ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IN LÄNDLICHEN RÄUMEN

GRUNDLAGE FÜR MENSCHLICHES WOHLERGEHEN UND NACHHALTIGE WIRTSCHAFTLICHE ENTWICKLUNG

NATURKAPITAL
DEUTSCHLAND – TEEB DE

ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IN LÄNDLICHEN RÄUMEN

GRUNDLAGE FÜR MENSCHLICHES WOHLERGEHEN UND NACHHALTIGE WIRTSCHAFTLICHE ENTWICKLUNG

Herausgegeben von
Christina von Haaren und Christian Albert

Hannover, Leipzig 2016

NATURKAPITAL
DEUTSCHLAND – TEEB DE

IMPRESSUM

Zitationsempfehlung
Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung. Hrsg. von Christina von Haaren und Christian Albert. Leibniz Universität Hannover, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ. Hannover, Leipzig.

Naturkapital – TEEB DE Koordinierungsgruppe
Bernd Hansjürgens, (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ), Miriam Brenck (UFZ), Katharina Dietrich (Bundesamt für Naturschutz – BfN), Urs Moesenfechtel (UFZ), Christa Ratte (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit – BMUB), Irene Ring (UFZ), Christoph Schröter-Schlaack (UFZ), Burkhard Schweppe-Kraft (BfN)

Förderung und Fachbetreuung
Naturkapital Deutschland – TEEB DE« wird als Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplans durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) gefördert. Fachbetreuung: BfN, Fachgebiet | 2.1 Recht, Ökonomie, umweltverträgliche regionale Entwicklung.

Disclaimer
Die in diesem Bericht geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen der beteiligten Organisationen übereinstimmen.

Grafisches Konzept | Layout
Metronom | Agentur für Kommunikation und Design GmbH, Leipzig

Titelbild
Ortsansicht der Ortsgemeinde Eslohe im Bundesland Nordrhein-Westfalen 13.05.2015. Eslohe liegt, von Feldern, Hügeln und Wäldern umgeben, im Hochsauerlandkreis im Sauerland. Die Gemeinde ist ein staatlich anerkannter Luftkurort. (Foto: Hans Blossey, euroluftbild.de)

Gesamtherstellung
Grafisches Centrum Cuno GmbH & Co. KG

Erschienen 2016

Auflage
1.000

Dieser Bericht ist auf Magno Satin (FSC-zertifiziertes Papier) gedruckt

ISBN: 978-3-944280-25-7

Leibniz Universität Hannover

HELMHOLTZ ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG UFZ

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

BfN Bundesamt für Naturschutz

INHALTSVERZEICHNIS

Naturkapital Deutschland – TEEB DE:
Gesamtprojekt und Einordnung des Berichts 6
Vorwort 8
Vorwort und Danksagung der Herausgeber und Studienleitung 10

TEIL 1
ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN VERSTEHEN:
GRUNDLAGEN UND DEFINITIONEN 14

1 Einleitung 16
1.1 Herausforderungen in ländlichen Räumen 17
1.2 Naturkapital Deutschland – TEEB DE 19
1.3 Inhalte dieses »Naturkapital Deutschland – TEEB DE«-Berichts 22

2 Ökosystemleistungen identifizieren, erfassen und in Wert setzen 26
2.1 Das Ökosystemleistungskonzept und der TEEB-Ansatz 27
2.2 Die Integration des Ökosystemleistungskonzepts in das System der Umweltsteuerung in ländlichen Räumen in Deutschland 37
2.3 Ansätze und Methoden zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen in Deutschland 47
2.4 Potenziale und Grenzen einer ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen 50

3 Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen 70
3.1 Einleitung 71
3.2 Abgrenzung ländlicher Räume 71
3.3 Charakterisierung ländlicher Räume und räumliche Verteilung von Ökosystemleistungen 72
3.4 Räumliche Verteilung der Nutznießer von Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen 75
3.5 Kostenträger zur Förderung von Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen 77

TEIL 2
ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IN LÄNDLICHEN RÄUMEN
IDENTIFIZIEREN UND BEWERTEN 80

4 Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen identifizieren und bewerten: Einführung und Überblick 82
4.1 Einleitung 83

4.2 Landnutzung und Ökosystemleistungen in Deutschland 83
4.3 Zielsetzung und Strukturen der nachfolgenden Kapitel 84

5 Ökosystemleistungen in Agrarlandschaften 86
5.1 Anwendung des Ökosystemleistungskonzeptes für agrarisch genutzte Landschaften 88
5.2 Aktuelle institutionelle Rahmenbedingungen 91
5.3 Aktueller Zustand und wesentliche Herausforderungen 92
5.4 Landwirte nutzen Ökosystemleistungen für die Produktion von Agrargütern – drei Beispiele 98
5.5 Landwirte nutzen Ökosystemleistungen für die Bereitstellung öffentlicher Güter – drei Beispiele 108
5.6 Maßnahmen zur Verminderung von negativen Effekten auf Ökosystemleistungen – drei Beispiele 116
5.7 Multifunktionale landwirtschaftliche Nutzungen – drei Beispiele 128
5.8 Fazit – Schlussfolgerungen für die Weiterentwicklung von Instrumenten zur Steuerung einer nachhaltigen Landnutzung 142

6 Ökosystemleistungen von Wäldern 152
6.1 Einleitung 153
6.2 Institutionelle Rahmenbedingungen 155
6.3 Ökosystemleistungen des Waldes und ihr ökonomischer Nutzen 157
6.4 Wie kann die Bereitstellung nicht marktgängiger Waldleistungen gestärkt werden? 166
6.5 Synopse und Fazit 171

7 Ökosystemleistungen von Küsten und Meeren 180
7.1 Aktueller Zustand und wesentliche Herausforderungen 181
7.2 Ökosystemleistungen von Küsten und Meeren 182
7.3 Aktuelle institutionelle Rahmenbedingungen 186
7.4 Ökosystemleistungen der Meere im Spannungsfeld ökonomischer Nutzungen 188
7.5 Fazit 200

8 Ökosystemleistungen von Gewässern und Auen 206
8.1 Ökosystemleistungen von Gewässern – wesentliche Herausforderungen 207
8.2 Biodiversität von Gewässern und Auen 209
8.3 Zustand von Gewässern und Auen 210
8.4 Trinkwasser 214
8.5 Der Wert der biologischen Selbstreinigung von Gewässern und Auen 217
8.6 Leistungen von Gewässern und Auen für die Erholungsnutzung und den Tourismus 219
8.7 Renaturierungsmaßnahmen an Gewässern und in Auen 224
8.8 Fazit 232

9 Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen identifizieren und bewerten: Fazit 240

TEIL 3
ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IN WERT SETZEN: NATURKAPITAL IN ENTSCHEIDUNGEN INTEGRIEREN 244

10 Stand und Potenziale der Integration des Ökosystemleistungskonzeptes in bestehende Planungs-, Regelungs- und Anreizmechanismen 246
10.1 Einleitung – Stand und Entwicklungsmöglichkeiten staatlicher Instrumente durch Anwendung des Ökosystemleistungskonzeptes 247
10.2 Großschutzgebiete 250
10.3 Regionale und kommunale Landschaftsplanung 258
10.4 Verkehrsplanung 261
10.5 Grüne Infrastruktur 262
10.6 Allgemeinverbindliche Mindeststandards für die Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft im Ordnungsrecht zur Sicherstellung einer nachhaltigen Nutzung von Ökosystemleistungen 266
10.7 Agrarumweltmaßnahmen als Instrument der Agrarpolitik 270
10.8 Forstinstrumente 277
10.9 Wasserwirtschaftliche Planung, maritime Raumordnungsplanung 287
10.10 Umweltverträglichkeitsprüfung und Strategische Umweltprüfung 294
10.11 Eingriffsregelung 297

11 Berücksichtigung von Ökosystemleistungen in privatwirtschaftlichen Entscheidungen 308
11.1 Business Cases für Biodiversität – Argumente für Unternehmerinnen und Unternehmer 309
11.2 Unternehmerische Entwicklungsmöglichkeiten im ländlichen Raum durch die Berücksichtigung von Ökosystemleistungen 315

12 Ökosystemleistungen und die Entwicklung ländlicher Räume: Wie eine neue Perspektive Handlungsoptionen eröffnet 328
12.1 Eine ökonomische Perspektive auf Natur und Ökosystemleistungen ländlicher Räume: Die wichtigsten Ergebnisse 329
12.2 Neue Argumente entwickeln: Mit Ökosystemleistungen den vielfältigen Nutzen der Natur betonen 333
12.3 An den Ursachen ansetzen: Das Instrumentarium des Umwelt- und Naturschutzes stärken 344
12.4 Politikbereiche integrieren: Naturkapital als Lösungsansatz ländlicher Entwicklung 352
12.5 Schlussfolgerungen: Die nachhaltige Nutzung des Naturkapitals ländlicher Räume sicherstellen 354

Glossar 360
Verzeichnis der Mitwirkenden 367

NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE:

GESAMTPROJEKT UND EINORDNUNG DES BERICHTS

»Naturkapital Deutschland – TEEB DE« ist die deutsche Nachfolgestudie der internationalen TEEB-Studie (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), die den Zusammenhang zwischen den Leistungen der Natur, der Wertschöpfung der Wirtschaft und dem menschlichen Wohlergehen zum Thema hat. »Naturkapital Deutschland – TEEB DE« will durch eine ökonomische Perspektive die Potenziale und Leistungen der Natur konkreter erfassbar und sichtbarer machen sowie Synergien, aber auch Zielkonflikte in der Nutzung von Ökosystemleistungen und der Erhaltung der biologischen Vielfalt verdeutlichen. Die Leistungen der Natur sollen besser in private und öffentliche Entscheidungsprozesse einbezogen werden können, damit langfristig die natürlichen Lebensgrundlagen und die biologische Vielfalt erhalten werden. Dabei wird auf internationale wie auch in Deutschland bestehende Ansätze und Instrumente zurückgegriffen. Letztlich dient das Projekt auch zur Flankierung der Umsetzung von Umwelt-, Nachhaltigkeits- und Naturschutzzielen und -strategien, insbesondere der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt.

Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) und das Bundesamt für Naturschutz (BfN) finanzieren das Projekt, das zudem von der freiwilligen Mitarbeit zahlreicher Autorinnen und Autoren sowie Gutachterinnen und Gutachter unterstützt wird. Die Studienleitung liegt am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Studienleiter ist Prof. Dr. Bernd Hansjürgens.

Im Zentrum von »Naturkapital Deutschland – TEEB DE« stehen vier thematische Berichte, die von Teams von Expertinnen und Experten aus Wissenschaft und Praxis erstellt werden. Basis der vier Hauptberichte sind vorliegende Studien, Konzepte und Fallbeispiele, welche die Leistungen der Natur in Deutschland für den Menschen deutlich machen. Die Berichte behandeln folgende Themen:

1) Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte;

2) Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung;

3) Ökosystemleistungen in der Stadt – Gesundheit schützen und Lebensqualität erhöhen;

4) Naturkapital Deutschland – Neue Handlungsmöglichkeiten ergreifen.

Der erste Bericht zu »Naturkapital und Klimapolitik« ist 2015 erschienen; die wesentlichen Ergebnisse sind in einem »Kurzbericht für Entscheidungsträger« festgehalten. Ebenso veröffentlicht sind eine Einführungsbroschüre und eine Broschüre für Unternehmen:

- Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft – Eine Einführung
- Die Unternehmensperspektive – Auf neue Herausforderungen vorbereitet sein

»Naturkapital Deutschland – TEEB DE« wird von einem Projektbeirat begleitet, dessen Mitglieder das Vorhaben fachlich beraten. Diesem Gremium gehören Persönlichkeiten aus den Bereichen Wissenschaft, Wirtschaft, Gesellschaft und Medien an. Zusätzlich gibt es eine Projektbegleitende Arbeitsgruppe, die der Information, Vernetzung und Einbindung von gesellschaftlichen Interessengruppen in das Projekt dient. Hierbei sind Umwelt- und Wirtschaftsverbände, Bundesressorts, Bundesländer und kommunale Interessenvertreter beteiligt.

Die Leitung des vorliegenden Berichts »Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen« liegt beim Institut für Umweltplanung, Fachgebiet Landschaftsplanung und Naturschutz der Leibniz Universität Hannover; Berichtsleiterin ist Frau Prof. Dr. Christina von Haaren. Zielsetzung dieses Berichtes ist es, den Zusammenhang zwischen den vielfältigen Leistungen der Natur und dem menschlichen Wohlergehen ins Bewusstsein zu rücken, die Leistungen und Werte der Natur in ländlichen Räumen genauer zu erfassen und sichtbarer zu machen sowie Vorschläge zur besseren Berücksichtigung wertvoller Ökosystemleistungen in privaten und öffentlichen Entscheidungsprozessen zu unterbreiten. Diese Informationsbereitstellung und Bewusstseinsbildung soll zur dauerhaften Sicherung des Naturkapitals der ländlichen Räume in Deutschland und damit zur Erreichung menschlichen Wohlbefindens, nachhaltiger wirtschaftlicher Entwicklung und gesellschaftlichen Wohlstands beitragen.

Neben dem vorliegenden wissenschaftlichen Langbericht wurde bereits eine Auswahl wichtiger Ergebnisse in einem kurzen Bericht unter dem Titel »Schlussfolgerungen für Entscheidungsträger« veröffentlicht, der wie die anderen Publikationen auf der Webseite von Naturkapital Deutschland verfügbar ist. Diese Schlussfolgerungen sind keine Zusammenfassung des wissenschaftlichen Langberichts sondern dienen der Veranschaulichung ausgewählter Ergebnisse für Entscheidungsträgerinnen in Politik, Verwaltung und Gesellschaft.

VORWORT

© Schulzendorff

Nach intensiven Beratungen beschlossen Bundestag und Bundesrat im Jahre 2009 eine »Schuldenbremse« der öffentlichen Haushalte. Danach darf der Bundesetat ab 2016 nicht mehr durch neue Kredite finanziert werden. Für die Bundesländer gilt das ab 2020.

Die Begründung für diese drastische Maßnahme: Kommende Generationen sollen nicht dadurch belastet werden, dass sie erheblich für den Wohlstand bezahlen, der in der Vergangenheit in Anspruch genommen wurde – nicht zuletzt auch durch aktuelle Verschuldung.

Die Bemühungen zur Begrenzung der Schulden öffentlicher Haushalte haben auch ihren Niederschlag in der Europäischen Union gefunden. Im Stabilitäts- und Wachstumspakt ist festgelegt, dass die Neuverschuldung 3 % des Bruttoinlandsprodukts im Jahr nicht überschreiten darf und dass der Schuldenstand des BIP nicht höher als 60% liegen darf. Bei Überschreiten dieser Grenzwerte werden Interventionen der Europäischen Kommission festgeschrieben.

