemporal bundesweit verfügbar sind. Auch zu Schlaggrößen liegen keine Informationen vor, die aber zeigen könnten wie divers bestimmte zusammenhängende Landwirtschaftsbereiche sind. So kann noch nicht berücksichtigt werden, ob sich eine zusammenhängende Landwirtschaftsfläche aus verschiedenen Kulturen zusammensetzt. Lediglich die Untergliederung durch Wege (ggf. mit Säumen) kann bisher erkannt werden.

Wälder können eine wichtige Rolle als Rückzugsgebiet und Ausbreitungspunkt von Wildbienen spielen (Carré et al. 2009, Roulston, Goodell 2011). Innerhalb dieser und anderer seminatürlichen Areale können große Schwankungen im Angebot der Blüten und Nisthabitaten bestehen. Daher könnten in einer Weiterentwicklung des Indikators Wälder mit unterschiedlichen Sukzessionsstadien und Naturnähe einbezogen werden (Affek 2018). Allerdings scheitert dies gegenwärtig auf bundesweiter Ebene an der (regelmäßigen) Verfügbarkeit solcher Daten.

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass die hier vorgestellte Methode darauf abzielt, eine potenzielle Bestäubungsleistung zu ermitteln. Eine Hinzuziehung weiterer, genauerer Daten würde zwar möglicherweise zu räumlich detaillierteren Ergebnissen führen, aber voraussichtlich die Tendenz der Aussagen nicht verändern. Im Gegenteil, es könnte sogar die Unsicherheit vergrößert werden, da weitere Fehleranfälligkeiten und räumliche Unterschiede in der Erfassung der o.g. Daten hinzukämen.

Schlussfolgerungen

Insgesamt zeigt sich, dass mit der von uns angepassten Methode von Zulian et al. (2013a) und auf der Basis einer detaillierten Datengrundlage räumlich ausreichend differenzierte Ergebnisse ableitbar sind, um festzustellen, in welchen Regionen bzw. Naturräumen und welchen Haupt-Ökosystemtypen Defizite bei der Bestäubungsleistung bestehen und Maßnahmen erforderlich sind.

Die Bestäubungsleistung wird vor allem dadurch bestimmt, welche Anteile naturnaher Flächen und Elemente vorhanden sind und in welche Distanzen diese zueinander liegen. Die

Ergebnisse unterstreichen die Grundregel für einen erfolgreichen Naturschutz und den Erhalt der Biodiversität in genutzten Landschaften, wie sie in Mitteleuropa vorherrschen: Erhalt und Schaffung ausreichend strukturierter, vielfältiger Landschaften mit einer genügend hohen Dichte von Kleinstrukturen insbesondere auch in intensiv genutzten Landschaften.

Die räumlichen Ergebnisse unserer Auswertungen zeigen, dass viele Landschaften Deutschlands noch weit davon entfernt sind. Dies trifft insbesondere auf intensiv genutzte Agrarlandschaften, aber auch auf städtische Gebiete und forstwirtschaftlich intensiv genutzte Areale zu. Damit sind viele Bereiche in der Verantwortung zu handeln, die Landwirtschaft, aber auch die Kommunen und Städte, die Straßenbauverwaltung, die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung und nicht zuletzt jeder einzelne Landnutzer im privaten und öffentlichen Bereich, und seien es auch „nur“ kleine Flächen.

Die vorgestellte Methode kann genutzt werden, um im Rahmen eines regelmäßigen Monitorings Anstrengungen in diesem Sinne und Erfolge entsprechender politischer Anstrengungen auf Bundesebene abzubilden. Der Indikator legt Zeugnis ab über die Erfolge und den Handlungsbedarf zur Erhaltung von Lebensräumen und Trittsteinbiotopen, auch als Grundlage für die Umsetzung eines Insektenmonitorings in hoher räumlicher Auflösung (5 x 5 m). Er dient als Stellvertreter-Indikator für die Insektenvielfalt insgesamt. Damit kann er als Grundlage für den Erhalt oder die Schaffung bienenfreundlicher Lebensräume durch Planung und Förderung dienen und gezielt eingesetzt werden.

Literatur

- AdV (2008): Dokumentation zur Modellierung der Geoinformationen des amtlichen Vermessungswesens (GeoInfoDok). ATKIS-Objektartenkatalog Basis-DLM. Version 6.0, Stand: 11.04.2008. Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (AdV).
- Affek, A. N. (2018): Indicators of ecosystem potential for pollination and honey production. *Ecological Indicators* 94, 33-45.
- Albert, C., Burkhard, B., Daube, S., Dietrich, K., Engels, B., Frommer, J., Götzl, M., Grêt-Regamey, A., Job-Hoben, B., Keller, R., Marzelli, S., Moning, C., Müller, F., Rabe, S.-E., Ring, I., Schwaiger, E., Schweppe-Kraft, B., Wüstemann, H. (2015): Empfehlungen zur Entwicklung bundesweiter Indikatoren zur Erfassung von Ökosystemleistungen. Diskussionspapier. BfN-Skripten 410. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Bayerische Staatskanzlei (2019a): Gesetz zur Änderung des Bayerischen Naturschutzgesetzes zugunsten der Artenvielfalt und Naturschönheit in Bayern („Rettet die Bienen!“). Bayerisches Gesetz- und Verordnungsblatt Nr. 14/2019. München.
- Bayerische Staatskanzlei (2019b): Zweites Gesetz zugunsten der Artenvielfalt und Naturschönheit in Bayern (Gesamtgesellschaftliches Artenschutzgesetz-Versöhnungsgesetz). Bayerisches Gesetz- und Verordnungsblatt Nr. 14/2019. München.
- Benadi, G., Blüthgen, N., Hovestadt, T., Poethke, H. J. (2013): When Can Plant-Pollinator Interactions Promote Plant Diversity? *The American Naturalist* 182(2), 131-146.
- Benzler, A., Fuchs, D., Hünig, C. (2015): Methodik und erste Ergebnisse des Monitorings der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland. *Natur und Landschaft* 90(7), 309-316.
- BKG (2016): Digitales Basis-Landschaftsmodell (AAA-Modellierung). Basis-DLM (AAA). Stand der Dokumentation: 01.04.2016. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG), Frankfurt (Main).
- BKG (2017): Verwaltungsgebiete 1:25.000 (VG25) zum Gebietsstand von Deutschland vom 31.12.2016, Stand der Dokumentation: 05.04.2017. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG), Frankfurt (Main).

- BKG (2018): Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE 2015. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG), Frankfurt (Main).
- BKG (2019): Dokumentation. Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE 2018. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG), Frankfurt (Main).
- Blüthgen, N., Klein, A.-M. (2011): Functional complementarity and specialisation: the role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic and Applied Ecology* 12(4): 282-291.
- BMU (2019): Aktionsprogramm Insektenschutz. Gemeinsam wirksam gegen das Insektensterben. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, Bonn.
- BMU (2020): Entwurf eines Gesetzes zum Schutz der Insektenvielfalt in Deutschland. Referentenentwurf des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit.
- Breeze, T. D., Bailey, A. P., Balcombe, K. G., Potts, S. G. (2011): Pollination services in the UK: How important are honeybees? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 142(3-4), 137-143.
- Carré, G., Roche, P., Chifflet, R., Morison, N., Bommarco, R., Harrison-Cripps, J., Krewenka, K., Potts, S. G., Roberts, S. P. M., Rodet, G., Settele, J., Steffan-Dewenter, I., Szentgyörgyi, H., Tscheulin, T., Westphal, C., Woyciechowski, M., Vaissière, B. E. (2009): Landscape context and habitat type as drivers of bee diversity in European annual crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133(1-2), 40-47.
- Corbet, S. A., Fussell, M., Ake, R., Fraser, A., Gunson, C., Savage, A., Smith, K. (1993): Temperature and the pollinating activity of social bees. *Ecological Entomology* 18(1), 17-30.
- DESTATIS (2020): Branchen und Unternehmen. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. URL: https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/_inhalt.html [Zugriff am: 08.04.2020].
- EEA (2020): CLC 2000. Metadata. Data identification. Resource abstract. European Environment Agency (EEA). URL: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2000?tab=metadata> [Zugriff am: 13.04.2020].
- Enzian, S., Gutsche, V. (2004): GIS-gestützte Berechnung der Ausstattung von Agrarräumen mit naturnahen terrestrischen Biotopen auf der Basis der Gemeinden - 2. Ausgabe des Verzeichnisses der regionalisierten Kleinstrukturanteile. *Nachrichtenblatt Deutscher Pflanzenschutzdienst* 56(12), 299-308.
- EU-Kommission (2011): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. KOM(2011) 244 endg. Brüssel.
- Fussell, M., Corbet, S. A. (1992): Flower Usage by Bumble-Bees: A Basis for Forage Plant Management. *Journal of Applied Ecology* 29(2), 451-465.
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalheiro, L. G., Harder, L. D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N. P., Dudenhöffer, J. H., Freitas, B. M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., Hipólito, J., Holzschuh, A., Howlett, B., Isaacs, R., Javorek, S. K., Kennedy, C. M., Krewenka, K. M., Krishnan, S., Mandelik, Y., Mayfield, M. M., Motzke, I., Munyuli, T., Nault, B. A., Otieno, M., Petersen, J., Pisanty, G., Potts, S. G., Rader, R., Ricketts, T. H., Rundlöf, M., Seymour, C. L., Schüepp, C., Szentgyörgyi, H., Taki, H., Tschamtko, T., Vergara, C. H., Viana, B. F., Wanger, T. C., Westphal, C., Williams, N., Klein, A. M. (2013): Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science* 339(6127), 1608-1611.
- Gathmann, A., Tschamtko, T. (2002): Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology* 71(5), 757-764.

- Grunewald, K., Herold, H., Marzelli, S., Meinel, G., Richter, B., Syrbe, R.-U., Walz, U. (2016a): Konzept nationale Ökosystemleistungs-Indikatoren Deutschland. Weiterentwicklung, Klassentypen und Indikatorenkennblatt. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48(5), 141-152.
- Grunewald, K., Richter, B., Meinel, G., Herold, H., Syrbe, R.-U. (2016b): Vorschlag bundesweiter Indikatoren zur Erreichbarkeit öffentlicher Grünflächen. Bewertung der Ökosystemleistung "Erholung in der Stadt". *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48(7), 218-226.
- Grunewald, K., Schweppe-Kraft, B., Syrbe, R.-U., Meier, S., Michel, C., Richter, B., Schorcht, M., Walz, U. (2020): Hierarchisches Klassifikationssystem der Ökosysteme Deutschlands als Grundlage einer übergreifenden Ökosystem-Bilanzierung. *Natur und Landschaft* 95(3), 118-128.
- Haber, W. (1989): Differenzierte Bodennutzung im Siedlungsraum. *DISP* 25(99), 18-21.
- Haber, W. (2014): *Landwirtschaft und Naturschutz*, Wiley-VCH, Weinheim.
- Haines-Young, R., Potschin, M. (2018): *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1. Guidance on the Application of the Revised Structure*. Fabis consulting, Nottingham.
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrn, T., Goulson, D., de Kroon, H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12(10), e0185809.
- Hansjürgens, B., Schröter-Schlaack, C., Settele, J. (2019): Zur ökonomischen Bedeutung der Insekten und ihrer Ökosystemleistungen. *Natur und Landschaft* 94(6-7), 230-235.
- Hofmann, M.M, Fleischmann, A., Renner, S.S. (2020): Foraging distances in six species of solitary bees with body lengths of 6 to 15 mm, inferred from individual tagging, suggest 150 m-rule-of-thumb for flower strip distances. *Journal of Hymenoptera Research* 77:105-117.
- Klein, A.-M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., Tscharntke, T. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 274(1608), 303-313.
- Kosztra, B.; Büttner, G.; Hazeu, H.; Arnold, S. (2019): Updated CLC illustrated nomenclature guidelines. Updated by 10/05/2019. Wien: European Environment Agency (EEA/ETC/ULS).
- Krewenka, K. M., Holzschuh, A., Tscharntke, T., Dormann, C. F. (2011): Landscape elements as potential barriers and corridors for bees, wasps and parasitoids. *Biological Conservation* 144(6), 1816-1825.
- Kühnel, S., Blüthgen, N. (2015): High diversity stabilizes the thermal resilience of pollinator communities in intensively managed grasslands. *Nature Communications* 6, 7989.
- Landtag Baden-Württemberg (2020): Gesetz zur Änderung des Naturschutzgesetzes und des Landwirtschaft- und Landeskulturgesetzes. Landtag von Baden-Württemberg. 16. Wahlperiode. Drucksache 16/ 8532. Stuttgart.
- Lautenbach, S., Seppelt, R., Liebscher, J., Dormann, C. F. (2012): Spatial and Temporal Trends of Global Pollination Benefit. *PLOS ONE* 7(4), e35954.
- Le Féon, V., Schermann-Legionnet, A., Delettre, Y., Aviron, S., Billeter, R., Bugter, R., Hendrickx, F., Burel, F. (2010): Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee communities: A large scale study in four European countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137(1-2), 143-150.
- Leonhardt, S. D., Gallai, N., Garibaldi, L. A., Kuhlmann, M., Klein, A.-M. (2013): Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 14(6), 461-471.
- Lonsdorf, E., Kremen, C., Ricketts, T., Winfree, R., Williams, N., Greenleaf, S. (2009): Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Annals of Botany* 103(9), 1589-1600.

- Meier, S., Walz, U., Syrbe, R.-U., Grunewald, K. (2021): Das bundesweite Habitatpotenzial für Wildbienen. Ein Indikator für die Bestäubungsleistung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 53(6): 12-19.
- Oré Barrios, C., Mäurer, E., Lippert, C., Dabbert, S. (2017): Eine ökonomische Analyse des Imkereisektors in Deutschland. Universität Hohenheim, Stuttgart-Hohenheim.
- Papanikolaou, A. D., Kühn, I., Frenzel, M., Schweiger, O. (2017): Semi-natural habitats mitigate the effects of temperature rise on wild bees. *Journal of Applied Ecology* 54(2), 527-536.
- Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H. T., Aizen, M. A., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L. V., Garibaldi, L. A., Hill, R., Settele, J., Vanbergen, A. J. (2016): Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature* 540(7632), 220-229.
- Roulston, T. H., Goodell, K. (2011): The Role of Resources and Risks in Regulating Wild Bee Populations. *Annual Review of Entomology* 56(1), 293-312.
- Scheuchl, E., Schwenninger, H. R. (2015): Kritisches Verzeichnis und aktuelle Checkliste der Wildbienen Deutschlands (Hymenoptera, Anthophila) sowie Anmerkungen zur Gefährdung. *Mitteilungen des Entomologischen Vereins Stuttgart* 50(1), 3-225.
- Senapathi, D., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Kleijn, D., Potts, S. G., Carvalheiro, L. G. (2015): Pollinator conservation—the difference between managing for pollination services and preserving pollinator diversity. *Current Opinion in Insect Science* 12, 93-101.
- Steffan-Dewenter, I., Tscharrntke, T. (1999): Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia* 121(3), 432-440.
- van der Sluijs, J. P., Vaage, N. S. (2016): Pollinators and Global Food Security: the Need for Holistic Global Stewardship. *Food Ethics* 1(1), 75-91.
- Walz, U., Richter, B., Grunewald, K. (2017): Indikatoren zur Regulationsleistung von Auen. Ein Beitrag zum Konzept nationaler Ökosystemleistungs-Indikatoren Deutschland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 49(3), 93-100.
- Westrich, P. (1996): Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. In: Matheson, A., Buchmann, S. L., O'Toole, C., Westrich, P., Williams, I. H. (Hrsg.): *The conservation of bees*. Linnean Society Symposium Series 18. Academic Press, London, 1-16.
- Westrich, P., Frommer, U., Mandrey, K., Riemann, H., Ruhnke, H., Saure, C., Voith, J. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen (Hymenoptera, Apidae) Deutschlands. 5. Fassung, Stand Februar 2011. In: Binot-Hafke, M., Balzer, S., Becker, N., Gruttke, H., Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G., Strauch, M. (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands*. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). *Wirbellose Tiere Landwirtschaftsverlag*, Münster, 373-416.
- Williams, N. M., Kremen, C. (2007): Resource distributions among habitats determine solitary bee offspring production in a mosaic landscape. *Ecological Applications* 17(3), 910-921.
- Zulian, G., Maes, J., Paracchini, M. L. (2013a): Linking Land Cover Data and Crop Yields for Mapping and Assessment of Pollination Services in Europe. *Land* 2(3), 472–492.
- Zulian, G., Paracchini, M. L., Maes, J., Liqueste, C. (2013b): ESTIMAP: Ecosystem services mapping at a European scale. *JRC Technical Reports*. Joint Research Center JRC, Ispra.
- Zulian, G., Polce, C., Maes, J. (2014): ESTIMAP: a GIS-based model to map ecosystem services in the European Union. *Annali di Botanica* 4, 1-7.
- Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., Dorn, S. (2010): Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation* 143(3), 669-676.

4.3 ÖSL Klimaregulation in Städten

Michelle Moyzes, Sophie Meier, Ralf-Uwe Syrbe, Karsten Grunewald

Beschreibung der ÖSL

„Die Stadt war und ist bevorzugter Ort menschlicher Aktivitäten“ (Ante 2019, 94) und ist das Zuhause einer zukünftig noch steigenden Anzahl von Menschen. In diesem Zusammenhang ist Urbanisierung ein Treiber anhaltender Flächenverdichtung und dem gleichzeitigen Verschwinden von Natur und Ökosystemen in der Stadt. Doch gerade das Verschwinden von Natur aus dem städtischen Raum ist ein in vielerlei Hinsicht kritisches Phänomen. In wissenschaftlichen Studien der letzten Jahre wird immer stärker die Bedeutung von städtischem Grün für das menschliche Wohlbefinden, wichtiger noch, die menschliche Gesundheit, adressiert (z. B. Bowler et al. 2010; Sharp et al. 2019).

Im Zuge des Klimawandels verstärkt sich das Vorkommen von Hitzeereignissen auch in kühleren Klimaten deutlich. Vor allem im städtischen Kontext ist dies mit negativen Folgen für die Bewohner verbunden wie etwa eine erhöhte Mortalität oder verminderte Arbeitsleistung. Urbane grüne Infrastrukturen (GUIs), definiert als ein strategisch geplantes Netzwerk aus natürlichen und naturnahen Flächen mit verschiedenen Merkmalen (EU-Kommission 2011; Zardo et al. 2017; Bartesaghi et al. 2018), wie beispielsweise Gärten, Grünanlagen, (urbane) Wälder, Gewässer, Brachflächen, naturnahe Parks, Dachbegrünungen und vertikale Begrünungen sowie gartenbaulich genutzte Flächen können Hitzestress reduzieren. Somit ist die Erfassung und Bewertung der Ökosystemleistung (ÖSL) Klimaregulation notwendig, um zukünftig die Resilienz der Städte und ihrer Bewohner gegenüber Hitzeereignissen zu erhöhen. Hitzestress und Wärmeinsel-Effekte können infolge lokal-klimatischer Ausgleichsfunktionen reduziert werden.

Für den entwickelten Indikator zur Ökosystemleistung "Klimaregulation in Städten" werden sowohl das Angebot klimaregulierender Leistungen durch GUIs als auch die Nachfrage nach diesen durch die Bevölkerung erfasst (Abbildung 4.3.1). Berücksichtigt werden insgesamt 50 GUI-Typologien, für die auf Basis unterschiedlicher Baumkronen- und Bodenbedeckung, Flächengröße und Klimaregion ein spezifischer Kühlkapazitätswert bestimmt wird. Der Indikator ermöglicht einen Vergleich zwischen der Kühlkapazität einzelner GUI sowie ganzen Stadtgebieten und kann folglich Basis für eine resiliente Stadtentwicklung sein.

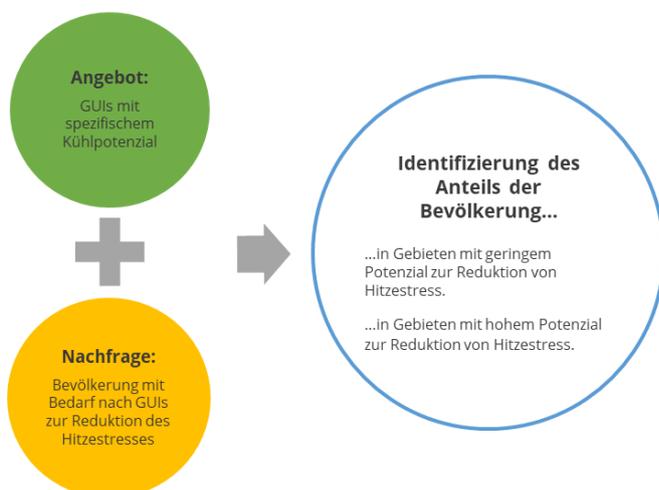


Abb. 4.3.1: Zusammenführen der Angebots- und Nachfrageseite des Indikators.

Parameter/Faktoren, die die ÖSL bestimmen

Die im urbanen Raum verwendeten Materialien der grauen Infrastruktur wie Asphalt oder Beton verändern aufgrund ihrer Reflexions- und Absorptionseigenschaften sowie durch ihre Wärmeleitfähigkeit und Wärmespeicherkapazität die Oberflächenenergiebilanz (Taha et al. 1991; Taha 1997; Bowler et al. 2010) und begünstigen nicht nur den Wärmeinseleffekt sondern erhöhen auch den Hitzestress für die Stadtbewohner. Folgende Gründe können für die Verstärkung des UHI-Effekts und des Hitzestresses gleichermaßen identifiziert werden (vgl. Yamamoto 2006, 66):

- Verstärkte Abgabe anthropogener Wärme
- Veränderung der Oberflächenbedeckung und dadurch Verminderung der Fähigkeit zur Transpiration von bewachsenen Oberflächen (z. B. Grünflächen)
- Hohe Wärmespeicherkapazität von Baumaterialien wie Beton oder Asphalt
- Wärmeaufstauung und Mehrfachreflexion aufgrund dichter (vertikaler) Bebauung

Dem gegenüber stehen die Eigenschaften grüner urbaner Infrastrukturen, welche die obigen Effekte potenziell mindern können:

- Fähigkeit zur Transpiration
- Lokal-klimatische Ausgleichsfunktion von Bäumen
- Schattenwurf höherer Vegetation
- Im Vergleich zur grauen Infrastruktur: gute Reflexions- und Absorptionseigenschaften

Festzuhalten ist, dass der Indikator Klimaregulation sich im Spannungsfeld zwischen Stadtklima, grünen urbanen Infrastrukturen und den Bewohnern einer Stadt bewegt. Messbare Parameter, welche die ÖSL „Klimaregulation in der Stadt“ beschreiben, sind:

- der Anteil von GUIs mit hohem Potenzial zur Reduktion von Hitzestress
- der Anteil der Bevölkerung, der von dem hohen Potenzial von GUIs zur Reduktion von Hitzestress profitieren kann

Umgekehrt kann erfasst werden, welche GUIs nur ein geringes Potenzial zur Reduktion von Hitzestress haben und wo die Nachfrage nach Klimaregulation besonders hoch ist. Auf dieser Basis ist es möglich festzustellen, wie und wo zukünftig mehr Menschen in der Stadt von den kühlenden Eigenschaften der GUIs profitieren können.

Indikator

Unter der Prämisse einen konsistenten Indikator zu entwickeln, der regelmäßig den Zustand der ÖSL "Klimaregulation in Städten" überwacht, ist es notwendig einen Ansatz zu wählen, der diesen Zustand jederzeit bestmöglich abbildet. Eine Herausforderung des Indikators "Klimaregulation" besteht darin, das sozio-ökologische-System um Angebot und Nachfrage der betrachteten ÖSL zu erfassen und abzubilden. Dafür ist es zunächst notwendig das Kühlpotenzial von GUIs zu bewerten, hier auf Basis des CCA. Der Ansatz des *Climate Cooling Assessment (CCA)* zur Bewertung der städtischen Klimaregulationsleistung von GUIs wird verwendet, da dieses nur einen begrenzten und leicht zu beschaffenden Satz an Eingabeparametern benötigt (Zardo et al. 2017, 233) und gut interpretierbare Ergebnisse liefert. In einem zweiten Schritt muss überprüft werden, wo im Stadtgebiet die Nachfrage zur Reduktion von Hitzestress durch GUIs besteht. Aus dem Abgleich zwischen Angebot und Nachfrage lässt

sich schließlich ableiten, wie hoch der Anteil der Bevölkerung in Gebieten mit hoher Kühlkapazität ist.

An dieser Stelle muss erwähnt werden, dass mit dem CCA prinzipiell Bedingungen adressiert werden, wie sie typischerweise an klaren Tagen mit hoher Einstrahlung und ohne Wolkenbedeckung vorliegen. Das ist relevant für den mit der Baumkronenbedeckung verbundenen Schattenwurf am Tage, wie er im CCA berücksichtigt wird. Im Folgenden bezieht sich der Begriff "Tag-Bedingungen" auf die zuvor erwähnten klaren Tage mit hoher Einstrahlung und ohne Wolkenbedeckung. Bei diesen Tagen handelt es sich im Allgemeinen auch um die Tage, an denen die thermische Belastung für den Menschen hoch ist und folglich die Auswirkungen auf das menschliche Wohlbefinden und die Gesundheit stark sind.

Innerhalb des CCA baut die Bewertung der gesamten Kühlkapazität einer GUI auf die Bewertung von drei Komponenten auf: Schatten, Evapotranspiration und Größe. Bei den Komponenten Schatten und Evapotranspiration handelt es sich um variable Komponenten, die abhängig sind von der Baumkronenbedeckung bzw. der Baumkronen- und Bodenbedeckung.

Schatten

Die Berechnung des Schattens erfolgt unter Verwendung der Baumkronenbedeckung. Laut Potchter et al. (2006) besteht ein linearer Zusammenhang zwischen Baumbedeckung und Schatten. Schatten wird im CCA daher als das prozentuale Verhältnis zwischen der von Baumkronen beschatteten Bodenfläche und der Gesamtfläche einer betrachteten GUI berücksichtigt (Zardo et al. 2017, 227). Es erfolgt eine Unterteilung in 5 Klassen.

Evapotranspiration

Die Evapotranspiration ist abhängig von der Größe der Verdunstungsoberfläche der Bäume, beschrieben durch die Baumkronenbedeckung (Taha et al. 1991; Bowler et al. 2010), der Bodenbedeckung sowie der Baumart. Bei der Bodenbedeckung gilt es die unterschiedlichen Bedeckungstypen zu berücksichtigen, da diese die Kapazität zur Evapotranspiration beeinflussen (u. a. Akbari et al. 1992). Im CCA werden fünf Bodenbedeckungstypen berücksichtigt.

Schließlich wird Evapotranspiration maßgeblich durch die meteorologischen Gegebenheiten wie Strahlung, Temperatur und Niederschlag innerhalb einer Klimaregion bestimmt (u. a. Taha et al. 1991; Akbari et al. 1992). Im CCA können drei Klimaregionen unterschieden werden.

Zur Berechnung der Evapotranspiration verwenden Zardo et al. (2017) die Formel der FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (Allen et al. 1998):

$$ETA = KcET0$$

ETA = potenzielle Evapotranspiration von Baum- bzw. Bodenbedeckung bei unlimitiertem Wasservorkommen im Boden

Kc-Koeffizient = Oberflächeneigenschaften (Baumkronen- oder Bodenbedeckung)

ET0 = Referenzwert der Evapotranspiration; hier: bestimmte Klimaregion

Bei der Berechnung der potenziellen ETA einer GUI müssen einerseits die Anteile von Bodenbedeckung sowie Baumkronenbedeckung an der Gesamtfläche berücksichtigt werden und andererseits die spezifischen Kc-Koeffizienten. Die ETA der Baumkronenbedeckung sowie der Bodenbedeckung, berechnet nach Formel 1, müssen jeweils entsprechend um den Faktor ihres Anteils an der Gesamtfläche der GUI gewichtet werden und ergeben in der Summe

schließlich die Gesamtevapotranspiration (ETA_{GUI}) der GUI. Für eine GUI mit 30 % Baumkronenbedeckung und 70 % Bodenbedeckung berechnet sich diese wie folgt:

$$ETA_{GUI} = (ETA_{Baumkronenbedeckung} * 0.3) + (ETA_{Bodenbedeckung} * 0.7)$$

Die berechneten ETA-Werte in [$mm \text{ Tag}^{-1}$] werden in eine Punkteskala von 0 bis 100 Punkten übertragen.

Größe der GUIs

Zwischen der Größe einer GUI und der Kühlkapazität besteht ein nicht-linearer Zusammenhang (Chang et al. 2007). Dennoch geht aus der Literatur ein Schwellwert von 2 ha vor (Chang et al. 2007; Bowler et al. 2010). Für Flächen, die größer als 2 ha sind, wird eine höhere Kühlkapazität prognostiziert. Taha et al. (1991) gehen noch weiter und gehen davon aus, dass bei Flächen über diesem Schwellwert der Effekt der Evapotranspiration höher ist, als bei Flächen kleiner 2 ha und eine Reichweite im Ausmaß der fünffachen Baumhöhe erreichen kann. Bei Flächen kleiner 2 ha wird daher Schatten ein größerer Wert hinsichtlich der potenziellen Kühlkapazität beigemessen als Evapotranspiration.