Derartige Schuldengrenzen gibt es in dieser klaren rechtlichen Form allein und ausschließlich bei dem Finanzkapital. Für eine zukunftsfähige Gesellschaft ist dieser eingeengte Kapitalbegriff nicht nur unzureichend, sondern höchst besorgniserregend, ja gefährlich. Er lässt die Frage nicht aufkommen, ob gesellschaftliche und wirtschaftliche Entwicklung in einer Welt, die bis zur Mitte dieses Jahrhunderts auf 9 Milliarden Menschen ansteigen wird, nicht zumindest genau so stark, wenn nicht sogar noch viel stärker von dem Naturkapital, dem Sozialkapital und dem menschlichen Kapital bestimmt wird. Ein Stabilitätsgesetz für Naturkapital gibt es nicht, ebenso wenig wie für das Sozial- und Humankapital. Schlimmer noch: Weder über den jeweiligen Kapitalstock, geschweige denn über die aktuelle Nutzung dieses Kapitals, die »Abschreibungen« und die erforderlichen Reinvestitionen gibt es verlässliche Daten.

Kein Wunder: Dieses Kapital wird über das Maß ausgebeutet, wie es sich durch natürliche Regenerationsprozesse wieder bildet und durch gezielte Investitionen aufgebaut wird. Der Begriff der Nachhaltigkeit geht auf Hans Carl von Carlowitz zurück – dieser hat in seinem »Silvycultura Oeconomia« vor 300 Jahren bereits diese Notwendigkeit erkannt und mit großer Intensität die Reinvestition in Natur, in seinem Fall in die Erhaltung von Wäldern, eingefordert.

Die vorliegende Veröffentlichung widmet sich intensiv der Frage, wie dieses Naturkapital in Deutschland erfasst, wie die Abschreibungen auf dieses Kapital ermittelt und die erforderlichen Reinvestitionsstrategien ausgerichtet werden müssen. Dabei handelt es sich keineswegs um Petitessen im Vergleich zum Finanzkapital – ganz im Gegenteil!

Empirische Untersuchungen belegen, dass die Nutzung des Naturkapitals in vielen Fällen bedeutsamer, kaum jemals jedoch von untergeordneter Bedeutung für wirtschaftliche Entwicklungsprozesse und soziale Stabilität ist. Die erschreckende Zahl, dass 60% der Ökosystemleistungen, die uns die Natur zur Verfügung stellt, bereits übernutzt sind, belegt die hohe Dringlichkeit zum Handeln. Eine »Schuldenbremse« für das Naturkapital, ein »Stabilitätsgesetz« für Ökosysteme sind so dringlich, wie es die bestehende Regelung für das Finanzkapital je war.

Dafür ist es zwingend erforderlich, dass der Kapitalstock und die Nutzungsraten verlässlich quantifiziert werden können. Dieses darf nicht als Hinweis darauf missverstanden werden, dass Natur nur in dem Maße zu schützen und zu bewahren sei, wie sie sich über ökonomisierbare Leistungen zurechnen lassen kann. Die Vielfalt der Natur ist und bleibt ein »end in itself«, eine ethische Verpflichtung und eine unerlässliche Vorsorgemaßnahme für gesellschaftliche, ökonomische und soziale Stabilität. Sie ist Ausdruck des Respekts vor Schöpfung, ihrer Schönheit, ihrer Geheimnisse. Diese ethischen Verpflichtungen werden keineswegs dadurch in Frage gestellt, dass auch die Bedeutung der Leistungen von Ökosystemen für die Bedürfnisse der Menschen herausgearbeitet wird – dies mit dem Ziel, diese Vielfalt zu bewahren und sorgfältig damit umzugehen. Eine »weise Nutzung« wird durch die Informationen, die in dem wichtigen Projekt »Naturkapital Deutschland – TEEB DE« erarbeitet werden, sachlich getragen.

Es ist zu hoffen, dass dieses Buch, das die Beiträge so vieler Wissenschaftler und Praktiker zusammenträgt, eine große Verbreitung erfährt. In einer Zeit, in der bereits mit dem Holozän das letzte Erdzeitalter und das erste Menschenzeitalter mit dem Anthropozän eingeläutet wird, sind diese Erkenntnisse zwingend erforderlich.

PROF. DR. KLAUS TÖPFER
Bundesumweltminister a. D. und ehemaliger Exekutivdirektor des Umweltprogramms der Vereinten Nationen (UNEP), Höxter

VORWORT UND DANKSAGUNG

DER HERAUSGEBER UND DER STUDIENLEITUNG

Mit ländlichen Räumen werden in der Vorstellung oft Naturnähe oder die heimatliche Landschaft der eigenen Kindheit assoziiert. Auch verkörpern ländliche Räume das Gegenbild zur Enge und Betriebsamkeit urbanisierter Räume. Dabei sind die Übergänge zwischen Stadt und Land in der Realität weit weniger klar als in der Gedankenwelt. So sind ländliche Räume heute wichtige Lebens- und Wirtschaftsstandorte, Zentren der Erholung und des Tourismus, Erbringer vielfältiger Leistungen wie der Bereitstellung von sauberem Trinkwasser, der Regulierung von Hochwasser und der Speicherung von Kohlenstoff sowie nicht zuletzt über agrarische und forstliche Produktion Grundlage für Ernährungssicherung sowie Rohstoff- und Energieerzeugung. Sie sind also überaus divers: von ihrer naturräumlichen Ausstattung über ihre wirtschaftliche Kraft bis hin zu den herrschenden Entwicklungstrends in Bezug auf ihre wirtschaftliche und demografische Entwicklung.

Ländliche Räume sind in der Diskussion: Zum einen schrumpft in einigen Gebieten Deutschlands aufgrund der demographischen Entwicklung die Bevölkerung. Dieser Trend wird sich absehbar fortsetzen und insbesondere jene Gegenden betreffen, die fernab der Ballungszentren liegen. Zum anderen steigen die Flächenansprüche in ländlichen Räumen unvermindert an: für Siedlungs- und Verkehrszwecke, für die agrarische und forstliche Nutzung zur Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln sowie Energiepflanzen, für (Nah-)Erholung und Tourismus und nicht zuletzt für den Naturschutz. Angesichts knapper werdender landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsflächen und steigender Anforderungen an die Produktivität der Erzeugung verändern sich landwirtschaftliche Betriebsstrukturen und Anbaumethoden; die Intensivnutzung nimmt weiter zu. Die Böden und die Naturressourcen werden immer stärker genutzt und dabei auch immer mehr belastet.

Diese Tendenzen befördern die Weiterentwicklung ländlicher Räume zu Wirtschafts- und Fortschrittsmotoren – allerdings nicht zum Nulltarif. Denn wenn wir die oben beschriebenen Nebenwirkungen weiterhin zulassen, gewinnen wir nicht nur, sondern verlieren zugleich. Zum Beispiel eine kleinstrukturierte und abwechslungsreiche Landschaft. Oder naturnahe Räume, die Rückzugsgebiete für Tier- und Pflanzenarten sind. Und so schaden wir uns letzten Endes selbst. Denn uns gehen damit auch unentbehrliche Leistungen verloren, die die Natur uns Menschen bietet, wie die Reinigung von Luft, Boden und Wasser, die Regulierung des Wasserabflusses, die Erhaltung fruchtbarer Böden oder Bestäubungsleistungen von Insekten. Diese Ökosystemleistungen müssen wir dann mit zum Teil großem Aufwand erhalten, wiederherstellen oder mit technisch aufwändigen Verfahren ersetzen, wie das Beispiel der Gewässerverunreinigungen mit Nähr- und Schadstoffen zeigt. Aber uns kommen auch Räume für Erholung und naturbezogene Freizeitaktivitäten abhanden. Es sind also letztlich die Grundlagen für das menschliche Wohlbefinden und die wirtschaftliche Entwicklung ländlicher Räume, die betroffen sind.

Die dazugehörigen Prozesse finden oft schleichend, unmerklich statt; es ist somit die Summe aus vielen kleinen Effekten, die ins Gewicht fällt und am Ende das Gesamtbild verändert.

Mit der vorliegenden Veröffentlichung wollen wir auf diese Zusammenhänge aufmerksam machen. Mit dem Konzept der Ökosystemleistungen wollen wir zeigen, wie facettenreich diese Leistungen in den ländlichen Räumen sind. Sie umfassen nicht nur die Versorgung der Bevölkerung mit Nahrungsmitteln, Holz und Energie, sondern enthalten auch vielfältige regulierende und kulturelle Leistungen, die allzu oft übersehen werden. Mit der ökonomischen Perspektive des Naturkapital-Vorhabens soll die gesellschaftliche Bedeutung besonders dieser Leistungen stärker ins Bewusstsein gerufen und überprüft werden, ob der gegebene Steuerungsrahmen für den Umgang mit der Natur und ihren vielfältigen Leistungen dieser Bedeutung angemessen gerecht wird. Die Bandbreite der Ökosystemleistungen zu erkennen, zu erfassen und sie besser in Entscheidungen über die Landnutzung zu berücksichtigen, ist daher das Kernanliegen dieses Berichts. Synergien zum Klimaschutz bzw. zur Klimaanpassung wie z. B. der Schutz von Mooren, die Wiedervernässung von Moorböden oder die Renaturierung von Auen wurden bereits im Naturkapital Deutschland-Bericht »Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte« dargestellt.

An der Erstellung des vorliegenden wissenschaftlichen Langberichts waren mehr als 130 Personen aus Wissenschaft, Politik, Verwaltung und Gesellschaft als Autorinnen und Autoren sowie als Gutachterinnen und Gutachter beteiligt, denen wir an dieser Stelle danken möchten. Unser besonderer Dank gilt den koordinierenden Kapitelautorinnen und -autoren. Alle Mitwirkenden am Langbericht sind am Ende des Berichtes namentlich genannt.

Wir möchten zudem unseren herzlichen Dank den folgenden Gruppen und Personen aussprechen:

- **dem Projektbeirat »Naturkapital Deutschland – TEEB DE«:**

Stefanie Engel (Universität Osnabrück), Uta Eser (Büro für Umweltethik), Karin Holm-Müller (Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Mitglied im Sachverständigenrat für Umweltfragen), Beate Jessel (Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz), Marion Potschin (Universität Nottingham), Christian Schwägerl (Wissenschafts-, Politik- und Umweltjournalist), Karsten Schwanke (Fernsehmoderator und Meteorologe), Antje von Dewitz (Geschäftsführerin VAUDE), Angelika Zahrnt (Ehrenvorsitzende des Bundes für Umwelt und Naturschutz – BUND).

der projektbegleitenden Arbeitsgruppe »Naturkapital Deutschland – TEEB DE«:

Rüdiger Becker (Kommunen für biologische Vielfalt e. V. / Stadt Heidelberg, Amt für Umweltschutz, Gewerbeaufsicht und Energie), Axel Benemann (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit – BMUB), Carolin Boßmeyer (»Biodiversity in Good Company« Initiative e. V.), Ann Kathrin Buchs (Bund / Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser – LAWA / Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz), Deliana Bungard (Deutscher Städte- und Gemeindebund), Andreas Burger (Umweltbundesamt – UBA), Wiltrud Fischer (Projektträger des Bundesministeriums für Bildung und Forschung – BMBF im Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt e. V.), Claudia Gilles, (Deutscher Tourismusverband e. V.), Alois Heißenhuber (Wissenschaftlicher Beirat des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft – BMEL »Biodiversität und genetische Ressourcen« / Technische Universität München), Udo Hemmerling (Deutscher Bauernverband e. V.), Till Hopf (Naturschutzbund Deutschland e. V. – NABU), Barbara Kosak (BMEL), Jörg Mayer-Ries (BMUB), Günter Mitlacher (World Wide Fund for Nature – WWF Deutschland), Michaela Pritzer (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung – BMVBS), Catrin Schiffer (Bundesverband der Deutschen Industrie e. V. – BDI), Reinhard Schmidt-Moser (Bund / Länder-Arbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung – LANA / Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein), Annette Schmidt-Räntsch (BMUB), Ulrich Stöcker (Deutsche Umwelthilfe e. V. – DUH), Magnus Wessel (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e. V. – BUND), Markus Ziegeler (Deutscher Forstwirtschaftsrat – DFWR), Jochen Zimmermann (Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie – BMWi)

- **den beteiligten Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern in den Ressortforschungseinrichtungen des Bundes, u. a. im Kompetenzzentrum Ökosystemleistungen / Naturkapital des Bundesamtes für Naturschutz, die den Erstellungsprozess kritisch und mit vielen hilfreichen Hinweisen begleitet haben**

- **der Firma Metronom für die gute Zusammenarbeit bei der grafischen Gestaltung und Drucklegung dieses Berichts.**

Hannover und Leipzig, im März 2016

CHRISTINA VON HAAREN
Leibniz Universität Hannover, Berichtsleitung, Herausgeberin

CHRISTIAN ALBERT
Leibniz Universität Hannover, Berichtsleitung, Herausgeber

BERND HANSJÜRGENS
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Studienleitung

CHRISTOPH SCHRÖTER-SCHLAACK
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Studienleitung

TEIL 1

ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN VERSTEHEN: GRUNDLAGEN UND DEFINITIONEN

KAPITEL 1 – 3

1 EINLEITUNG

KOORDINIERENDE AUTORIN
CHRISTINA VON HAAREN

AUTOREN
CHRISTIAN ALBERT, BERND HANSJÜRGENS, SEBASTIAN KRÄTZIG, CHRISTOPH SCHRÖTER-SCHLAACK

GUTACHTERINNEN
HEIDI WITTMER, ANGELIKA ZAHRNT UND EINE WEITERE ANONYME GUTACHTERIN

1.1 Herausforderungen in ländlichen Räumen 17
1.2 Naturkapital Deutschland – TEEB DE 19
1.3 Inhalte dieses »Naturkapital Deutschland – TEEB DE«-Berichts 22
Literatur 23

1.1 HERAUSFORDERUNGEN IN LÄNDLICHEN RÄUMEN

Widerstreitende Nutzungsansprüche in ländlichen Räumen

Ländliche Räume sind heute Austragungsort höchst widersprüchlicher Ansprüche der Menschen: Unterschiedliche Leistungen und Güter sollen auf ein und derselben Fläche erzeugt und verschiedene Bedürfnisse befriedigt werden, z. B. günstige Nahrungsmittel und erneuerbare Energien, gute Verkehrsanbindung, wirtschaftliche Entwicklungsmöglichkeiten und günstiges Wohnen im Grünen oder der Wunsch nach vielfältigen Erholungslandschaften und Beiträgen zum Naturschutz. Zwar gibt es nicht den homogenen, von der Stadt eindeutig abgrenzbaren ländlichen Raum (siehe auch Kapitel 3 dieses Berichts) – ländliche Räume sind oft sehr unterschiedlich hinsichtlich der Bevölkerungsdichte, wirtschaftlicher Aktivitäten und der Rolle der Natur. Gemeinsam ist den ländlichen Räumen aber – und dies unterscheidet sie klar von urbanen Räumen –, dass Agrar- und Waldökosysteme dominieren. Diese Ökosysteme machen in ganz Deutschland mehr als 80 % der Fläche aus und erbringen (oft durch gezielte menschliche Bewirtschaftung) eine Vielzahl von Leistungen (siehe auch Kapitel 2.1): z. B. Holz, Agrar- und Fischereierzeugnisse, die Bereitstellung von sauberem Wasser für unterschiedliche Zwecke, die Rückhaltung von Wasser und die Regulation des Oberflächenwasserabflusses oder die Speicherung und Festlegung von Kohlenstoff für das Klima. Aber auch kulturelle Leistungen in Form von Erholungslandschaften sowie Beiträge zur Erhaltung der biologischen Vielfalt werden in den ländlichen Räumen im besonderen Maße erbracht. Diese Ökosystemleistungen entstehen in urbanen Räumen zumeist nicht oder nur in geringerem Umfang.