Tab. 4.3.1: Berechnung der gesamten Kühlkapazität von GUI unter Berücksichtigung der Kühlleistung von Schatten und Evapotranspiration in Abhängigkeit von der Größe einer GUI (nach Zardo et al. 2017, 228).

Größe	Schatten [%]	Evapotranspiration [%]
< 2 ha	80	20
> 2 ha	60	40

Kühlkapazitätswert-Matrix

Aus der Kombination der je fünf Klassen Baumkronen- und Bodenbedeckung und zwei Klassen für die Flächengröße ergeben sich 50 GUI-Typologien für drei Klimaregionen für welche Zardo et al. (2017) Kühlkapazitätswerte berechnet haben (Abbildung 4.3.2). Die Kühlkapazität für diese GUI-Typologien ist im CCA zunächst in Punkten zwischen 0 und 100 angegeben. Aus dieser Information ist nicht direkt ein Wert für die explizite Veränderung der Lufttemperatur durch GUIs ableitbar. Um Aussagen über die Temperaturveränderungen treffen zu können, muss das Punktesystem auf reale Temperaturen übertragen werden. Dabei bestimmt die Klimaregion das Ausmaß der potenziell erreichbaren Temperaturveränderungen durch GUIs (Tabelle 4.3.1).

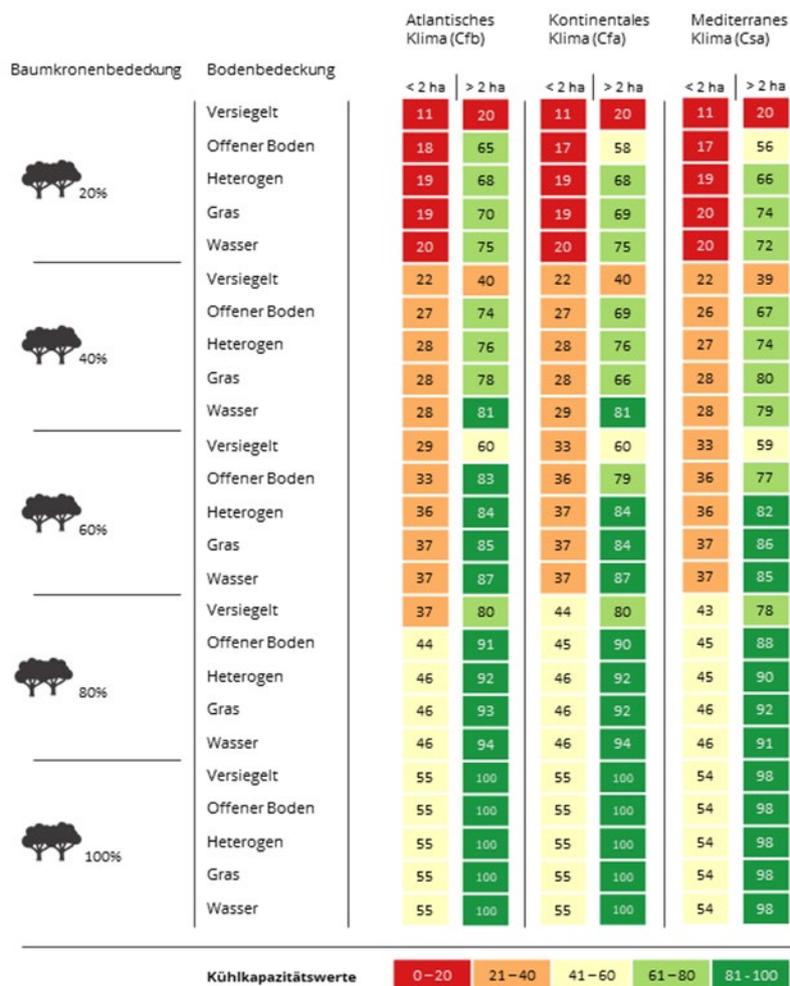


Abb. 4.3.2: Kühlkapazitätswerte für 50 GUI-Typologien (nach Zardo et al. 2017, 230). Diese sind von der Baumkronenbedeckung, der Bodenbedeckung, der Klimazone und der Flächengröße abhängig.

Tab. 4.3.2: Potenzielle Abkühlung der Temperatur nach Kühlkapazitätswerten (eigene Darstellung nach Zardo et al. 2017).

Kühlkapazitätswerte (Zardo et al. 2017)	Atlantisch Cfb [Kühlung in °C]	Kontinental Cfa [Kühlung in °C]	Mediterran Csa [Kühlung in °C]
0 bis 20	0,7	0,96	1,2
21 bis 40	1,4	1,92	2,4
41 bis 60	2,1	2,88	3,6
61 bis 80	2,8	3,84	4,8
81 bis 100	3,5	4,8	6,0

Die kühlende Wirkung von Grünflächen ist auch einige Meter außerhalb der Grünflächen noch nachzuweisen (Bowler et al. 2010). Nach Taha et al. (1991) entspricht die Reichweite der Kühlung eines Baumes das fünffache seiner Höhe. Über die Bäume im Stadtgrünmonitoring-Raster gibt es keine Höhenangaben, jedoch enthielten die Grünvolumendaten zur Kalibrierung des Stadtgründatensatzes Bäume (hohe Vegetation), die mindestens 5m groß ist. Da nur diese Mindestgröße bekannt ist, wird von dieser die geringstmöglichen Kühlungsreichweite angenommen. Diese beträgt nach Taha et al. (1991): 5 m x 5 = 25 m. Vermutlich ist jedoch

mit durchaus größeren Kühlungsabständen zu rechnen (siehe Abschnitt "Offene Fragen, Erweiterungsmöglichkeiten").

Nachfrageseite

Der zweite Teil des Indikators deckt die Nachfrageseite des sozio-ökologischen-Systems ab und widmet sich der Identifizierung von Gebieten mit hoher Nachfrage zur Reduktion von Hitzestress. Auf gesamtstädtischer Ebene müssen Gebiete identifiziert werden, in denen die Bevölkerungsdichte hoch ist und für die angenommen werden kann, dass die Nachfrage nach GÜs zur Reduktion von Hitzestress hoch ist. Umgekehrt können auch Gebiete detektiert werden, in denen dieser Bedarf eher gering oder gar nicht vorhanden ist.

Damit der Bevölkerungsanteil in Gebieten mit hoher Kühlkapazität und damit hohem Potenzial zur Reduktion von Hitzestress bestimmt werden kann, werden die Ergebnisse aus dem ersten und zweiten Teil des Indikators zusammengeführt (Abbildung 4.3.1). Ausschlaggebend für die Zuordnung der GÜs zu entweder Gebieten mit geringem Potenzial oder hohem Potenzial zur Reduktion von Hitzestress sind die in Abbildung 2 dargestellten spezifischen Kühlkapazitätswerte für die 50 nach CCA bestimmten GÜ- Typologien. Grundsätzlich gilt: je höher der Kühlkapazitätswert, desto höher ist die potenzielle reale Temperaturveränderung in °C (s. Tab. 4.3.2). Als signifikante Temperaturveränderung durch GÜs wird die potenzielle Abkühlung von mindestens 2,1 °C bewertet, also einem Kühlkapazitätswert über 61. Nur geringes Potenzial zur signifikanten Reduktion von Hitzestress wird hingegen Flächen mit einem Kühlkapazitätswert von unter 41 zugeschrieben. In dieser Zuordnung der Kühlkapazitätswerte wird der mittlere Wertebereich (41 – 60) nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse zeigen, dass zum einen nur ein geringer Teil der GÜs eines Stadtgebietes in diese Kategorie fallen und auch nur ein marginaler Bevölkerungsanteil auf diesen nachzuweisen ist.

Die Bevölkerungsanteile werden entsprechend der fünf Kühlkapazitätswert-Klassen des CCA erhoben. Die Anteile werden in ein prozentuales Verhältnis mit der Gesamtbevölkerung des Untersuchungsgebietes gesetzt. Um den Anteil der Bevölkerung in Gebieten mit geringem Potenzial zur Minderung von Hitzestress zu erhalten, werden die Anteile der niedrigsten Kühlkapazitätswert-Klassen ("Schlecht" und „Sehr schlecht") summiert. Der Vorgang wird mit den zwei höchsten Kühlkapazitätswert-Klassen ("Gut" und „Sehr gut") zur Bestimmung des Anteils der Bevölkerung in Gebieten mit hohem Potenzial zur Verringerung von Hitzestress wiederholt (Abb. 4.3.3).

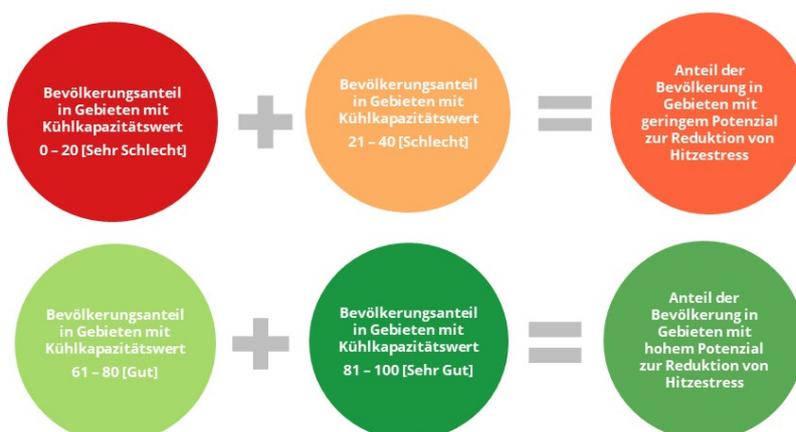


Abb. 4.3.3: Berechnung der Bevölkerungsanteile in Gebieten mit hohem bzw. geringem Potenzial zur Reduktion von Hitzestress.

In Anlehnung an bereits entwickelte Indikatoren wie "Erreichbarkeit städtischer Grünflächen" (Grunewald et al. 2016) wird der Indikator "Klimaregulation" für Städte ab 50.000 Einwohnern in Deutschland berechnet. Es wird davon ausgegangen, dass der Wärmeinseleffekt und der Hitzestress für die Bewohner der Städte ab dieser Größenordnung eine deutliche Minderung für die Gesundheit sowie das Wohlbefinden bedeuten. Folglich ist der Bedarf zur Reduktion des Hitzestresses durch GUIs sowie die Abschwächung des Wärmeinseleffektes hoch. Für Städte mit weniger als 50.000 Einwohnern ist hingegen anzunehmen, dass der Wärmeinseleffekt deutlich geringer ist und auch die Stadtgeometrie offener gestaltet ist, was eine bessere Abkühlung begünstigt.

Damit überprüft werden kann, inwiefern die Stadtgröße Einfluss auf den Indikator „Klimaregulation in Städten“ hat, werden die 181 identifizierten Städte mit mehr als 50.000 Einwohnern nach Klassifizierung des BBSR (2020) in drei Kategorien unterteilt:

- 13 Große Großstädte (> 500 000 Einwohner)
- 63 Kleine Großstädte (100 000 bis 500 000 Einwohner) und
- 105 Große Mittelstädte (50 000 bis 100 000 Einwohner)

Berechnungs- und Analyseschritte

Grundsätzlich ist für den Indikator Klimaregulation, wie er hier vorgestellt wird, zu beachten, dass die räumliche Auflösung der Datengrundlage die Genauigkeit des Kühlkapazitätswertes einer GUI beeinflusst. Je hochauflösender die Datengrundlage, desto exakter und zuverlässiger die Aussage über das klimaregulierende Potenzial einer GUI. Gerade bei Betrachtung komplexer heterogener städtischer Strukturen ist eine gute Datengrundlage erforderlich, um auch kleinräumige Kühlpotenziale von Flächen erkennen zu können.

Der Indikator wurde auf Basis des Landbedeckungsmodells (LBM-DE), sowie eines Datensatzes, der Urbanes Grün enthält und auf Basis von Sentinel-II-Daten und dem ATKIS-Basis-DLM erzeugt wurde (BBSR 2021, BKG 2020), er stellt eine Weiterentwicklung des LandCover-DE-Ansatzes dar (DLR 2020, Weigand et al. 2020). Zur Ermittlung der Nachfrage der ÖSL, repräsentiert durch den Versorgungsgrad der Einwohner, wurde der Zensus-Datensatz von 2011 verwendet (Tabelle 4.3.3).

Tab. 4.3.3: Datengrundlagen für den Indikator Klimaregulation in Städten.

Datenquelle	Information	Räumliche Auflösung
Landbedeckungsmodell Deutschland (LBM-DE) 2018 (BKG 2019)	<ul style="list-style-type: none"> • Flächengröße • Bodenbedeckung 	MKE: 1 ha
Verwaltungsgebiete VG25 (BKG 2017)	<ul style="list-style-type: none"> • Stadtgebietsgrenzen 	1:25 000
Spezielle Variante des LandCover-DE-Datensatzes: Stadtgrünraster Deutschland (DLR 2020, Weigand et al. 2020, BBSR 2021)	<ul style="list-style-type: none"> • Baumkronenbedeckung 	10x10m
Grünvolumen-Datensätze der Städte Dresden (IÖR 2019); Leipzig, Bielefeld, Potsdam und Hanau (Frick et al. 2020)	<ul style="list-style-type: none"> • Baumkronenbedeckung 	0,5x0,5m
Zensus 2011 (Destatis 2011)	<ul style="list-style-type: none"> • Bevölkerungsverteilung • Einwohnerzahlen 	100x100m

Die Indikatorberechnung ist mit der GIS Software ArcGIS Pro 2.6.2 umgesetzt worden.

- A) Zuweisen der CORINE land cover-Klassen zu Bodenbedeckungstypen von Zardo et al. (2017)

Die CLC-Klassen wurden in die fünf Bodenbedeckungstypen nach Zardo et al. (2017) umklassifiziert (versiegelt, offener Boden, heterogen, Gras, Wasser, Abbildung 4.3.4). Zusätzlich wurde eine sechste Klasse „Wald“ erstellt, in der die CLC-Klassen Laub-, Nadel- und Mischwald enthalten sind. Diese Klasse wurde zusätzlich ausgewiesen, weil angenommen wurde, dass Wälder bereits ab einer kleinen Fläche einen höheren Kühleffekt haben als andere Landbedeckungsklassen.

Bei der Berechnung der Baumkronenbedeckung hat sich für die CLC-Klassen Laub-, Nadel- und Mischwald teilweise eine sehr geringe Baumkronenbedeckung ergeben, was im Widerspruch zu der CLC-Klassifikation steht. Daher wurden Waldflächen bei der Zuweisung von Kühlkapazitätswerten wie die von Zardo et al. (2017) definierten „heterogene“ Flächen behandelt.

- B) Berechnung der Baumkronenbedeckung

- a. Auf Basis der Grünvolumendaten der Städte Potsdam, Dresden, Leipzig, Hanau und Bielefeld (Tabelle 4.3.2) wurde ermittelt, dass der durchschnittliche Anteil von hoher Vegetation (Bäumen) innerhalb der Pixel der Klasse „bebaut, stark durchgrün“, 18,33% beträgt.
- b. Das Stadtgrünraster wurde mit den CORINE Land Cover-Klassen des Landbedeckungsmodells (LBM-DE) verschnitten und die Pixelanzahl der Klassen „Laubbaum“ (Klasse 3), „Nadelbaum“ (Klasse 4) und „bebaut, stark durchgrünt“ (Klasse 8) des Stadtgrünrasters wurde für jedes LBM-DE-Polygon ermittelt (Zonal-Statistics).
- c. Die Pixelanzahl von Klasse 3, 4 und 8 des Stadtgrünrasters wurde für jede CORINE land cover-Klasse aufaddiert. Bei der Klasse 8 wurde die Pixelanzahl zuvor mit dem Faktor 0,1833 multipliziert (aufgrund des 18,333 % -igen Baumanteils).

- d. Anschließend wurde für jedes Polygon die Gesamtpixelzahl bestimmt.
- e. Der Anteil der Baukronenbedeckung ergibt sich aus der Berechnung Gesamtpixelzahl(Polygon)/Pixelzahl(Klasse3, 4 und 8)*100

C) Flächengröße

Für eine vereinfachte Berechnung wurden den Flächen < 2ha das Attribut „0 und Flächen > 2ha das Attribut „1“ zugewiesen.

D) Für jeden GUI-Typ nach Zardo et al. (2017) wurde auf Basis der vorherigen ermittelten Eigenschaften der Flächen nach Schritt A (Landbedeckungstyp nach Zardo et al. (2017)), B (Baumbdeckung), und C (Flächengröße) allen Polygonen mit den jeweiligen Eigenschaften den entsprechenden Kühlkapazitätswert aus der Tabelle von Zardo et al. (2017) zugewiesen (4.3.2). Für alle Flächen wurde das atlantische Klima angenommen. Nach der Köppen-Geiger Klimaklassifikation liegt Deutschland in der warmgemäßigten Klimazone, in der ein feuchttemperiertes Klima mit warmen Sommern vorherrscht (Kottek et al. 2006), das Cfb-Klima.

E) Für Flächen mit Kühlkapazitätswerten über 80 wird zusätzlich eine 25m Pufferzone angenommen, in denen gleiche Kühlkapazitätswerte herrschen.

F) Bestimmung der Einwohneranzahl für jedes LBM-DE Polygon

Die Einwohnerzahl wurde den Zensusdaten von 2011 (Destatis 2011) entnommen. Diese liegen als 100x100m Raster-Datensatz vor. Für jede Rasterzelle wurde der Anteil bestimmt, der jedes LBM-DE-Polygon schneidet.

Beispiel: 30% Zelle mit 100 Ew + 50% Zelle mit 50 Ew + 20% Zelle mit 10 Ew

Dann ergibt sich für das Polygon: 30 Ew + 25 Ew + 2 Ew = 57 Ew



Abb. 4.3.4: Umklassifizierung der CLC-Klassen des Landbedeckungsmodells in die Landbedeckungsklassen von Zardo et al. (2017): versiegelt, offener Boden, heterogen, Gras, Wasser und Wald.

Ergebnisdarstellung und Interpretation des Indikators

Die Kühlkapazitätswerte aller 181 Untersuchungsgebiete basieren auf den Werten für atlantische Klimate. Somit beträgt die maximal zu erreichende potenzielle Kühlung durch GUIs 3,5 °C (Tabelle 4.3.1).

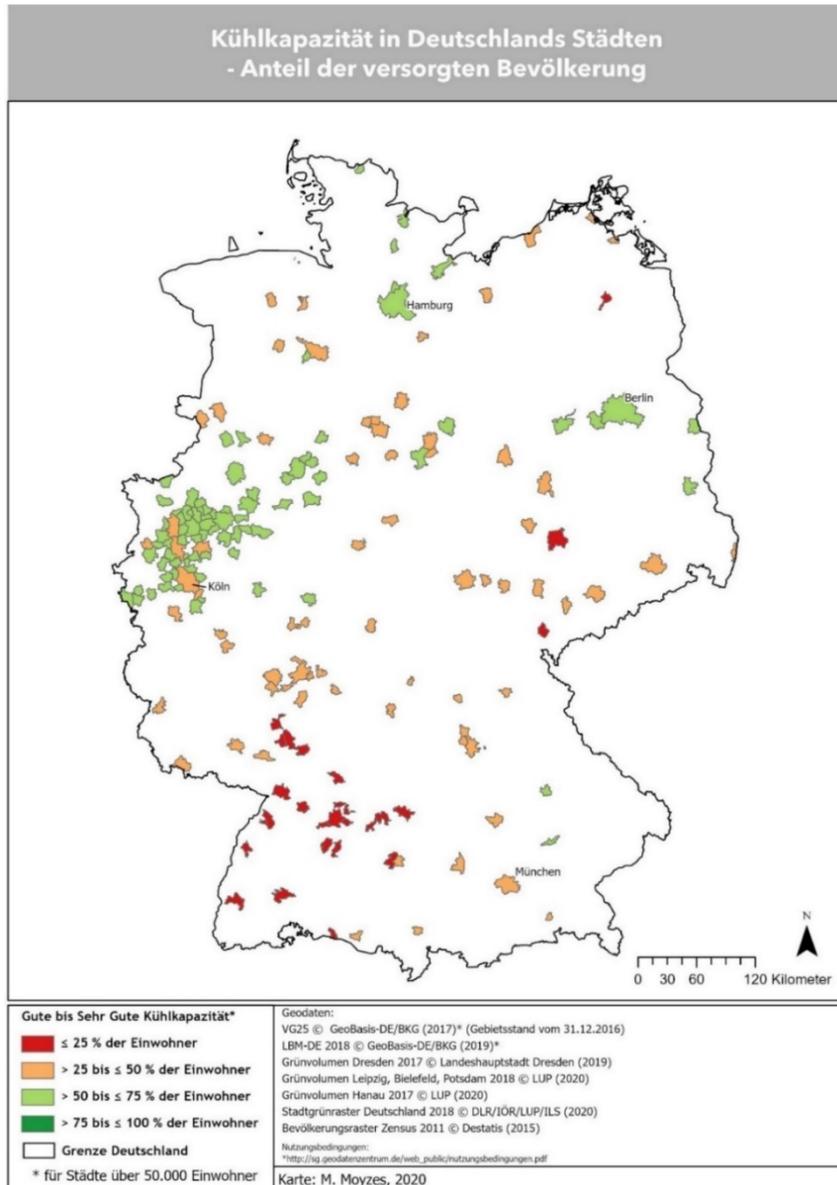
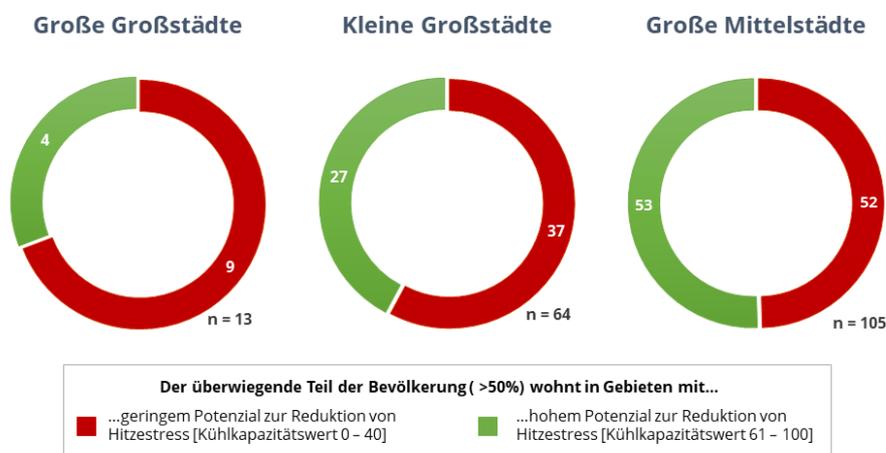


Abb. 4.3.5: Anteil der mit "Guter bis Sehr guter" Kühlkapazität durch GUIs versorgten Bevölkerung in Deutschlands Städten über 50.000 Einwohnern. *Anmerkung: Flächen mit einer „Guten bis „Sehr guten“ Kühlkapazität können die Lufttemperatur tagsüber potenziell zwischen 2,1 und 3,5 °C abkühlen.*

Die Karte in Abbildung 4.3.5 illustriert den Indikator "Klimaregulation in Städten" auf nationaler Ebene für Städte über 50.000 Einwohner. Die Karte zeigt, dass keine der untersuchten Städte mehr als 75 % ihrer Bevölkerung mit "Guter bis Sehr guter" Kühlkapazität durch GUIs versorgen kann. Hingegen können in 26 der 181 Städte nur weniger als 25 % der Bevölkerung von den Abkühlungseffekten hoher Kühlkapazitätswerte vorhandener GUIs von potenziell 2,8 bis 3,5 °C profitieren. In diesen Städten ist im Umkehrschluss der Bevölkerungsanteil in Gebieten

mit geringem Potenzial zur Reduktion von Hitzestress, nur um bis zu 1,4 °C, besonders hoch. Bis auf drei Ausnahmen sind diese Städte geographisch im Südwesten Deutschlands zu verorten. Vom Westen Deutschlands über den Norden bis in den Nordosten um Berlin herum dominieren tendenziell hohe Versorgungsanteile der Bevölkerung zwischen 50 bis 75 %. Städte, die in Mitteldeutschland, im Südosten und im Osten des Bundesgebietes liegen, weisen überwiegend Versorgungsanteile zwischen 25 bis 50 % auf. Insgesamt kann in 83 Städten die Bevölkerung zu 50 bis 75 % von "Guter bis Sehr guter" Kühlkapazität durch GUIs profitieren. In mehr als zwei Drittel der untersuchten Städte können allerdings nur 25 bis 50 % der Bevölkerung Nutzen aus GUIs ziehen. Zusammengefasst schaffen es deutschlandweit weniger als die Hälfte der Städte über 50.000 Einwohnern den überwiegenden Bevölkerungsanteil (> 50 %) mit "Guter bis Sehr guter" Kühlkapazität durch GUIs zu versorgen.

Auf bundesweiter Ebene ist ein Trend erkennbar. Mit zunehmender Stadtgröße nimmt der mittlere Bevölkerungsanteil in Gebieten mit "Guten bis Sehr guten" Kühlkapazitätswerten deutlich ab. Vice Versa gilt die Zunahme des mittleren Bevölkerungsanteils in Gebieten mit "Schlechten bis Sehr schlechten" Kühlkapazitätswerten mit zunehmender Stadtgröße (Abbildung 4.3.6). Dabei entsprechen hohe Kühlkapazitätswerte über 61 einer potenziellen Abkühlung von 2,8 bis maximal 3,5 °C und niedrige Werte unter 40 einer Abkühlung von maximal erwartbaren 1,4 °C.



*Bei der Bewertung wird der Bevölkerungsanteil in Gebieten mit mittleren Kühlkapazitätswerten (41 – 60) nicht beachtet. Dieser beträgt im bundesweiten Durchschnitt nur 0,89 % und ist damit vernachlässigbar.

Abb. 4.3.6: Bestimmung des Bevölkerungsanteils in Gebieten mit geringem bzw. hohem Potenzial zur Reduktion von Hitzestress nach Stadttyp.

Die Werte in Tabelle 4.3.4 geben Aufschluss über die GUI-Typologien mit besonders hohen Bevölkerungsanteilen auf bundesweiter Ebene. Sie schlüsseln auf, in welchen spezifischen GUIs die Bevölkerung wohnt, wenn von Gebieten mit "Schlechten bis Sehr schlechten" bzw. "Guten bis Sehr guten" Kühlkapazitätswerten die Rede ist.

Tab. 4.3.4: Mittlere Bevölkerungsanteile [in %] der 181 Untersuchungsstädte in Deutschland über 50.000 Einwohnern auf Basis der Werte aus den Tabellen 15 bis 17 für die nach CCA identifizierten GUI-Typologien.

Baumkronen- bedeckung	< 20 %		20 – < 40 %		40 – < 60 %		60 – < 80 %		> 80 %		Gesamt
	< 2 ha	> 2 ha	< 2 ha	> 2 ha	< 2 ha	> 2 ha	< 2 ha	> 2 ha	< 2 ha	> 2 ha	
Größe	< 2 ha	> 2 ha	< 2 ha	> 2 ha	< 2 ha	> 2 ha	< 2 ha	> 2 ha	< 2 ha	> 2 ha	
Versiegelt	15,35	7,33	0,58	0,23	0,20	0,08	0,10	0,03	0,07	0,01	23,97
Offener Boden	0,10	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,91
Heterogen	25,48	35,36	2,80	5,01	0,80	1,60	0,44	0,69	0,31	0,76	73,26
Gras	0,54	0,80	0,10	0,07	0,05	0,04	0,03	0,01	0,02	0,00	1,67
Wasser	0,01	0,11	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,00	0,19
Gesamt nach Größe	41,47	44,40	3,49	5,33	1,05	1,73	0,58	0,75	0,42	0,78	100
Gesamt	85,87		8,82		2,78		1,33		1,20		100

Fett: Komponenten, welche die Kühlkapazität nach Zardo et al. (2017) beeinflussen. In Grün-tönen werden "Gute" und "Sehr gute" Kühlkapazitätswerte (vgl. Abb. 4.3.3) hervorgehoben und in gelb mittlere, rote, fettgedruckte Werte heben sehr hohe Bevölkerungsanteile und nur fettgedruckte hohe Bevölkerungsanteile.

Schlussendlich ist auch auf Ebene der Stadttypen anhand der berechneten Bevölkerungsanteile ein Ungleichgewicht zwischen der Nachfrage nach Flächen mit hohem Potenzial zur Reduktion von Hitzestress durch die Bevölkerung und dem Angebot dieser Leistung durch GUIs erkennbar. Besonders hoch ist die Nachfrage nach GUIs mit hohem Kühlpotenzial durch den auf Flächen kleiner 2 ha lebenden Bevölkerungsanteil. Dem gegenüber steht das Angebot hohen klimaregulierenden Potenzials durch GUIs, die größer als 2 ha sind und bestenfalls eine hohe Baumkronenbedeckung aufweisen.

Ein ÖSL-Indikator muss mehr können als nur den Zustand einer ÖSL zu erfassen oder modellieren. Vor allem muss er den Informationsgehalt des komplexen sozio-ökologischen Systems zwischen Mensch und Umwelt reduzieren und verständlich darstellen und darüber hinaus „quantifizierbar, sensitiv gegenüber Landnutzungsveränderungen, zeitlich und räumlich explizit und skalierbar sein“ (Grunewald et al. 2017, 486). Auch muss die Anwendbarkeit auf nationaler Ebene unter Verwendung geeigneter Daten gewährleistet sein. Diesen Ansprüchen wird der hier vorgestellte Indikator "Klimaregulation in Städten" gerecht.