Die Abhängigkeit des menschlichen Wohlergehens von den Leistungen ländlicher Räume wird als selbstverständlich angesehen. Das Wasser kommt aus dem Wasserhahn, aber kaum jemand kennt das Gebiet, in dem das eigene Trinkwasser gewonnen wird; der Wind, der nachts die Siedlungen kühlt, wird als angenehm empfunden, aber nur wenige wissen, wo und warum diese bioklimatische Regulationsleistung der Wälder und Agrarökosysteme entsteht. Doch nahezu alle diese Leistungen entstehen nicht mehr selbstverständlich als Nebenprodukt einer agrarischen oder forstlichen Nutzung. Der wissenschaftlich-technische Fortschritt sowie die Anreize des Marktes wirken häufig in Richtung Intensivierung der marktfähigen Leistungen, mit negativen Folgen für die übrigen Leistungen. Es müssen inzwischen besondere Anstrengungen unternommen werden, um diese Leistungen im Widerstreit der unterschiedlichen Interessen zu erhalten. Zwar gelten ländliche Räume noch immer als heile Welt, als Hort der Naturnähe und der schönen Landschaft. Doch immer weniger wird dieses Versprechen eingelöst, und immer deutlicher werden die Spannungen zwischen einzelwirtschaftlichen und gesellschaftlichen Nutzungsansprüchen.

Gesellschaftlichen Wünschen nach Erhaltung der biologischen Vielfalt und verschiedener Ökosystemleistungen stehen zum Teil die Interessen der Existenzsicherung und hoher Produktivität landwirtschaftlicher Betriebe gegenüber. Die Produktionssysteme reagieren auf den stetig wachsenden Bedarf nach Agrarerzeugnissen einschließlich nachwachsender Rohstoffe und auf entsprechende Anreize, die politisch gesetzt wurden. Da die Produktionsfläche in Deutschland nicht weiter ausgedehnt werden kann, wird vor allem mit einer Steigerung der Intensität der Produktion reagiert und die Tierhaltung bzw. die Milchproduktion auf gleichbleibender Fläche erhöht.

Konflikte entstehen auch dadurch, dass öffentliche Leistungen wie der Hochwasserschutz nicht dort erzeugt werden, wo die Nutznießer wohnen, z. B. am Unterlauf eines Flusses. Vielmehr müssten für einen effektiven Hochwasserschutz Versiegelungsbeschränkungen oder Ertragseinbußen in der Bewirtschaftung am Oberlauf hingenommen werden, wo das Hochwasserrisiko noch vergleichsweise gering sein kann.

Zudem besteht ein Konflikt zwischen den Nutzungsansprüchen heutiger und zukünftiger Generationen. Das derzeitige Dargebot an Natur und Landschaft für kommende Generationen oder künftige Nutzungen zu erhalten und vor Beeinträchtigungen zu schützen, steht oft im Widerspruch zu den Nutzungsansprüchen der heutigen Generation. Betroffen sind z. B. Grundwasserressourcen, bedrohte Arten, die Vielfalt der Kulturpflanzen ebenso wie Böden. Diese Naturressourcen sind zwar weiterhin die Grundlagen der Produktion; ihre dauerhafte Erhaltung ist aber häufig nicht im kurzfristigen Nutzungsinteresse, sondern verursacht der Gesellschaft zusätzliche Kosten (vgl. auch Kapitel 4.1).

Regelungen zur Landnutzung müssen weiter entwickelt werden

Derzeit wird versucht, diese Nutzungskonkurrenzen durch eine Kombination von rechtlicher Regulierung und Anreizen in Form von Zahlungen für freiwillige Umweltleistungen der Landnutzer zu lösen. So zielt eine Vielzahl von Rechtsinstrumenten auf die Erhaltung der öffentlichen Naturgüter ab, bspw. die FFH-Richtlinie zum Schutz europäischer

ABBILDUNG 1.1 ▸ Verkehrswege führen zur Zerschneidung der Landschaft. (Foto: Manfred Antranias Zimmer, pixabay.com)

gefährdeter Arten und Biotope, Schutzgebietsausweisungen, Umweltverträglichkeitsprüfungen, die Landschaftsplanung oder die Bestimmungen der guten fachlichen Praxis der Land-, Fischerei- und Forstwirtschaft im BNatSchG oder entsprechende Regelungen im sonstigen Umwelt- und Fachrecht. Durch das Raumordnungs- und Baurecht wird versucht, die Flächeninanspruchnahme durch Bebauung auch im ländlichen Raum zu reduzieren. Anreize wie die Eigenheimzulage wurden abgebaut. Andere Anreize waren demgegenüber in der Vergangenheit ausgebaut worden, so die Agrarumweltmaßnahmen. In der Förderperiode 2007 bis 2013 wurde dafür immerhin im Rahmen der Entwicklung der ländlichen Räume (ELER) in Deutschland insgesamt 9,077 Mrd. Euro ausgegeben (BMELV, 2011). In vielen landwirtschaftlichen Ungunstregionen wurde und wird das Einkommen der Bewirtschafter bereits zu einem erheblichen Teil aus der Förderung für die ländlichen Räume generiert.

Allerdings haben z. B. zahlreiche Gutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU) gezeigt, dass in den ländlichen Räumen viele Umweltprobleme dauerhaft ungelöst bleiben (vgl. BfN, 2012; SRU, 1998, 2002, 2004, 2012). Viele Beeinträchtigungen haben sich in der jüngsten Vergangenheit sogar weiter verschärft: So ist der Indikator für Artenvielfalt und Landschaftsqualität der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie Deutschlands und seiner Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt von 100 im Jahr 1990 auf 63 im Jahr 2011 und damit seinen tiefsten Wert seit Beginn der Erfassung gesunken (BMUB, 2014). Heute sind mehr Agrarvogelarten gefährdet als je zuvor (seit 1990 verringerte sich bspw. der Bestand des Feldsperlings um ein Drittel, derjenige des Kiebitzes um zwei Drittel, das Rebhuhn ging sogar um über 90 % zurück; Dröschmeister et al., 2012). Die Grundwasserbelastung mit Nitrat ist in Gebieten mit intensiver Agrarproduktion und insbesondere in den Schwerpunktregionen der Tierhaltung in den letzten Jahren wieder angestiegen, sodass in großen Gebieten Handlungsbedarf bzgl. Nitratreduzierung im Sickerwasser besteht (Keller und Wendland, 2013; Wendland et al., 2014). Von den Flüssen und Seen in Deutschland, die nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie bis 2015 einen guten ökologischen Zustand aufweisen sollen, wurde dieser Zustand bei 90 Prozent der Wasserkörper bisher nicht erreicht (BMU und UBA, 2013, siehe auch Kapitel 8 dieses Berichtes). Die Gewässerbelastungen betreffen dabei nicht nur die Fließ- und Standgewässer, sondern auch die Eutrophierung von Nord- und Ostsee und damit die Meere (BMU und BMELV, 2012, siehe auch Kapitel 7 dieses Berichtes). Gegenwärtig werden 4,8 Mio. ha, das sind immerhin 13,5 % der deutschen Landesfläche, als Siedlungs- und Verkehrsfläche beansprucht. Die Flächeninanspruchnahme von bislang freien Flächen für Siedlungs- und Verkehrsnutzung liegt bei etwa 73 ha pro Tag (Statistisches Bundesamt, 2015) und ist damit weit von dem bis zum Jahr 2020 gesetzten 30-Hektar-Ziel der Bundesregierung entfernt.

Offensichtlich greifen die verschiedenen Umsetzungsinstrumente nicht ausreichend. Die Gründe hierfür sind vielfältig:

- Gemeinden in ländlichen Räumen versuchen nach wie vor zur Verbesserung ihrer finanziellen Situation Gewerbe und Einwohner vor allem dadurch anzuziehen, dass großzügige Bau- und Gewerbeflächen bereitgestellt werden (BMVBS/BBSR, 2009; UBA, 2004, 2009; Wixforth, 2010). Es fehlt an alternativen Quellen für das Gemeindeeinkommen.

- Diffuse Belastungsquellen wie z. B. von Nähr- und Schadstoffbelastungen entstehen durch eine große Zahl von Verursachern und können nicht einzelnen Akteuren oder Handlungen direkt zugeordnet werden. Dies erschwert eine Kontrolle von rechtlichen Auflagen und die Umsetzung des Verursacherprinzips.

- Im Falle von Beeinträchtigungen, die direkt bestimmten Flächen oder Akteuren zuordenbar sind, fehlt es teilweise

an bindenden Verursacherpflichten. So sind zwar die neu geregelten Direktzahlungen für die Landwirte aus den EU-Agrarfonds an Umweltauflagen gebunden, diese sind jedoch z. B. im Bereich des Grünlandschutzes oder der Fruchtartenvielfalt unzureichend, um den Verlust biologischer Vielfalt aufzuhalten (Pe'er et al., 2014). Schließlich sind eine geringe Kontrolldichte von 5 % zu konstatieren sowie generell nur geringe Kontrollkapazitäten in der Verwaltung vorhanden (SRU, 2007).

- Die staatlichen Anreize insbesondere für die Erbringung spezifischer Naturschutzleistungen (wie z. B. den Ackerwildkrautschutz oder die Erhaltung von Puffern um empfindliche Biotope) sind nicht stark genug, um für ausreichend viele Bewirtschafter interessant zu sein. Das Einkommen der Erzeuger beruht bislang im Wesentlichen auf der Produktion von Holz, Nahrungsmitteln und nachwachsenden Rohstoffen sowie staatlichen Direktzahlungen (zwischen 2007 und 2009 durchschnittlich 48,7 %) und nicht bzw. nur in wenigen Regionen mit geringem Produktionspotenzial auf der Erbringung von Naturschutzleistungen. In Gebieten mit intensiver Produktion können die erwirtschafteten Deckungsbeiträge so hoch sein, dass finanzielle Anreize unverhältnismäßig hohe Kosten verursachen würden, wenn die Erbringung von Umweltleistungen attraktiv gemacht werden soll.

- Die Nachfrage der Konsumenten nach umweltschonend erzeugten Produkten steigt zwar in Deutschland, wird aber in hohem Maße durch Importe aus anderen Ländern nach Deutschland gedeckt (Köpke und Küpper, 2012).

Dass viele dieser Probleme nachhaltig ungelöst bleiben, mag auch an ihrer mangelnden Präsenz in der täglichen Erfahrungswelt von Entscheidungsträgern und Bürgern liegen. Die Wirkungen des Rückgangs zahlreicher Leistungen der Natur auf das menschliche Wohlbefinden sind i. d. R. weder direkt bestimmten Faktoren oder Verursachern zuzuschreiben, noch sind die vielen Einzelveränderungen in ländlichen Räumen oder der Rückgang der biologischen Vielfalt für die Bevölkerung unmittelbar spürbar. Bewohner ländlicher Räume sehen zwar die Veränderungen ihrer direkten Umgebung und protestieren dagegen (wie durch das Schlagwort »Vermaisung« der Landschaft deutlich wird). Strategien und Instrumente, um einen Wandel herbeizuführen, der dem entgegenwirkt, sind aber politisch schwer durchsetzbar oder sie werden nicht entsprechend umgesetzt.

Vor diesem Hintergrund kann eine systematische und vollständigere Darstellung der gesellschaftlichen Vor- und Nachteile von Landnutzungsentscheidungen, die die Auswirkungen auf die Natur und die Bereitstellung von Ökosystemleistungen einschließt, Fortschritte erbringen. Ziel ist zuallererst die verbesserte Darstellung der Bedeutung der Leistungen der Natur für das menschliche Wohlergehen und der Betroffenheit einzelner Individuen oder gesellschaftlicher Gruppen. In der Folge kann unser »gesellschaftlicher Kompass«, d. h. der existierende Regelungs- und Anreizrahmen für den Umgang mit der Natur und ihren Leistungen, überprüft werden. Inwieweit berücksichtigen diese Entscheidungsgrundlagen die Bedeutung der Natur und ihrer Ökosystemleistungen umfassend? Wo führen eine weitere Intensivierung der Landnutzung und damit die Steigerung der Produktion von Nahrungsmitteln, Energie- und Rohstoffpflanzen tatsächlich zu gesellschaftlicher Wohlstandsmehrung? Oder wo überwiegen die bislang oft unberücksichtigten Nebeneffekte und negativen Auswirkungen auf biologische Vielfalt und Bereitstellung anderer Ökosystemleistungen? Eine ökonomisch fundierte Analyse kann dazu beitragen, bestehende Grundlagen des Umwelt- und Naturschutzes besser umzusetzen oder auch so zu erweitern, dass identifizierte Barrieren für ihre Anwendung überwunden werden können.

1.2 NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE

TEEB – eine ökonomische Perspektive auf Ökosysteme und Biodiversität

Aus ökonomischer Sicht liegt der Hauptgrund für eine mangelnde Wertschätzung der Natur in unserer Marktwirtschaft darin, dass die Leistungen der Natur zwar knapp sind, sie aber dennoch größtenteils kostenlos genutzt werden können. Ökonomisch gesprochen handelt es sich bei vielen Ökosystemleistungen um öffentliche Güter oder sie haben teilweise den Charakter öffentlicher Güter (siehe Kapitel 2 sowie Pascual und Muradian, 2010). Vom Nutzen solcher Leistungen kann niemand ausgeschlossen werden. Beispiele sind der Nutzen durch die Bindung von CO_2 in der Biomasse und die damit global vermiedenen Schäden des Klimawandels oder die Bereitstellung eines attraktiven Landschaftsbildes durch das Zusammenspiel von Natur und Nutzung. Folglich besteht für jeden Nutznießer der Anreiz, seine wahre Wertschätzung für diese Ökosystemleistung zu verschleiern und auch ohne eine Beteiligung an den Kosten der Bereitstellung von dieser Leistung zu profitieren. In der Folge wird dies dazu führen, dass zu wenig Ökosystemleistungen mit Öffentlichem-Gut-Charakter angeboten werden.