Die getrennte Erfassung und Bewertung von Angebot und Nachfrage ist grundsätzlich empfehlenswert (vgl. Syrbe et al. 2017), da sich die Nachfrage nach GUIs mit hohem Potenzial zur Reduktion von Hitzestress im Laufe der Zeit ändern und räumlich umverteilen kann. Nach der getrennten Erfassung und Bewertung werden beide Stränge zusammengeführt. Die Zusammenführung der Angebots- und Nachfrageseite ist vor allem sinnvoll vor dem Hintergrund zu entwickelnder stadtplanerischer Maßnahmen zur besseren Versorgung der Bevölkerung mit Infrastrukturen mit hohem Potenzial zur Reduktion von Hitzestress. Dafür müssen Informationen bereitgestellt werden, anhand derer beurteilt werden kann welche Merkmale charakteristisch für ein "Gutes bis Sehr gutes" Kühlpotenzial von GUIs sind und zum anderen welche Strukturmerkmale die GUIs mit besonders hohen Bevölkerungsanteilen aufweisen. So lassen sich auf städtischer Ebene GUIs erfassen, deren Entwicklung im Sinne eines

verbesserten Angebots hohen Kühlpotenzials durch GUILs für die dort ansässige Bevölkerung sinnvoll ist.

Der Indikator "Klimaregulation in Städten" kann genau diese Informationen bereitstellen. Tab. 4 veranschaulicht, wie eine Matrix aussehen kann, die sowohl das Potenzial verschiedener GUILs zur Klimaregulation, als auch die Nachfrage nach dieser Leistung durch die Bevölkerung abbildet. Nach diesem Vorbild kann für jede der 181 untersuchten Städte eine spezifische Matrix erstellt werden, um gezielt auf den Bedarf der Bevölkerung eingehen zu können. Zudem eignet sich diese Darstellung zum Monitoring der Veränderungen, da Umverteilungen der Bevölkerungsanteile gut nachvollziehbar sind.

Als nationales Ziel sollte abschließend festgehalten werden, dass eine Verringerung des Bevölkerungsanteils in Gebieten mit "Guten bis Sehr guten" Kühlkapazitätswerten zu vermeiden ist. Das ist besonders relevant für die Städte, in denen bereits der überwiegende Teil der Bevölkerung von potenziellen Temperaturveränderungen zwischen 2,1 und 3,5 °C durch GUILs mit hohen Kühlkapazitätswerten (61 bis 100) versorgt ist. Andersherum besteht für die Städte, deren überwiegender Teil der Bevölkerung nur von geringen Potenzialen zur Reduktion des Hitzestresses profitieren kann, dringender Handlungsbedarf zur Verbesserung des Kühlpotenzials von stark bewohnten GUILs mit hohen Bevölkerungsanteilen.

Bezug zu anderen Nachhaltigkeits- und Biodiversitätsindikatoren

Der Indikator zur ÖSL Klimaregulation ist eng verbunden mit dem Indikator der ÖSL "Erholung in der Stadt/ Erreichbarkeit von Grünflächen". In letzterem wurden jedoch nur Vegetationsflächen betrachtet, die eine gewisse Größe haben und Erholungsmöglichkeiten anbieten können (z.B. Parks, Friedhöfe, etc.), diese wurden dem ATKIS Basis-DLM entnommen (Grunewald et al. 2016). In den Klimaregulationsindikator ist die gesamte aus Satellitendaten messbare Vegetation mit eingeflossen basierend auf dem LBM-DE und dem Stadtgrünraster. Jedoch ist davon auszugehen, dass stark klimaaktive Flächen, meist große Grünflächen sind, die gleichzeitig auch der Erholung dienen können.

Die Datengrundlage des Klimaregulationsindikators, das Stadtgrünmonitoring-Raster, fand auch Eingang in den Indikator Grünausstattung und Grünraumversorgung (Kap 3.6.2).

Offene Fragen, ggf. Erweiterungsmöglichkeiten

Grundsätzlich ist die Verwendung von Daten mit langen Aktualisierungsintervallen, wie das 10-Jahres-Aktualisierungsintervall bei den Zensus-Daten, zu kritisieren. Kurzfristige Veränderungen der Bevölkerungsverteilung sind so nicht messbar und Trends nur über lange Zeiträume erkennbar. Weiterhin sind die Zensus-Daten statisch. Sie bilden die Bevölkerungsverteilung und -dichte am Wohnort ab und können Pendleraktivitäten nicht abbilden. Vor allem tagsüber ist jedoch davon auszugehen, dass ein Teil der Bevölkerung seinen Aufenthaltsort temporär verlagert, sei es um zur Schule, zur Arbeit oder einkaufen zu gehen. Somit verschiebt sich tagsüber die Nachfrage nach GUILs zur Reduktion von Hitzestress. Die Bevölkerungsverteilung tagsüber und auch die zeitweise Erhöhung der Bevölkerungsdichte in bestimmten Bereichen einer Stadt, bspw. durch Touristen, werden durch den Zensus nicht erfasst. Generell ist die Erfassung von Bevölkerungsveränderungen auf Basis des Zensus nur für die räumliche Auflösung von 100x100 m möglich, eine im Vergleich zu den anderen verwendeten Daten relativ grobe räumliche Auflösung. Gerade in den weniger bebauten städtischen Randbereichen kann es aufgrund der groben Rastergröße zu Ungenauigkeiten in Bezug auf die Bevölkerungsdichte kommen.

Nicht nur die Verwendung der Zensus-Daten wirkt sich limitierend auf den Indikator „Klimaregulation in Städten“ aus. Folgende Limitierungen bringt die Anwendung des CCA mit sich:

- Ungenauigkeiten bei der Bestimmung des Kühlpotenzials von GUIs aufgrund der Verfügbarkeit von Kühlkapazitätswerten für nur drei Klimaregionen
- Informationsverlust hinsichtlich der Bodenbedeckungsklassen: die 44 Klassen des LBM-DE müssen im Rahmen des CCA in die fünf berücksichtigten Bodenbedeckungsklassen umklassifiziert werden
- Berechnung der Evapotranspirationswerte unter Annahme der unbegrenzten Wasserverfügbarkeit. Folglich gelten die resultierenden Kühlkapazitätswerte für optimale Bedingungen. Mit Blick auf den im Artikel adressierten Hitzestress in Städten ist davon auszugehen, dass reale Evapotranspirationswerte geringer sind und folglich auch die Kühlkapazitätswerte.
- Nicht-Beachtung der Charakteristika von Bäumen (Vitalität oder variierende Blattoberflächendichte je nach Baumart)
- Effekte im Zusammenhang mit Wind (bspw. Luftschneisen)
- Ähnlich bewertete Flächen, die aneinander angrenzen wurden nicht zu einer Gesamtfläche zusammengefasst, sondern separat bewertet. Das führt vermutlich dazu, dass die Klimaleistung in den Fällen unterschätzt wird, in denen durch die Zusammenführung benachbarter Flächen die 2 ha Schwelle überschritten und damit eine höhere Kühlleistung zu erwarten ist.
- Die Reichweite der Kühlung wird im Indikator vermutlich unterschätzt. Es gibt Hinweise, dass die Kühlungseffekte von Parks und Wälder in angrenzende Wohngebiete mehrere 100 m betragen können. Auch der Kontrast zwischen angrenzenden Flächen ist entscheidend. Je größer er ist, umso mehr lässt sich ein Kühlungseffekt feststellen, so besitzen zum Beispiel auch schmale lineare Elemente, wie Bäume und hohe Büsche entlang von Straßen einen Kühlungseffekt (Jaganmohan et al. 2016). Dies müsste bei einer Überarbeitung des Indikators berücksichtigt werden.

Allgemein ist die Verwendung von Daten mit unterschiedlicher Aktualität, räumlicher Auflösung und Dauer des Aktualisierungsintervalls zu hinterfragen.

Ausblick: Mit Blick auf Prozesse der Flächenverdichtung, die vor allem zu Lasten grüner urbaner Infrastrukturen gehen, werden auch Flächennutzungskonflikte weiter Bestand haben. In Zukunft können bisher ungenutzte vertikale Flächen Ressourcen in Form von Fassadenbegrünung bieten, um den Hitzestress in dichten urbanen Räumen zu reduzieren. Dieses bis dato ungenutzte Potenzial kann einen signifikanten Beitrag zur Reduktion der Lufttemperatur und damit der Widerstandsfähigkeit der urbanen Bevölkerung gegenüber extremen Hitzeereignissen und Temperaturen leisten und sollte folglich zukünftig bei der Berechnung der ÖSL Klimaregulation in Städten berücksichtigt werden. Gleichzeitig kann der Indikator damit der EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 Rechnung tragen, die die "Förderung gesunder Ökosysteme, grüner Infrastrukturen und naturbasierter Lösungen" vorsieht, die „systematisch in die Stadtplanung einbezogen werden [sollen], und zwar auch bei der Planung öffentlicher Räume und Infrastrukturen sowie bei der Gestaltung von Gebäuden und ihrer Umgebung" (EU-Kommission 2020, 15).

Erweiterungsmöglichkeiten: Denkbar wäre die Erweiterung des hier vorgestellten Indikators um weitere GUI-Typologien, etwa auf Basis der im LBM-DE enthaltenen Klassen. Die Klasse "heterogen" wäre deutlich ausdifferenzierter und die Genauigkeit der Aussagen über die

Kühlkapazität einer GUI-Typologie würde an Wert gewinnen. Voraussetzung dafür ist die Berechnung der Evapotranspirationswerte der im LBM-DE enthaltenen LULC-Klassen sowie deren Integration in die Kühlkapazitätswert-Matrix.

Literatur

- Akbari, H., Davis, S., Huang, J., Dorsano, S., Winnett, S. (1992): Cooling our communities: A guidebook on tree planting and light-colored surfacing. Office of Scientific and Technical Information (OSTI). doi:10.1016/S0038-092X(00)00089-X.
- Akbari, H., Pomerantz, M., Taha, H. (2001): Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas. In: Solar Energy 70(3), 295–310.
- Allen, R.G., Pereira, L., Raes, D., Smith, M. (1998): Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. Rome. – FAO Irrigation and drainage paper 56, 300 S.
- Ante, U. (2019): Stadtkonzepte von heute und die Stadt des 21. Jahrhunderts? In: disP - The Planning Review 55(3), 94–96. doi:10.1080/02513625.2019.1671054.
- Bartesaghi, C., Osmond, P., Peters, A. (2018): Evaluating the cooling effects of green infrastructure: A systematic review of methods, indicators and data sources. In: Solar Energy 166, 486–508. doi:10.1016/j.solener.2018.03.008.
- BBSR - Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (2020): Laufende Stadtbeobachtung - Raumabgrenzungen. Stadt- und Gemeindetypen in Deutschland. <https://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/forschung/raumbeobachtung/Raumabgrenzungen/deutschland/gemeinden/StadtGemeindetyp/StadtGemeindetyp.html> (29.11.2020).
- BBSR – Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (2021): Wie grün sind deutsche Städte? Wissenschaftlicher Endbericht zum Projekt „Monitoring des Stadtgrüns“. S. 146
- BKG (2017): Verwaltungsgebiete 1:25.000 (VG25) zum Gebietsstand von Deutschland vom 31.12.2016, Stand der Dokumentation: 05.04.2017. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG), Frankfurt (Main).
- BKG - Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2019): Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE 2018. Frankfurt (Main), 63 S.
- BKG – Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2020): Digitales Basis-Landschaftsmodell. Basis-DLM. S. 7
- Bowler, D.E., Buyung-Ali, L., Knight, T.M., Pullin, A.S. (2010): Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. In: Landscape and Urban Planning 97, 147–155.
- Chang, C.-R., Li, M.-H., Chang, S.-D. (2007): A preliminary study on the local cool-island intensity of Taipei city parks. In: Landscape and Urban Planning 80(4), 386–395. doi:10.1016/j.landurbplan.2006.09.005.
- Destatis - Statistisches Bundesamt (2011): Zensusatlas 2011. <https://atlas.zensus2011.de/> (27.11.2020), zuletzt aktualisiert 2015.
- DLR - Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e. V. (2020): Land Cover DE - Sentinel-2 - Germany, 2015.
- EU-Kommission - Europäische Kommission (2011): Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Brüssel, 19 S.
- EU-Kommission - Europäische Kommission (2020): EU-Biodiversitätsstrategie für 2030. Mehr Raum für die Natur in unserem Leben. Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. Brüssel, 28 S.

- Frick, A., Wagner, K., Kiefer, T., Tervooren, S. (2020): Defizitanalyse von Grünvolumen in Städten. In: Meinel, G., Schumacher, U., Behnisch, M. und Krüger, T. (Hrsg.): Flächennutzungsmonitoring XII mit Beiträgen zum Monitoring von Ökosystemleistungen und SDGs. – IÖR Schriften 78. Berlin: Rhombos-Verlag, 223–238.
- Grunewald, K., Richter, B., Meinel, G., Herold, H., Syrbe, R.-U. (2016): Vorschlag bundesweiter Indikatoren zur Erreichbarkeit von Grünflächen. Bewertung der Ökosystemleistung "Erholung in der Stadt". *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48(7): 218-226.
- Grunewald, K., Syrbe, R.-U., Walz, U., Richter, B., Meinel, G., Herold, H., Marzelli, S. (2017): Ökosystemleistungen Deutschlands. Stand der Indikatorenentwicklung für ein bundesweites Assessment und Monitoring. In: *Natur und Landschaft* 92(11), 485–492. doi:10.17433/11.2017.50153517.485-492.
- IÖR - Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (2019): Grünvolumenbestimmung der Stadt Dresden auf der Grundlage von Laserscandaten 2017. Im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Dresden. Dresden.
- Jaganmohan, M., Knapp, S., Buchmann, C., Schwarz, N. (2016): The bigger, the better? The influence of urban green space design on cooling effects of residential areas. *Journal of Environmental Quality* 45: 134-145.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. und Rubel, F. (2006): World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. In: *Meteorologische Zeitschrift* 15(3), 259–263. doi:10.1127/0941-2948/2006/0130.
- Potchter, O., Cohen, P., Bitan, A. (2006): Climatic behavior of various urban parks during hot and humid summer in the mediterranean city of Tel Aviv, Israel. In: *International Journal of Climatology* 26(12), 1695–1711. doi:10.1002/joc.1330.
- Sharp, R., Chaplin-Kramer, R., Ricketts, T., Wood, S., Guerry, A. und Tallis, H. (2019): InVest User Guide. <http://releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/index.html> (18.5.2020).
- Syrbe, R.-U., Schröter, M., Grunewald, K., Walz, U., Burkhard, B. (2017): What to map? In: Burkhard, B. und Maes, J. (Hrsg.): *Mapping Ecosystem Services*. Sofia: Pensoft Publishers, 151–158.
- Taha, H. (1997): Urban Climates and Heat Islands: Albedo, Evapotranspiration, and Anthropogenic Heat. In: *Energy and Buildings* 25(2).
- Taha, H., Akbari, H. und Rosenfeld, A. (1991): Heat island and oasis effects of vegetative canopies: Micro-meteorological field-measurements. In: *Theoretical and Applied Climatology* 44, 123–138.
- Weigand, M., Staab, J., Wurm, M. und Taubenböck, H. (2020): Spatial and semantic effects of LUCAS samples on fully automated land use/land cover classification in high resolution Sentinel-2 data. In: *Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 88(102065). doi:10.1016/j.jag.2020.102065.
- Yamamoto, Y. (2006): Measures to mitigate urban heat islands. In: *Science & Technology Trends – Quarterly Review* 18(1), 65–83
- Zardo, L., Geneletti, D., Pérez-Soba, M. und van Eupen, M. (2017): Estimating the cooling capacity of green infrastructures to support urban planning. In: *Ecosystem Services* (26), 225–235. doi:10.1016/j.ecoser.2017.06.016.

4.4 ÖSL Regulierung der Bodenerosion durch Wasser oder Wind

Ralf-Uwe Syrbe, Sophie Meier, Martin Schorcht, Karsten Grunewald

CICES-Klasse: Stabilisierung von Festmassen und Regulierung von Bodenerosion

Beschreibung der ÖSL

Definition

Die Leistung entspricht dem Vermögen der Ökosysteme, der Boden abtragenden Wirkung von Wind und Wasser Widerstand zu leisten. Erosion tritt auch unter natürlichen Bedingungen auf. Naturnahe Ökosysteme (Wälder, Strauch- Krautfluren, Grünländer, wachsende Moore) setzen der Erosion aber in der Regel einen sehr hohen Widerstand entgegen, während auf genutzten Flächen (v. a. Ackerflächen, Abbauf Flächen, entwässerte Moore) höhere Abtragungsraten auftreten. Diese Abtragungsraten hängen sowohl von natürlichen Parametern als auch von nutzungsbedingten Faktoren ab (s. u.), die sich teilweise gegenseitig beeinflussen und auch zu Rückkopplungen führen können (entstandene Erosionsbahnen kanalisieren z. B. den Abfluss und verstärken damit Folgeereignisse: „Gullyerosion“).

Die Höhe des durchschnittlichen jährlichen Bodenverlustes (in Tonnen Boden oder qualitativ in Stufen) stellt einen nutzungsbedingten *disservice* dar; die eigentliche Leistung besteht hingegen in der Schutzwirkung gegenüber dem Bodenverlust. Um diese Schutzwirkung zu bestimmen, muss eine möglichst stabile Bezugsgröße bekannt sein (also eine maximale oder mittlere Abtragung), an der sich die (positive) Leistung bemessen lässt. Als Bezugsgröße wurde die theoretisch anzunehmende Erosionsrate unbedecktem Boden (Schwarzbrache) und einer Standard-Flächengröße definiert, so besteht die schützende Leistung des Ökosystems in der Differenz zwischen maximal möglicher und aktueller Erosion bei gegebener Pflanzendecke.

Bedeutung der ÖSL für die Gesellschaft

Erosionsschutz verhindert negative Auswirkungen auf der potenziellen Abtragungsfläche („onsite“) und indirekte Wirkungen, die entlang des Transportweges auftreten können („offsite“). Onsite-Wirkungen der Bodenerosion tragen zur Einschränkung der Bodenqualität als Grundlage für die Nahrungs- und Energieproduktion bei und beeinflussen die Nährstoffbilanz durch Austrag von Nährstoffen. Eine Vermeidung der Bodenerosion erhält demzufolge die Produktionsgrundlage von Land- und Forstwirtschaft und erleichtert die Bilanzierung von Düngemitteln sowie anderen Hilfsstoffen und damit eine effiziente und umweltgerechte Bodennutzung (Grunewald & Naumann 2012).

Offsite-Wirkungen der Bodenerosion führen zu Stoffeinträgen in mitunter sensible Ökosysteme und bedrohen die Verkehrssicherheit. Ein erosionsbedingter Transport und die Ablagerung von Sedimenten verändern die Geländemorphologie, u. a. durch Verengung von Tälern und Auen mit negativen Folgen für Retention und Hochwasserschutz; sie füllen die Staubereiche von Talsperren, deren Entschlammung danach mit erhöhten Aufwendungen verbunden ist. Nährstoffeinträge in naturnähere Ökosysteme führen durch Begünstigung nährstoffliebender Arten zur Verdrängung der meist seltenen Arten magerer Standorte. In Oberflächengewässern fördern die Nährstoffeinträge die Eutrophierung, welche verbunden ist mit negativen Folgen für die Produktivität (Fischerei) und den Erholungswert, u. a. durch Herabsetzung der Badewasserqualität. Schlammablagerungen und Staubverwehungen können empfindliche

Störungen des Verkehrs zur Folge haben und kostspielige Reinigungsmaßnahmen erfordern (Pimentel et al. 1995, Hiller 2007, Brandhuber 2012).

Wechselwirkungen mit anderen ÖSL

- V/Nahrungsmittel: hohe Anbauintensität mit starken Maschinenbesatz (Bodenverdichtung!), großen Feldschlägen sowie geringen Anteilen von Beikräutern und Zwischenkulturen begünstigt die Erosion; eine Verbesserung der Bodenqualität mit hohem Anteil organischer Substanz, Gründüngung und biologischer Aktivität fördert die ÖSL
- V/Rohstoffe und Energie: Intensität wirkt wie oben, Dauerkulturen, Agro-Forst-Systeme und KUP fördern die ÖSL
- R/Schadstoffe: Förderung der ÖSL trägt bei zum Schutz der Oberflächenwasserqualität, eine nicht durch Ein- und Austräge verfälschte Nährstoffbilanz ermöglicht besseren Schutz des Grundwassers
- R/Massenbewegungen: ÖSL trägt bei zur Vermeidung der Verschlammung von Auen und technischen Hochwasserschutzanlagen
- R/Erhalt phys./chem./biol. Bedingungen: Strukturelemente und Dauerkulturen vermeiden Erosion und werden umgekehrt durch die ÖSL vor Eutrophierung geschützt
- K/phys.-kogn. Erfahrungen: ÖSL trägt bei zur Vermeidung der Verschlammung und Eutrophierung von Gewässern und terrestrischen Biotopen und erhöht damit den Erholungswert der Landschaft, hingegen kann erhöhter Herbizideinsatz (bei konservierender Bodenbearbeitung) Artenschutz und Landschaftsbild belasten

Zielformulierung

Die Zielbestimmung für den Nebenindikator N1 sollte an einer Erosionsrate orientiert werden, die der Leistung naturnaher Ökosysteme entspricht und eine geringstmögliche Erosion ansteuern, so fordert das Bodenschutzgesetz „daß Bodenabträge durch eine standortangepasste Nutzung, insbesondere durch Berücksichtigung der Hangneigung, der Wasser- und Windverhältnisse sowie der Bodenbedeckung, möglichst vermieden werden“ (BBodSchG § 17 (2) 4). Ein konkreteres Ziel ist für den Hauptindikator H zu formulieren, nämlich dass die vermiedene Bodenerosion im zeitlichen Verlauf (Jahrestrend) mindestens gleich bleiben sollte. Auch die Nebenindikatoren N2 bis N4 sollten so groß wie möglich sein oder zumindest nicht sinken.

Parameter und Faktoren, welche die ÖSL bestimmen

Bodenerosion durch Wind oder Wasser unterliegt unterschiedlichen Prozessen, sodass verschiedene Modelle und Parameter zum Einsatz kommen, will man die Abtragsraten quantifizieren (u. a. Meyer 2007). Für die Wassererosion kann dazu auf die allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG, im engl. USLE/RUSLE) zurückgegriffen werden, für die Winderosion gibt die Wind-Erosionsgleichung (WEQ/RWEQ) eine Orientierung (Fryrear et al. 2001). Weil einige Faktoren ähnlich sind, können bestimmte Datengrundlagen für beide Prozesstypen zum Einsatz kommen. Die natürliche Disposition hängt vor allem von Hangneigung und Abflussbildung (Wassererosion), von klimatischen Faktoren und der bodenbedingten Erosionsdisposition ab.

Erbracht wird die Leistung von möglichst dichten und ausdauernden Pflanzenbeständen, die durch ihre Wurzeln den Boden festhalten, durch Auflockerung die Versickerungsraten erhöhen und durch die oberirdischen Pflanzenteile die Kraft von Wind und Regen bremsen. Eine der natürlichen Disposition angepasste Nutzung, eine vielfältige Landschaftsstruktur und spezifische Schutzmaßnahmen tragen zur Bereitstellung der ÖSL bei. Hohe Anteile von Grünland und permanenten Ökosystemen mit biomassereichen Beständen sowie deren Positionierung

auf den (durch Hangneigung, Trockenheit oder Bodenart) gefährdetsten Flächen sind in diesem Zusammenhang leistungssteigernd. Innerhalb des Ackerlandes können Veränderungen des Flächenzuschnittes (Verringerung der Hanglänge bzw. Windangriffsfläche) und der umliegenden Biotope (Wind- und Abflussbremsung) sowie Verbesserungen der Bodenqualität (Erhöhung von Humusgehalt und/oder Porenvolumen) wirksam sein. Deshalb sind insbesondere Schutzmaßnahmen beim Ackerbau (konservierende Bodenbearbeitung, Schlagstruktur, Kleinstrukturen, Dauerkulturen, ökologischer Landbau) sinnvoll (Schindewolf & Schmidt 2010). Im nationalen Maßstab können bei uneinheitlicher Datenlage nicht alle Faktoren berücksichtigt werden.

Indikatoren

Hauptindikator H Vermiedene Wassererosion (in t insgesamt und \emptyset t / ha*Jahr) mit Kleinstrukturen im Agrarland

Die Vermiedene Wassererosion ist relevant auf allen geneigten Flächen, auf denen Vegetationsbedeckung zu einer Verringerung der modellierten Abtragsraten führt. Die von den Ökosystemen erbrachte Leistung entspricht der Differenz eines hypothetischen Abtrages (ohne Vegetation) und des aktuellen Abtrages mit der aktuellen Vegetation. Steile Gebirgshänge mit Wald und Grünland erbringen die höchsten Leistungen. Unbewachsene Flächen (Bergbauhalden) oder zeit- bzw. teilweise unbedeckte Ackerflächen (Hopfen, Hackfrüchte, Mais) erbringen eine geringe Leistung. Der Indikatorwert ist auch klein auf wenig erosionsgefährdeten Gebieten im ebenen Gelände wo kein Bedarf nach Erosionsschutz besteht.

Nebenindikator N1 Aktuelle Wassererosion (in t/ha*Jahr)

Die „Aktuelle Wassererosion“ entspricht der Größe des modellierten tatsächlichen Abtrages, der als Subtrahend in die Differenzbildung für H eingeht. Als Komplement zeigt dieser Indikator die höchsten Werte dort, wo die ÖSL am kleinsten ist, nämlich auf erosionsgefährdeten Ackerflächen der Bergländer und auf dauerhaft vegetationsfreien Flächen wie z.B. Halden. Niedrige Indikatorwerte bedeuten höhere Leistungen und sollten angestrebt werden.

Nebenindikator N2 Vermiedene Wassererosion durch Kleinstrukturen im Ackerland (in t/ha*Jahr)

Die von Kleinstrukturen (z. B. Hecken, Baumreihen, Gräben, kleinflächige Gehölze) durch eine verringerte erosive Hanglänge vermiedenen Bodenabträge sind auch im Hauptindikator H rechnerisch berücksichtigt. Sie werden als Nebenindikator zusätzlich angegeben, um die leistungssteigernde Wirkung einer vielfältigen Landschaftsstruktur (mit höherer Biodiversität) quantitativ zu kennzeichnen. Da eine solche Strukturierung nur auf Ackerflächen erosionsrelevant ist, wurde dieser Indikator speziell für diesen Flächentyp bestimmt, das heißt innerhalb von Wäldern, im Grünland und naturnahen Ökosystemen liegt der Modellierung eine Standard-Hanglänge zugrunde. Da der Indikator N2 sensibel auf Veränderungen der genutzten Basisdaten (ATKIS-Erfassung und ALKIS-Migration) reagiert, sind bisher keine Zeitreihen verfügbar. Erst wenn zu diesen Kleinstrukturen homogene Daten von den Landesämtern geliefert werden, können Zeitvergleiche berechnet werden.

Nebenindikator N3 Anteil des ökologischen Landbaus am Ackerland (in Prozent/Bundesland)

Für die Einschätzung der Erosionswirkung wird der Anteil des ökologischen Landbaues am Ackerland angegeben, also nicht wie üblich für die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche. Die

Wirkung bezieht sich gleichermaßen auf Wind- und Wassererosion. Grünlandwirtschaft nimmt im ökologischen Landbau zwar den größeren Flächenanteil ein, ist aber für die Erosionsvermeidung weniger relevant. Im Ackerbau sind dichtere Fruchtfolgen, ein größerer Beikrautanteil und die Erhaltung naturnaher Biotope wichtige, wenn auch im nationalen Maßstab nicht quantifizierbare Beiträge zum Bodenschutz; eine stärkere mechanische Bodenbearbeitung kann aber auch gegenteilig wirken. Da dieser Nebenindikator nicht in die Modellierung von H, N1 und N2 eingehen kann, wird er als ergänzende Information bereitgestellt.

Nebenindikator N4 Anteil permanenter Vegetation an winderosionsgefährdeten Flächen (Anteilswert von 0,00 bis 1,00)

Der Indikator zur Vermeidung der Winderosion ergänzt den Hauptindikator hinsichtlich derjenigen Flächen, auf denen das Winderosionsrisiko dominiert. Anstelle einer Modellierung von hypothetischen Abtragsraten wird für den nationalen Maßstab der erosionsmindernde Anteil dauerhaft vegetationsbedeckter Flächen an allen Flächen mit hoher oder sehr hoher Winderosionsgefährdung bestimmt. Dies entspricht im Verständnis dem Hauptindikator (nur bezogen auf den Erosionsfaktor Wind), zeigt also mit hohen Werten eine größere Leistungsfähigkeit, verbunden mit hoher Biodiversität, an. Die Nebenindikatoren N2 und N3 haben in Hinblick auf die Winderosion eine ähnliche Bedeutung, können also auch zur Interpretation dieses Indikators herangezogen werden.