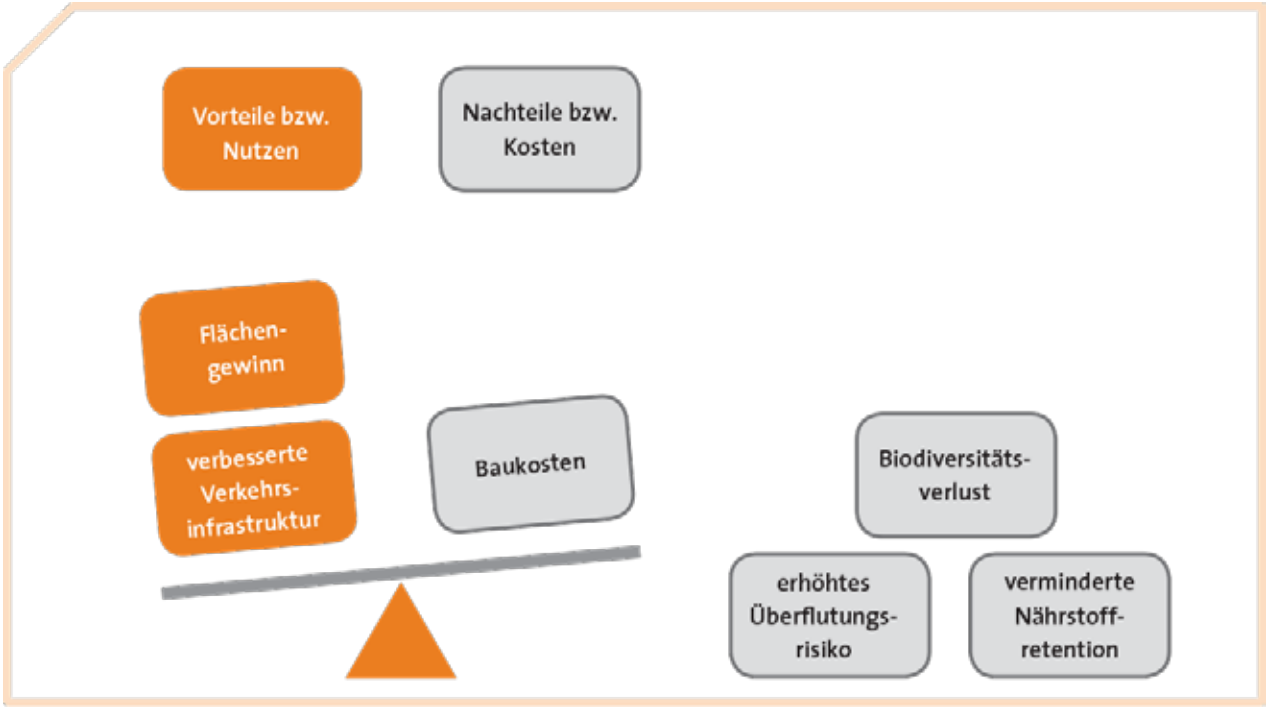
Für öffentliche Güter können die Wertschätzung und relative Bedeutung nicht über einen Marktpreis (als Ausgleich von Produktionskosten der Bereitsteller und Zahlungsbereitschaften der Nachfrager) abgelesen werden. Damit sind sie vor allem gesellschaftlich zu erfassen und zu bewerten. In der Regel sind weder die ökologischen Wirkungsbeziehungen zwischen Ökosystemen und ihren Leistungen genau bekannt, noch ist die ökonomische Bedeutung von Ökosystemleistungen näher analysiert worden. Entscheidungen, die Ökosystemleistungen direkt oder indirekt betreffen, werden deshalb oft auf einer ungenügenden Informationsgrundlage getroffen. Kosten von bestimmten Projekten (z. B. Investitionen in den Straßenbau) und direkte wirtschaftliche Wirkungen (wie zusätzliches Einkommen und Arbeitsplätze) sind relativ gut abschätzbar. Mögliche negative Nebenwirkungen auf die Ökosysteme und ihre Leistungen, wie z. B. die Selbstreinigungskraft von Gewässern oder die Bestäubungsleistungen der Insekten, werden häufig nur qualitativ beschrieben und die Folgewirkungen auf die Gesellschaft überwiegend gar nicht erfasst. Bei konventionellen Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen bleiben diese für die Gesellschaft wichtigen Ökosystemleistungen deshalb meist außen vor (siehe Abbildung 1.2).

Um eine aus gesellschaftlicher Sicht vernünftige, am Gemeinwohl orientierte Entscheidung treffen zu können, ist es aber notwendig, alle Belange in die Abwägung einzubeziehen.

Bei der ökonomischen Betrachtung der Leistungen der Natur und unserem Umgang mit ihnen kommt es nicht in erster Linie darauf an, Leistungen in Geldeinheiten zu bewerten (Monetarisierung). Vielmehr soll grundsätzlich deutlich gemacht werden, wie wichtig es ist, Ökosystemleistungen sowohl qualitativ als auch quantitativ und insbesondere in ihrer Bedeutung für die Menschen bzw. die Gesellschaft möglichst vollständig zu erfassen. Die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen ist dabei nur eine Methode unter vielen (siehe auch Kapitel 2 dieses Berichts).

Hier setzt das Vorhaben »Naturkapital Deutschland – TEEB DE« an (Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2012). Das Vorhaben will mit dem Ökosystemleistungskonzept und einer ökonomischen Analyse des Naturkapitals dazu beitragen, dass die vielfältigen Leistungen der Natur besser in ihrer Bedeutung für die einzelnen Menschen und die Volkswirtschaft erkannt und unter dieser Perspektive in private und öffentliche Entscheidungsprozesse einbezogen werden.

ABBILDUNG 1.2 ▸ Die oft ungleiche Gewichtsverteilung bei Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen am Beispiel der Nutzungsänderung von Auenflächen. (Quelle: verändert nach ifuplan in Naturkapital Deutschland, 2012)



Insbesondere geht es auch darum, Umweltwerte mit neuen Argumenten in andere politische Sektoren außerhalb des Umweltsektors einzuführen. Das dazu gegenwärtig verfügbare Wissen wurde in diesem Bericht von Experten aus Wissenschaft, Politik und Verwaltung sowie aus gesellschaftlichen Interessenverbänden zusammengetragen.

Der vorgelegte Bericht konzentriert sich im Rahmen von »Naturkapital Deutschland – TEEB DE« auf die ländlichen Räume: Es werden die vielfältigen Ökosystemleistungen, die in ländlichen Räume bereitgestellt werden, und, soweit derzeit machbar, ihre Bedeutung für das menschliche Wohlbefinden und die wirtschaftliche Entwicklung aufgezeigt und sichtbar gemacht. Dabei stehen jene Leistungen im Vordergrund, die größtenteils nicht bereits über Märkte abgegolten werden: Regulierungsleistungen, kulturelle Leistungen und unterstützende Leistungen der Natur sowie die Biodiversität (siehe auch Kapitel 2.1). Darüber hinaus sollen Anknüpfungspunkte für eine Verbesserung und Erweiterung des Instrumentariums für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung von Natur und Ökosystemleistungen dargelegt werden (siehe hierzu Kapitel 10 bis 12).

Chancen und Gefahren der neuen Perspektiven

Mit dem Ökosystemleistungskonzept lassen sich die vielfältigen Leistungen der Natur für den Menschen systematisch und auch in ihrer ökonomischen Bedeutung erfassen. Das Konzept bietet die Chance, die Verbindungen zwischen dem Dargebot der Natur und dem menschlichen Wohlbefinden sowie die gesamtwirtschaftlichen Effekte der Ökosystemleistungen deutlicher zu machen. Dies könnte Vorteile bringen, denn viele Entscheidungsträger legen derzeit in der Abwägung über umweltrelevante Veränderungen ein größeres Gewicht auf die ökonomischen Argumente, die z. B. in Nutzen-Kosten-Analysen übersichtlich aufbereitet werden. Die Umweltkosten oder -nutzen sind in diesen Analysen bisher nicht systematisch vertreten.

Werden verstärkt ökonomische Argumente in die Entscheidungsfindung eingebracht, kommt es vor allem auf eine gesamt- oder volkswirtschaftliche (im Gegensatz zu einer betriebs- oder einzelwirtschaftlichen) Perspektive an. So können Kosten und Nutzen von Entscheidungsalternativen, Auswirkungen auf einzelne Nutzergruppen und die Unterschiede zwischen öffentlichen und privaten Kosten und Nutzen gegenübergestellt werden. Es können auch Impulse für Ausgleichs- und Abwägungsmechanismen gesetzt werden, wenn gezeigt wird, in welchem Ausmaß Nutzung und Produktion von Ökosystemleistungen auseinanderfallen: z. B. durch Hochwasserschutzmaßnahmen am Oberlauf zur Verminderung von Überflutungsschäden am Unterlauf eines Flusses, oder die Nutzung einer schönen Kulturlandschaft durch Erholungssuchende und die Beiträge zur Bereitstellung dieser Qualitäten durch Land- und Forstwirtschaft. Wenn die gesellschaftlichen Vor- und Nachteile der Nutzung der Natur und ihrer Leistungen umfassend, systematisch und explizit angegeben werden, können schließlich auch Verbesserungen gegenüber der bisherigen Planungspraxis auf den Weg gebracht werden. Dazu ist es allerdings notwendig, die Ökosystemleistungen flächenkonkret zu erfassen, möglichst zu quantifizieren, zu bilanzieren und in bestimmten Fällen ökonomisch ggf. monetär zu bewerten.

Für Deutschland ist vorteilhaft, dass das Ökosystemleistungskonzept hier nicht auf ein unbestelltes Feld trifft: Für große Teile dessen, was erhoben werden muss, insbesondere im Bereich der Leistungsfähigkeit des bestehenden Naturkapitals, sind für Umweltplanungen und Verträglichkeitsstudien bereits Konzepte und Methoden entwickelt und seit Jahrzehnten angewendet worden (siehe Kapitel 2.2.2, Infobox 2.3 »Zur Vorgeschichte der Ökosystemleistungen«). Auch liegen gute Datengrundlagen im Rahmen von flächendeckenden Planungen wie der Landschaftsplanung sowie den Planungen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, den Fauna-Flora-Habitat-Kartierungen, der Flora-web-Datenbank des Bundesamtes für Naturschutz, Daten des Umweltbundesamtes über Umweltbelastungen und vieles mehr vor. Allerdings können bisher nun sehr schwierig Bilanzen für größere Räume wie die Bundesebene angefertigt werden. Zwar liegen Einzeldaten aus Landschaftsplanungen und Biotopkartierungen vor, aber die föderale Zersplitterung des Naturschutzes sowie die unzureichende Dokumentation und Angleichung der Datenformate hemmen zusammenfassende Aussagen. Ein weiteres Problem für die vollständige Darstellung von Ökosystemleistungen tritt dadurch auf, dass nur wenige Untersuchungen existieren, die die Effekte einer Veränderung in der Bereitstellung von Ökosystemleistungen auf das menschliche Wohlbefinden oder die gesellschaftlichen Nutzen und Kosten dieser Änderungen abschätzen. Hier sind also zur Nutzung der Potenziale des Ökosystemleistungskonzeptes und einer ökonomischen Betrachtung auf den Umgang mit der Natur zusätzliche Auswertungen und Erhebungen notwendig.

Neben den vielen Chancen, die eine Anwendung des Ökosystemleistungskonzeptes und eine ökonomische Analyse des Umgangs mit der Natur bieten, gibt es Befürchtungen in Wissenschaft und Praxis, dass dieser Perspektivwechsel

nicht zu einer Stärkung des Natur- und Umweltschutzes, sondern sogar zu einer Verschlechterung seiner Situation führen könnte. Diese Befürchtungen beziehen sich vor allem auf eine Ökonomisierung des Naturschutzes – im Sinne einer unreflektierten monetären Bewertung von Bestandteilen der Natur. Dadurch könnte Naturerhaltung als eine Leistung oder Ware betrachtet werden, die beliebig gegen andere Kapitalbestände ausgetauscht werden kann. Dann ergäben sich zwar in einigen Fällen Argumente pro Naturschutz, in anderen Fällen könnte aber eine ökonomische Bewertung auch zum Schluss kommen, dass die Natur verzichtbar wäre, da die naturverbrauchenden Nutzungen ein höheres Nutzen-Kosten-Verhältnis aufweisen. Gesellschaftliche Entscheidungen über den Umgang mit der Natur können daher niemals allein auf einer ökonomischen Bewertung gründen. Darüber hinaus gibt es vielfältige weitere Werthaltungen und Gründe für die Natur und ihren Schutz, die sich nicht oder nur schwer in einen ökonomischen Bewertungsansatz integrieren lassen, z. B. Verantwortung gegenüber Mitmenschen, zukünftigen Generationen oder gegenüber Mitgeschöpfen auf der Erde. Aber auch bei Auswirkungen bspw. auf die Gesundheit eines Menschen kann hinterfragt werden, ob Euro und Cent angemessene Wertmaßstäbe für die Entscheidungsfindung sein können. Außerdem sehen naturliebende Menschen die Natur als einen unveräußerlichen Wert, den man nicht zur Ware umdefinieren kann (Hoppichler, 2013: 4).

Viele Praktiker in der Raum- und Landschaftsplanung sind zudem skeptisch, wie sich das Konzept der Ökosystemleistungen in die bestehenden erprobten Instrumente der Umweltregulierung oder Raumplanung integrieren bzw. mit diesen vereinbaren lässt (Albert et al., 2014). Insbesondere wird befürchtet, dass nur noch jene Leistungen der Natur als schützenswert angesehen würden, die zu aktuell messbaren oder erfragbaren Wohlstands- oder Wohlbefindenseffekten beitragen oder monetarisiert werden können.

Um nachteilige Folgen zu vermeiden, ist es vor allem wichtig, die bisherigen in Politik- und Verwaltungsentscheidungen eingebrachten, auf Rechtsnormen basierenden Bewertungen der Natur und ihrer Leistungen nicht abzuschaffen, sondern weiterhin als maßgebliche Grundlage der Umwelt- und Naturschutzbelange in die Abwägung einzubringen. Eine ökonomische Bewertung und die raumkonkrete Darstellung individueller oder kollektiver Betroffenheit von Veränderungen in der Bereitstellung von Ökosystemleistungen können einerseits in der öffentlichen Kommunikation Eingang finden. In einem solchen Rahmen hilft das Ökosystemleistungskonzept andererseits auch dabei, die

ABBILDUNG 1.3 ▸ Making Money Talk: Werte lassen sich letztlich nur durch gesellschaftliche Diskurse identifizieren und bestimmen. Für guten Dialog muss man sich zusammensetzen und in eine gleiche Richtung schauen. (Foto: Esther Merbt, pixabay.com)

relevanten Informationen für die Kommunikation und Entscheidung zu strukturieren. Ökonomische Bewertungsverfahren können die etablierten Planungsansätze in vielen Fällen bei Abwägungsentscheidungen sinnvoll ergänzen. Eine die derzeitigen Planungsansätze ergänzende Anwendung des Ökosystemleistungskonzeptes und der ökonomischen Bewertung birgt deshalb die Möglichkeit, den oben genannten Gefahren zu begegnen und die zweifellos großen Chancen dieses Blickwinkels auf die Natur und ihre Leistungen zu nutzen (siehe Kapitel 2.3).