Räumlicher Bezug: Alle Indikatorwerte wurden summiert bzw. gemittelt auf Landes- und Bundesebene dargestellt. Die Indikatorwerte H, N1, N2 und N4 wurden zunächst auf Basis von 25 m x 25 m Rasterzellen berechnet und liegen zusätzlich in dieser Auflösung vor. Ihre Landesmittel beziehen sich auf die nicht-versiegelte Gesamtfläche (ausgenommen Wasserflächen und Sumpfland). Der Indikator N3 wird aus statistischen Daten direkt für die Landesebene bestimmt. Der Indikator N4 wird übernommen aus dem Vorläuferprojekt, seine andauernde Beobachtung ist zu prüfen.

Berechnungs- und Analyseschritte

Modellierung der Wassererosion für die Indikatoren H, N1 und N2

Die Gefährdung des Bodens durch Wassererosion wurde mit Hilfe eines Modells abgeschätzt. Gewählt wurde als weit verbreitetes Modell die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG, Schwertmann et al. 1990). Sie ist die an deutsche Verhältnisse angepasste Form der Universal Soil Loss Equation (USLE, Wischmeier & Smith 1978). Das empirische Modell besteht aus dem folgenden Produkt:

A = K × R × L S × C × P mit den Faktoren

A: mittlerer jährlicher Bodenabtrag

K: Erodierbarkeitsfaktor (Boden)

R: Regenerositätsfaktor (Niederschlag)

L S: Topographiefaktor (Hanglänge L, Hangneigung S)

C: Bearbeitungsfaktor (Bodenbedeckung)

P: Faktor der Erosionsschutzmaßnahmen (Bodenschutz).

Das Modell umfasst die wichtigsten natürlichen und anthropogenen Faktoren der Bodenerosion. Das Ergebnis der Berechnung entspricht dem mittleren jährlichen Bodenabtrag pro Hektar und damit zunächst dem Nebenindikator N1. Durch Differenz von hypothetischen Abtragsraten bei fehlender Vegetation und Differenzbildung wird der Hauptindikator H bestimmt. Aus der Differenz von Modellierungen mit LS-Faktoren mit und ohne Kleinstrukturen im Ackerland

resultiert der Nebenindikator N2. Für die Modellierung wurden der Reihe nach als Rasterwerte alle Faktoren (außer P) bestimmt und multipliziert.

Die Berechnung des **R-Faktors** erfolgt nach der ursprünglich für Bayern entwickelten Formel nach Schwertmann et al. (1990, S. 15): $R = 0,141 * N_{So} - 1,48$ ($r = 0,961$), wobei mit N_{So} die mittleren Niederschlagssummen der Sommermonate eingehen. Obwohl Ad-hoc-AG Boden (2000) Formeln für andere Bundesländer ausweisen, wird hier im Sinne der Einheitlichkeit mit nur einer Formel für Deutschland gearbeitet. Dafür wurden aus Niederschlagsmessstationen interpolierte 1000 m-Rasterdaten des Deutschen Wetterdienstes der Klimareihe 1981 bis 2010 für die Monate Mai bis Oktober genutzt.

Die Bestimmung des **K-Faktors** erfolgte mit Hilfe der DIN 19708 (2005) – Zuordnungstabelle zu Bodenarten des Oberbodens. Als Inputdaten wurde die Karte der Bodenarten der Oberböden Deutschlands 1 : 1 000 000 der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Düwel et al. 2007) ausgewertet und gerastert. Die Bodenartengruppen wurden mit mittleren K-Werten belegt, die sich aus den darin vertretenen Bodenarten ergeben, zusammengestellt nach DIN 19708, HLUg (2016), Ad-hoc-AG Boden (2005) (Tabelle 4.4.1). Die in der DIN 19708 gegebene weitere Differenzierung nach dem Humusgehalt soll im Falle einer Umstellung des Verfahrens auf die genauere Boden-Übersichtskarte 1 : 200 000 geprüft werden.

Tab. 4.4.1: Zuordnung von Bodenarten zu K-Werten

Bodenartengruppe nach BOART1000OB	Bodenarten nach ObÜK1000	K nach DIN 19708	verw. mittl. K-Wert
ss			0,13
ls	St2, Su2, Sl2, Sl3	0,11 – 0,26	0,2
us	Su3, Su4	0,35 – 0,45	0,4
sl	Slu, Sl4, St3	0,1 – 0,4	0,25
ll	Lt2, Ls2, Ls3, Ls4	0,19 – 0,35	0,27
tl	Lts, Ts3, Ts4	0,06 – 0,15	0,1
su	Us, Uu	0,63 – 0,71	Nicht in ObÜK
lu	Ut2, Ut3, Uls	0,5 – 0,61	0,56
tu	Ut4, Lu	0,41 – 0,53	0,47
ut	Tu3, Tu4, Lt3	0,21 – 0,45	0,32
lt	Tt, Tu2, Tl, Ts2	0,02 – 0,14	0,07
Moore, Gewässer, Abbauland			0

Zur Bestimmung eines **C-Faktors** für die Schutzwirkung der Pflanzenbedeckung wurden für alle Nutzungsarten mit (über das Jahr) relativ konstanter Flächenbedeckung Werte nach den CORINE land cover Daten des LBM-DE zugeordnet, zusammengestellt nach DIN 19708, HLUg (2016), Ad-hoc-AG Boden (2005) (Tabelle 4.4.2).

Tab. 4.4.2: C-Werte für die Pflanzenbedeckung der CLC-Klassen

Bezeichnung	C-Wert Ref.	C-Wert IST	C-Wert ÖSL
Durchgängig städtische Prägung (111), Nicht-durchgängig städtische Prägung (112), Industrie und Gewerbeflächen, öffentliche Einrichtungen (121), Straßen-, Eisenbahnnetze und funktional zugeordnete Flächen (122), Hafengebiete (123), Flughäfen (124), Baustellen (133)	0	0	0
Sport- und Freizeitanlagen (142), Städtische Grünflächen (141)	0,4	0,004	0,396
Deponien und Abraumhalden (132), Abbauflächen (131)	0,4	0,4	0
Ackerland (211)*	0,4	Je nach B.-Land Tab.4.4.3	
Obst- und Beerenobstbestände (222)	0,4	0,03	0,37
Weinbauflächen (221)	0,4	0,31	0,09
Wiesen und Weiden (231), Natürliches Grünland (321)	0,4	0,004	0,396
Laubwälder (311), Mischwälder (313), Nadelwälder (312)	0,4	0,004	0,396
Heiden und Moorheiden (322)	0,4	0,2	0,2
Torfmoore (412)	0,4	0	0,4
Sumpf (411), Felsen ohne Vegetation (332), Salzwiesen (421), Strände, Dünen und Sandflächen (331), Brandflächen (334), Gletscher und Dauerschneegebiete (335)	0	0	0

*Speziell für die Ackerflächen wurden länderspezifische C-Werte bestimmt, die sich nach Destatis²⁸ aus den Anteilen der angebauten Ackerkulturen des jeweiligen Bundeslandes errechnen (resp. für die Stich-jahre 2012 und 2015).

Auf der Grundlage des Anbauspektrums erhalten alle Ackerflächen eines Bundeslandes einen bestimmten Durchschnittswert. Diese Werte liegen für 2015 bundesweit in einem relativ schmalen Bereich zwischen 0,136 in Thüringen und 0,198 in Niedersachsen, wobei sich Differenzen vor allem aus den unterschiedlichen Mais- und Hackfruchtanteilen ergeben. Bundesweit lag dieser C- Mittelwert bei 0,165 für 2012 bzw. 0,162 für 2015, weil unter anderem die Fläche zum Anbau von Winterweizen und -gerste etwas höher war und die Fläche zum Zuckerrübenanbau etwas niedriger. Zum Beispiel führt der Anbau von Winterweizen zu geringerer Erosion als der Anbau von Zuckerrüben. Zusätzlich gab es 2015 mehr Stilllegungsfläche als 2012. Dieser Trend abnehmender C-Werte ist positiv für die Erosionsvermeidung, weil geringere C-Werte weniger Bodenverluste bedeuten. Die länderspezifischen C-Werte für die Ackerflächen sind in Tabelle 3 4.4.3 zusammengestellt.

²⁸ https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Feldfruechte-Gruenland/_inhalt.html (Aufgerufen am: 11.02.21)

Tab. 4.4.3: C-Werte der Bundesländer für Ackerland

Bezugsraum / Jahr	2012	2015
Deutschland	0,165	0,162
Baden-Württemberg	0,163	0,161
Bayern	0,173	0,172
Brandenburg	0,143	0,149
Hessen	0,150	0,142
Mecklenburg-Vorpommern	0,142	0,141
Niedersachsen	0,204	0,198
Nordrhein-Westfalen	0,182	0,180
Rheinland-Pfalz	0,153	0,145
Saarland	0,132	0,137
Sachsen	0,141	0,139
Sachsen-Anhalt	0,147	0,148
Schleswig-Holstein	0,174	0,166
Thüringen	0,137	0,136
Stadtstaaten ³⁾	0,144	0,141

Der Topographie-Faktor **L S** wurde mit Hilfe des LS-Modells von SAGA-GIS berechnet. Eine differenzierte Bestimmung der erosiven Hanglängen (L) erfolgte nur für die Ackerflächen, außerhalb dieser wurde eine pauschale Standard-Hanglänge (22,1 m) angesetzt (entspricht 72,6 ft aus Wischmeier & Smith 1978). Als Grundlage für die Bestimmung der erosionswirksamen Hanglängen wurden Geometriedaten der LBM-DE-Ackerflächen durch Verschneidung mit ausgewählten ATKIS-Kleinstrukturen (Hecken, Baumreihen, Steinrücken) herangezogen.

Anstelle einer Berechnung des P-Faktors wird der **Nebenindikator N3** bereitgestellt. Der Anteil des ökologischen Landbaues am Ackerland wird aus Daten des Bundesamtes für Statistik für die einzelnen Bundesländer berechnet und angegeben.

Winderosion – Nebenindikator N4

Die Gefährdung des Bodens durch Winderosion ließe sich auch mit Hilfe von Modellen abschätzen. Gängige Methoden sind aber entweder qualitativ oder sehr kleinteilig verfügbar. So bietet die BGR eine Übersichtskarte an, die keine quantitativen Werte angibt, sodass sich Monitoring oder Indikatorberechnung auf dieser Basis ausschließen (Bug 2014). Eine Möglichkeit ist die qualitative Methode nach DIN 19706 (2013) (Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wind) sowie die Winderosionsgleichung (WEQ/RWEQ, s. Fryrear et al. 2001). Die Abschirmung durch umgebende Nutzungen und Vegetationsbestände wäre auf Grundlage der ATKIS-Daten möglich aber komplex. Ersatzweise wird der erosionsmindernde Anteil dauerhaft vegetationsbedeckter Flächen als Indikator N4 angegeben, vergleichbar aussagekräftig speziell für das Ackerland wären auch die in Tab. 3 gelisteten C-Werte.

Ergebnisdarstellung und Interpretation der Indikatoren

Der Hauptindikator H (Tabelle 4.4.4, Abbildung 4.4.1) Vermiedene Wassererosion wird alle drei Jahre, auch unter Berücksichtigung der Kleinstrukturen („mK“), erhoben. Im Mittel vermeiden die Ökosysteme in Deutschland 16,7 t /ha jährliche Erosionen für 2015, die sich absolut auf eine halbe Milliarde Tonnen summieren. Die Differenzierung nach Bundesländern zeigt, dass vor allem in Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz mit größeren Anteilen

Hoch- und Mittelgebirge (durch die dortigen Wälder und Grünland) die höchsten Vermeidungsraten erbringen. Bundesländer im Tiefland haben eine geringe natürliche Erosionsdisposition, sodass vergleichsweise weniger Erosion zu vermeiden ist.

Der Nebenindikator N1 (Tabelle 4.4.5, Abbildung 4.4.2) beschreibt die dennoch vorhandene Bodenerosion durch Wasser von ca. 66 Mio. t jährlich (2015), die vor allem auf geneigten Ackerflächen, aber auch auf vegetationsarmen Hängen der Gebirge und auf Halden der Bergbaugebiete auftritt. Insgesamt beträgt die aktuelle Erosion (unter Berücksichtigung der Kleinstrukturen) nur etwa 13 % der vermiedenen (H1), also im Jahresmittel 2,1 t/ha für 2015. Die aktuelle Erosion (N1) ist (ohne Berücksichtigung von Kleinstrukturen und Hanglängen) von 2012 bis 2015 um ca. 4,1 % gesunken. Der Trend ist vor allem dem veränderten Anbauspektrum/Nutzungsintensität auf den Ackerflächen (mehr Stilllegungsfläche, mehr Wintergetreide, weniger Zuckerrübe) geschuldet. Der Bodenverlust erreicht in steileren Bereichen Abträge über 100 t/ha, was durch Änderung der Flächennutzung unterbunden werden sollte. Obwohl die Bundesländer mit Gebirgsanteilen auch hier die höchsten Raten aufweisen, treten sie nicht so deutlich heraus wie beim H1-Indikator. Vergleichsweise stärker fallen auch die intensiv landwirtschaftlich genutzten Bundesländer mit Lösshügelland, u. a. Mitteldeutschlands, ins Gewicht.

Es ist zu berücksichtigen, dass die gesamte Flächengröße der erosiven Flächen 2012 höher ist (31.651.380 ha), als 2015 (31.596.335 ha). Dies könnte ein Indiz sein, weshalb die vermiedene Erosion 2012 über dem Wert von 2015 liegt, obwohl doch der C-Wert 2015 niedriger ausfällt. Der Flächengrößenunterschied könnte unter anderem durch methodische Unterschiede und qualitativ abweichenden Satellitenbildgrundlagen bei der Erzeugung der beiden LBM-DE Zeitschnitte 2012 und 2015 zustande gekommen sein.

Tab. 4.4.4: Hauptindikator H Vermiedene Wassererosion (mit Kleinstrukturen im Agrarland)

H Vermiedene Wassererosion	Ø t/ha (2012)	ges. t/Jahr (2012)	Ø t/ha (2015)	ges. t/Jahr (2015)
Baden-Württemberg	31,8	101.465.623	31,5	100.229.079
Bayern	32,1	207.992.344	32,8	208.294.040
Berlin	0,4	14.870	0,4	14.892
Brandenburg	0,6	1.719.439	0,7	1.755.115
Bremen	0,5	9.925	0,5	10.041
Hamburg	0,9	31.824	0,9	32.905
Hessen	17,2	32.657.594	17,2	32.430.597
Mecklenburg-Vorpommern	1,1	2.236.129	1,1	2.234.801
Niedersachsen	4,5	19.222.874	4,7	19.806.827
Nordrhein-Westfalen	17,4	48.217.300	17,3	47.903.083
Rheinland-Pfalz	30,6	54.967.233	30,6	54.824.590
Saarland	21,7	4.658.467	21,5	4.606.717
Sachsen	10,8	17.271.809	10,7	17.163.214
Sachsen-Anhalt	4,0	7.531.101	3,9	7.419.058
Schleswig-Holstein	1,0	1.343.670	1,0	1.355.993
Thüringen	19,1	28.589.146	18,9	28.400.683
Deutschland	16,7	527.929.347	16,7	526.481.634

Tab. 4.4.5: Nebenindikatoren N1 (aktuelle Wassererosion) und N2 für 2015

Nebenindikator N1	mit Kleinstrukturen		ohne Kleinstrukturen		Nebenindikator N2		
	Ø t/ha	In t / Jahr	Ø t/ha	In t / Jahr	Diff. t / a	%	Ø t/ha
Baden-Württemberg	3,4	10.925.858	3,5	11.036.156	110.298	1,00	0,03
Bayern	3,8	24.025.615	3,8	24.080.237	54.621	0,23	0,01
Berlin	0,0	535	0,0	536	1	0,19	0,00
Brandenburg	0,2	420.095	0,2	424.160	4.065	0,96	0,00
Bremen	0,1	1.414	0,1	1.414	0	0,01	0,00
Hamburg	0,1	3.258	0,1	3.258	0	0,01	0,00
Hessen	1,8	3.432.463	1,8	3.447.148	14.685	0,43	0,01
Mecklenburg-Vorpommern	0,4	723.184	0,4	731.455	8.271	1,13	0,00
Niedersachsen	1,0	4.199.799	1,0	4.221.194	21.395	0,51	0,01
Nordrhein-Westfalen	1,8	5.041.769	1,8	5.079.077	37.308	0,73	0,01
Rheinland-Pfalz	3,8	6.769.067	3,8	6.834.552	65.485	0,96	0,04
Saarland	2,2	480.645	2,3	484.041	3.396	0,70	0,02
Sachsen	2,4	3.914.838	2,5	3.965.254	50.416	1,27	0,03
Sachsen-Anhalt	1,0	1.889.868	1,0	1.924.978	35.110	1,82	0,02
Schleswig-Holstein	0,4	531.307	0,4	559.676	28.369	5,07	0,02
Thüringen	2,6	3.823.020	2,6	3.882.081	59.062	1,52	0,04
Deutschland	2,1	66.182.736	2,1	66.675.217	492.481	0,74	0,02

Der Nebenindikator N2 (Tabelle 4.4.5) zeigt den Beitrag der Kleinstrukturen (u. a. Hecken, Baumreihen, Gehölze) im Ackerland zur Vermeidung der Wassererosion. Diese Wirkung ist großräumig zwar gering, leistet aber wertvolle Beiträge in Mitteldeutschland und insbesondere in Schleswig-Holstein durch die vielen Knicks und anderen Strukturelemente. Insgesamt können Kleinstrukturen eine halbe Million Tonnen Bodenverlust in Deutschland vermeiden, in ausgeräumten und besonders erosionsanfälligen Gebieten Süddeutschlands liegen die höchsten ungenutzten Potenziale.

Nebenindikator N3 (Tabelle 4.4.6, Abbildung 3.4.1.3) beschreibt den Anteil des organischen Landbaus am Ackerland. Dessen erosionsmindernde Wirkung konnte mangels bundesweit vergleichbarer Daten nicht quantitativ im Modell berücksichtigt werden, sodass der Nebenindikator N3 ergänzend zu den anderen Indikatoren zu interpretieren ist. Da die erosionsvermindernde Wirkung erheblich stärker im Ackerbau als bei Grünlandwirtschaft auftritt, wurde nur der Ackerbauanteil berücksichtigt, der damit deutlich niedriger liegt als der in vielen Statistiken zitierten Anteil organischer Landwirtschaft allgemein.

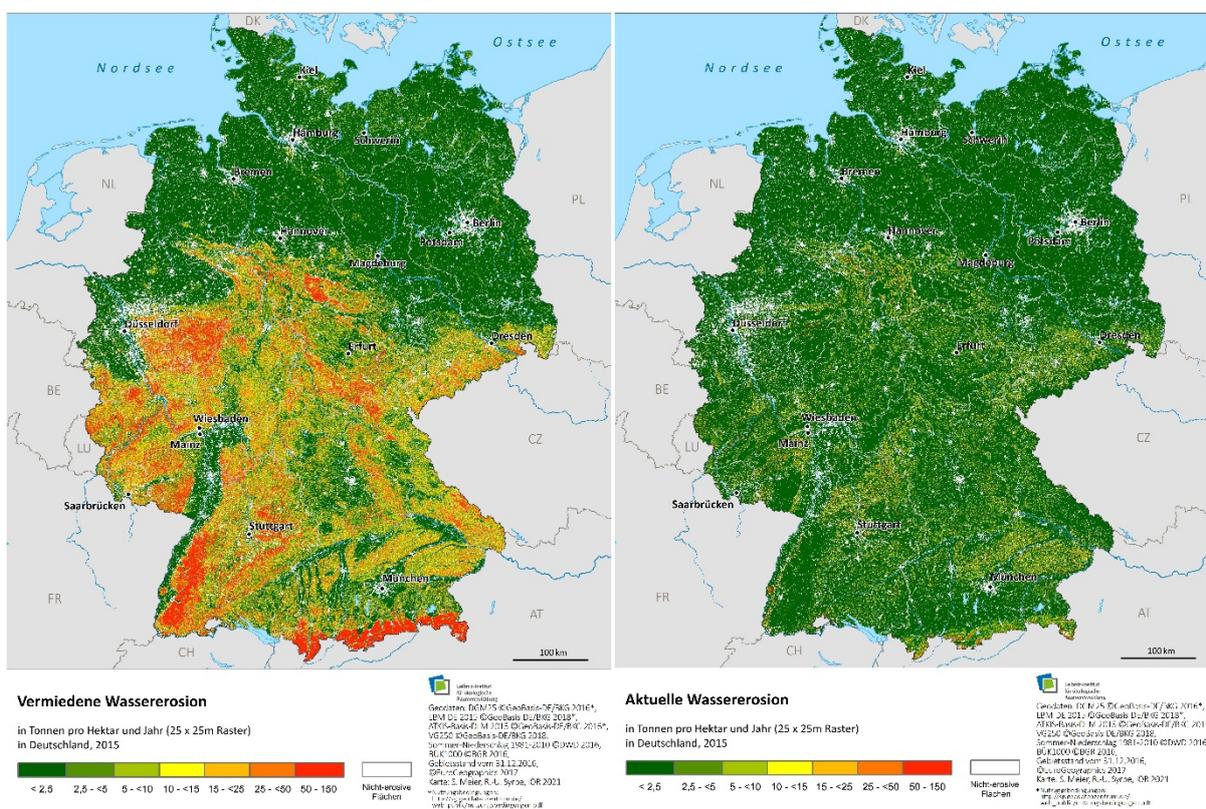


Abb. 4.4.1: Vermiedene Wassererosion 2015 (H), räumliche Auflösung: 25x25m.

Abb. 4.4.2: Aktuelle Wassererosion 2015 (N1), räumliche Auflösung 25x25m

Tab 4.4.6: Nebenindikator N3 Anteil des ökologischen Anbaus am Ackerland 2016

Land	Ackerland in 1000 ha	ÖLA in 1000 ha	N3 in %
Deutschland	11 672,0	219,3	1,9
Baden-Württemberg	815,9	21,2	2,6
Bayern	2 002,3	55,8	2,8
Berlin	1,1	0,0*	0,0
Brandenburg	994,6	27,2	2,7
Bremen	1,6	0,0*	0,0
Hamburg	5,7	0,0*	0,0
Hessen	472,9	9,4	2,0
Mecklenburg-Vorpommern .	1 072,7	13,9	1,3
Niedersachsen	1 854,4	19,6	1,1
Nordrhein-Westfalen	1 076,2	8,7	0,8
Rheinland-Pfalz.....	392,8	5,8	1,5
Saarland	34,7	0,5	1,4
Sachsen	700,3	12,9	1,8
Sachsen-Anhalt	985,0	26,7	2,7
Schleswig-Holstein	658,5	8,7	1,3
Thüringen	603,4	8,5	1,4

N4 stellt einen Proxy-Indikator für die Vermeidung der Winderosion dar und ist als Ergänzung zu H gedacht (Abbildung 4.4.3). Die Daten werden von Ifuplan et al. (2014) übernommen.

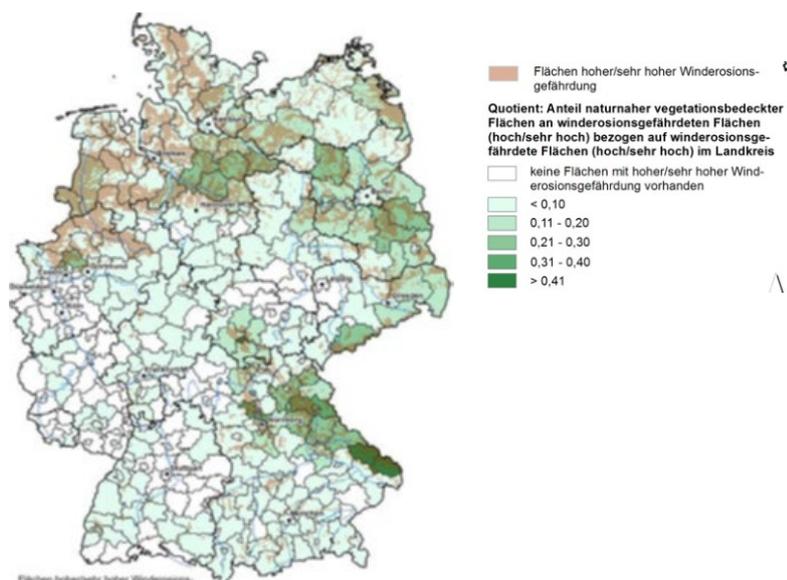


Abb. 4.4.3: Nebenindikator N4 (Quelle: Ifuplan et al. 2014)

Bezug zu anderen Nachhaltigkeits- und Biodiversitätsindikatoren

Der Biodiversitätsindikator „Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert“ und gleichnamige LiKi-Indikator B7 (LIKI 2018) zeigt einen wichtigen, allerdings nicht quantifizierbaren Beitrag zur Erosionsvermeidung (H), da den HNV-Flächenanteilen höhere Leistungen zugerechnet werden können. Dieser Indikator ist aussagekräftig und als Zusatzinformation stellvertretend

für den P-Faktor interpretierbar wie der Nebenindikator N3, sofern er in vergleichbarer inhaltlicher und räumlicher Auflösung (mindestens Bundesland-Ebene) vorliegt.

Der UBA-Umwelt-Kernindikator „Humusstatus der Böden“ (UBA 2020a) (siehe auch Düwel et al. 2007) ergänzt die Aussagen zur Minderung der Wassererosion. Denn Humusreiche Böden und Böden mit hoher organischer Aktivität weisen gute Infiltrationseigenschaften und eine günstige Textur auf, was der oberflächlichen Abflussbildung entgegenwirkt. Stark humusreiche und vor allem Moorböden jedoch zeigen, wenn sie trockenfallen, ein erhöhtes Risiko gegenüber der Winderosion und müssten dagegen besonders geschützt werden.

Der Biodiversitätsindikator „Stickstoffüberschuss (in der Landwirtschaft)“ und gleichnamige Nachhaltigkeitsindikator 2.1.a (Destatis 2017) lässt ungünstige Kumulationswirkungen mit dem Nebenindikator N1 befürchten. Denn erosionsgefährdete Böden, die außerdem einen Stickstoffüberschuss aufweisen, bilden ein besonders großes Risiko für Offsite-Schäden durch Nährstoffeinträge in sensible Ökosysteme, vor allen Oberflächengewässer. Durch übermäßige Nährstoffbelastung können Gewässer und naturnahe Ökosysteme eutrophieren, sodass sie „umkippen“ oder z. B. durch invasive, nährstoffliebende Pflanzen überwuchert werden.

Der Destatis-Nachhaltigkeitsindikator 2.1.b „Ökologischer Landbau“ und gleichnamige LiKi-Indikator D2 – „Ökologische Landwirtschaft“ (Destatis 2017, LIKI 2020) beinhaltet ähnliche Trends und Angaben wie der Nebenindikator N3. Von 2017 bis 2020 hat sich die Zunahme ökologisch bewirtschafteter Flächen verstärkt (LIKI 2020), jedoch wird in diesem Kennblatt nur der Zeitraum 2012 bis 2015 betrachtet. Bodenschutz, vielseitige Fruchtfolgen und Zwischenkulturen des ökologischen Landbaus begünstigen die ÖSL, allerdings kann die intensive mechanische Bearbeitung und Beweidung auch zur Erosion führen. Weil der Großteil (ca. $\frac{3}{4}$) der ökologischen Landwirtschaft im Grünland-Bereich (mit relativ geringem Erosionsrisiko) arbeitet, existieren allerdings keine linearen Zusammenhänge mit den modellierten Werten.

Auch der UBA-Umwelt-Kernindikator „Umweltmaßnahmen im Agrarbereich“ (UBA 2020b) könnte ähnlich wie der Nebenindikator N3 als zusätzliche Angabe und Proxy-Indikator für den nicht erfassten P-Faktor dienen, weil einige dieser Maßnahmen die ÖSD begünstigen. Diese sind jedoch insgesamt sehr vielfältig, sodass keine Aufschlüsselung zu ÖSL-wirksamen Faktoren verfügbar ist.

Offene Fragen / ggf. Erweiterungsmöglichkeiten

Für beide Erosionsarten sind die Einbeziehung (nur für ganze Bundesländer) verfügbarer Daten zu Anbaustatistik, konservierender Bodenbearbeitung und ähnlichen als Flächenanteile zu diskutieren, weil sie die ansonsten flächenkonkreten Werte verallgemeinern. Demgegenüber spiegeln sich darin agrarpolitische Maßnahmen wider, deren Annahme und Erfolge durchaus einem Monitoring unterzogen und durch Einbeziehung in die Bewertung gewürdigt werden sollten.

Für künftige Berechnungen könnten aktualisierte R-Faktorwerte, auch differenziert nach den einzelnen Bundesländern genutzt werden. Dafür hat die Ad-hoc-AG Boden des Bund-Länder-Ausschusses Bodenforschung (BLA Geo) in einem Nachtrag zur Methodendokumentation Bodenkunde Regressionsgleichungen erarbeitet, die eine Ableitung des R-Faktors aus dem Jahres- bzw. Sommerniederschlag erlauben Ad-hoc-AG Boden (2000).