1.3 INHALTE DIESES »NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE«-BERICHTS

Dieser Bericht soll die Chancen des Ökosystemleistungskonzeptes verdeutlichen und anschauliche Beispiele für den Mehrwert der ökonomischen Perspektive auf die Natur und ihre Leistungen für den Menschen bringen. Dazu werden in Kapitel 2 zunächst das Ökosystemleistungskonzept und die Breite des in TEEB verfolgten ökonomischen Ansatzes vorgestellt sowie ihre mögliche Einbettung in den derzeitigen Kontext der Kommunikation von Naturschutzbelangen und ihre Aufbereitung für staatliche Entscheidungen über die Umweltentwicklung in Deutschland aufgezeigt. Kapitel 2 widmet sich zudem der Reichweite sozioökonomischer Methoden, die im Rahmen der Bewertung von

Ökosystemleistungen vermehrt angewendet werden und bestehende Methoden der Umweltbewertung ergänzen können.

In Kapitel 3 werden die Spezifika ländlicher Räume in Bezug auf Ökosystemleistungen und die Herausforderungen für den Erhalt des Naturkapitals durch nachhaltiges Management dargelegt.

Kernstück des Berichtes ist die Darstellung der Ökosystemleistungen verschiedener Ökosystemtypen in ländlichen Räumen in den Kapiteln 4 bis 9. Dort werden Beispiele für die zusätzlichen Argumente durch ökonomische Ansätze zur Erfassung, Bewertung und Inwertsetzung von Naturleistungen geliefert. So können die öffentlichen und privaten Kosten und Nutzen verschiedener Nutzungsalternativen von Ökosystemen samt damit einhergehender Auswirkungen auf die Ökosystemleistungen gegenübergestellt werden.

In Kapitel 10 werden die existierenden Steuerungsinstrumente für den Schutz und die Pflege der Leistungen der Natur im ländlichen Raum daraufhin untersucht, inwieweit sie die Ökosystemleistungsperspektive und eine ökonomische Betrachtung bereits enthalten, unterstützen bzw. aufnehmen können – aber auch, wo die Grenzen einer solchen Erweiterung etablierter Instrumente liegen.

Ergänzend wirft Kapitel 11 einen Blick auf mögliche privatwirtschaftliche Herangehensweisen, um Naturkapital und Biodiversität in unternehmerische Strategien und Entscheidungen zu integrieren.

Abschließend werden in Kapitel 12 Handlungsoptionen diskutiert und erläutert.

LITERATUR

ALBERT, C., HAUCK, J., BUHR, N., VON HAAREN, C., 2014. What ecosystem services information do users want? Investigating interests and requirements among landscape and regional planners in Germany. Landscape Ecology. Ecology 29: 1301–1313.

BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2012. Daten zur Natur 2012. Münster: Landwirtschaftsverlag.

BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2011: Nationaler Strategieplan der Bundesrepublik Deutschland für die Entwicklung ländlicher Räume 2007–2013, Berlin, in der überarbeiteten Fassung vom 04.10.2011.

BMVBS/BBSR – BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU UND STADTWICKLUNG/BUNDESINSTITUT FÜR BAU-, STADT- UND RAUMFORSCHUNG, 2009. Einflussfaktoren der Neuinanspruchnahme von Flächen. Forschungen Heft 139, Bonn. Download 07.09.2015 (http://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Veroeffentlichungen/BMVBS/Forschungen/2009/Heft139_DL.pdf?__blob=publicationFile&v=2).

BMUB – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT, 2014: Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. BMUB, Berlin.

BMU UND BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT UND BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2012. Nitratbericht 2012. BMUB und BMELV, Bonn.

BMU UND UBA – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT UND UMWELTBUNDESAMT, 2013. Die Wasserrahmenrichtlinie – Eine Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme 2012. BMU und UBA, Berlin, Dessau.

DRÖSCHMEISTER, R., SUDFELDT, C., TRAUTMANN, S., 2012: Landwirtschaftspolitik der EU muss umweltfreundlicher werden: Zahl der Vögel halbiert. In: Der Falke 59: 316–2317.

HOPPICHLER, J., 2013. Vom Wert der Biodiversität. Wirtschaftliche Bewertungen und Konzepte für das Berggebiet. Bundesanstalt für Bergbauernfragen. Forschungsbericht Bundesanstalt für Bergbauernfragen 67.

KELLER, L., WENDLAND, F., 2013. Berechnung der potenziellen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auf Kreisebene für die Bundesrepublik Deutschland. Arbeitspapier des FZ Jülich (IBG-3), 2013, (DENUZ-Modellergebnis basierend auf N-Bilanzüberschüssen des Thünen-Instituts, Bezugsjahr 2007).

KÖPKE, U., KÜPPER, P.M., 2012. Marktanteile im Segment Bio-Lebensmittel. Folgen und Folgerungen. Institut für Organischen Landbau, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.

NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE, 2012. Der Wert der Natur für Wirtsschaft und Gesellschaft – Eine Einführung. ifuplan, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Bundesamt für Naturschutz, München, Leipzig, Bonn.

PE'ER, G., DICKS, L.V., VISCONTI, P., ARLETTAZ, R., BÁLDI, A., BENTON, T.G., COLLINS, S., DIETERICH, M., GREGORY, R.D., HARTIG, F., HENLE, K., HOBSON, P.R., KLEIJN, D., NEUMANN, R.K., ROBIJNS, T., SCHMIDT, J., SHWARTZ, A., SUTHERLAND, W.J., TURBÉ, A., WULF, F., SCOTT, A.V., 2014. EU agricultural reform fails on biodiversity. Science 344: 1090–21092.

PASCUAL, U., MURADIAN, R., 2010. The Economics of Valuing Ecosystem Services and Biodiversity. In: TEEB 2010: 183–2256.

SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, 1998. Umweltgutachten 1998 – Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen. Deutscher Bundestag: Drucksache 13/10195.

SRU – SACHVERSTÄNDIGENRATES FÜR UMWELTFRAGEN, 2002. Umweltgutachten 2002 – Für eine neue Vorreiterrolle. Deutscher Bundestag: Drucksache 14/8792.

SRU – SACHVERSTÄNDIGENRATES FÜR UMWELTFRAGEN, 2004. Umweltgutachten 2004 – Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Deutscher Bundestag: Drucksache 15/3600.

SRU – SACHVERSTÄNDIGENRATES FÜR UMWELTFRAGEN, 2007. Umweltverwaltungen unter Reformdruck. Herausforderungen, Strategien, Perspektiven. Sondergutachten. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

SRU – SACHVERSTÄNDIGENRATES FÜR UMWELTFRAGEN, 2012. Umweltgutachten 2012 – Verantwortung in einer begrenzten Welt. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

STATISTISCHES BUNDESAMT, 2015A. Indikatoren aus der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie zu Umwelt und Ökonomie. Download 04.09.2015. (https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltoekonomischeGesamtrechnungen/Nachhaltigkeit/Tabellen/Indikatoren.html)

UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2004. Hintergrundpapier: Flächenverbrauch, ein Umweltproblem mit wirtschaftlichen Folgen. Berlin. Download 07.09.2015 (https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3576.pdf)

UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2009. Von der Außen- zur Innenentwicklung in Städten und Gemeinden. Das Kostenparadoxon der Baulandentwicklung. Dessau-Roßlau. Download 07.09.2015 (https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3858.pdf)

WENDLAND, F., KELLER, L., KUHR, P., TETZLAFF, B., HEIDECKE, C., KREINS, P., WAGNER, A., TREPEL, M., 2014. Räumlich differenzierte Quantifizierung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Schleswig-Holsteins. In: Korrespondenz Wasserwirtschaft 7: 327–2332.

WIXFORTH, J., 2010. Ertragreiche Ansiedlungspolitik? Empirische Analyse im Stadt-Umland-Kontext. In: Danielzyk, R., Dittrich-Wesbuer, A., Osterhage, F. (Hrsg.). Die finanzielle Seite der Raumentwicklung: Auf dem Weg zu effizienten Siedlungsstrukturen? Klartext Verlag, Essen: 127–2140.

ABBILDUNG 1.4 ▸ Die Vielfältigkeit der Leistungen der Natur in den Blick nehmen: ein Apfelbaum liefert u. a. Nahrungsmittel, spendet Schatten, nimmt CO_2 aus der Atmosphäre auf, speichert Wasser, ist ein prägendes Landschaftselement und bietet Lebensraum für zahlreiche Tierarten. (Foto: Andreas Schau, Mainz)

2 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IDENTIFIZIEREN, ERFASSEN UND IN WERT SETZEN

KOORDINIERENDE AUTORINNEN UND AUTOREN
CHRISTOPH SCHRÖTER-SCHLAACK, CHRISTINA VON HAAREN, NELE LIENHOOP

AUTORINNEN UND AUTOREN
CHRISTIAN ALBERT, JAN BARKMANN, OLAF BASTIAN, CLAUDIA BIELING, CAROLIN GALLER, KARSTEN GRUNEWALD, BERND HANSJÜRGENS, TOBIAS PLIENINGER

MIT EINEM BEITRAG VON
WOLFGANG HABER

GUTACHTERINNEN UND GUTACHTER
STEFAN HEILAND, GUDRUN SCHÜTZE, JOACHIM H. SPANGENBERG, HEIDI WITTMER UND EINE WEITERE ANONYME GUTACHTERIN

2.1 Das Ökosystemleistungskonzept und der TEEB-Ansatz 27
2.1.1 Die Leistungen der Natur sichtbar machen 27
2.1.2 Zur »Ökonomie der Ökosysteme und der Biodiversität« 31
2.1.3 Eine ökonomische Betrachtung der Natur und ihrer Ökosystemleistungen mit Augenmaß 36
2.2 Die Integration des Ökosystemleistungskonzepts in das System der Umweltsteuerung in ländlichen Räumen in Deutschland 37
2.2.1 Die Ausgangssituation in Deutschland berücksichtigen 37
2.2.2 Ökosystemleistungen in der deutschen Planung und Umweltfolgenbewältigung 38
2.2.3 Einbettung des Ökosystemleistungskonzepts in den deutschen Umsetzungskontext 43

2.3 Ansätze und Methoden zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen in Deutschland 47
2.3.1 Methoden zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen 47
2.3.2 Methoden zur Erfassung und Bewertung von Landschaftsfunktionen 47
2.3.3 Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen Analysen von Landschaftsfunktionen und Ökosystemleistungen 50
2.4 Potenziale und Grenzen einer ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen 50
2.4.1 Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes 51
2.4.2 Bewertung von Veränderungen von Ökosystemleistungen 52
2.4.3 Herausforderungen der ökonomischen Bewertung 54
2.4.4 Ökonomische Bewertung: mehr als nur Monetarisierung 56
Literatur 57
Anhang 64

KERNAUSSAGEN

- Die Natur bietet vielfältige Leistungen für das menschliche Wohlbefinden und mit essenzieller Bedeutung für Gesellschaft und Wirtschaft.
- Das Konzept der Ökosystemleistungen ermöglicht eine systematische Erfassung der vielfältigen Leistungen der Natur für den Menschen. Eine Analyse der Nutzen dieser Leistungen sowie der Kosten ihrer Bereitstellung und Erhaltung liefert eine Grundlage für die Aufdeckung und Überwindung von Nutzungskonflikten sowie von Verteilungs- und Gerechtigkeitsfragen im Umgang mit unseren natürlichen Lebensgrundlagen.
- Der TEEB-Ansatz (TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity, Die Ökonomie der Ökosysteme und der Biodiversität) verdeutlicht die ökonomische Bedeutung von Schutz und nachhaltiger Nutzung von Biodiversität und Ökosystemleistungen und kann die Umsetzung und Weiterentwicklung des bestehenden Steuerungsrahmens durch zusätzliche Argumente ergänzen.
- Das Konzept der Ökosystemleistung und der TEEB-Ansatz treffen in Deutschland auf ein umfangreiches Instrumentarium zur Erfassung und Bewertung der Leistungen der Natur im Rahmen der räumlichen Planung und des Natur- und Umweltschutzrechtes. Die verschiedenen Ansätze lassen sich sinnvoll verbinden: Die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen kann den Umwelt- und Naturschutz argumentativ unterstützen und zusammen mit einer ökonomischen Analyse von Handlungsanreizen und Steuerungsoptionen die Umsetzung bestehender gesellschaftlicher Ziele verbessern.
- Eine Vielzahl an kombinierten Bewertungsmethoden liefert – sorgsam angewendet – Beiträge zum Sichtbarmachen von Ökosystemleistungen, Informationen über Kosten und Nutzen von Landnutzungsalternativen und die Betroffenheit einzelner Akteure sowie Hinweise für die staatliche Regelsetzung und -umsetzung.

2.1 DAS ÖKOSYSTEMLEISTUNGSKONZEPT UND DER TEEB-ANSATZ

2.1.1 Die Leistungen der Natur sichtbar machen

Das Konzept der Ökosystemleistungen zielt darauf ab, die vielfältigen Leistungen der Natur für den Menschen aufzuzeigen und greifbar zu machen. Über die verschiedenen Kategorien von Ökosystemleistungen wird der Zusammenhang zwischen der Natur und dem menschlichem Wohlbefinden systematisiert. Damit wird die Hoffnung verbunden, einerseits das Bewusstsein einer breiten Öffentlichkeit für die Bedeutung der Natur als Lebens- und Wirtschaftsgrundlage

zu wecken und andererseits die Ausrichtung und Umsetzung der politischen Rahmensetzung zur Förderung umweltfreundlicher Bewirtschaftungsweisen zu beeinflussen (s. Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2013; TEEB, 2011).

Eine einheitliche Definition und trennscharfe Abgrenzung verschiedener Ökosystemleistungen bestehen bislang nicht. In der weit verbreiteten Konzeptualisierung nach dem Millennium Ecosystem Assessment (MA) (2005) lassen sich vier grundlegende Typen von Ökosystemleistungen unterscheiden (vgl. Abbildung 2.1):

- Basis- oder unterstützende Leistungen: Diese umfassen Prozesse wie Bodenbildung, Photosynthese und den Nährstoffkreislauf. Sie sind nicht direkt mit dem menschlichen Wohlbefinden verknüpft und werden daher in anderen Ökosystemleistungskonzeptionen nicht mehr explizit aufgeführt, stellen aber essenzielle Grundlage für die Entstehung anderer Ökosystemleistungen dar.

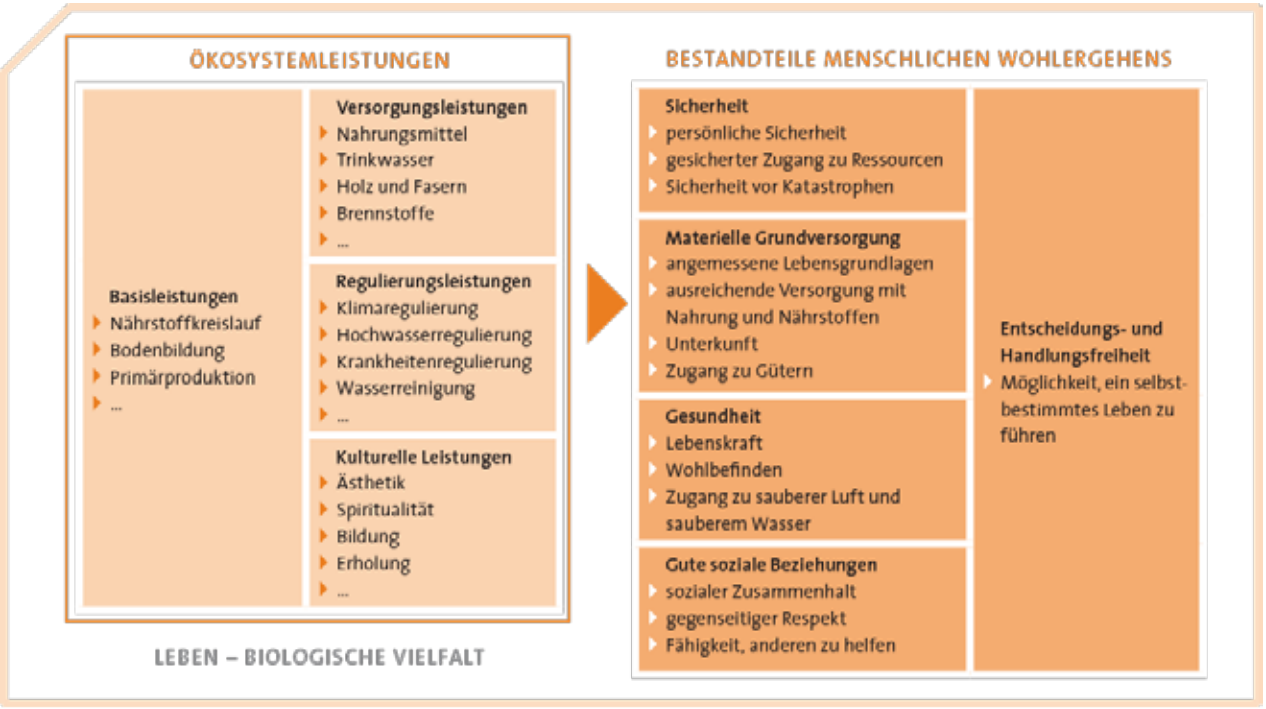
- Versorgungsleistungen: Dies bezeichnet die Bereitstellung von Gütern und Rohstoffen wie Nahrungsmitteln, Holz, sauberem Wasser oder Fasern. Oftmals ist zur Erzeugung dieser Güter, z. B. landwirtschaftliche Anbauerträge, erhebliches menschliches Zutun notwendig.

- Regulationsleistungen: Ökosysteme beeinflussen wesentlich das Klima und den Niederschlag, schützen uns vor Überschwemmungen und Bodenerosion, speichern oder bauen Schadstoffe ab. Oft sind Regulationsleistungen wichtige Vorleistungen bei der Bereitstellung von Versorgungsleistungen.

- Kulturelle Leistungen: Typische (Kultur-)Landschaften, Pflanzen- und Tiergemeinschaften oder auch Naturwunder, wie z. B. die herausragenden Landschaften der Nationalparke, gehören zum kulturellen Erbe eines Landes und stiften Identität. Sie haben einen Freizeit- und Erholungswert und eine spirituelle Wirkung.

Aufbauend auf dieser grundlegenden Kategorisierung sind detailliertere Klassifizierungen für verschiedene Anwendungszwecke entwickelt worden (siehe u. a. Bastian et al., 2012; Bateman et al., 2013; Boyd und Banzhaf, 2007; Daily et al., 2009; Fisher und Turner, 2008; Gómez-Baggethun et al., 2011; Lamarque et al., 2011; Nahlik et al., 2012; Wallace, 2007).

ABBILDUNG 2.1 ▸ Ökosystemleistungen und Bestandteile menschlichen Wohlergehens.
(Quelle: Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2012, übersetzt und verändert nach MA, 2005; BfN, 2012a)



Dies ist zunächst unproblematisch, da verschiedene Anwendungssituationen eine unterschiedliche Detaillierung und Abgrenzung verschiedener Ökosystemleistungen möglich und sinnvoll machen. Solche Anwendungen reichen von der Bewusstmachung der Zusammenhänge von Ökosystemen und menschlichem Wohlergehen über die Erfassung und Abschätzung der Leistungen (z. B. im Rahmen eines »Ökosystem-Assessments«) auf verschiedenen Skalen bis hin zu deren Kartierung, monetären Bewertung oder Integration in die volkswirtschaftliche Gesamtrechnung. Je nach Anwendungszweck kann dies auch dazu führen, dass die Kategorisierung der Ökosystemleistungen in Frage gestellt werden muss, z. B. um Doppelzählungen bei der Bewertung zu vermeiden. So kann die Wasserreinigungskapazität des Bodens (Regulierungsleistung) zugleich Voraussetzung für die Bereitstellung sauberen Trinkwassers (Versorgungsleistung) und der Möglichkeit, ein Gewässer zur Erholung beim Baden zu nutzen (kulturelle Leistung), sein. Wichtig ist daher, sich zunächst den Anlass und die Zweckmäßigkeit einer Betrachtung von Ökosystemleistungen klarzumachen und ihre Kategorisierung und die Methode ihrer Bewertung daran auszurichten.

Seit 2009 wird auf europäischer Ebene im Auftrag der Europäischen Umweltagentur eine gemeinsame internationale Klassifikation von Ökosystemleistungen (CICES: Common International Classification of Ecosystem Services) (Haines-Young und Potschin, 2013) mit dem Ziel erarbeitet, einen konsistenten Rahmen für die Kartierung der Ökosysteme und ihrer Leistungen durch die Mitgliedsstaaten der EU (Maßnahme 5a) und die Einbeziehung von Ökosystemleistungen in die volkswirtschaftliche Gesamtrechnung (Maßnahme 5b) zu ermöglichen (EC, 2011).

Der CICES-Rahmen umfasst mehrere Ebenen und unterscheidet Ökosystemleistungen kategorial zunächst in Versorgungs-, Regulierungs- und kulturelle Leistungen (siehe Tabelle 2.1). Auf den Ebenen Gruppe und Klasse ermöglicht CICES zudem die Abgrenzung national und regional relevanter Ökosystemleistungen sowie die Festlegung geeigneter Indikatoren für ihre Erfassung (Ring et al., 2015).

Der vorliegende Bericht des Vorhabens Naturkapital Deutschland – TEEB DE orientiert sich an dieser Klassifikation, in Abschnitt 2.2 wird ein für Deutschland weiterentwickeltes Verständnis des Ökosystemleistungskonzepts präsentiert. Dennoch kann es in den folgenden Kapiteln dieses Berichtes bei Synthese von Studien zur Bewertung von Ökosystemleistungen sinnvoll sein, von der durch CICES vorgeschlagenen Definition und Abgrenzung abzuweichen bzw. diese für den jeweiligen Analysezweck näher auszudeuten. Ein Diskussionspunkt ist dabei z. B. die Frage, ob die Begrifflichkeit der »Leistung« voraussetzt, dass aktuell eine Nutzung durch den Menschen erfolgt oder ob allein das Dargebot durch Natur und Landschaft bereits als Leistung angesehen wird (so wird z. B. in Abschnitt 2.2 argumentiert). Weiterhin ist in diesem Kontext auch umstritten, ob Ökosystemleistungen lediglich die natürlichen Grundlagen (z. B. Bodenfruchtbarkeit, Grundwasserdargebot) für die Entstehung eines nutzbringenden Gutes oder einer nutzbringenden Leistung (z. B. Nahrungsmittel, Holz oder Erholung) bezeichnen, oder ob auch menschliche Produktionsinputs (z. B. Anbau, Düngung und Bewässerung oder erholungsbezogene Infrastrukturen, z. B. Wanderwege und Versorgungseinrichtungen) eingeschlossen sind. Letzteres legt CICES durch die Gestaltung der Kategorien Versorgungsleistungen (z. B. Klasse Kulturpflanzen und deren Produkte in der Gruppe pflanzliche und tierische Nahrungsmittel) und kulturelle Leistungen (z. B. Klasse Nutzung der Landschaft zum Wandern in der Gruppe Physische und erlebnisbasierte Erfahrung/Erholung) nahe. Soll durch das Ökosystemleistungskonzept aber gerade die Bedeutung der Natur für die Entstehung nutzbringender Güter und Leistungen herausgestellt werden, sollte hier stärker differenziert werden. In diesem Sinne geht auch der hier vorgelegte Bericht vor, sodass es zwischen verschiedenen Kapiteln zu Differenzen in der konkreten Abgrenzung von Ökosystemleistungen kommen kann.

Unabhängig davon, welcher Klassifikation im Einzelnen gefolgt wird, sind für die sinnvolle Anwendung des Ökosystemleistungskonzepts einige Grundzusammenhänge zu berücksichtigen:

1. Die Bereitstellung von Ökosystemleistungen erfolgt nicht einzeln und unabhängig voneinander. Vielmehr sind durch Nutzungsentscheidungen oft ganze Bündel von Ökosystemleistungen betroffen (Stichwort Multifunktionalität). So ist ein Wald nicht nur Lieferant von Baumaterialien und Brennstoffen, er ist u. a. auch wichtiger Kohlenstoff- und Wasserspeicher oder Erholungsraum.

2. In vielen Fällen ist menschliches Zutun notwendig, damit Ökosystemleistungen überhaupt genutzt werden können oder ihre Bereitstellung dauerhaft gesichert wird (Stichwort Kuppelproduktion). Bspw. stiften die Kulturlandschaften in Deutschland Identität und Heimatgefühl, sind in ihrem Fortbestand aber wesentlich von (weiterer) menschlicher Nutzung und der Erzeugung von Versorgungsleistungen abhängig.

TABELLE 2.1 ▸ Klassifikation der Ökosystemleistungen nach CICES (Common International Classification of Ecosystem Services).
(Quelle: Ring et al., 2015, verändert nach Haines-Young und Potschin, 2013)

Bereich	Gruppe	Klasse
Kategorie: Versorgungsleistungen		
Nahrungsmittel	Pflanzliche und tierische Nahrungsmittel	Kulturpflanzen und deren Produkte
		Nutztiere und deren Produkte
		Wildpflanzen, Algen und deren Produkte
		Wildtiere und deren Produkte
		Pflanzen und Algen aus in-situ Aquakultur
		Tiere aus in-situ Aquakultur
	Trinkwasser	Trinkwasser aus Oberflächengewässern
		Trinkwasser aus Grundwasservorkommen
Rohstoffe	Pflanzliche und tierische Rohstoffe	Pflanzliche und tierische Rohstoffe (Holz, Fasern, etc.) für direkte Nutzung und Verarbeitung (z. B. Festlegung von CO_2 in Holzprodukten)
		Pflanzliche und tierische Rohstoffe zum Einsatz in der Landwirtschaft
		Genetische Ressourcen
	Brauchwasser	Brauchwasser aus Oberflächengewässern
		Brauchwasser aus Grundwasservorkommen
Energie	Energetische Biomasse	Pflanzliche Energierohstoffe
		Tierische Energierohstoffe
	Mechanische Energie	Energiegewinnung durch Tiereinsatz
Kategorie: Regulierungs- und Erhaltungsleistungen		
Regulierung (Abbau, Festlegung etc.) von Schadstoffen und Abfällen	Regulierung durch Lebewesen	Biologische Sanierung von Umweltbelastungen durch Mikroorganismen, Algen, Pflanzen und Tiere
		Filtration / Festlegung / Speicherung / Akkumulation durch Mikroorganismen, Algen, Pflanzen und Tiere
	Regulierung durch ökosystemare Prozesse	Filtration / Festlegung / Speicherung / Akkumulation durch Ökosysteme
		Verdünnung durch Atmosphäre, Süßwasser- und marine Ökosysteme
		Minderung von Geruch / Lärm / visuellen Störungen
Regulierung von Massenbewegungen	(Fest-)Massenbewegung	Stabilisierung von Festmassen (Erde, Sand, Schnee etc.) und Regulierung von Bodenerosion
		Stabilisierung und Verminderung von Sediment- und Geschiebebewegungen
	Wasserhaushalt und -abfluss	Erhalt des Wasserhaushalts und des Abflussregimes
		Hochwasserschutz
	Luft- und Gasmassenbewegung	Schutz vor Sturmgefahren
		Luftaustausch und Verdunstung
Erhaltung von physikalischen, chemischen und biologischen Bedingungen	Erhaltung von Lebenszyklen, Habitaten und Genpools	Bestäubung und Diasporenverbreitung
		Erhaltung von Aufzuchtpopulationen und -habitaten
	Schädlings- und Krankheitskontrolle	Kontrolle von Schädlingen
		Kontrolle von Krankheitserregern
	Bodenbildung, -aufbau und -zusammensetzung	Verwitterungsprozesse und Bodenaufbau
		Zersetzung und Fixierung organischer Substanz
	Wasserqualität	Wasserqualität von Süßwasser (-Ökosystemen)
		Wasserqualität von Salzwasser (-Ökosystemen)
	Luftqualität und Klimaregulierung	Globale Klimaregulierung durch Reduktion von Treibhausgasen, Kohlenstoffbindung
		Regulierung von Mikro-, Lokal- und Regionalklima
Kategorie: Kulturelle Leistungen		
Physische und kognitive Erfahrung von Lebewesen, Lebensräumen und Landschaften	Physische und erlebnisbasierte Erfahrungen / Erholung	Erleben von Tieren, Pflanzen und Landschaften
		Nutzung von Landschaften zum Wandern, Sportangeln etc.
	Kognitive und emotionale Interaktion	Wissenschaft
		Bildung
		Natur- und Kulturerbe
		Naturvermittlung, Unterhaltung durch Medien
		Ästhetik
Spirituelle, symbolische Bedeutung von Lebewesen, Lebensräumen und Landschaften	Spirituelle und symbolische Bedeutung	Symbolische Bedeutung
		Spirituelle Bedeutung
	Andere kulturelle Leistungen	Existenzwert
		Vermächtnis an zukünftige Generationen

3. In vielen Fällen gehen mit der Entscheidung für die Nutzung einer bestimmten Ökosystemleistung oder eines Leistungsbündels Einschränkungen für andere Leistungen einher (Stichwort Zielkonflikte/Trade-offs). Bspw. kann die einseitige Maximierung der Bereitstellung von Versorgungsgütern durch intensive Nahrungsmittel- oder Energiepflanzenproduktion zu negativen Folgen für Regulations- und kulturelle Ökosystemleistungen führen, z. B. für die Grundwasserqualität, die CO_2-Speicherung oder das Landschaftsbild.