Eine Verfeinerung wäre auch möglich zum K-Faktor. So bietet die DIN 19708 (Tab. 5) eine Differenzierung nach dem Humusgehalt an. Diese könnte durch die BGR-Karte „Gehalte an organischer Substanz in Oberböden Deutschlands 1 : 1 000 000“ (Düwel et al. 2007) in die

Berechnungen einbezogen werden. Aufgrund der im Verhältnis zu den anderen Datenquellen schlechten Auflösung der BÜK 1000 und ihrer Folgekarten wurde bisher von einer verfeinerten Auswertung dieser Datenquelle Abstand genommen. Sobald eine bundesweite BÜK 200 vorliegt (z. Z. fehlen noch 5 Kartenblätter), wird die Auswertbarkeit auch hinsichtlich der Humusgehalte erneut geprüft.

Literatur

Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl., 438 S., Hannover.

Ad-hoc-AG Boden (2000): Methodendokumentation Bodenkunde. 2. Aufl.: Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. [Koord. Hennings, V.], Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Staatliche Geologische Dienste in der Bundesrepublik Deutschland, Ad-hoc-AG Boden. Geol. Jb., G SG1: 232 S.; Hannover. Online VKR 3.11, neu gefasst, unter:

http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Netzwerke/Adhocag/Downloads/Neufassung_Regel_3_11.pdf?__blob=publicationFile&v=2

Bug, J. [Bearb.] (2014): Potentielle Erosionsgefährdung der Ackerböden durch Wind in Deutschland 1:1.000.000. Hrsg. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover. URL: <https://produktcenter.bgr.de/terraCatalog/DetailResult.do?fileIdentifier=29944FE2-7DCC-4322-82CA-960ED066B6D3> (11.02.21).

Brandhuber R. (2012): Starkregen und Bodenerosion – Welches Risiko sollen Schutzmaßnahmen abdecken? In: Fröba, N.; Steinmetz, A. K. (Hrsg.): Management der Ressource Wasser. KTBL-Schrift 492, 140-149.

Destatis (2017): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatorenbericht 2016. Statistisches Bundesamt. Wiesbaden. URL: https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Nachhaltigkeitsindikatoren/Publikationen/Downloads-Nachhaltigkeit/indikatoren-pdf-0230001.pdf?__blob=publicationFile (11.02.2021).

DIN 19708 (2005): Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mithilfe der ABAG, Normenausschuss Wasserwesen im DIN; Berlin.

DIN 19706 (2013): Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wind. Deutsches Institut für Normung – Berlin.

Düwel, O., Siebner, C. S., Utermann, J. [Bearb.] (2007): Bodenarten der Oberböden Deutschlands 1:1.000.000. Hrsg. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover. URL: <https://produktcenter.bgr.de/terraCatalog/DetailResult.do?fileIdentifier=DADB8BB6-4A7A-4CB7-908D-EA0767B068D7> (Zugriff am 29.06.21).

Fryrear, D.W., Sutherland, P.L., Davis, G., Hardee, G., Dollar, M. (2001): Wind Erosion Estimates with RWEQ and WEQ. In: D.E. Stott, R.H. Mohtar and G.C. Steinhardt (eds.) Sustaining the Global Farm. selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999 at Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory. p. 760-765.

Grunewald, K., Naumann, S. (2012) Bewertung von Ökosystemdienstleistungen im Hinblick auf die Erreichung von Umweltzielen der Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel des Flusseinzugsgebietes der Jahna in Sachsen. Natur und Landschaft, 87. Jg. Heft 1, S. 17-23.

Hiller, D. A. (2007): Bodenerosion durch Wasser Ursachen, Bedeutung und Umgang in der landwirtschaftlichen Praxis von NRW. Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Münster, 37 S.

HLUG - Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (2016): Bodenerosionsgefährdung durch Wasser (ABAG). URL: <http://www.hlnug.de/themen/boden/auswertung/bodenerosionsbewertung/bodenerosionsatlas/erosionsbewertung-abag.html> (11. 02.2021).

- Ifuplan, ETH-Zürich, Universität Bayreuth (2014): TEEB-Deutschland Übersichtsstudie, Teil A: Bilanzierung von Ökosystemleistungen. F+E Vorhaben 3510 81 0500 im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Ifuplan Institut für Umweltplanung, München (Ifuplan), ETH-Zürich, Institut für Raum und Landschaftsentwicklung; Universität Bayreuth – Lehrstuhl für Ökosystemleistungen.
- LIKI (2018): B7- Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert. Anteil der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert an der gesamten Landwirtschaftsfläche. Länderinitiative Kernindikatoren (LIKI). Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. URL: <https://www.lanuv.nrw.de/liko/index.php?indikator=602&aufzu=2&mode=indi> (11.02.21).
- LIKI (2020): D2-ökologische Landwirtschaft. Anteil der Flächen mit ökologischer Landwirtschaft an der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Länderinitiative Kernindikatoren (LIKI). Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. URL: <https://www.lanuv.nrw.de/liko/index.php?indikator=20&aufzu=4&mode=indi> (11.02.21).
- Meyer, M. (2007): Erprobung und Anwendung von Methoden zur einzugsgebietsbezogenen Modellierung der Phosphatdynamik terrestrischer Ökosysteme. Dipl. Arb. Universität Kiel. URL: <http://www.dilamo.de/martin/frame1.htm> (11.02.2021).
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Sphpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R. and Blair, R. (1995): Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267, 1117–1123.
- Schindewolf, M., Schmidt, W. (2010): Flächendeckende Abbildung der Bodenerosion durch Wasser für Sachsen unter Anwendung des Modells Erosion 3D. Schriftenreihe des LfULG, Heft 9/2010, 115 S.
- Schwertmann, U., Vogl, W., Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. – 2. Aufl.; Stuttgart.
- Wischmeier, W., Smith, D. (1978): Predicting Rainfall Erosion Loss: A Guide to Conservation Planning. – United States Department of Agriculture, Agriculture Handbook 537, 58 S., 20 Tab.; Washington.
- UBA – Umweltbundesamt (2020a): Humusstatus der Böden. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/boden/humusstatus-der-boeden#humusfunktionen-und-gehalte-von-boden> (11.02.21).
- UBA – Umweltbundesamt (2020b): Umweltmaßnahmen im Agrarbereich. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/umweltmassnahmen-im-agrarbereich#umweltschutz-in-der-landwirtschaft> (11.02.21).

4.5 Weitere Ökosystemleistungen

Karsten Grunewald

Im Folgenden wird ein kurzer Überblick zu ausgewählten Ökosystemleistungen und Indikatoren – beschränkt auf terrestrische Ökosysteme – gegeben, die im Rahmen des Vorläuferprojektes "Umsetzung Maßnahme 5 der EU-Biodiversitätsstrategie" (Grunewald et al. 2016a) bearbeitet worden sind, aber nicht explizit im Blickpunkt des Forschungsvorhabens „Weiterentwicklung des bundesweiten Indikatorensetzes für Ökosystemleistungen“ standen.

Versorgungsleistungen

ÖSL Rohholzproduktion

Im Rahmen des Vorläuferprojektes (Grunewald et al. 2016a) wurden folgende Indikatoren auf Bundesebene erarbeitet und publiziert (Grunewald et al. 2016b, c):

- Jährlicher Zuwachs des Holzvorrates (Mittelwert 2002-2012 in m³), entspricht – sehr vereinfacht betrachtet – der jährlich nachhaltig entnehmbaren Holzmenge (Potenzial) = Hauptindikator, der über den IÖR-Monitor verfügbar ist (http://www.ioer-monitor.de/?id=44&ID_IND=O05AG);
- Waldfläche auf Bundesland-, alternativ auch Gemeinde- oder Kreisebene (in ha) – Indikator über den IÖR-Monitor verfügbar (http://www.ioer-monitor.de/?id=44&ID_IND=O06RG), wird jetzt allerdings nicht als ÖSL, sondern unter den Ökosystem-assets (Fläche und Zustand) geführt (Kap. 2 und 3);
- Bestand des Holzvorrats 2012 bezogen auf die Waldfläche (in m³ ha⁻¹)
- Entwicklung des jährlichen Holzeinschlags und der Holznutzung (in Erntefestmeter)
- Veränderung des Holzvorrats (2012 zu 2002 in %)
- Anteil naturnaher Waldflächen (in %) – jetzt Zustandsparameter (s. Abschn. 3.3.1)
- Anteil unzerschnittener Wälder > 50 km² an Gebietsfläche (in %) – jetzt Zustandsparameter (s. Abschn. 3.3.2)

Vor dem Hintergrund der „Waldstrategie 2020“, die feststellt, „dass steigende Ansprüche an den Wald aus nahezu allen Bereichen (Nutzung, Schutz und Erholung) zukünftig Zielkonflikte in regional unterschiedlicher Ausprägung erwarten lassen“ wurde als Lösungsansatz beschlossen, „die ökonomischen Bewertungsansätze der „TEEB-Studie“ auf die Ökosystemleistungen (ÖSL) des heimischen Waldes und der Biologischen Vielfalt anzuwenden, deren Werte zu quantifizieren sowie schließlich in Entscheidungsprozesse zu integrieren“ (<https://www.thuenen.de/de/wf/projekte-liste/regionalisierung-der-werte-von-waldoekosystemleistungen/>).

Elsasser et al. (2020) haben daraufhin mit Hilfe vorliegender Bewertungsdaten, zusätzlicher regionalstatistischer Informationen sowie einer ergänzenden Primärerhebung regionalspezifische Bestimmungsgründe des monetären Nutzens der ÖSL ermittelt und in verallgemeinerbare Bewertungsfunktionen für jede der Leistungen übersetzt. Diese Bewertungsfunktionen wurden dann (im Sinne eines Benefit Transfers) mit einem GIS auf die Gegebenheiten in den regionalen Einheiten (i.d.R. Gemeinden) angewendet, auf Kreisebene aggregiert und kartiert. Durch Variation der Eingangsdaten wurden zudem Auswirkungen veränderter regionaler

Ausgangsbedingungen (z.B. veränderte Waldbehandlung) auf die Werte der ÖSL sowie ihre Relationen simuliert.

Zur Bewertung der Rohholzproduktion wurde das jährliche Brutto-Erlöspotential in den Gemeinden ermittelt (entsprechend dem „Produktionswert der biologischen Produktion“, bewertet zu Bruttoerlösen). Die Mengengrundlage bildet der jeweilige baumarten- und wuchsgebietsspezifische Durchschnittszuwachs an Derbholz nach der aktuellen Bundeswaldinventur (BWI₂₀₁₂), der als nachhaltiges Nutzungspotential interpretiert werden kann. Dieses wird mit holzarten-gruppen-spezifischen Bruttoerlösen bewertet, wie sie aus dem Testbetriebsnetz Forst des BMEL hervorgehen. Summiert über alle Gemeinden Deutschlands beträgt demnach das jährliche Brutto-Erlöspotential im Status Quo 7,1 Mrd. €/a; regionale Schwerpunkte finden sich v.a. in den Mittelgebirgen, die durch ertragsstarke Baumarten geprägt sind, und im walddreichen Nordosten Deutschlands (Elsasser et al. 2020).

Des Weiteren wurden die Wald-ÖSL Klimaschutzleistung, Erholungsleistung und Leistungen für Naturschutz und Landespflege bewertet; bzgl. der Ergebnisse sei auf Elsasser et al. (2020) verwiesen.

Versorgung mit Feldfrüchten

In diesem Kontext ist klarzustellen, ob als ÖSL lediglich die natürlichen Grundlagen (z. B. Bodenfruchtbarkeit) für die Entstehung des nutzbringenden Gutes oder der nutzbringenden Leistung (z. B. Nahrungsmittel) betrachtet werden, oder ob auch menschliche Produktionsinputs (z. B. Anbau, Düngung und Bewässerung) eingeschlossen sind. Wir haben uns in erster Linie an den direkten Leistungen der Natur orientiert, und die natürliche Bodenfruchtbarkeit in den Mittelpunkt gerückt (s. Kap. 4.1).

Die weiteren Versorgungs-ÖSL (Trinkwasserversorgung aus Grundwasser, Nutztiere und deren Produkte, Rohstoffe in der Landwirtschaft, Bioenergie), für die im Vorläuferprojekt (Grunewald et al. 2016a) Indikatorenentwürfe erarbeitet worden sind, konnten vor allem aus Kapazitätsgründen nicht weiterverfolgt werden. Zu Nutztieren (Viehbesatz), Öko-Landbau und Agrarflächen sind jedoch im Rahmen der Ökosystem-Zustandsparameter Aussagen und Karten erarbeitet worden (Kap. 3.4).

Regulationsleistungen

Regulative ÖSL sind eng an den Umweltzustand gekoppelt. Die saubere Abgrenzung von Ökosystemzustands- und -leistungsindikatoren bzw. die Darstellung der Abhängigkeiten und Wechselwirkungen – auch mit Belastungsgrößen – stellt deshalb eine besondere Herausforderung in diesem Bereich dar. Zustandsdaten für die Umweltschutzgüter Boden, Wasser, Luft, Klima sowie Arten und Biotopschutz (incl. Lebensgemeinschaften und Lebensräume) werden umfangreich im Rahmen der Umweltüberwachung des Bundes und der Länder erhoben, entsprechende Zielkonzepte abgeleitet (Kap. 3).

Die im Rahmen des Vorläuferprojektes (Grunewald et al. 2016a) vorgeschlagenen Kennblätter zu Indikatoren der ÖSL Regulationsleistung von Auen (3.5.1), Regulierung der Bodenerosion (4.4), Bestäubung (4.2) und Klimaregulation durch Stadtgrün (4.3) wurden weiterentwickelt und zum Teil neu berechnet. Auf Gewässer bezogene Parameter (Grundwasserschutz, Selbstreinigung der Oberflächengewässer, Gewässergüte) wurde hingegen nicht weiter fokussiert, da sie im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie bundesweit erhoben werden. Ähnliches trifft auf die ÖSL Schädlingskontrolle und genetisches Material zu, die im Zuständigkeitsbereich des BfN liegen.

Kulturelle ÖSL

Insbesondere natürliche und naturnahe Ökosysteme bieten vielfältige Möglichkeiten zur Erbauung, Inspiration und geistigen Bereicherung, zur Erholung und zu ästhetischem Genuss. Diese sogenannten „psychologisch-sozialen ÖSL“ sind für den Menschen nicht minder wichtig als Regulations- und Versorgungs-ÖSL. Eine zweite Teilklasse umfasst die Informations-ÖSL, also die Beiträge von Ökosystemen zum Erkenntnisgewinn, zu Bildung und Inspiration (Grunewald & Bastian 2013). Nach CICES-Klassifikation (Haines-Young & Potschin 2013) werden die beiden Bereiche ‚Physische und kognitive Erfahrung von Lebewesen, Lebensräumen und Landschaften‘ und ‚Spirituelle, symbolische Bedeutung von Lebewesen, Lebensräumen und Landschaften‘ unterschieden. Eine eindeutige Zuordnung einzelner ÖSL zu den Gruppen und Bereichen ist aufgrund vielfältiger Interferenzen in der Regel nicht möglich. So ist bspw. die Erholungsleistung sowohl der Nutzung als auch dem Erleben von Landschaften zuzuordnen.

„Kulturelle bzw. sozio-kulturelle ÖSL sind die immateriellen Werte und der Nutzen, den Menschen Ökosystemen beimessen bzw. aus Ökosystemen gewinnen. Diese kaum messbaren Eigenschaften führen dazu, dass die kulturellen ÖSL bislang am wenigsten operationalisiert werden und die Operationalisierbarkeit sogar infrage gestellt wird. Die Kritik verweist vor allem darauf, dass wesentliche kulturelle Werte unserer natürlichen oder kulturell überformten Umwelt auf dem einzigartigen Charakter (Eigenart) von Gebieten beruhen, die sich mit den allgemeinen, naturwissenschaftlichen Parametern, anhand derer Ökosysteme beschrieben werden, nicht erfassen lassen. Zudem wird i.d.R. die Umwelt, wenn es um solche Wertschätzungen geht, nicht als Ökosystem wahrgenommen, sondern in emotionaler und ästhetisch-subjektiver Auffassungsweise als Landschaft oder Wildnis. Schließlich fußen diese Wertschätzungen nicht auf ökologischen Eigenschaften und Prozessen, sondern auf kulturell geprägten Auffassungsweisen und Deutungsmustern.“ (Grunewald et al. 2016a)

In diesem Kontext wurden Indikatoren für die Bewertung der Ökosystemleistung „Erholung in der Stadt“ vorgeschlagen und für alle deutsche Städte (5 Mio. Einwohner) berechnet, kartiert und interpretiert (Grunewald et al. 2016d). Der Indikator ermöglicht eine Bewertung auch im Vergleich zu anderen Städten und bei wiederholter Berechnung ein Monitoring und eine Trendaussage. Insgesamt sind für 74,3% der Einwohner aus den 182 untersuchten Städten sowohl Grün- und bewässerliche Flächen (1 ha) in einer Entfernung von 500 m Luftlinie (500 m Fußweg) als auch Grün- und bewässerliche Flächen (1 ha) in einer Entfernung von 1 km Luftlinie (1 km Fußweg) erreichbar. Dieser Indikator ist ein Indikator „Erreichbarkeit städtischer Grünflächen“ wurde vom Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung/Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBSR/BBR) im Rahmen der Formulierung von Handlungszielen für Stadtgrün bzw. nachhaltiges Bauen als ein Kernindikator vorgeschlagen (BBSR 2017).

Ein weiterer Indikator ist der „Anteil von öffentlichen Grünflächen im 1 km-Radius um den Wohnort“, der von Bertram, Rehdanz (2015) und Krekel et al. (2016) als Grundlage für eine ökonomische Bewertung genutzt wurde. Dieser Anteil liegt nach den Berechnungen von Krekel et al. (2016) für Stadtbewohner bei durchschnittlich 23 ha.

Beide Indikatoren sind verständliche, robuste und reproduzierbare Messgrößen. Sie können durch andere Kennwerte wie den Anteil an Grünflächen, die Grünfläche pro Einwohner, den Anteil versiegelter Flächen und durch Pflegekosten je Flächeneinheit ergänzt werden (BBSR 2017). Beide Indikatoren kombinieren das Angebot (Größe und Verteilung der Grünflächen im

Stadtgebiet) mit der Nachfrage (Verteilung der Bevölkerung gemessen als Anzahl der Bewohner je Zensusraster von 100 m x 100 m).

Urbane Grünflächen stellen einen sehr speziellen Ökosystemtyp dar, da er sehr stark mit anthropogenen Änderungen verbunden ist. Die sie umgebenden Siedlungsstrukturen gehören zu den intensivsten Formen der Veränderung von Natur und natürlichen Ökosystemen, die der Planet aufzuweisen hat. Die Bedeutung städtischer Ökosysteme für die Ökosystemleistungen und für natürliche Stoffkreisläufe wird zunehmend (an)erkannt (z.B. Masterplan Stadtnatur, <https://www.bmu.de/publikation/masterplan-stadtnatur/>). Urbane Grünflächen umfassen in den meisten Städten eine Minderheit der Landnutzungsflächen, stellen aber auch erheblichen Anteil dar (im Durchschnitt 17 % der Siedlungsflächen in Deutschland (2018)). Für städtische Grünflächen als „Ökosystemtyp“ ist die Festlegung der Grenzen des urbanen Raums und die Klassifizierung von urbanen Landnutzungen – Landbedeckungskategorien als Grünflächen erforderlich (s. Abschn. 3.6.1). Da sie zu einem großen Teil anthropogen geschaffen und gestaltet wurden, unterscheiden sie sich stark funktional und dies häufig auch kleinräumig in Verbindung mit technischer Infrastruktur. Je nach Skala entstehen Karten von Grünflächen, die sich zumeist aus öffentlichen Flächen (Parkanlagen, Friedhöfe, etc.) halböffentlichen Gärten (Kleingärten) und privaten Flächen (private Gärten) zusammensetzen (Hirschfeld et al. 2020).

Die konzeptionelle Besonderheit der städtischen Grünflächen besteht darin, dass das Ökosystem als Bestand einfach zu identifizieren und zu messen ist. Die Herausforderung besteht darin, die Heterogenität und die räumliche Komplexität der Grünflächen zu erfassen und zu aggregieren. Mittlerweile ist hierbei ein erheblicher Fortschritt zu verzeichnen, der durch das Vorhaben auch dokumentiert wird (3.6.1). Die Definition und Messung der Ökosystemleistung, insbesondere bei der Erholung, gestalten sich erheblich schwieriger. Die ÖSL kann als Gelegenheit zur Erholung (und zur Verbesserung der Lebensqualität und Gesundheit) bezeichnet werden (Syrbe et al. 2021). Die Messung erfolgt bisher meist über Proxy-Indikatoren und zwar einmal über die Nutzungen und zum zweiten über die Nähe zur Lage der Grünfläche.

Die Nutzungen haben den Vorteil, dass sie die Nachfrageseite abbilden und es erlauben, die Vielschichtigkeit bei den Nutzungsarten über die einzelnen Aktivitäten abzubilden und einfach zu messen. Auch ihre ökonomische Bewertung ist mittlerweile gut möglich und mit der Erfassung der Mengengrößen gut kombinierbar (Hirschfeld et al. 2020). Der Nachteil besteht darin, dass die Nutzungen zwar die Inanspruchnahme abbilden, aber sie sind anthropogene Leistungen, die diese Inanspruchnahme mit anderen Gütern und Leistungen kombinieren, hier zumeist nicht-marktliche Leistungen der privaten Haushalte und die Nutzung über den Markt erworbene Ausrüstungsgüter. Die Nähe zur Lage der Grünfläche als zweite Proxygröße stellt im Wesentlichen einen Bezug zur Bestandsgröße der Grünflächen und ihrer Lage her, aber nicht zu einer Flussgröße, die ÖSL darstellen. Der Vorteil der Nähe zur Grünfläche als Indikator ist, dass er im internationalen Kontext im Rahmen der Biodiversitätspolitik und der Messung der Nachhaltigkeit als Indikator bereits etabliert ist, da er für ein weiteres Anliegen gut geeignet ist, das Messen der Versorgung mit öffentlich zugänglichen Grünflächen, d.h. der Versorgung mit einem öffentlichen Gut für Bevölkerungsgruppen, die bei der Versorgung mit diesem Gute tendenziell benachteiligt sind (Grunewald et al. 2017).

In der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) wird für den Bereich urbane Landschaften (1.3.3) eine Erhöhung des Anteils grüner Flächen und Strukturen, ihre Vernetzung und eine qualifizierte Innenentwicklung von Siedlungen sowie eine verminderte Flächeninanspruchnahme (BMU 2010) angestrebt. Dabei soll bis zum Jahr 2020 die Durchgrünung der

Siedlungen einschließlich des wohnumfeldnahen Grüns deutlich erhöht werden und öffentlich zugängliches Grün mit vielfältigen Qualitäten und Funktionen in fußläufiger Entfernung zur Verfügung stehen. Gleichzeitig wird aber auch die Innenverdichtung von Städten als Ziel verfolgt. In einer Vielzahl an Großstädten gilt es vor dem Hintergrund eines starken Nutzungsdrucks auf vorhandene Freiflächen, einen Kompromiss zwischen Ergänzungsbebauung auf innerstädtischen Brachen sowie Baulücken und einer flächendeckenden Versorgung der Bevölkerung mit qualitativem Grün zu finden (doppelte Innenentwicklung).

Die kulturelle Ökosystemleistung Naherholung hat gerade in dicht besiedelten Industrieländern wie Deutschland eine hohe gesundheitliche, soziale und ökonomische Bedeutung.

Das vom BfN/BMUB geförderte Forschungsvorhaben „Bewertung kultureller Ökosystemleistungen in Deutschland“ (2013-2020) hatte das Ziel, geeignete landschaftliche und ökonomische Indikatoren und Methoden für die flächendeckende Erfassung und Bewertung von kulturellen ÖSL für Erholung und Freizeit, insbesondere für die Feierabend- und Wochenenderholung, zu entwickeln und – soweit bei bestehenden Datengrundlagen möglich – bundesweit anzuwenden.

Es wurde ein Ansatz zur räumlichen Erfassung und Bewertung der Erholungsleistung auf nationaler Ebene erarbeitet, der demnächst veröffentlicht werden soll (Hermes, J.; Albert, C.; Schmücker, D.; Barkmann, J.; v. Haaren, C. (in Vorbereitung): Die Qualität der Landschaft für Feierabend- und Wochenenderholung in Deutschland: Potenzial, Dargebot, Präferenzen, Nutzung. Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen in Deutschland“, Bonn-Bad Godesberg (BfN-Skripten)).

Bewertet wurde zunächst die Eignung der Landschaft für die Erholung als Indikator für das Angebot der Landschaft. Zudem wurde der Nutzungsdruck durch die Bevölkerung als Indikator für die auf dieses Angebot gerichtete Nachfrage modelliert. Beide wurden kartografisch dargestellt in Ergebniskarten der räumlichen Analyse und Bewertung der kulturellen Ökosystemleistung Naherholung:

- Angebot = Eignung der Landschaft für landschaftsgebundene Erholung
- auf das Angebot gerichtete Nachfrage = modellierter Nutzungsdruck für Naherholungsausflüge mit höchstens einer Stunde Anfahrt mit dem PKW
- räumliches Angebot-Nachfrage-Verhältnis entsprechend der Diskrepanz-Matrix

Literatur

- BBSR - Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (Hrsg.) (2017) Handlungsziele für Stadtgrün und deren empirische Evidenz. https://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Veroeffentlichungen/Sonderveroeffentlichungen/2018/handlungsziele-stadtgruen-dl.pdf?__blob=publicationFile&v=2 (Zugriff am: 12.06.2017).
- Bertram, C., Rehdanz, K. (2015): The role of urban green space for human well-being. *Ecological Economics* 120, 139-152.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2010) Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt., Berlin.
- Elsasser P, Altenbrunn K, Köthke M, Lorenz M, Meyerhoff J (2020): Regionalisierte Bewertung der Waldleistungen in Deutschland. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 210 S., Thünen Rep 79.
- Grunewald K, Bastian O (Hrsg.): (2013) Ökosystemdienstleistungen. Konzept, Methoden und Fallbeispiele.- Springer-Spektrum Berlin, Heidelberg.
- Grunewald, K., Herold, H., Meinel, G., Richer, B., Syrbe, R.-U., Marzelli, S., Szücs, L., Walz, U. (2016a): Ökosystemleistungen Deutschlands – Indikatoren für ein bundesweites Assessment und Monitoring. Bericht (unveröff.) zum F+E-Vorhaben „Umsetzung Maßnahme 5 der EU-Biodiversitätsstrategie. Erarbeitung und Umsetzung einer Methodik zur bundesweiten Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen im Rahmen der Umsetzung von Ziel 2 und Maßnahme 5 der EU-Biodiversitätsstrategie für 2020“ (FKZ: 3514830100) im Auftrag des BfN, Dresden, 174 S.
- Grunewald, K., Herold, H., Marzelli, S., Meinel, G., Syrbe, R.-U., Walz, U. (2016b): Assessment of ecosystem services at the national level in Germany – illustration of the concept and the development of indicators by way of the example wood provision. *Ecol. Indicators* 70: 181-195.
- Grunewald, K., Herold, H., Marzelli, S., Meinel, G., Syrbe, R.-U., Walz, U. (2016c): Konzept nationale Ökosystemleistungs-Indikatoren Deutschland – Weiterentwicklung, Klassentypen und Indikatorenkennblatt. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48 (5): 141-152.
- Grunewald, K., Richter, B., Meinel, G., Herold, H., Syrbe, R.-U. (2016d): Vorschlag bundesweiter Indikatoren zur Erreichbarkeit öffentlicher Grünflächen. Bewertung der Ökosystemleistung „Erholung in der Stadt“. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48 (7): 218-226.
- Grunewald, K., Richter, B., Herold, H., Meinel, G., Syrbe, R.-U. (2017) Proposal of indicators regarding the provision and accessibility of green spaces for assessing the ecosystem service “recreation in the city” in Germany. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13/2: 26-39, <http://dx.doi.org/10.1080/21513732.2017.1283361>.
- Haines-Young R, Potschin M (2013) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. Download at www.cices.eu and a full spread sheet showing the classification (15.01.2015).
- Hermes, J., Albert, C., Haaren, C.v. (2020): Erfassung und Bewertung der kulturellen Ökosystemleistung Naherholung in Deutschland. *UVP-report* 34(2), 61-70.
- Hirschfeld, J, Hartje, V, Pekker, R, Grunewald, K, Meier, S, Sauer, A, Syrbe, RU, Zieschank, R, Schweppe-Kraft B (2020): Integration von Ökosystemen und Ökosystemleistungen in die Umweltökonomische Gesamtrechnung. Theoretische Rahmenbedingungen und methodische Grundlagen. FuE-Bericht (unveröff.) im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, Berlin/Dresden/Bonn.
- Krekel, C., Kolbe, J., & Wüstemann, H. (2016): The greener, the happier? The effect of urban land use on residential well-being. *Ecological Economics*, 121, 117–127.
- Syrbe, R.-U., Neumann, I., Grunewald, K., Brzoska, P., Louda, J., Kochan, B., Schach, J., Dubová, L., Meyer, P., Brabec, J., Bastian, O. (2021): The Value of Urban Nature in Terms of Providing

Ecosystem Services Related to Health and Well-Being: An Empirical Comparative Pilot Study of Cities in Germany and the Czech Republic. *Land*, 10, 341. <https://doi.org/10.3390/land10040341>.

5. Fazit und Ausblick

Karsten Grunewald

Nachdem bei der Umsetzung von Maßnahme 5 der EU-Biodiversitätsstrategie 2020 zunächst die Erarbeitung und Umsetzung einer Methodik zur bundesweiten Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen im Mittelpunkt standen (Grunewald et al. 2017), ist im Rahmen der Weiterentwicklung das Spektrum auf die Typisierung und Flächenausdehnung/-veränderung der Ökosysteme in Deutschland sowie deren Zustände erweitert worden. Letzteres wird zusammen im Englischen als *ecosystem asset* bezeichnet. Dies ist insbesondere vor dem intergenerationellem Hintergrund wichtig, da wir kommenden Generationen „Naturvermögen“ hinterlassen, d. h. Ökosysteme, die eine geeignete Größen und Zustände aufweisen, sodass ausreichend Leistungen zum Wohle der Menschen generiert und bereitgestellt werden können.

GIS-basierte Berechnungen für die Flächen der Ökosystemtypen wurden für die Zeitschnitte 2012, 2015, 2018 durchgeführt (Kap. 2). Ein neuer Datensatz des LBM-DE ist für 2021 vom BKG angekündigt, auf dessen Basis Neuberechnungen erfolgen sollen. In diesen Datensatz werden vor weiteren Auswertungen linienhafte Elemente aus dem neuesten ATKIS Basismodell selektiert, in Polygone umgewandelt, attribuiert, überlagerungsfrei geschnitten und integriert. Im Anschluss daran könnten für den Zeitschnitt 2021 ggf. aktualisierte Werte für die Ökosystemleistungen auf einer weiter zu entwickelnden methodischen Basis berechnet werden. Dies betrifft voraussichtlich die ÖSL Ackerbauliches Ertragspotenzial (bereitstellende ÖSL), Erhaltung der Biodiversität (kulturelle ÖSL) und städtisches Grün (kulturelle ÖSL).

Zudem bietet es sich an, stärker harmonisierte, vergleichbare Daten für die bisherigen Zeitschnitte zu nutzen, denn das BKG hat die LBM-DE Zeitschnitte für 2012 und 2015 auf Basis von Analysen zu bisherigen Flächenberechnungen methodisch an den Zeitschnitt 2018 angeglichen. Zusätzlich wurde der Zeitschnitt 2018 dahingehend angepasst, dass der Bezugszeitraum des Datensatzes, der ursprünglich das Jahr 2017 darstellte, nun auf den Stand 2018 aktualisiert wurde. Dieser Datensatz steht seit November 2020 für den Anwender zur Verfügung. Erste Auswertungen von Destatis und IÖR ergaben Mängel in der Attributtabelle und Geometrie des Datensatzes. Dieser Umstand wurde an das BKG gemeldet, welches das LBM-DE 2018 einer neuen Qualitätskontrolle unterzieht.

Die konzeptionellen Überlegungen zu Indikatoren des Ökosystemzustands auf Bundesebene (Kap. 3) sollen unter Berücksichtigung von laufenden Diskussionen und Arbeiten des BfN/UBA und des Statistischen Bundesamtes weitergeführt werden. Von der Europäischen Umweltagentur und zuletzt von Maes et al. (2020) wurden Konzepte und Reviews zur Erfassung des Zustandes von Ökosystemen zur Diskussion vorgelegt, die aufgrund eines erwünschten europaweit harmonisierten Vorgehens bei der Analyse der Beziehungen zwischen Ökosystemzustand und ÖSL zugrunde gelegt werden sollen. Die Weiterentwicklung wird vor allem im Rahmen des „Ecosystem condition accounts“ im vom BfN geförderten Projekt „Ökosystemleistungen und Umweltökonomische Gesamtrechnung – Digitales Assessment (FKZ: 3520 80 0200)“ erfolgen. Entsprechende Vorschläge seitens der statistischen Division der UN zu SEEA-EA sind im März 2021 beschlossen worden (UN 2021). Die Konzepte sehen eine differenzierte Erfassung des Zustandes anhand mehrerer Einzelindikatoren vor, die – ebenso wie die Indikatoren für ÖSL – flächendeckend erfasst werden sollen. Eine Übernahme dieser Vorgehensweise macht es nötig, entsprechende Parameter bzw. Indikatoren auch für Deutschland darzustellen.

Ökosystem-Zustandskonten werden in biophysikalischer Hinsicht erstellt, und die Buchhaltungsstruktur bietet die Grundlage für die Organisation der Daten, die Aggregation über Ökosystemwerte desselben Ökosystemtyps und die Messung von Veränderungen im Laufe der Zeit zwischen dem Anfangs- und dem Endpunkt der Buchungsperiode (UN 2021).

Der Condition Account folgt einem strukturierten Ansatz (Abschn. 3.1.3). Die Charakterisierung von Eigenschaften der Ökosysteme erfolgt über die Aufzeichnung über zeitliche Veränderungen sowie die Sensitivität gegenüber anthropogenen Einflüssen. Die Struktur, Funktion und Zusammensetzung von Ökosystemen soll Auskunft über deren Zustand und Belastbarkeit wie auch über Leistungen geben. Der Condition Account stellt mithin eine Synthese verschiedener Monitoring-Systeme dar.

Versorgungsleistungen wie Nahrungsmittel und Trinkwasser stehen zu Recht an erster Stelle der ÖSL, da ohne sie eine menschliche Existenz nicht möglich ist. Ökosysteme, insbesondere wenn sie natürlich oder naturnah sind, stellen diese Güter bereit. In der Regel beziehen sich die Leistungen auf erneuerbare biotische Ressourcen (d. h. Produkte von lebenden Pflanzen und Tieren). Es wird differenziert zwischen Produkten, die direkt aus der Natur entnommen werden (wie Fisch, Tropenhölzer, Wildfrüchte), und Produkten von kultivierten bzw. gezüchteten Pflanzen und Tieren. Die Haupt-Nahrungsmenge stammt seit dem Ende der Sammler-Jäger-Zeit aber nicht aus naturnahen Ökosystemen, sondern aus der Landwirtschaft (Agrar-Ökosysteme). Es wurden zunehmend nicht „naturgemäße“ Produktionssysteme für Pflanzen und Tiere geschaffen, die durch die Zunahme der Bevölkerung und Flächenkonkurrenz ethisch gerechtfertigt und ständig vervollkommen wurden und werden (Haber & Bückmann 2013).

Der Mensch als Faktor ist entsprechend als Stör- oder Wechselwirkungsgröße einzubeziehen. Es geht bei der Erfassung von ÖSL immer um eine Darstellung und Abwägung von gesellschaftlichen und individuellen Präferenzen. Für welche Menschen und für wie viele sollen ÖSL bereitgestellt werden? Welcher Lebensstandard wird als Basis genommen und welche Dynamiken zeigen sich dazu? Welche ÖSL sind ausgewogen und wo bereits aus dem Gleichgewicht?

Die Erhaltung ökologisch funktionaler, d. h. unversiegelter und un bebauter Böden mit hohem ackerbaulichen Ertragspotential, ist die Voraussetzung für eine dauerhafte Versorgung mit Feldfrüchten im Sinne der Ernährungssicherheit, aber auch zur Produktion biogener Rohstoffe und Energie. Vor diesem Hintergrund haben wir den Indikator „Ackerbauliches Ertragspotential“ zur Bewertung der ÖSL „Versorgung mit Feldfrüchten“ erarbeitet (Kap. 4.1) und den Indikatoren „Versiegelung“ bzw. komplementär „Freiflächen“ hohe Aufmerksamkeit geschenkt (2.5, 3.5.1, 3.6.2, 3.7.2).

Die überaus wichtigen – und vor dem Hintergrund des Klimawandels in Deutschland immer bedeutsameren – Versorgungsleistungen mit Trink- und Brauchwasser haben wir nicht explizit thematisiert, da dieser Bereich intensiv über die Wasserrahmenrichtlinie abgedeckt wird.

Die Waldflächen sind in Deutschland im Vergleich zu Landwirtschaftsflächen strenger geschützt und die Ökosystemleistungen des Waldes, die weit über die Holznutzung hinausgehen, werden zunehmend anerkannt. Im Bereich Forstwirtschaft ist man inzwischen bereit, die ÖSL zu honorieren. Elsasser et al. (2020) haben ein detailliertes Konzept erarbeitet, das anstelle von Bewirtschaftungsmaßnahmen die tatsächlichen Leistungen der Wälder und Forstbetriebe honoriert und dazu deren Produktivität wie auch die gesellschaftliche Nachfrage nach den einzelnen Leistungen in den Vordergrund rückt.

Neu ist das Fallbeispiel Erhaltung der Biodiversität (3.7.6). Die geschaffenen methodischen Grundlagen sollen im Forschungsprojekt „Ökosystemleistungen und Umweltökonomische Gesamtrechnung – Digitales Assessment (FKZ: 3520 80 0200) überprüft und weiterentwickelt werden, insbesondere im Hinblick auf die differenzierte Bewertung von Waldflächen und auf Neuerungen in der Biotop-Klassifikation. Es wird eine fachliche Überprüfung der Zuweisungen von Werten aus der Biotopwertliste des Bundes für die Bilanzierung des Beitrages der Ökosysteme zur Erhaltung der biologischen Vielfalt angestrebt. Im Ergebnis dieser Prüfung soll eine Handlungsanleitung geschaffen werden, nach der weitere Aktualisierungen und Einbindungen zukünftiger Daten auf vergleichbare Weise erfolgen können. Diese einzubeziehenden Daten sind GIS-Datenbestände und statistische Veröffentlichungen aus: LBM-DE, ATKIS Basis-DLM Flächenstatistik des statistischen Bundesamtes, landwirtschaftliche Flächenstatistik, Berichterstattung nach Wasserrahmenrichtlinie und FFH-Richtlinie, Erfassung von landwirtschaftlichen Flächen mit hohem Naturwert und Merkmale der Waldbestände nach Bundeswaldinventur. Zudem gibt es Überlegungen, den Biodiversitätsflächenindikator (Schweppe-Kraft et al. 2020) so weiterzuentwickeln und abzustimmen, dass er für die Nationale Biodiversitätsstrategie als Monitoringgröße geeignet sein kann.

Kulturelle ÖSL in Deutschland wurden bisher stark auf „Nah-Erholung“ ausgerichtet, sowohl im städtischen als auch Gesamt-Landschafts-Kontext (s. Abschn. 4.5). Folgearbeiten im Rahmen des Projektes „Ökosystemleistungen und Umweltökonomische Gesamtrechnung – Digitales Assessment“ beinhalten die Umsetzung einer Fallstudie „Leistungen der Ökosysteme für Erholung in der Landschaft“ und die Berechnung für die Jahre 2015, 2018 und 2021. Hierbei werden vor allem die Ergebnisse aus dem Vorhaben „Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen in Deutschland“ (FKZ 3613 83 0300) berücksichtigt. Erste durchgeführte Berechnungen auf der Grundlage weiterentwickelter Ergebnisse aus dem o. g. Forschungsvorhaben zeigen, dass die Erholungsleistungen von Ökosystemen im Umfeld von 10 km um den Wohnort unter den derzeitigen Mobilitätsbedingungen wahrscheinlich nicht knapp sind und damit einen Preis („Exchange-Value“) von „0“ haben. Das heißt gleichzeitig, dass sie ein Maximum an Wohlfahrt für die Bevölkerung erbringen.

In vorliegendem Bericht haben wir – wie im Vorläuferprojekt (Grunewald et al. 2016) – Kennblätter für den Zustände und Leistungen der Ökosysteme auf Bundesebene dargelegt, die jeweils für sich stehen. Ein Überblick insgesamt oder nach Kategorien ist jedoch auch möglich. Die entwickelten ÖSL-Indikatoren wurden i. d. R. in Karten räumlich sowie in ihrem Entwicklungstrend zeitlich dargestellt. Allerdings ist die Abbildung relevanter zeitlicher Veränderungen/Trends bisher noch vage (z. B. bis 2013 Modellumstellung beim ATKIS Basis-DLM; z. T. lange Erhebungszeiträume wie beim Zensus oder der Bundes-Waldinventur), d. h. die Veränderungstendenz ist teilweise noch nicht eindeutig, verständlich und bewertbar (Grunewald et al. 2017).

Die Indikatoren geben zu einzelnen Aspekten, in der (angestrebten) Gesamtheit auch umfassender, einen Einblick in die Bewertung und Belastbarkeit der Natur in Deutschland – in verschiedenen Dimensionen, systematisch und raum-zeit-spezifisch. Im besten Fall werden nicht nur Trends und Schwerpunkträume sichtbar, sondern auch Erfordernisse, Handlungsfolgen und Belastungsgrenzen. Letztere lassen sich jedoch nie „automatisch“ von ÖSL-Indikatoren ableiten; es braucht dazu immer Interpretationen und politische Einschätzungen mit Blick auf funktionierende Ökosysteme und Erhalt der Biodiversität (Grunewald et al. 2017). Ob damit ein „sicherer Handlungsspielraum“ für die Nutzung von Naturressourcen aufgezeigt werden kann,

in dem Wachstum möglich bzw. Veränderung/Begrenzung notwendig sind, bedarf vertiefender Arbeiten und Diskussionen.

Indikatoren für ÖSL können auf unterschiedliche Größen gerichtet sein: z. B. den aktuellen Fluss von ÖSL, das Potenzial der Natur zur Erbringung von ÖSL oder auf die Nachfrage bzw. den Bedarf an ÖSL (Grunewald & Bastian 2013). Wesentlich ist die Operationalisierung, die das Ziel hat, messbare Einheiten zu definieren. Was gemessen bzw. erfasst werden soll, muss konkretisiert und spezifiziert werden. Leitfragen dafür sind (Staub et al. 2011; Grunewald et al. 2015):

1. Welche Komponente der Natur erbringt welche Leistung? Meist können für eine finale ÖSL mehrere solcher Leistungserbringer identifiziert werden.
2. Soll das Angebot (Potenzial, z. B. vorhandene Mengen/Qualitäten) oder die Nutzung (Nachfrage, z. B. Anzahl der Nutzer, genutzte Mengen/Qualitäten) gemessen werden?
3. Wurde bei der Erstellung der Indikatoren darauf geachtet, dass ein Wohlfahrtsbezug bzw. eine neue Ressourcenperspektive besteht?
4. Gilt „mehr ist besser“? Ist der Indikator also eindeutig interpretierbar?
5. Auf welcher Ebene kann geographisch differenziert werden?
6. Handelt es sich bei dem Indikator um eine Flussgröße (Nutzenbeitrag pro Jahr) oder eine Bestandsgröße (Vorrat/Potenzial an Leistungen)? Nach Möglichkeit misst ein Indikator für ÖSL den Fluss der Leistung. Wo dies nicht möglich ist, sollten Bestandsgrößen als Proxy verwendet werden.

Die Erfassung von Änderungen der ÖSL kann das Ziel haben, Wohlfahrtsverluste oder -gewinne der Gesellschaft zu messen oder im Sinne eines Frühwarnsystems auf mögliche Risiken durch einen nicht-nachhaltigen Umgang mit der Natur hinzuweisen. Wohlfahrtsänderungen haben allerdings auch eine subjektive Komponente, d. h. sie sind auch von Rahmenbedingungen, z. B. Knappheiten, abhängig.

Verstärkt sollten übergreifende Arbeiten zu ÖSL angegangen werden. Beispiele sind „Kleinstrukturen in der Agrarlandschaft“ oder „Grünflächen/grün-blaue Infrastruktur“ im urbanen Raum, die in ihrer Diversität ein ganzes Bündel an ÖSL generieren.

Innerhalb des Wechselverhältnisses von Angebot und Nachfrage thematisiert das ÖSL-Konzept neben der Angebotsseite (nutzenstiftende Eigenschaften der Natur für das menschliche Wohlbefinden), die auch vom Potenzial- und Funktionsbegriff bedient wird, mehr die Nachfrageseite und differenziert Akteure, Nutznießer von Leistungen sowie Verursacher von Belastungen (Syrbe & Grunewald 2017; Hermes et al. 2020). Die Nachfrageseite (z. B. Bedarf an Grünflächen in der Stadt, Holzeinschlag, Hochwasserschutz) wird als Charakteristik für die Beziehung zwischen sozialen Bedürfnissen und Ökosystemwandel gesehen (Reagibilität auf Bedarfsentwicklungen) – aber diese Beziehung ist schwierig abzubilden. Wir versuchen bisher vorrangig, die Intensität der Nachfrage nach ÖSL zu erfassen.

Durch eine naturschutzfachliche Bewertung der Landschaft im bundesweiten Vergleich im Kontext der räumlichen Verortung von Angebot und Nachfrage der ÖSL können für Planung und Politikberatung Hinweise gegeben werden. Beispiele dafür sind die Ermittlung von Handlungsbedarfen bei der Erhaltung und Entwicklung von kulturellen ÖSL hinsichtlich bundesweit

bedeutsamer Erholungsgebiete (Hermes et al. 2020) und wertvoller Kulturlandschaften (Historische Parks und Gärten) oder der Planung Grüner Infrastrukturen.

Die Inanspruchnahme bzw. Inwertsetzung der Leistungen manifestiert sich insbesondere in der Art und Intensität der Landnutzung und wirkt auf die Strukturen und Prozesse der Ökosysteme zurück, was wiederum deren potenzielle Leistungsfähigkeit beeinflusst (Grunewald & Bastian 2013; WBGU 2020). Dieses komplexe Wechselspiel soll über das ÖSL-Konzept in seinen Ursachen, Wirkungen und Folgen sichtbar gemacht werden.

Das Konzept der ÖSL vermag durchaus die Abhängigkeit des Menschen von der Natur deutlich aufzuzeigen. Da es im Vergleich zu bisherigen Ansätzen stärker die Nachfrageseite (Nutzen, Nutzer, Nutznießer) bzw. Wünsche und Ansprüche der Menschen betrachtet, eröffnen sich neue Chancen für eine höhere Wertschätzung der Natur. Es als alleinige Grundlage für Entscheidungen zu betrachten, wäre allerdings nicht zielführend, da es den gesellschaftlichen Diskurs und die ganze Vielfalt umweltethischer Argumente keineswegs ersetzen kann (Grunewald & Bastian 2018).

Literatur

- Elsasser P, Köthke M, Dieter M (2020): Ein Konzept zur Honorierung der Ökosystemleistungen der Wälder. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 42 p, Thünen Working Paper 152, DOI:10.3220/WP1598533026000.
- Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.) (2013): Ökosystemdienstleistungen - Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer-Spektrum, Heidelberg, 332 S.
- Grunewald, K., Walz, U., Herold, H., Syrbe, R.-U. (2015): Erfassung von Ökosystemleistungen auf nationaler Ebene in Deutschland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 47 (10): 305-310.
- Grunewald, K., Herold, H., Meinel, G., Richer, B., Syrbe, R.-U., Marzelli, S., Szücs, L., Walz, U. (2016): Ökosystemleistungen Deutschlands – Indikatoren für ein bundesweites Assessment und Monitoring. Bericht (unveröff.) zum F+E-Vorhaben „Umsetzung Maßnahme 5 der EU-Biodiversitätsstrategie. Erarbeitung und Umsetzung einer Methodik zur bundesweiten Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen im Rahmen der Umsetzung von Ziel 2 und Maßnahme 5 der EU-Biodiversitätsstrategie für 2020“ (FKZ: 3514830100) im Auftrag des BfN, Dresden, 174 S.
- Grunewald, K., Syrbe, R.-U., Walz, U., Richter, B., Meinel, G., Herold, H., Marzelli, S. (2017): Ökosystemleistungen Deutschlands - Stand der Indikatorenentwicklung für ein bundesweites Assessment und Monitoring. *Natur und Landschaft* 92, Heft 11, S. 485-492 (DOI: 10.17433/11.2017.50153517).
- Grunewald, K., Bastian, O. (2018): Ökosystemdienstleistungen. In: *Handwörterbuch der Stadt- und Raumentwicklung*, Band 3. Hannover: ARL, S. 1677-1686.
- Haber, W., Bückmann, W. (2013): *Nachhaltiges Landmanagement, differenzierte Landnutzung*. Berlin: Universitätsverlag der TU Berlin.
- Hermes, J., Albert, C., Haaren, C. v. (2020): Erfassung und Bewertung der kulturellen Ökosystemleistung Naherholung in Deutschland. *UVP-report* 34(2), 61-70.
- Maes J., Driver A., Czúcz B., Keith H., Jackson B., Nicholson E, Dasoo M. (2020): A review of ecosystem condition accounts: lessons learned and options for further development. *One Ecosystem* 5: e53485. <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e53485>.
- Schwappe-Kraft, B., Syrbe, R.-U., Meier, S., Grunewald, K. (2020): Datengrundlagen für einen Biodiversitätsflächenindikator auf Bundesebene In: Meinel, Gotthard; Schumacher, Ulrich; Behnisch, Martin; Krüger, Tobias (Hrsg.): *Flächennutzungsmonitoring XII mit Beiträgen zum Monitoring von Ökosystemleistungen und SDGs*. Berlin: Rhombos-Verlag, (IÖR-Schriften; 78), S.191-204. https://www.ioer-monitor.de/fileadmin/user_upload/monitor/DFNS/2020_12_DFNS/020_schwappe.pdf (Zugriff am: 31.03.21)

- Staub, C., Ott, W., Heusi, F., Klingler, G., Jenny, A., Häcki, M., Hauser, A. (2011): Indikatoren für Ökosystemdienstleistungen: Systematik, Methodik und Umsetzungsempfehlung für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1102.
- Syrbe, R.-U.; Grunewald, K. (2017): Ecosystem service supply and demand – the challenge to balance spatial mismatches, *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13:2, 148-161, DOI:10.1080/21513732.2017.1407362.
- UN (2021): System of Environmental-Economic Accounting—Ecosystem Accounting: Final Draft. https://unstats.un.org/unsd/statcom/52nd-session/documents/BG-3f-SEEA-EA_Final_draft-E.pdf (Zugriff am 31.03.21).
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2020): Landwende im Anthropozän: Von der Konkurrenz zur Integration. Berlin.

Anhang A Tabelle zu Kapitel 2: Vorschlag einer Systematik der Ökosystemtypen

Tab. A: Vorschlag einer Systematik für Ökosystemtypen (ÖST) in Deutschland, Zuordnung zu den europäischen Ökosystemtypen nach EUNIS (Europäisches Naturinformationssystem) und zu den CLC-Typen (CORINE Land Cover) der Datengrundlage LBM-DE (Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland).

Ökosysteme Deutschlands

Haupt-ÖST	Unter-ÖST	EUNIS-Code	EUNIS ecosystem name	CLC-Code	CLC-Name
1 Semi-natürliches Offenland	11 Naturnahes Grünland und Heiden	E1(n.94-98) E2.1-3,7-8 E3, 4.3-5 E5.1,4-5 E6	Dry grasslands, Mesic grasslands, (seasonally) wet grasslands, Alpine and subalpine grasslands Woodland fringes and clearings and tall forb stands Inland salt steppes	321	Natürliches Grünland
		B1.5-1.6 E5.3 F9 F2.2-4 F3.1 F4.1-2 F9 G5.6-7	Coastal dunes and sandy shores Woodland fringes and clearings and tall forb stands Riverine and fen scrubs Arctic, alpine and subalpine scrub Temperate thickets and scrub Temperate shrub heathland Riverine and fen scrubs Early-stage woodland/coppice	322	Heiden und Moorheiden
	12 Feuchtfelder	C2.1 C2.5 C3.1-2, 41, 44, 5 D4 D5 D6	Springs, spring brooks Temporary running waters Littoral zone of inland surface waterbodies Base-rich fens, calcareous spring mires Sedge and reedbeds Inland saline and brackish marshes and reedbeds	411	Sümpfe
		D1 D2 X04, X28y	Raised and blanket bogs Valley mires, poor fens and transition mires Raised/blanked bog complexes	412	Torfmoore
		A2.51, 533-53B, 54 (div.)	Lower/mid-upper saltmarshes and saline and brackish reed, rush and sedge beds	421	Salzwiesen
		13	B1.1-4, 1.8 B2	Coastal dunes and sandy shores Coastal shingle	331

	Über- gangs- und Ex- trem- standorte	C3.6-7	Unvegetated or sparsely vegetated shores (diff. sediments)		
		E1.94-98	Dry grasslands		
		F4	Temperate shrub heathland		
		H5.3	Sparsely- or un-vegetated habitats ...		
		B3	Rock cliffs, ledges and shores, including the supralittoral	332	Felsen ohne Vegetation
		C3.8	Inland spray- and steam-dependent habitats		
		F4	Temperate shrub heathland		
		H2, H3.1-3.61	Screes, Inland cliffs, rock pavements and outcrops		
		E4.1-2	Alpine and subalpine grasslands	333	Flächen mit spärlicher Vegetation
		F2.1	Arctic, alpine and subalpine scrub		
		H3.62	Sparsely vegetated weathered rock and outcrop habitats		
		H5.4	Dry organic substrates with very sparse or no vegetation		
		X05	Snow patches		
		H5.5	Burnt areas with very sparse or no vegetation	334	Brandflächen
		H4	Snow or ice-dominated habitats	335	Gletscher und Dauerschneegebiete
2 Wald und Gehölz	21 Wald	B1.72	Coastal dunes and sandy shores	311	Laubwälder
		G1.1-C	Broadleaved deciduous woodland		
		G5.72	Early-stage broadleaved deciduous plantations		
	B1.71,73-74	Coastal dunes and sandy shores	312	Nadelwälder	
		Coniferous woodland			
G3	Early-stage coniferous plantations				
	G5.74	Trees planted for early whole-tree harvesting			
G4	Mixed deciduous and coniferous woodland	313	Mischwälder		
	G5.75	Early-stage mixed broadleaved and coniferous plantations			
22 Gehölz	X13-16	Land sparsely wooded with broadleaved deciduous resp. coniferous trees	324	Wald-Strauch-Übergangsstadien	
		X20	Treeline ecotones		
3 Agrar- land	31 Anbau- kulturen	I1.1-2, 1.5	Arable land and market gardens	211	Nicht bewässertes Ackerland
		J2.4	Agricultural constructions		
		FB4	Vineyards	221	Weinbauflächen

		FB1-3 G1.D	Shrub plantations Fruit and nut tree orchards	222	Obst- und Beerenobstbestände
	32 Grün- land	B1 E2.61-62 E7 FA X09-10	Coastal dunes and sandy shores Mesic grasslands Sparsely wooded grasslands Hedgerows Pasture woods	231	Wiesen und Weiden
	33 hetero- genes Agrar- land	I.2 X07	Cultivated areas of gardens and parks Intensively-farmed crops interspersed with strips of natural and/or semi-natu- ral vegetation	242	Komplexe Parzellen- struktur
		I1.3 X10	Arable land with unmixed crops grown by low-intensity agricultural methods Mosaic landscapes with a woodland el- ement	243	Landwirtschaftlich ge- nutztes Land mit Flächen natürlicher Bodenbedeckung von signifikanter Größe
4 Gewäs- ser	41 Fließ- gewäs- ser	C2.2-3, 42- 44, 2.6 J5.2 J5.4	Surface running waters Highly artificial saline and brackish run- ning waters Highly artificial non-saline running wa- ters	511	Gewässerläufe
	42 Stand- gewäs- ser	C1 J5.11 J5.3	Surface water stands Saline and brackish (industrial) la- goons and canals Highly artificial non-saline standing wa- ters	512	Wasserflächen
	43 Meeres- gewäs- ser	X02, X03	Saline/brackish coastal lagoons	521	Lagunen
		C2.41 X01	Brackish water tidal rivers Surface running waters, estuaries	522	Mündungsgebiete
		A3, A4 A5 X31-33	Infra-/circalittoral rock/other substr. Sublittoral sediment Mosaics of mobile and non-mobile substrata (in diff. zones)	523	Meere und Ozeane
		A1, A2.1-5	Littoral sediment	423	Watt
5 Ur- ban, in- dustriell	51 Gebäude und Verkehr	J1.1 J1.3 J1.5 J1.7 X24	Residential buildings of city and town centres Urban and suburban public buildings Disused constructions of cities, towns and villages High density temporary residential units Domestic gardens of city/town centres	111	Durchgängig städ- tische Prägung

		J1.2 J2.1 J2.2 H5.6 X23 X25	Residential buildings of villages and urban peripheries Scattered residential buildings Rural public buildings Trampled areas Large non-domestic gardens Domestic gardens of villages and urban peripheries	112	Nicht durchgängig städtische Prägung
		J1.4 J2.3 J2.6	Rural, Urban, and suburban industrial and commercial sites still in active use Disused rural constructions	121	Industrie und Gewer-beflächen, öffentliche Einrich- tungen
		J4	Transport networks and other constructed hard-surfaced areas	122	Straßen-, Eisenbahn- netze und funktional zugeordnete Flächen
				123	Hafengebiete
				124	Flughäfen
		J1.6 J2.7	Urban and suburban construction and demolition sites, id. rural	133	Baustellen
52 Abbau und Hal- den	H3.1C H3.2F J3	Disused siliceous quarries Disused chalk and limestone quarries Extractive industrial sites	131	Abbauflächen	
	J6	Waste deposits	132	Deponien und Abraumhalden	
53 Ur- bane Grün- und Freizeit- flächen	E2.64 E2.65 X11 X22	Park lawns Small-scale lawns Large parks Small city centre non-domestic gardens	141	Städtische Grünfläche	
	E2.63	Turf sports fields	142	Sport- und Freizeit- anlagen	

Anhang B Tabelle zu Kapitel 2: Ergänzung der Ökosystemtypen

Tab. B: Ergänzung der Ökosystemtypen (ÖST) durch differenziertere räumlich und nicht-räumlich explizite Daten (System der Zuordnung naturschutzrelevanter Biotop-/Lebensraumtypen zu ÖST).