Die bei Nutzung und Eingriffen in die Natur entstehenden Konflikte – aber auch Synergien – zwischen gesellschaftlichen Zielen in Bezug auf die Landnutzung und das Management von Ökosystemen lassen sich mit dem Konzept der Ökosystemleistungen identifizieren, illustrieren und auf die beteiligten Akteure beziehen. Es wird bspw. deutlich, dass die Steigerung der Erzeugung von Nahrungsmitteln (Versorgungsleistung) durch eine intensive ackerbauliche Nutzung vornehmlich die Landwirte bzw. den Handel und über günstige Endverbraucherpreise schließlich die Konsumenten bevorteilt, während die Trinkwassernutzer in der Region ggf. höhere Kosten für die Wasseraufbereitung tragen oder Küstentouristen Einschränkungen in ihrer Erholung aufgrund der Folgen einer zunehmenden Eutrophierung der Ostsee hinnehmen müssen (siehe hierzu auch das Beispiel der Kommunalen Wasserwerke in Kapitel 5). Oder aber, dass Land- und Forstwirte zwar die auf Feld und im Wald erzeugten Versorgungsleistungen (z. B. Nahrungs- und Energiepflanzen oder Baustoffe) über Märkte vertreiben und damit Einkommen generieren können, andere gesellschaftlich wertvolle Beiträge, z. B. Erhaltung des Landschaftsbildes oder die Pflege naturschutzfachlich wertvoller Ökosysteme wie bspw. Dauergrünland oder Streuobstwiesen, oder nicht ausreichende Markterlöse nach sich ziehen. Es müssen somit andere Mechanismen, z. B. Agrarumwelt- oder Vertragsnaturschutzprogramme, etabliert werden, die die Bereitstellung eines gesellschaftlich angemessenen Umfangs dieser Leistungen und der Kompensation der damit eventuell verbundenen Kosten des Landnutzers sicherstellen. Mit seiner Ausrichtung auf den Nutzen der Natur und ihrer Leistungen für den Menschen ruft das Ökosystemleistungskonzept ins Bewusstsein, dass Regelungen zum Schutz von Natur und Umwelt auch einen Schutz menschlicher Lebens- und Wirtschaftsgrundlagen bedeuten.

Vor diesem Hintergrund bietet das Ökosystemleistungskonzept einen Brückenschlag zwischen verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen, die sich mit den Gründen und Folgen des fortschreitenden Biodiversitätsverlusts befassen und nach Lösungen suchen. Im Begriff der Ökosystemleistung ergänzen sich naturwissenschaftliche Erkenntnisse zur Funktionsweise und Widerstandsfähigkeit von Ökosystemen und Ergebnisse sozialwissenschaftlicher Forschung zu Wahrnehmung, Wertschätzung und Nutzung der Natur.

2.1.2 Zur »Ökonomie der Ökosysteme und der Biodiversität«

Ausgangspunkt für den ökonomischen Blickwinkel der internationalen TEEB-Studie (TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity; deutsch »Die Ökonomie der Ökosysteme und der Biodiversität«) (TEEB, 2010a) und des Vorhabens Naturkapital Deutschland – TEEB DE ist die Feststellung, dass die vielfältigen Ökosystemleistungen in Entscheidungen über den Umgang mit der Natur oft nicht berücksichtigt werden. Die individuellen und gesellschaftlichen Wertvorstellung von Natur und Ökosystemleistungen sowie die Art, wie wir Natur bislang in Produktions-, Konsum- und Investitionsentscheidungen berücksichtigen, haben Auswirkung auf die Identifikation und Anerkennung von Nutzenströmen und die dafür verantwortlichen Ökosystemleistungen (vgl. auch Spangenberg et al., 2014a). Derzeit wird der Blick häufig nur auf die auf Märkten handelbaren Ökosystemleistungen bzw. die damit erzeugten Güter (z. B. Agrarprodukte oder Holz) begrenzt. Dadurch werden einerseits die übrigen, vielfältigen Nutzen der Natur nur eingeschränkt wahrgenommen und andererseits negative Folgen aus dem Umgang mit der Natur auf diese übrigen Leistungen nur unzureichend berücksichtigt. In unserer Gesellschaft entscheiden wir häufig auf Grundlage von Kosten und Preisen (z. B. Einkommen, Schadenskosten, Kostenersparnis). Nutzenströme der Natur, die sich nicht in diesen Kategorien darstellen lassen (z. B. Gesundheit, Versorgungs- und Zukunftssicherheit, Heimatgefühl), können sich in Abwägungsprozessen oft nicht gegenüber anderen Nutzungsinteressen durchsetzen.

Ziel der TEEB-Studie und des Naturkapital-Vorhabens ist es daher, die oft vorhandene »Unsichtbarkeit« der Werte der Natur und ihrer vielfältigen Ökosystemleistungen aufzuheben und zu einem besseren Umgang mit den knappen natürlichen Lebensgrundlagen beizutragen. Dabei wird anerkannt, dass eine ökonomische Bewertung der betroffenen Ökosystemleistungen für Entscheidungen über Art und Intensität der Nutzung der Natur hilfreich sein kann, Abwägungen über Nutzungsalternativen aber stets in einen breiteren gesellschaftlichen Entscheidungskontext über ökonomisch erfassbare Kosten und Nutzen hinaus eingebettet werden müssen (Wegner und Pascual, 2011). Nicht für jede Ökosystemleistung

kann ein ökonomischer Wert in Euro und Cent abgeleitet werden. So ist es z. B. methodisch herausfordernd, kulturelle Ökosystemleistungen, wie die Landschaftsästhetik oder die Beiträge der Natur zum Heimatgefühl, monetär zu bewerten (siehe Infobox 2.2). Dies bedeutet aber nicht, dass diese Leistungen auch einen ökonomischen Wert von Null haben oder Auswirkungen auf die Bereitstellung dieser Ökosystemleistungen bei Entscheidungen über Eingriffe in die Natur unberücksichtigt bleiben sollten. Vielmehr ist verstärkt zu fragen, welche (anderen) Werte diese Ökosystemleistungen besitzen, wie diese Werte erfasst und in Entscheidungen über die Nutzung der Ökosysteme berücksichtigt werden können, damit das gesellschaftlich beste Maß an Bedürfnisbefriedigung erreicht werden kann.

Der mit dem Vorhaben Naturkapital Deutschland – TEEB DE verfolgte ökonomische Ansatz umfasst also mehr als die monetäre Bewertung von Ökosystemleistungen. Anliegen des Vorhabens ist es, vorhandenes Wissen über die Natur und ihre Leistungen zusammenzutragen; Anstöße zu liefern, die Leistungen und ihre gesellschaftliche Wertschätzung genauer zu erfassen und sichtbar zu machen und schließlich

INFOBOX 2.1

Werte, Bewertung und Inwertsetzung von Ökosystemleistungen
Quelle: verändert nach Hansjürgens, 2012; Schröter-Schlaack, 2014.

Das Ökosystemleistungskonzept und die ökonomische Bewertung sind Werkzeuge zur Entscheidungsunterstützung, die von der menschlichen Wertschätzung gegenüber der Natur ausgehen. Diese **Werte** können sowohl immateriell, wie z. B. die Freude an einem Spaziergang in der Natur, als auch materiell sein, z. B. die Bereitschaft, einen geforderten Kaufpreis für ein Produkt aufzubringen. Dabei kann der Wert eines Objektes für verschiedene Menschen unterschiedlich sein, da jeder Mensch unterschiedliche materielle, moralische, spirituelle oder ästhetische Einstellungen bspw. gegenüber der Natur und ihren Ökosystemleistungen hat. So wird eine Landwirtin ihren Acker in anderer Weise betrachten und wertschätzen als ein Ornithologe oder eine Bauunternehmerin. Schließlich ist umstritten, ob jenseits individueller Wertschätzungen auch gesellschaftliche Werte existieren, die als Allgemeinwohlwerte bezeichnet werden könnten und die sich z. B. in demokratisch legitimierten Normen zum Natur- und Landschaftsschutz ausdrücken. Der Begriff »Wert« wird in verschiedenen Disziplinen unterschiedlich, oft aber auch inhaltlich überschneidend gefasst, was eine vollständige Klärung hier unmöglich macht. Es wird aber klar: Werte sind immer kontextabhängig: ein »wahrer« Wert der Natur oder einer Ökosystemleistung existiert nicht und kann daher auch nicht ermittelt werden (siehe auch Abschnitt »Die Vielfältigkeit der Werte anerkennen«). Daher ist es wichtig, Bewertungsergebnisse immer in ihrem jeweiligen Kontext zu interpretieren und die Grenzen der Übertragbarkeit der Ergebnisse in räumlicher und zeitlicher Hinsicht sowie zwischen verschiedenen Skalen von lokal bis global zu beachten.

Die **Bewertung** der Natur zielt darauf ab, den Veränderungen des Zustandes der Natur, z. B. dem Zuwachs oder Verlust bestimmter Ökosystemleistungen, einen Wert beizumessen bzw. ihn mit einem Referenzzustand, wie z. B. dem guten ökologischen Zustand der Gewässer in der EU Wasserrahmenrichtlinie, abzugleichen. Im Zuge einer **ökonomischen Bewertung** werden durch geeignete Bewertungsmethoden systematisch die Präferenzen der Bürgerinnen und Bürger, die von einem Eingriff in die Natur, z. B. der Veränderung des Landschaftsbildes durch Windkraftanlagen, betroffen sind, für die damit verbundene Umweltveränderung erfasst (siehe Abschnitt 2.4). Mit der ökonomischen Bewertung wird – wie durch andere Bewertungsverfahren auch – nur aus einer bestimmten Perspektive auf Naturveränderungen geblickt und die Bedeutung von Ökosystemleistungen für die menschliche Bedürfnisbefriedigung aufgedeckt (siehe auch Abschnitt »Werte aufdecken und darstellen«).

Die **Inwertsetzung** von Ökosystemleistungen zielt auf die Integration bislang nicht systematisch berücksichtigter Werte in die Entscheidungskalküle der handelnden Akteure ab. Die Entscheidungssituation soll so verändert werden, dass möglichst alle Auswirkungen auf wertgeschätzte Bestandteile der Natur und ihrer Ökosystemleistungen in die Abwägung der Entscheidungsalternativen eingehen (siehe auch Abschnitt »Werte in Entscheidungsprozesse integrieren«).

Naturkapital besser in private und öffentliche Entscheidungen zu integrieren (siehe auch Infobox 2.1).

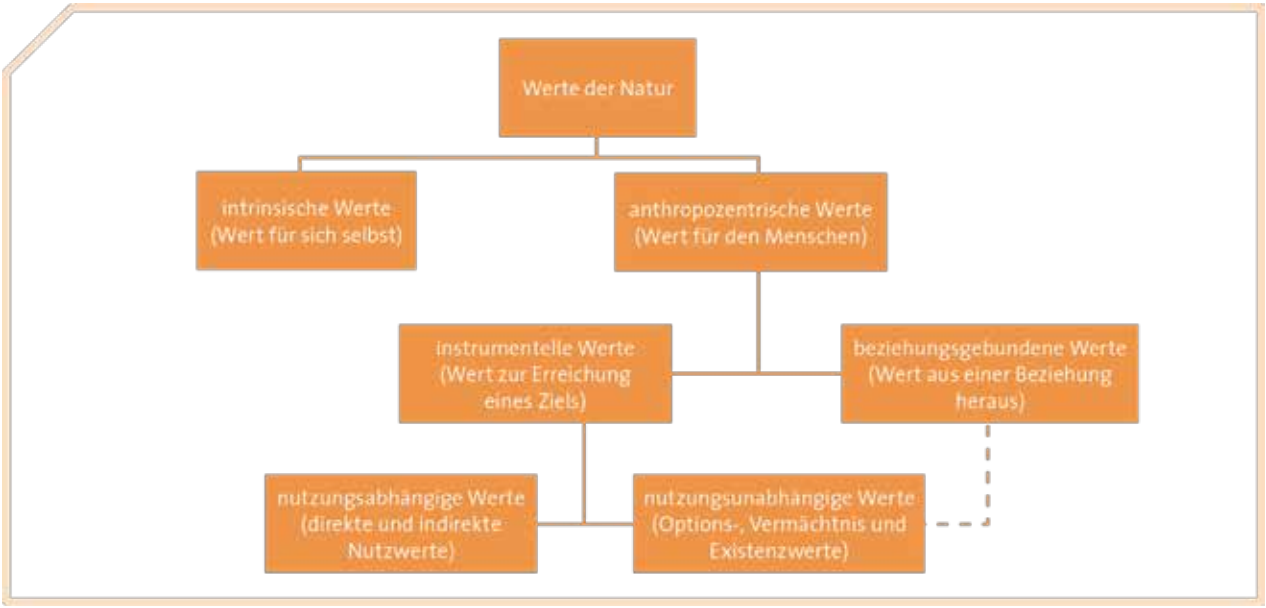
Um der Werte- und Methodenpluralität, die für gut (oder besser) informierte Entscheidungen über den Umgang mit der Natur notwendig ist, Rechnung zu tragen, ist im Rahmen der internationalen TEEB-Studie (TEEB, 2010a) eine dreistufige Heuristik entwickelt worden, die auch für Naturkapital Deutschland relevant ist. Mit dieser Heuristik lässt sich der ökonomische Fokus auf die Natur und ihre Ökosystemleistungen einordnen, macht aber nochmals deutlich, dass es wichtig ist, Wertdimensionen, die nur eingeschränkt durch einen präferenzbasierten, ökonomischen Bewertungsansatz erfassbar sind, weiterhin zu berücksichtigen.