Haupt-ÖST	Unter-ÖST	CLC-Code	CLC-Klassenname (EN)	CLC-Klassenname (DE)	LRT/HNV Code	Zugeordnete Lebensräume/Biotope aus FFH-Berichterstattung und HNV-Kartierung	Zur Wertermittlung herangezogene Biotoptypen nach Mengel et al. (2018), Anlage 2 ¹
1 Semi-natürliches Offenland	1.1 Naturnahes Grünland und Heiden	321	Natural grassland	Natürliches Grünland	6110*	Basenreiche oder Kalk-Pionierrasen	Elemente aus: 34.01 – 34.07a Trockenrasen, Borstgrasrasen, artenreiches Grünland trockener bis frischer Standorte 35.02 Grünland nasser bis wechsel-feuchter Standorte 39.01, 03, 04 Wald- und Ufersäume, Staudenfluren 64. Schneeböden, Schneetälchen 66. Alpine Gebirgrasen 67. Alpine Stauden- und Lägerfluren
					6120*	Subkontinentale basenreiche Sandrasen	
					6130*	Schwermetallrasen	
					6150*	Boreo-alpines Grasland auf Silikatböden	
					6170*	Alpine und subalpine Kalkrasen	
					6210*	Kalk-Trockenrasen und ihre Verbuschungsstadien	
					6230*	Artenreiche Borstgrasrasen	
					6240*	Steppenrasen	
					6410*	Pfeifengraswiesen	
					6430*	Feuchte Hochstaudenfluren	
					6440*	Brenndolden-Auenwiesen	
					6510*	Magere Flachland-Mähwiesen	
					6520*	Berg-Mähwiesen	
		322	Moors and heathland	Heiden und Moorheiden ²	2150	Küstendünen mit Besenheide	Elemente aus: 10.04 Braundüne, Küstendünenheiden 10.06 Dünengebüsche 34.04 Sandtrockenrasen und Silbergrasfluren 40. Zwergstrauchheiden 41. Feldgehölze, Gebüsche, Hecken, Einzelbäume Baumreihen, Baumgruppen
					2140	Küstendünen mit Krähenbeere	
					2160	Dünen mit Sanddorn	
					2170	Dünen mit Kriech-Weide	
					2310	Sandheiden mit Besenheide und Ginster auf Binnendünen	
		2320	Sandheiden mit Krähenbeere auf Binnendünen				

1.2 Feuchthflächen					2330	Offene Grasflächen mit Silbergras und Straußgras auf Binnendünen	68. Alpine Zwergstrauchheiden 69. Gebüsche der hochmontanen bis subalpinen Stufe
					4010	Feuchte Heiden mit Glockenheide	
					4030	Trockene Heiden	
					4060	Alpine und boreale Heiden	
					4070	Latschen- und Alpenrosengebüsche	
					4080	Subarktisches Weidengebüsch	
					40A0	Subkontinentale peripannonische Gebüsche	
					5110	Buchsbaum-Gebüsche	
					5130	Wacholderbestände auf Zwergstrauchheiden oder Kalkrasen	
					HNV-H	Hecken, Gebüsche, Feldgehölze inkl. Gehölzsäume	
		411	Inland marshes	Sümpfe	1340	Binnenland-Salzstellen	Elemente aus: 08.01 – 05 Salzgrünland, Brackwasserröhrichte und Hochstaudenfluren des Geolitorals der Ostseeküste 22.01, 03 Kalktuffquellen 24.06 Salzhaltige Binnengewässer 35.01 Niedermoore und Sümpfe 37. Großseggenriede 38. Röhrichte
					7210	Sümpfe und Röhrichte mit Schneide	
					7220	Kalktuffquellen	
					7230	Kalkreiche Niedermoore	
					7240	Alpine Pionierformationen auf Schwemmböden	
					HNV-S	Feuchtgebietselemente: Seggenriede, Röhrichte und Staudenfluren nasser Standorte	
		412	Peatbogs	Torfmoore	7110	Lebende Hochmoore	36.01 – 03a Hoch-, Zwischen- und Übergangsmoore sowie regenerierbare Moordegenerationsstadien 65. Alpine Moore
					7120	Renaturierungsfähige degradierte Hochmoore	
					7140	Übergangs- und Schwingrasenmoore	
				7150	Torfmoor-Schlenken mit Schnabelbinsengesellschaften		
	421	Coastal salt marshes	Salzwiesen	1310	Quellerwatt	07.01 – 06 Salzgrünland der Nordseeküste	
				1320	Schlickgrasbestände		
				1330	Atlantische Salzwiesen		

	1.3 Übergangs- und Extremstandorte	331	Beaches, dunes and sand plains	Strände, Dünen und Sandflächen	1210	Einjährige Spülsäume	09.02 - 05 Strände, Sand-, Geröll- und Blockstrände 10.01 - 03 Vor-, Weiß- und Graudüne, Dünenrasen 10.05 feuchte/nasse Dünentäler inkl. Dünenmoore 10.07 Wanderdüne
					1220	Mehrfährige Vegetation der Geröll-, Kies- und Blockstrände	
					2110	Primärdünen	
					2120	Weißdünen mit Strandhafer	
					2130	Graudünen mit krautiger Vegetation	
					2190	Feuchte Dünentäler	
		332	Bare rock	Felsen ohne Vegetation	1230*	Fels- und Steilküsten mit Vegetation	Elemente aus: 11.01 – 04 Fels- und Steilküsten 32. Felsen, Block- und Schutthalden, Geröllfelder, offene Bereiche mit sandigem oder bindigem Substrat 53n.11 Mauern und Steinriegel 62. Alpine Felsen 63. Alpine Steinschutthalden und Schotterflächen
					8110*	Silikatschutthalden der montanen – nivalen Stufe	
					8120*	Kalk- und Kalkschiefer-Schutthalden der hochmontanen – nivalen Stufe	
					8150*	Silikatschutthalden der kollinen – montanen Stufe	
					8160*	Kalkschutthalden der kollinen – montanen Stufe	
					8210*	Kalkfelsen mit Felsspaltenvegetation	
					8220*	Silikatfelsen mit Felsspaltenvegetation	
		8230*	Silikatfelsen mit Pionierrasen				
333	Sparsely vegetated areas	Flächen mit spärlicher Vegetation	1230-8230*	+ Anteilig LRT aus CLC 332*			
335	Glaciers and perpetual snow	Gletscher und Dauerschneegebiete	8340	Gletscher	61. Firn, permanente Schneefelder und Gletscher		
2 Wald und Gehölz	2.1 Wald	311	Broad-leaved forest	Laubwälder	9110	Hainsimsen-Buchenwälder	43. Laub(misch)wälder und -forste 70.01 Subalpiner Buchenwald
					9120	Atlantische bodensaure Buchen-Eichenwälder mit Stechpalme	
					9130	Waldmeister-Buchenwälder	
					9140	Subalpine Bergahorn-Buchenwälder	

					9150	Orchideen-Kalk-Buchenwälder		
					9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder		
					9170	Labkraut-Eichen-Hainbuchenwälder		
					9180	Schlucht- und Hangmischwälder		
					9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandböden mit Stieleiche		
					91E0	Erlen-, Eschen-, Weichholzaunenwälder		
					91F0	Hartholzaunenwälder		
					91G0	Subkontinentale bis pannonische Eichen-Hainbuchenwälder		
		312	Coniferous forest	Nadelwälder	91D0	Moorwälder		44. Nadel(misch)wälder und -forste 70.02 – 70.04 Subalpiner Nadelwald
					91T0	Mitteuropäische Flechten-Kiefernwälder		
				91U0	Kiefernwälder der sarmatischen Steppe			
				9410	Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder			
				9420	Alpine Lärchen- und/oder Arvenwälder			
	313	Mixed forest	Mischwälder	2180	Bewaldete Küstendünen	43. Laub(misch)wälder und -forste 70.01 Subalpiner Buchenwald 44. Nadel(misch)wälder und -forste 70.02 - 70.04 Subalpiner Nadelwald		
			8110-8230*	Anteilig LRT aus CLC 332*				
2.2	Ge- hölz	324	Transitional wood-land/shrub	Wald-Strauch-Übergangsstadien				
3 Agrarland	3.1 Anbaukulturen	211	Arable land	Ackerland	HNV-Ac	Ackerflächen	33. Äcker und Ackerbrachen 41.07 Gehölzplantagen und Hopfenkulturen	
					HNV-Br	Brachen (Brachen aus Ackerland)		
		221	Vineyards	Weinbauflächen	HNV-Re	Rebflächen	41.08.01 – 02 Rebkulturen	
		222	Fruit tree and berry plantations	Obst- und Beerenobstbestände	HNV-Ob	Obstflächen	41.06 Streuobstbestand 41.07 Obstplantagen	

3.2 Grünland	231	Pasture, meadows and other permanent grasslands under agricultural use	Wiesen und Weiden	HNV-Gr	Grünland	Elemente aus: 23.05 Gräben 34. Grünland trockener Standorte (und deren Brachen) 35. Grünland nasser Standorte 39.03 – 06 Ufersäume und Staudenfluren 41. Feldgehölze, Gebüsche, Hecken, Einzelbäume, Baumreihen, Baumgruppen	
				HNV-Br	Brachen (Brachen aus Grünland)		
				HNV-R	Ruderal- und Staudenfluren sowie Säume, inkl. Hochgrasbestände		
				HNV-K	Komplexelemente		
				HNV-N	Naturstein- und andere Trockenmauern sowie Stein- und Felsriegel, Sand-, Lehm- und Lößwände		
				6110-6520*	Anteilig LRT aus CLC 321 und CLC 332*		
3.3 Heterogenes Agrarland	242	Complex cultivation patterns	Komplexe Parzellenstruktur	3			
	243	Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation	Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Bodenbedeckung von signifikanter Größe	3			
4 Gewässer	4.1 Fließgewässer	511	Water courses	Gewässerläufe	3220	Alpine Flüsse mit krautiger Ufervegetation	23. Fließende Gewässer 60.01 – 02 Alpine Quellen und Fließgewässer
					3230	Alpine Flüsse mit Ufergehölzen mit Deutscher Tamariske	
					3240	Alpine Flüsse mit Ufergehölzen der Lavelweide	
					3260	Fließgewässer mit flutender Wasservegetation	
					3270	Flüsse mit Gänsefuß- und Zweizahn-Gesellschaften auf Schlammhängen	
					HNV-G	Gräben	
					HNV-W	Bäche und Quellen	

	4.2 (Binnen-)standgewässer	512	Water bodies	Wasserflächen	3110	Sehr nährstoff- und basenarme Stillgewässer mit Strandlings-Gesellschaften	Elemente aus: 22. Quellen 24. Stehende Gewässer 60.03 Alpine Stillgewässer
					3130	Nährstoffarme bis mäßig nährstoffreiche Stillgewässer mit Strandlings- oder Zwergbinsen-Gesellschaften	
					3140	Nährstoffarme bis mäßig nährstoffreiche kalkhaltige Stillgewässer mit Armelechtern	
					3150	Natürliche und naturnahe nährstoffreiche Stillgewässer mit Laichkraut- oder Froschbiss-Gesellschaften	
					3160	Dystrophe Stillgewässer	
					3180	Temporäre Karstseen und -tümpel	
					3190	Gipskarstseen auf gipshaltigem Untergrund	
					HNV-T	Stehende Gewässer bis 1 ha Größe	
	4.3 Meeresgewässer	521	Coastal lagoons	Lagunen	1150	Lagunen	04. Innere Gewässer der Ostsee
					1130*	Anteilig dieser LRT von CLC 522	
		522	Estuaries	Mündungsgebiete	1130*	Ästuarien	05. Süß- und Brackwasserwatt 06. Hydrolitoral der Ostsee Elemente aus: 07. und 08. Salzgrünland, Brackwasserröhrichte, Hochstaudenfluren an Nord- und Ostsee 09. Strände
		1160	Flache große Meeresarme und -buchten				
		1170	Riffe				
		1140*	Anteilig dieser LRT von CLC 523				
423		Intertidal flats	In der Gezeitenzone liegende Flächen	1140*	Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt	05. Watt der Nordsee	

5 Urban, industriell	5.1 Gebäude und Verkehr	111	Continuous urban fabric	Durchgängig städtische Prägung			Elemente aus: 53n.03.01 – 02, 53n.04.01 – 02 Altstadt, moderne Innenstadt, Blockbebauung	
		112	Discontinuous urban fabric	Nicht durchgängig städtische Prägung			Elemente aus: 53n.04.03 – 53.07n Zeilenbebauung, Hochhäuser, Villenviertel, Reihenhäuser, Neubaugebiete, Dorfgebiete	
		121	Industrial and commercial units	Industrie und Gewerbeflächen, öffentliche Einrichtungen			53n.09, 53n.10 Industrie und Gewerbe, Ver- und Entsorgung	
		122	Road and rail networks and associated land	Straßen-, Eisenbahnnetze und funktionell zugeordnete Flächen	HNV-U	Unbefestigte Feldwege/Hohlwege	Elemente aus: 52. Straßenverkehr, Bahnverkehr, Wege, Pfade	
		123	Port areas	Hafengebiete			52.04.02 Hafenanlage, Kai	
		124	Airports	Flughäfen			52.01.01, 52.01.08n.03 versiegelter Verkehrsweg, Funktionsgrün extensiv gepflegt	
		133	Construction sites	Baustellen				
	5.2 Abbau und Halden	131	Mineral extraction sites	Abbauflächen			32.11.04 – 32.11.08.n Abbaubereiche 36.04 Torfabbaubereiche	
		132	Dump sites	Deponien und Abraumhalden			32.11.01 – 03 + 05 Halden und Aufschüttungen 54. Deponien	
	5.3 Urbane Grün- und Freizeiflächen	141	Green urban area	Städtische Grünfläche			Elemente aus: 51.06n, 51.07n Park- und Grünanlagen	
		142	Sport and leisure facilities	Sport- und Freizeitanlagen			51.11n Sport-, Spiel- und Erholungsanlagen	
	CLC = CORINE Land Cover, LRT = Lebensraumtyp, HNV = High Nature Value, LBM-DE = Landbedeckungsmodell Deutschland, FFH = Fauna-Flora-Habitat							

* Bei einigen CLC-Typen ist die Summe der zugeordneten FFH-Lebensraumtypen und HNV-Biotope größer als die im LBM-DE ausgewiesene Fläche des betreffenden CLC-Typs. In diesen Fällen wird der Flächenüberhang, falls keine differenziertere Vorgehensweise naheliegt, anteilig entsprechend den Flächengrößen anderen CLC-Typen, die hierzu in Frage kommen, zugewiesen: Im Falle des Typs 321 (natural grasslands) erfolgt eine Zuweisung des Überhangs zum Typ 231 (pastures, meadows ...); der Überhang bei 423 (intertidal flats) wird nach CLC 523 (sea and ocean) übertragen; vom CLC-Typ 522 in den Typ 521. Vom Typ 332 (bare rock) ist eine Übertragung nach 333 (sparsely vegetated areas) nicht ausreichend, um den Überhang vollständig zuzuweisen. Deshalb wird eine weitere proportionale Zuordnung des restlichen Überhangs aus den FFH-Lebensräumen Schutthalden und Felsen zum CLC-Typ 31x (woods and forest) vorgenommen. Die Anteile der verschiedenen Waldtypen nach Biotopwertliste an der Waldfläche (abzüglich der im flächendeckenden Monitoring erfassten FFH-Wald-LRT) werden auf der Grundlage der Angaben der Bundeswaldinventur zu Alter und Natürlichkeit der Baumartenzusammensetzung geschätzt. Ziel ist es, durch die Zuordnungen eine Zusammensetzung der CLC-Typen zu erreichen, die der tatsächlichen Zusammensetzung des jeweiligen CLC-Typs möglichst nahekommt. Die naturschutzfachlichen Werte der zugeordneten FFH- oder HNV-Typen gehen in den Wert des zugeordneten CLC-Typs ein und bleiben dadurch für weitere Schritte des Ecosystem Accounting (z. B. für den Condition Account) erhalten.

1 Mengel A., Müller-Pfannenstiel K. et al. (2018): Methodik der Eingriffsregelung im bundesweiten Vergleich. Ergebnisse des gleichnamigen F+E-Vorhabens des Bundesamtes für Naturschutz (FKZ 3510 82 2900). Naturschutz und Biologische Vielfalt 165: 689 S.

2 Einschließlich Hecken, Baumreihen und Gehölze mit isolierten Flächen < 1 ha (sonst CLC31 bzw. 324).

3 Zu dieser Kategorie erfolgt keine Zuordnung von HNV-, FFH- oder Biotoptypen, weil LBM-DE aktuell keine Flächen in Deutschland ausweist,

Anhang C Tabelle zu Kapitel 2 Flächengröße und Flächenanteile der Ökosysteme

Tab. C: Flächengröße und Flächenanteile der Haupt- und Unter-Ökosystemtypen (ÖST, vergleiche Tab. A im Anhang) in Deutschland, errechnet aus dem Landbedeckungsmodell (LBM-DE) für die Zeitschnitte 2012, 2015 und 2018. In das LBM-DE wurden lineare Elemente wie Kleinstrukturen und Infrastrukturen aus dem Amtlichen topographisch-kartographischen Informationssystem (ATKIS Basis-DLM) integriert. ÖST = Ökosystemtypen, CLC = CORINE Land Cover

ÖST	ÖST-Bezeichnung und CLC-Codes	Flächen [ha]			Flächenanteile [%]*			Zu- oder Abnahme der Flächen [ha]		
		2012	2015	2018	2012	2015	2018	2015 - 2012	2018 - 2015	2018 - 2012
1	Semi-natürliches Offenland	646.555,80	631.287,88	645.545,13	1,81	1,76	1,80	-15.267,93	14.257,25	-1.010,68
11	Naturnahes Grünland und Heiden	417.960,79	404.374,76	418.536,46	1,17	1,13	1,17	-13.586,04	14.161,71	575,67
	321	180.959,92	170.056,96	182.614,14	0,51	0,48	0,51	-10.902,96	12.557,18	1.654,21
	322	237.000,87	234.317,80	235.922,33	0,66	0,66	0,66	-2.683,07	1.604,53	-1.078,54
12	Feuchtf Flächen	178.906,99	178.256,34	180.032,60	0,50	0,50	0,50	-650,65	1.776,26	1.125,61
	411	68.132,47	68.857,08	70.032,72	0,19	0,19	0,20	724,60	1.175,65	1.900,25
	412	86.105,96	84.514,85	85.168,52	0,24	0,24	0,24	-1.591,10	653,67	-937,43
	421	24.668,56	24.884,41	24.831,35	0,07	0,07	0,07	215,85	-53,06	162,79
13	Übergangs- und Extremstandorte	49.688,02	48.656,78	46.976,07	0,14	0,14	0,13	-1.031,24	-1.680,72	-2.711,95
	331	24.026,46	22.864,88	19.886,77	0,07	0,06	0,06	-1.161,58	-2.978,11	-4.139,69
	332	10.040,73	10.542,59	10.902,96	0,03	0,03	0,03	501,87	360,36	862,23
	333	15.512,79	15.141,29	16.063,13	0,04	0,04	0,04	-371,50	921,85	550,34
	334	0,20	0,20	15,40	0,00	0,00	0,00	0,00	15,20	15,20
	335	107,84	107,82	107,80	0,00	0,00	0,00	-0,02	-0,02	-0,04

ÖST	ÖST-Bezeichnung und CLC-Codes	Flächen [ha]			Flächenanteile [%]*			Zu- oder Abnahme der Flächen [ha]		
		2012	2015	2018	2012	2015	2018	2015 - 2012	2018 - 2015	2018 - 2012
2	Wald und Gehölz	11.309.752,39	11.114.363,67	11.114.832,58	31,62	31,07	31,08	-195.388,71	468,91	-194.919,81
21	Wald	10.492.251,28	10.472.073,96	10.437.454,49	29,33	29,28	29,18	-20.177,33	-34.619,47	-54.796,79
	311	3.498.104,34	3.591.128,46	3.572.308,30	9,78	10,04	9,99	93.024,12	-18.820,17	74.203,95
	312	5.447.963,71	5.346.684,84	5.330.079,21	15,23	14,95	14,90	-101.278,87	-16.605,63	-117.884,50
	313	1.546.183,23	1.534.260,65	1.535.066,98	4,32	4,29	4,29	-11.922,57	806,33	-11.116,24
22	Gehölz 324	817.501,10	642.289,71	677.378,09	2,29	1,80	1,89	-175.211,39	35.088,38	-140.123,01
3	Agrarland	18.577.860,33	18.448.439,84	18.430.122,69	51,94	51,58	51,53	-129.420,49	-18.317,15	-147.737,64
31	Anbaukulturen	12.365.456,65	12.306.053,04	12.314.672,82	34,57	34,41	34,43	-59.403,60	8.619,77	-50.783,83
	211	12.023.414,90	11.973.817,68	11.982.789,78	33,61	33,48	33,50	-49.597,22	8.972,10	-40.625,12
	221	116.319,02	111.761,61	111.805,49	0,33	0,31	0,31	-4.557,40	43,87	-4.513,53
	222	225.722,73	220.473,75	220.077,55	0,63	0,62	0,62	-5.248,98	-396,20	-5.645,18
32	Grünland 231	6.212.403,68	6.142.386,79	6.115.449,87	17,37	17,17	17,10	-70.016,89	-26.936,92	-96.953,81
4	Gewässer	3.056.598,46	3.055.427,12	3.060.914,20	8,55	8,54	8,56	-1.171,34	5.487,08	4.315,74
41	Fließgewässer 511	263.808,03	261.879,65	266.646,76	0,74	0,73	0,75	-1.928,38	4.767,11	2.838,73
42	Standgewässer 512	431.226,14	431.505,59	429.634,15	1,21	1,21	1,20	279,45	-1.871,44	-1.591,98
43	Meeresgewässer	2.361.564,29	2.362.041,88	2.364.633,29	6,60	6,60	6,61	477,59	2.591,41	3.069,00
	521	115.885,52	115.785,01	115.782,76	0,32	0,32	0,32	-100,51	-2,26	-102,76
	522	19.261,34	22.659,98	22.806,96	0,05	0,06	0,06	3.398,64	146,98	3.545,63
	523	1.922.611,95	1.920.360,55	1.919.580,30	5,38	5,37	5,37	-2.251,40	-780,25	-3.031,65
	423	303.805,48	303.236,34	306.463,27	0,85	0,85	0,86	-569,14	3.226,93	2.657,78

ÖST	ÖST-Bezeichnung und CLC-Codes	Flächen [ha]			Flächenanteile [%]*			Zu- oder Abnahme der Flächen [ha]		
		2012	2015	2018	2012	2015	2018	2015 - 2012	2018 - 2015	2018 - 2012
5	Urban, industriell	4.550.987,39	4.892.369,81	4.890.361,64	12,72	13,68	13,67	341.382,42	-2.008,17	339.374,25
51	Gebäude und Verkehr	3.945.352,81	4.336.537,99	4.329.052,99	11,03	12,12	12,10	391.185,18	-7.485,00	383.700,18
	111	33.632,67	143.362,75	119.881,65	0,09	0,40	0,34	109.730,08	-23.481,10	86.248,98
	112	1.970.613,33	1.882.748,43	1.886.865,97	5,51	5,26	5,28	-87.864,89	4.117,54	-83.747,35
	121	701.753,28	709.355,38	722.511,36	1,96	1,98	2,02	7.602,10	13.155,98	20.758,08
	122	1.175.389,52	1.543.057,04	1.543.358,89	3,29	4,31	4,31	367.667,52	301,85	367.969,37
	123	8.171,00	8.092,63	8.195,39	0,02	0,02	0,02	-78,37	102,75	24,39
	124	39.558,36	38.369,32	39.203,59	0,11	0,11	0,11	-1.189,04	834,27	-354,77
	133	16.234,64	11.552,42	9.036,13	0,05	0,03	0,03	-4.682,22	-2.516,29	-7.198,51
52	Abbau und Halden	119.554,53	125.724,55	122.868,90	0,33	0,35	0,34	6.170,02	-2.855,66	3.314,36
	131	94.048,29	100.756,63	98.137,96	0,26	0,28	0,27	6.708,34	-2.618,67	4.089,67
	132	25.506,24	24.967,92	24.730,93	0,07	0,07	0,07	-538,32	-236,99	-775,31
53	Urbane Grün- und Freizeitflächen	486.080,05	430.107,27	438.439,75	1,36	1,20	1,23	-55.972,78	8.332,48	-47.640,30
	141	172.596,73	84.046,60	83.315,85	0,48	0,23	0,23	-88.550,13	-730,75	-89.280,88
	142	313.483,32	346.060,67	355.123,90	0,88	0,97	0,99	32.577,35	9.063,24	41.640,59
	Gesamtfläche	38.141.754,36	38.141.888,31	38.141.776,23	106,64*	106,64*	106,64*			

*Die Flächenanteile wurden auf die Fläche der Gemeinden (VG25) bezogen 35767570, 15 ha (Status 2016), daher ist die Summe der Flächenanteile (inkl. Meerestgewässer größer als die Gesamtfläche des Landbedeckungsmodells LBM-DE (entspricht 100%). Die zusätzlichen Flächen lagen in der Nord- und Ostsee und wurden der Flächen der CLC-Klasse 523 (Meer und Ozeane) zugeschlagen.

Anhang D zu Kapitel 3.7.6 Datenblätter zur Biotopbewertung

Tab. D: Bestimmung der Biotopwertpunkte für Ökosystemtypen

Biotope	CLC-Typ	Fläche (ha)	Flächenanteil (in %)	Biotopwertpunkte Summe	Biotopwertpunkte (%)	Biotopwertpunkte pro ha
Summe		38.141.776,23	105,30	415.712.303,42	107,28	10,90
Summe ohne Meere und Ozeane		36.222.195,94	100,00	387.498.617,31	100,00	2,76
Natürliche und naturnahe Offenland-Ökosysteme		645.545,13	1,78	11.146.721,47	2,88	17,27
Natürliches Grünland	321	182.614,14	0,50	3.303.975,81	0,85	18,09
Heide und Moorheiden	322	235.922,33	0,65	3.813.884,91	0,98	16,17
Sümpfe	411	70.032,72	0,19	1.197.445,63	0,31	17,10
Torfmoore	412	85.168,52	0,24	1.520.496,85	0,39	17,85
Salzwiesen	421	24.831,35	0,07	468.692,83	0,12	18,88
Strände, Dünen, Sandflächen	331	19.886,77	0,05	370.233,67	0,10	18,62
Felsen ohne Vegetation	332	10.902,96	0,03	190.080,55	0,05	17,43
Spärliche Vegetation	333	16.063,13	0,04	280.042,37	0,07	17,43
Brandflächen	334	15,40	0,00	154,02	0,00	10,00
Gletscher/Dauerschneegebiete	335	107,80	0,00	1.714,84	0,00	15,91
Wälder		11.114.832,58	30,69	184.555.791,35	47,63	16,60
Laubwälder	311	3.572.308,30	9,86			
Nadelwälder	312	5.330.079,21	14,71			
Mischwälder	313	1.535.066,98	4,24			
Wald-Strauch-Übergangsstadien	324	677.378,09	1,87			
Landwirtschaft		18.332.803,45	50,61	145.315.008,16	37,50	7,93
Ackerland	211	11.982.789,78	33,08	73.016.654,42	18,84	6,09
Weinbauflächen	221	111.805,49	0,31	1.118.910,10	0,29	10,01
Obst- und Beerenobstbestände	222	220.077,55	0,61	2.708.463,49	0,70	12,31
Wiesen und Weiden	231	6.018.130,63	16,61	71.178.029,63	18,37	11,83
Komplexe Parzellenstruktur	242					
Landwirtschaftlich genutzte Flächen mit natürlicher Bodenbedeckung von signifikanter Größe	243					

Gewässer und Meere		3.158.233,44	8,72	45.935.365,24	11,85	14,54
Gewässerläufe	511	363.966,00	1,00	4.184.818,40	1,08	11,50
Wasserflächen	512	429.634,15	1,19	5.725.251,65	1,48	13,33
Lagunen	521	115.782,76	0,32	1.626.874,91	0,42	14,05
Mündungsgebiete	522	22.806,96	0,06	364.911,40	0,09	16,00
Meere und Ozeane	523	1.919.580,30	5,30	28.213.686,11	7,28	14,70
In der Gezeitenzone liegende Flächen	423	306.463,27	0,85	5.819.822,77	1,50	18,99
Siedlung und Verkehr		4.890.361,64	13,50	28.759.417,21	7,42	5,88
durchgängig städtische Prägung	111	78.008,15	0,22	468.048,88	0,12	6,00
nicht durchgängig städtische Prägung	112	1.227.801,88	3,39	7.366.811,26	1,90	6,00
Ind. und Gewerbebl., öffentliche Einrichtungen	121	585.783,68	1,62	1.171.567,36	0,30	2,00
Straßen-, Wege, Plätze, Eisenbahnnetze und funktionell zugeordnete Flächen	122	1.675.414,87	4,63	9.554.576,52	2,47	5,70
Flächen gemischter Nutzung		416.948,87	1,15	2.084.744,33	0,54	5,00
Flächen besonderer Prägung		163.986,27	0,45	819.931,35	0,21	5,00
Hafengebiete	123	2.339,76	0,01	2.339,76	0,00	1,00
Flughäfen	124	35.949,09	0,10	287.592,72	0,07	8,00
Baustellen	133				0,00	
Abbauflächen	131	141.028,34	0,39	987.198,41	0,25	7,00
Bergbaubetriebe		1.074,92	0,00	2.149,84	0,00	2,00
Deponien und Abraumhalden	132	14.803,91	0,04	88.823,44	0,02	6,00
Friedhöfe		38.945,00	0,11	506.285,00	0,13	13,00
Städtische Grünfläche	141	310.235,00	0,86	4.033.055,00	1,04	13,00
Sport- und Freizeitanlagen	142	198.041,90	0,55	1.386.293,33	0,36	7,00
Davon:						
FFH-Flächen		4.693.060,24	12,96	87.329.855,62	22,54	18,61
HNV-Flächen (nicht gleichzeitig FFH)		1.927.677,59	5,32	33.498.736,04	8,64	17,38

Anhang E zu Kapitel 4.2: Methodik des Indikators „Habitatpotenzial von Wildbienen“

Erläuterungen zu den Arbeitsschritten A bis I (Abbildung 4.2.2, Kapitel Berechnungs- und Analyseschritte)

Die verwendeten Ausgangsdaten für den Indikator „Bestäubungspotenzial durch Wildbienen“ bestanden aus den Vektordatensätzen LBM-DE und dem ATKIS Basis-DLM und bezogen sich auf den Zeitschnitt 2015 (BKG 2016, 2018). Bei der Rasterung orientierten sich die Datensätze in ihrer Lage und Auflösung an einem INSPIRE-konformen (EU-Kommission 2010) Raster mit 5x5m Rasterzellgröße (eigene Berechnung). Die Arbeitsschritte, die hier vorgestellt werden, sind zusätzlich in Abb. 1 visualisiert.

Zu A) Integration von linearen Elementen aus dem ATKIS in das Landbedeckungsmodell LBM-DE

Die Mindestkartierfläche des LBM-DE Datensatz liegt bei 1 ha, in Ausnahmefällen können auch Flächen mit einer Mindestgröße von 0,2 ha auftreten (BKG 2018). Damit enthält das LBM-DE keine wertvollen Kleinstrukturen. Das LBM-DE wurde im ersten Schritt daher zunächst mit zusätzlichen Linien-Elementen aus dem ATKIS Basis DLM angereichert, die als wichtiger Nahrungs- und Nistlebensraum für Wildbienen erachtet werden (z.B. Hecken, Baumreihen, schmale Gewässer) aber auch Straßen, Eisenbahnlinien und (Haupt-)Wirtschaftswege (z.B. Forstwege), deren Saumflächen wertvolle Biotope darstellen können. Diese linienartigen Vektor-Daten aus dem ATKIS-Datensatz wurden nach einer Pufferung mit entsprechenden Breiten durch eine geeignete Priorisierung überlagerungsfrei gemacht und durch Verschneidung in das LBM-DE integriert, ähnlich, wie beim IÖR-Monitor (2020). Für eine genauere Beschreibung der aus ATKIS extrahierten Elemente und der Pufferbreiten siehe Tab. 2 in Grunewald et al. (2020). In diesem kombinierten Vektor-Datensatz aus LBM-DE und ATKIS erhielt jeder Ökosystemtyp einen Wert zum prozentualen Vorkommen der potenziellen Blütenverfügbarkeit (BV) und Nisthabitate (NH), auf einer Skala zwischen 0 und 1 nach Lonsdorf et al. (2009) (siehe Tab. I). Zuletzt wurde aus dem kombinierten Datensatz jeweils ein Raster für die BV- und eines für die NH-Werte erstellt (Auflösung: 5x5m). Bei der Zuweisung der BV- und NH-Werte wurde aber auch teilweise vom Vorgehen bei Zulian et al. (2013a) abgewichen (siehe Kapitel 2).

Zu B) Erzeugung von Saumflächen

In Erweiterung des Modells von ZULIAN et al. (2013a) wurden von uns zusätzliche Saumhabitate mit einbezogen. Diese Saumhabitate bilden wertvolle Habitate für Wildbienen und weisen relativ hohe BV- und NH-Werte auf. Zu diesem Zweck wurde aus dem kombinierten LBM-DE-ATKIS-Vektor-Datensatz bestimmte Elemente selektiert (siehe auch Tab. II). Entlang und (teilweise) innerhalb dieser Elemente wurden über die Pufferfunktion des GIS Saumflächen erzeugt. Die Pufferbreite der Säume von Fließgewässern (CLC 511), Standgewässern (CLC 512), Baumreihen (ATKIS), Hecken (ATKIS), Wald-Strauch-Übergangsstadien (CLC 324), sowie Straßen und Bahnlinien (ohne Wege) (CLC 122) betrug 25m und die Pufferung erfolgte nach außen. Die Laubwald-, Nadelwald- und Mischwaldflächen (CLC 311, 312, 313) wurden auch mit 25 m gepuffert, doch es wurden sowohl Außen-, als auch Innensäume erzeugt. Die Pufferdistanzen für Fließgewässer- und Verkehrssäume von 25 m wurden von ZULIAN et al. (2013a) übernommen, jedoch wurden auch einige abweichende Annahmen bei der Erzeugung der Saumflächen getroffen (siehe Kapitel 2).

Die Waldinnensäume ausgenommen, wurden die restlichen Saumflächen anschließend noch räumlich eingegrenzt. Dahinter steht die Annahme, dass diese Saumbereiche nur auf bestimmten Flächen, wie z. B. Agrarland und semi-natürlichem Offenland auftreten können (Zulian et al. 2013a, Supplement Tab. S5). Diese Flächen sind in Tab. I mit ‚x‘ gekennzeichnet. Auf der asphaltierten Straßenfläche wird sich kein Saum eines angrenzenden Gewässers herausbilden, dahingegen wäre dies auf einer Ackerfläche theoretisch möglich. Daher wurden im nächsten Schritt die Saumflächen selektiert, welche die betreffenden Flächen (‚x‘) überlagerten. Die Waldinnensäume wurden nicht selektiert, denn sie sollten alle Waldflächen an ihren Randbereichen bezüglich BV und NH aufwerten. Alle Saumflächen wurden in einen gemeinsamen Datensatz zusammengeführt und erhielten die Werte zu BV und NH nach Tab. II. Am Ende dieses Schrittes B wurden aus den Saumflächen zwei Rasterdatensätze erzeugt (5x5 m) jeweils eines mit den Werten für die BV und eines mit den Werten der NH.

Zu C) und D) Zusammenführen von LBM-DE-/ATKIS-Basis-DLM-Datensatz und Saumflächen

Alle Rasterdatensätze mit BV-Werten aus den Schritten A und B wurden in ein gemeinsamen Rasterdatensatz zusammengefügt (5x5m Auflösung). Das gleiche geschah mit allen Rasterdatensätzen mit NH-Werten aus den Schritten A und B. Dort, wo sich zwischen den einzelnen Datensätzen Überlagerungen befanden, wurden nur die Rasterzellen mit den jeweils höchsten Bewertungen zur BV bzw. NH in den Ergebnisdatensatz übernommen (ArcGIS-Pro-Tool: Mosaic-to-Raster, höchste Priorität für den maximalen Wert). Das Ergebnis war ein Raster mit der potenziellen Blütenverfügbarkeit (C) und ein Raster mit den potenziellen Nisthabitaten (D) basierend auf Flächen aus dem LBM-DE, ATKIS Basis-DLM und den potenziellen Saumelementen.

Zu E) Bearbeitung des Datensatzes mit einem ‚Moving-Window‘ – potenzielle Nahrungsgebiete

Im nächsten Schritt wurde der Aktionsradius der Wildbienen mit der Blütenverfügbarkeit verrechnet, was die potenzielle Blütenverfügbarkeit ergab. Der Indikator „Bestäubungspotenzial durch Wildbienen“ orientierte sich an kleinen Solitär-Wildbienen mit geringem Aktionsradius (Gathmann, Tschamntke 2002), daher wurde eine durchschnittliche Flugdistanz von 200 m festgelegt, die von Zulian et al. (2013a) aus Daten zu Flugdistanzen von Lonsdorf et al. (2009) abgeschätzt worden waren. Lonsdorf et al. (2009) ermittelten die Flugdistanz der Wildbienen über die Messung der Breite des Thorax zwischen den Flügelansätzen (Intertegular-Abstand), mit Hilfe einer Regression von Greenleaf et al. (2007). Über diesen Ansatz kann jedoch das Ergebnis in Richtung einer maximalen artspezifischen Flugdistanz verzerrt werden. Daher fokussierten sich Hofmann et al. (2020) auf die Ermittlung einer durchschnittlichen Flugdistanz für kleine Solitärbienen zur besseren Bewertung von naturschutzfachlichen Maßnahmen; diese lag bei 150m. Um eine Vergleichbarkeit mit dem Model von Zulian et al. (2013a) zu erhalten, haben wir in unserem Ansatz an den 200m festgehalten. Über die Flugdistanz steigt generell die Verfügbarkeit von BV und NH für die Wildbienen (was sich auch in leicht erhöhten Werten im Ergebnis-Datensatz widerspiegelte). Über ein „Moving-Window“ wurde die Verfügbarkeit von BV an jeder Rasterzelle in dem Maße erhöht, wie sich die Blütenverfügbarkeit der Rasterzellen im 200 m Umkreis darstellte. Die im Umkreis weiter entfernt gelegenen Rasterzellen wurden in die jeweilige Neubewertung jeder Rasterzellen weniger stark einbezogen als näher gelegene Rasterzellen (siehe folgender Absatz). Für Letztere ist es wahrscheinlicher, dass sie von der Wildbiene aufgesucht wurden (Lonsdorf et al. 2009, Zulian et al. 2013b).

Diese Neubewertung geschah über ein Moving-Window (Kernel-File), welches im ArcGISpro-Tool „Focal-Statistics, Option Summe“ eingesetzt wird. Über die euklidische Distanz-Funktion in ArcGISpro wurde ein kreisförmiges Raster (mit ca. 200 m Radius) mit Distanzwerten erzeugt. Die Distanzwerte innerhalb des Rasters nehmen von innen nach außen zu. Anschließend wurden die Distanzwerte über die Gewichtungsfunktion (nach Lonsdorf et al. (2009), siehe unten) in Gewichtungswerte umgewandelt. Das Raster diente als Moving-Window. Es tastete jede Zelle im Raster zur potenziellen Blütenverfügbarkeit (C) ab und wies ihr einen neuen Wert zu. Dabei wurden für jede Rasterzelle alle im Umkreis von 200 m gelegenen Rasterzellen mit den jeweiligen Gewichtungswerten multipliziert, dann aufsummiert und die Summe der jeweiligen Rasterzelle im Mittelpunkt des Moving-Window zugewiesen. Das Ergebnis des Verfahrens war ein Raster mit den *potenziellen Nahrungsgebieten* (Zulian et al. 2013b).

Gewichtungsfunktion nach Lonsdorf et al. (2009):

$$G = e^{-\frac{D}{\alpha}}$$

G: Gewichtungswerte des Moving Window

D: Euklidische Distanz (Entfernung der jeweiligen Rasterzelle zur Rasterzelle im Mittelpunkt des Moving-Window, gemessen von den Mittelpunkten der Rasterzellen).

α : durchschnittliche Flugdistanz der polit r-Wildbienen (200m)

e: Eulersche Zahl

Zu F) Berechnung des relativen Vorkommens der Bestäuber

Um das *relative Vorkommen der Bestäuber* (F) an jeder Rasterzelle zu ermitteln wurde die potenzielle Blütenverfügbarkeit (E) mit den Nisthabitaten (D) multipliziert.

Zu G) Relatives Bestäubungspotential

Damit die Verfügbarkeit umliegender Nistmöglichkeiten auch mit in die Auswertung eingeht, wurde anschließend noch einmal das relative Vorkommen der Bestäuber mit demselben Moving-Window-Raster aus Schritt E) verrechnet („Focal Statistics, Option Summe“). Damit ergibt sich der Anteil der bestäubten Blüten auf Basis der Blütenverfügbarkeit und der Nisthabitate innerhalb eines Flugradius von 200m, in Form des relativen Bestäubungspotentials.

Zu H) Maskierung von Flächen, die keine Bestäubungsleistung benötigen/erbringen

Angelehnt an das Vorgehen von Zulian et al. (2013a) wurden zum Schluss die Flächen innerhalb des Bestäubungspotential-Rasters ausmaskiert, die keine Bestäubung benötigten. Diese Flächen waren Verkehrsflächen, wie Straßen, Wege und Bahnlinien, Felsen, sowie Gletscher und Wattflächen außerhalb von Saumflächen (siehe Tab. III). Diese hatten zu Beginn der Berechnung im Datensatz A den Wert ‚0‘ erhalten (siehe Tab. I), durch das Moving-Window-Verfahren waren diese Werte aber durch höhere überschrieben worden.

Die Gewässer wurden vollständig auf „NoData“ gesetzt, da angenommen wurde, dass Wasserflächen sich nicht über mehrere Zeitschnitte betrachtet in bestäubungsrelevante

Flächen umwandeln.

Zu I) Angleichung des Datensatzes mit der Ausdehnung der Gemeindegrenzen

Durch das Moving-Window-Verfahren sind entlang der Außengrenze des LBM-DEs Rasterzellen mit dem Wert „0“ entstanden. Daher wurde der Datensatz abschließend mit den amtlichen Gemeindegrenzen (VG 25) mit dem Gebietsstand vom 31.12.2016 ausgeschnitten (BKG 2017).

Das Ergebnis des Verfahrens war eine Karte des relativen Bestäubungspotentials (Abb. 2). Die Nachfrage nach Bestäubungsleistungen könnte zusätzlich über eine Karte mit den Anteilen an landwirtschaftlichen Kulturen, die Bestäubungsleistungen benötigen (Ackerbau, Obstanbau) dargestellt werden. Allerdings ist derzeit deutschlandweit kein räumlich hoch aufgelöster Datensatz zum Anbau von Feldfrüchten für das Bezugsjahr 2015 verfügbar, der überdies auch noch regelmäßig fortgeschrieben wird.

Abweichungen vom Ansatz von Zulian et al. (2013a)

Wälder (CLC-Klasse 311, 312, 313), Wald-Strauch-Übergangsstadien (CLC 324), Baumreihen und Hecken (ATKIS Basis-DLM)

Abweichend von Zulian et al. (2013a) wurden die Säume nicht nur nach innen, sondern auch nach außen um alle Wälder (Laub-, Nadel- und Mischwälder, CLC-Klasse 311, 312, 313) erzeugt. Dies geschah in der Annahme, dass auch in äußeren Waldsaumbereichen Wildbienen verbesserte Bedingungen vorfinden. Des Weiteren erzeugten wir auch Außensaumflächen für Wald-Strauch-Übergangsstadien (CLC-Klasse 324), wobei der Saum den gleichen Wert erhielt, wie die Säume der gemischten Wälder (BV: 0,7; NH: 0,9). Da die eigentliche Fläche der Wald-Strauch-Übergangsstadien selbst bereits hohe Werte aufweist (BV: 0,85; NH: 1,0), haben wir auf die Erzeugung von potenziell noch höherwertigen Innensäumen bei diesen Flächen verzichtet. Zusätzlich weist unser Datensatz auch Hecken und Baumreihen und zugehörige Säume auf, welche im Modell von Zulian et al. (2013a) fehlen. Diese Elemente und ihre Säume erhielten dieselben Werte, wie die Wald-Strauch-Übergangsstadien bzw. ihre Säume. Die Saumbreite von Wäldern wird in Zulian et al. (2013a) mit 50 m angegeben, wir verwendeten aber an dieser Stelle die gleiche Saumbreite wie für Verkehrsflächen und Gewässer (25m). Anders als bei Zulian et al. (2013a) wurden die Waldflächen nicht extra mit einer Distanzfunktion (Moving-Window) verrechnet (noch vor Schritt E).

Straßen, Eisenbahnlinien (CLC 122) und Wege (ATKIS Basis-DLM)

Im Ansatz von Zulian et al. (2013a) wurden den Verkehrsflächen BV- und NH-Werte größer als ,0' vergeben (BV: 0,25; NH: 0,3). Vermutlich, weil die relativ schmalen Verkehrsflächen in ihrem relativ grob aufgelösten Datensatz nicht explizit dargestellt sind, haben ZULIAN et al. (2013a) für Wildbienen potenziell wertvolle Verkehrs-Randbereiche in diese Werte miteinkalkuliert. Da der vorliegende höher aufgelöste (5x5 m) Datensatz aber die eigentliche Fläche von Straßen, Eisenbahnlinien, (Haupt-) Wirtschaftswegen und sogar Rad- und Fußwegen (inkl. Pfaden und Steigen) explizit auswies, erhielten diese Flächen den Wert ,0' für BV und NH.

In Bezug auf Saumflächen entlang von Verkehrsflächen wurde auch vom Ansatz von Zulian et al. (2013a) abgewichen. Deren Datensatz beinhaltete sechs verschiedene Straßensaumtypen. Diese reichten von Autobahnen („Motorway“) mit den höchsten BV und NH-Werten bis zu relativ gering-frequentierten Straßen („Local road of high importance“) mit den niedrigsten BV- und NH-Werten. Im Unterschied dazu wies unser Datensatz die Kategorien „Straße“, „Hauptwirtschaftswege“, „Wirtschaftswege“ und „Eisenbahnlinien“ aus dem ATKIS-Basis-DLM und dem LBM-DE auf. Die Verkehrs-Saumflächen in unserem Datensatz erhielten daher gemittelt BV- und NH-Werte der Verkehrs-Saumflächen von Zulian et al. (2013a) (siehe Tab. II). An Rad- und Fußwegen (inkl. Pfaden und Steigen) wurden an dieser Stelle keine Säume erzeugt.

Lagunen (CLC 521)

Der CLC-Klasse Lagunen wurden im vorliegenden Ansatz die NH-Werte „0“ (Tab. I) zugewiesen und am Ende des Berechnungsverfahrens wurden die Lagunenflächen auf „NoData“ gesetzt (Tab. III). Diese Flächen wurden damit auf dieselbe Weise bewertet wie die Gewässerläufe und Wasserflächen. Abweichend davon haben ZULIAN et al. (2013a) speziell für die Lagunen einen NH-Wert von 0,2 angenommen.

Tab. I: Schritt A und B – Ökosystemtypen mit der Bewertung zu Blütenverfügbarkeit (BV) und Nisthabitaten (NH) (nach ZULIAN et al. 2013a). Flächen, auf denen potenziell Säume auftreten können sind gekennzeichnet mit „x“, wo keine auftreten mit „-“. Die Datenquellen der Ökosystemtypen beruhen auf dem LBM-DE (L) (BKG 2018) und dem ATKIS Basis-DLM (A) (BKG 2016) mit dem Bezugsjahr 2015. Die rechte Spalte verweist auf die Herkunft der BV- und NH-Werte im Zusatzmaterial von ZULIAN et al. (2013a).

Tabellen

Hauptökosystemtyp Ökosystemtypen (CLC-Klassen)	BV	NH	Pot. Saumbildung	Quelle in Zulian et al. (2013a)
Semi-natürliches Offenland				
321 Natürliches Grünland (L)	1	0,8	x	Natural grasslands, Tab. S1
322 Heiden und Moorheiden (L)	1	0,9	x	Moors and heathland, Tab. S1
331 Strände, Dünen und Sandflächen (L)	0,1	0,3	x	Beaches, dunes, sands, Tab. S1
332 Felsen ohne Vegetation (auch Felsnadeln) (L, A)	0	0	-	Bare rocks, Tab. S1
333 Flächen mit spärlicher Vegetation (L)	0,35	0,7	x	Sparsely vegetated areas, Tab. S1
334 Brandflächen (L)	0,2	0,3	x	Burnt areas, Tab. S1
335 Gletscher und Dauerschneegebiete (L)	0	0	x	Glaciers and perpetual snow, Tab. S1
411 Sümpfe (L)	0,75	0,3	x	Inland marshes, Tab. S1
412 Torfmoore (L)	0,5	0,3	x	Peat bogs, Tab. S1
421 Salzwiesen (L)	0,55	0,3	x	Salt marshes, Tab.S1
Wald und Gehölz				
311 Laubwälder (L)	0,9	0,7	-	Core, Broad-leaved forest, Tab. S3
312 Nadelwälder (L)	0,3	0,7	-	Core, Coniferous forest, Tab. S3
313 Mischwälder (L)	0,6	0,7	-	Core, Mixed forest, Tab. S3
324 Wald-Strauch-Übergangsstadien (L)	0,85	1	-	Transitional woodland shrub, Tab. S1
324 Baumreihen, Hecken (A)	0,85	1	-	Transitional woodland shrub, Tab. S1
Agrarland				
211 Nicht bewässertes Ackerland (L)	0,2	0,2	x	Non-irrigated arable land, Tab. S1
221 Weinbauflächen (L)	0,6	0,4	x	Vineyards, Tab. S1

Hauptökosystemtyp Ökosystemtypen (CLC-Klassen)	BV	NH	Pot. Saum- bildung	Quelle in Zulian et al. (2013a)
222 Obst- und Beerenobstbestände (L)	0,9	0,4	x	Fruit trees and berry plantations, Tab. S1
231 Wiesen und Weiden (L)	0,2	0,3	x	Pastures, Tab. S1
Gewässer				
423 Watt (L)	0	0	x	Intertidal flats, Tab. S1
511 Gewässerläufe (L, A)	0	0	-	Water courses, Tab. S1
512 Wasserflächen/Standgewässer (L)	0	0	-	Water bodies, Tab. S1
521 Lagunen (L)	0	0	-	Coastal lagoons, NH-Wert selbst-definiert
522 Mündungsgebiete (L)	0	0	-	Estuaries, Tab. S1
523 Meere und Ozeane (L)	0	0	-	Selbst-definiert, wird in ZULIAN et al. (2013a) nicht angegeben
Urban, industriell				
111 Durchgängig städtische Prägung (L)	0,05	0,1	-	Continuous urban fabric, Tab. S1
112 Nicht durchgängig städtische Prägung (L)	0,3	0,3	-	Discontinuous urban fabric, Tab. S1
121 Industrie- und Gewerbeflächen, öffentliche Einrichtungen (L)	0,05	0,1	-	Industrial or commercial units, Tab. S1
122 Straßen-, Eisenbahnnetze und funkt. zugeordnete Flächen (L, A), sowie Hauptwirtschaftswege, Wirtschaftswege, Wege, Pfade und Steige (A)	0	0	-	Selbst-definiert, aufgrund höherer Genauigkeit des vorliegenden Datensatzes im Vergleich zu ZULIAN et al. (2013a)
123 Hafengebiete (L)	0	0,3	-	Port areas, Tab. S1
124 Flughäfen, auch Rollbahnen (L, A)	0,1	0,3	-	Airports, Tab. S1
131 Abbauflächen (L)	0,05	0,3	-	Mineral extraction sites, Tab. S1
132 Deponien und Abraumhalden (L)	0	0,05	-	Dump sites, Tab. S1
133 Baustellen (L)	0	0,1	-	Construction sites, Tab. S1
141 Städtische Grünfläche (L)	0,25	0,3	-	Green urban areas, Tab. S1
142 Sport- und Freizeitanlagen (L)	0,05	0,3	-	Sport and leisure facilities, Tab. S1

Tab. II: Schritt B – Potenzielle Säume um bestimmte Ökosystemtypen, diese Säume werden nur auf den Flächen modelliert, die in Tab. I mit ‚x‘ markiert sind. Laub-, Nadel- und Mischwald haben sowohl einen Außen- als auch einen Innensaum. Die Datenquellen der Ökosystemtypen beruhen auf dem LBM-DE (L) (BKG 2018) und dem ATKIS Basis-DLM (A) (BKG 2016) mit dem Bezugsjahr 2015. Die rechte Spalte verweist auf die Herkunft der BV- und NH-Werte im Zusatzmaterial von Zulian et al. (2013a).

Hauptökosystemtypen Ökosystemtyp (CLC-Klassen)	BV	NH	Quelle in Zulian et al. (2013a)
Wald und Gehölz			
311 Laubwald, Innen- und Außensaum (L)	1	0,9	Edge, broad-leaved forest, Tab. S3
312 Nadelwälder, Innen- und Außensaum (L)	0,4	0,9	Edge, coniferous forest, Tab. S3
313 Mischwald, Innen- und Außensaum (L)	0,7	0,9	Edge, mixed forest, Tab. S3
324 Wald-Strauch-Übergangsstadien, Außensaum (L)	0,7	0,9	Edge, mixed forest, Tab. S3
324 Baumreihen, Hecken, Außensaum (A)	0,7	0,9	Edge, mixed forest, Tab. S3
Gewässer			
511 Gewässerläufe, Außensaum (L, A)	0,5	0,5	River network, Tab. S6
512 Wasserfläche/Standgewässer, Außensaum (L)	0,7	0,7	Lake boundaries, Tab. S6
Urban, industriell			
122 Straßen- und Bahnverkehr, Außensaum (L, A)	0,7	0,7	Mittelwert aus den Werten für "Motorways" (0,8), "Main roads" (0,8) und "Other major roads" (0,5) Tab. S7
122 Hauptwirtschaftswege, Außensaum (A)	0,2	0,2	Local connecting roads, Tab. S7
122 Wirtschaftswege, Außensaum (A)	0,1	0,1	Local roads of high importance, Tab. S7

Tab. III: Schritt H - Ökosystemtypen, die ausmaskiert werden. Die Werte zur Blütenverfügbarkeit (BV) und Nisthabitaten (NH) werden auf „0“ oder „NoData“ gesetzt. Angelehnt an Zulian et al. (2013a). Die Datenquellen der Ökosystemtypen beruhen auf dem LBM-DE (L) (BKG 2018) und dem ATKIS Basis-DLM (A) (BKG 2016) mit dem Bezugsjahr 2015.

Hauptökosystemtypen Ökosystemtypen (CLC-Klassen)	BV	NH
Semi-natürliches Offenland		
332 Felsen ohne Vegetation (L, A)	0	0
335 Gletscher und Dauergletschergebiete (L) (ausgenommen sind Saumflächen auf Gletschern, siehe Tab. II)	0	0
Gewässer		
423 Watt (L) (ausgenommen sind Saumflächen auf Wattflächen, siehe Tab. II)	0	0
511 Gewässerläufe (L, A)	NoData	NoData
512 Wasserflächen/Standgewässer (L)	NoData	NoData
521 Lagune (L)	NoData	NoData
522 Mündungsgebiete (L)	NoData	NoData
523 Meere und Ozeane (L)	NoData	NoData
Urban, industriell		
122 Straßen-, Eisenbahnnetze und funkt. zugeordnete Flächen (L, A) inklusive Hauptwirtschaftswege, Wirtschaftswege und Wege, Pfade, Steige (A)	0	0

Literaturverzeichnis zu Anhang E

- BKG (2016): Digitales Basis-Landschaftsmodell (AAA-Modellierung). Basis-DLM (AAA). Stand der Dokumentation: 01.04.2016. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG), Frankfurt (Main).
- BKG (2017): Verwaltungsgebiete 1:25.000 (VG25) zum Gebietsstand von Deutschland vom 31.12.2016, Stand der Dokumentation: 05.04.2017. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG), Frankfurt (Main).
- BKG (2018): Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE 2015. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG), Frankfurt (Main).
- EU-Kommission (2010): INSPIRE Infrastructure for Spatial Information in Europe. D2.8.1.2 INSPIRE Specification on Geographical Grid Systems-Guidelines. EU-Kommission - Joint Research Center (JRC), Ispra.
- Gathmann, A., Tschardt, T. (2002): Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology* 71(5), 757-764.
- Greenleaf, S.S., Williams, N.M., Winfree, R., Kremen, C. (2007): Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia* 153, 589-596.
- Grunewald, K., Schweppe-Kraft, B., Syrbe, R.-U., Meier, S., Michel, Richter, B., Schorcht, M., C., Walz, U. (2020): Hierarchisches Klassifikationssystem der Ökosysteme Deutschlands als Grundlage einer übergreifenden Ökosystem-Bilanzierung. *Natur und Landschaft* 95(3), 118-128.
- Hofmann, M.M., Fleischmann, A., Renner, S.S. (2020): Foraging distances in six species of solitary bees with body lengths of 6 to 15 mm, inferred from individual tagging, suggest 150 m-rule-of-thumb for flower strip distances. *Journal of Hymenoptera Research* 77:105-117.
- IÖR-Monitor (2020): Monitor der Siedlungs- und Freiraumentwicklung (IÖR-Monitor). Flächenpriorisierung. Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung. URL: <https://www.ioer-monitor.de/methodik/> [Zugriff am: 06.04.2020].
- Lonsdorf, E., Kremen, C., Ricketts, T., Winfree, R., Williams, N., Greenleaf, S. (2009): Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Annals of Botany* 103(9), 1589-1600.
- Zulian, G., Maes, J., Paracchini, M. L. (2013a): Linking Land Cover Data and Crop Yields for Mapping and Assessment of Pollination Services in Europe. *Land* 2(3), 472-492.
- Zulian, G., Paracchini, M. L., Maes, J., Liqueste, C. (2013b): ESTIMAP: Ecosystem services mapping at a European scale. JRC Technical Reports. Joint Research Center JRC, Ispra.