Die Vielfältigkeit der Werte anerkennen

Natur- und Umweltschutz wird aus höchst unterschiedlichen Motiven betrieben, ebenso unterschiedlich sind die mit Natur verbundenen Werthaltungen (siehe Abbildung 2.2). Es lassen sich zunächst intrinsisch und anthropozentrisch basierte Werten voneinander unterscheiden (u. a. Díaz et al., 2015). Intrinsische Werte bezeichnen die Selbstwerte der Natur, d. h. den Wert jedes Lebewesens für sich selbst, der bspw. im Grundgesetz in Bezug auf die Würde des Menschen betont wird, auf den aber auch das Bundesnaturschutzgesetz verweist (Eser und Potthast, 1999). Daneben existieren anthropozentrische Werte, bei denen sich instrumentelle Werte, die aus dem Beitrag des bewerteten Objektes zur Erreichung eines bestimmten Zweckes und beziehungsgebundene Werte (auch als eudämonistischer Eigenwert bezeichnet), die aus der (gewünschten) Beziehung des Wertenden zum Objekt heraus entsteht, voneinander abgrenzen lassen (u. a. Díaz et al., 2015). Über ökonomische Bewertungen können instrumentelle Werte abgeschätzt werden, also Beiträge der Natur zur Erreichung eines Ziels (Pascual et al., 2010). Die dabei berücksichtigte Bandbreite von Werten (nutzungs- und auch nutzungsunabhängige Werte) kommt im Konzept des ökonomischen Gesamtwertes zum Ausdruck (siehe dazu detailliert Kapitel 2.4). Umstritten ist, ob mit einer ökonomischen Bewertung auch beziehungsgebundene Werte angemessen ausgedrückt werden können. Solche Werte kommen einmal in Lebenshaltungen wie »im Einklang mit der Natur leben« zum Ausdruck (u. a. Takeuchi, 2010), bezeichnen aber auch den an bestimmte Landschaften oder Lebewesen geknüpften Wert der Geschichte und Erinnerung, die über den reinen instrumentellen Wert (Mittel zum Zweck) des bewerteten Objektes hinausgeht und für eine Gesellschaft und auch für Individuen kulturelle Bedeutung erlangen und eben daher wertvoll sein kann (Eser und Potthast, 1999).

Wenn Werthaltungen gesellschaftlich allgemein anerkannt sind und geteilt werden, existieren meist auch wirksame

ABBILDUNG 2.2 ▸ Klassifikation verschiedener Werte in Bezug auf die Natur.
(Eigene Darstellung in Anlehnung an Díaz et al., 2015; Eser und Potthast, 1999; Mace und Bateman, 2011)



Mechanismen für den dauerhaften Schutz der wertbesetzten Zustände der Natur oder der entstehenden Ökosystemleistungen, z. B. (verfassungs-)rechtliche Regeln zum Umgang mit der Natur, gesellschaftliche Normen oder religiöse Tabus. Allerdings sind längst nicht für alle wertvollen Bestandteile der Natur und für alle Ökosystemleistungen ein Bewusstsein für ihre Bedeutung für menschliches Wohlbefinden und wirtschaftliche Entwicklung sowie ein gesellschaftlicher Konsens über Art und Umfang der Schutzbedürftigkeit und der langfristig tragfähigen Inanspruchnahme vorhanden. Methoden zur Aufdeckung und Bewertung von Ökosystemleistungen können daher helfen, die Bedeutsamkeit dieser Leistungen für das menschliche Wohlbefinden aufzudecken, Zielkonflikte und Synergien zwischen verschiedenen Nutzungs- und Schutzansprüchen transparent zu machen und durch diese Bewusstseinsbildung dem Anliegen des Umwelt- und Naturschutzes in Abwägungsentscheidungen zu mehr Gewicht zu verhelfen (siehe auch »Werte in Entscheidungen integrieren«).

Werte aufdecken und darstellen

Für Ökosystemleistungen, deren Bedeutung noch nicht ausreichend wahrgenommen und durch eine entsprechende gesellschaftliche Wertschätzung erfasst wird, kann das Aufzeigen ihrer Wichtigkeit für das menschliche Wohlbefinden, die gesellschaftliche Wohlfahrt oder die wirtschaftliche Entwicklung ein wichtiger Schritt sein, damit sich die Gesellschaft dieser Werte stärker bewusst wird. Dies gelang bspw. durch den Stern-Report für die Problematik des Klimawandels und der bedeutenden Rolle der Regenwälder als wichtige CO_2-Senke (Stern, 2007), der dem Thema zu erheblicher gesellschaftlicher und politischer Aufmerksamkeit verholfen hat.

Bei vielen Ökosystemleistungen handelt es sich zudem um sogenannte öffentliche Güter. Vom Nutzen solcher Leistungen, wie z. B. die Bindung von CO_2 in der Biomasse und die damit global vermiedenen Schäden des Klimawandels, kann niemand ausgeschlossen werden. Folglich besteht für jeden Nutznießer der Anreiz, seine wahre Wertschätzung für diese Ökosystemleistung zu verschleiern und von ihrer Bereitstellung auch ohne Zahlung eines Preises zu profitieren. In der Folge wird dies dazu führen, dass in einer Marktwirtschaft wie Deutschland zu wenig von Ökosystemleistungen mit dem (mindestens teilweisen) Charakter eines öffentlichen Gutes angeboten werden. Für öffentliche Güter kann ihre Wertschätzung und relative Bedeutung also nicht über einen Marktpreis (als Ausgleich von Produktionskosten der Bereitsteller und Zahlungsbereitschaften der Nachfrager) abgelesen werden. Es stehen aber viele Methoden bereit, die sowohl eine qualitative und quantitative Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen als auch räumliche Analysen (z. B. Kartierungen) ermöglichen. Deutschland verfügt mit der Landschafts- und Raumplanung über ein umfangreiches Instrumentarium zur Analyse und Bewertung von Natur und Landschaft (siehe Kapitel 2.3). Mit der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen treten präferenzbasierte Ansätze in den Fokus (Kapitel 2.4), die die Entscheidungsfindung insbesondere bei notwendigen Abwägungen

INFOBOX 2.2

Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen aus ökonomischer Perspektive
von Jan Barkmann, Claudia Bieling, Tobias Plieninger

Die kulturellen Leistungen von Ökosystemen sind für viele Menschen von überragender Bedeutung, insbesondere in wirtschaftlich höher entwickelten Staaten (Guo et al., 2010; Martín-López et al., 2012). Dabei spielen nicht nur Ökosysteme von außergewöhnlicher Schönheit oder Biodiversität, sondern auch die »Normal-Landschaften« des täglichen Umfelds eine wichtige Rolle (Bieling, 2014; Plieninger et al., 2013).

Die kulturellen Ökosystemleistungen werden von unterschiedlichen Menschen unterschiedlich wahrgenommen und wertgeschätzt (z. B. Bieling et al., 2014). Während die Wirkung einer

ABBILDUNG 2.3 ▸ Sonnenuntergang am Ufer des Bodensees.
(Foto: Michael Schwarzenberger, pixabay.com)

Gründlandfläche für den Erosionsschutz auf der Hand liegt, macht sich regionale Verbundenheit an unterschiedlichen landschaftlichen Strukturen fest, bevorzugen Touristen verschiedene Landschaften, gibt es starke individuelle Unterschiede in der Wahrnehmung einer moralischen Verpflichtung, zur Erhaltung bedrohter Arten beizutragen. Kulturelle Ökosystemleistungen sind in besonderer Art und Weise in der Subjektivität menschlicher Weltbilder, Interessen, Einstellungen und Bewertungen verwurzelt. Einige Kritiker sehen in dieser Eigenart ein grundsätzliches Hindernis für die quantitative Erfassung kultureller Ökosystemleistungen (Kirchhoff, 2012), mindestens aber ein Hindernis für deren ökonomische Bewertung (Chan et al., 2012). Eine große Gruppe von einschlägig Forschenden geht hingegen von eher graduellen Unterschieden zwischen den kulturellen und den anderen Ökosystemleistungen aus (Daniel et al., 2012). Auch scheint es über alle individuellen Bedeutungszuweisungen hinweg häufig durchaus einen weitreichenden Konsens zur Bewertung von kulturellen Ökosystemleistungen zu geben, bspw. im Hinblick auf das, was als eine »schöne« Landschaft empfunden wird (Augenstein, 2002; Brush et al., 2000; Nohl, 2001; Roser, 2011; Roth und Gruehn, 2010). Die Politik folgt tendenziell der Ansicht, dass eine Erfassung und ökonomische Bewertung für kulturelle Ökosystemleistungen möglich ist und fordert, diese EU-weit bis 2020 durchzuführen. Diese Arbeit ist bspw. in England weit fortgeschritten (Norton et al., 2012); das Bundesamt für Naturschutz koordiniert derzeit mehrere einschlägige Projekte in Deutschland.

Unstrittig bergen die Identifikation und Quantifizierung kultureller Ökosystemleistungen methodische Herausforderungen. Für die Abschätzung von Erosionsschutzwirkungen verschiedener Landnutzungsarten gibt es anerkannte Fachstandards. Welche Ökosystemstruktur welche kulturelle Bedeutung hat, kann sich hingegen schon innerhalb einer einzigen Landschaft zwischen den Bevölkerungsgruppen unterscheiden (Bieling et al., 2014). Viele kulturelle Ökosystemleistungen sind zudem strikt ortsgebunden und in ihrer raum-zeitlichen Einzigartigkeit nicht ersetzbar. Unter anderem wegen dieser Herausforderungen steht die Forschung zu den kulturellen Ökosystemleistungen im Vergleich zu anderen Bereichen noch am Anfang (Feld et al., 2009; Schaich et al., 2010). Wenig beachtet werden kulturelle Leistungen international auch in der Naturschutzpraxis (Rey Benayas et al., 2009). Die Betonung von Eigenart und Schönheit in § 1 BNatSchG bietet speziell in Deutschland mit seiner Tradition in der Landschaftspflege günstigere Voraussetzungen (vgl. Abschnitt zur Landschaftsplanung Kapitel 2.3.2).

Über einige Grundsätze, wie kulturelle Ökosystemleistungen zu identifizieren und zu erfassen sind, besteht ein weitgehender Konsens. Erforderlich ist zunächst eine – wo immer möglich nach Bevölkerungsgruppen differenzierte – qualitative Exploration der jeweils vor Ort tatsächlich relevanten, ökosystemaren Elemente, Strukturen, Zustände und/oder Prozesse (vgl. z. B. »nutzerabhängige Bewertung« bei Wöbse, 2004). Hier sind hermeneutisch-»verstehende« Methoden der sozial-, gelegentlich auch der geisteswissenschaftlichen Forschung gefragt (z. B. quantitative Textanalyse, Kurz- und Tiefeninterviews, Fokusgruppen). Die aktuell bedeutsamen kulturellen Ökosystemleistungen lassen sich so einschließlich der sie tragenden bio-physikalischen Grundlagen identifizieren und unter Zuhilfenahme geeigneter geografischer Informationen auch lokalisieren.

Eine detaillierte Studie von Plieninger et al. (2013) zeigt, dass kulturelle Ökosystemleistungen nicht zufällig verteilt sind, sondern räumlich identifizierbare Schwerpunkte bilden. In welchem Maße die einzelnen Ökosystemleistungen in der Breite der Bevölkerung tatsächlich als Beiträge zu kulturellen Werten gesehen werden, kann durch Methoden der quantitativen Sozialforschung ermittelt werden. Entsprechende Studien fokussieren international auf Erholung und Tourismus und auf ästhetische Werte (Hernández-Morcillo et al., 2013), könnten jedoch auch auf andere Aspekte ausgedehnt werden.

Auch ökonomische Bewertungen von Veränderungen kultureller Ökosystemleistungen fokussieren vor allem auf die Bereiche von Tourismus und Erholung. Zum Einsatz kommen oft visuell unterstützte Zahlungsbereitschaftsstudien (v. a. Choice-Experimente) und Reisekostenanalysen (z. B. Adamowicz et al., 2011; Barkmann und Zschiegner, 2010; van Berkel und Verburg, 2014). Ebenfalls weit verbreitet ist die Anwendung von Zahlungsbereitschaftsstudien, um die Wertschätzung der Bevölkerung in Bezug auf Naturschutz-relevante Arten abzuschätzen (z. B. Cerda et al., 2013). Wie in diesem Kapitel ausgeführt, wird jedoch nicht der moralische Wert dieser Arten in Geldeinheiten ausgedrückt, sondern es werden Aussagen zur freiwilligen Zahlungsbereitschaft der Befragten für die Erhaltung dieser Arten ermittelt. Ein Beispiel für ein typisches Vorgehen zur monetären Bewertung kultureller Ökosystemleistungen bietet Kapitel 8 dieses Berichts anhand von Überlegungen zur Renaturierung von Abschnitten des Elbufers. Es sei abschließend noch einmal hervorgehoben, dass die ökonomische Bewertung von kulturellen Ökosystemleistungen selbst dort, wo sie technisch gelingt, stets nur eine unter mehreren Informationsquellen für angemessene umweltpolitische Entscheidungen ist.

zwischen konkurrierenden Zielstellungen zusätzlich unterstützen können. Für manche Ökosystemleistungen befinden sich Erfassungs- und Bewertungsmethoden noch in frühen Stadien der Diskussion (siehe z. B. Infobox 2.2 zu den Herausforderungen der Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen). Für andere Ökosystemleistungen, z. B. der Bindung von CO_2 in der Biomasse von Ökosystemen, liegen Methodenkonventionen für ihre Bewertung vor (siehe UBA, 2012).

Eine sinnvolle Auswahl der zur Anwendung gelangenden Bewertungsmethode kann nur erfolgen, wenn der jeweilige Problemkontext und der Informationsbedarf für »bessere« Entscheidungen geklärt sind. Bei der Klärung des Problemkontexts ist zu beachten, dass sehr oft verschiedene Interessen von Maßnahmen betroffen sind, die unterschiedliche Sichtweisen bzgl. des Betrachtungsrahmens einer Bewertung bedingen. Daher ist festzulegen und nach Durchführung einer Bewertung auch entsprechend zu kommunizieren, welche Effekte von Maßnahmen berücksichtigt werden bzw. wurden (Wittmer et al., 2014). Dies kann die Auswahl der betrachteten Ökosystemleistungen, den zeitlichen Horizont der berücksichtigten Veränderungen und auch die räumliche Abgrenzung des Untersuchungsraumes betreffen.

Auch ist zu fragen, welche Art der Information für den jeweiligen Entscheidungskontext angemessen ist: So ist eine ökonomische Bewertung von Entscheidungsfolgen (z. B. Änderung der Bereitstellung verschiedener Ökosystemleistungen) dann sinnvoll, wenn die unterschiedlichen ökonomischen Nutzen und Kosten das ausschlaggebende Kriterium in der Wahl zwischen den verschiedenen Optionen bilden. Häufig werden darüber hinaus aber auch andere Kriterien und Werthaltungen wichtig sein, die sich nicht in den präferenzbasierten Werthaltungen der Individuen widerspiegeln. Mithin sind weitere Bewertungsverfahren, z. B. biophysikalische Methoden oder die Prüfung der Entscheidungsfolgen gegenüber (landschafts-)planerischen Zielvorgaben (siehe Abschnitt 2.3) heranzuziehen. Im engeren Kontext der monetären Bewertung ist zudem häufig die Ableitung eines gesamthaften Kosten-Nutzen-Verhältnisses für Entscheidungsalternativen wenig zielführend. Vielmehr ist interessant, wie sich Kosten und Nutzen der Alternativen auf verschiedene Akteure, Interessengruppen oder soziale Gruppen verteilen, um die konkreten Wirkungen verschiedener Optionen abschätzen zu können (Aicher et al., 2015).

Manchmal genügen die Identifikation bislang verborgener Werte und die Abschätzung ihrer Relevanz, um sie (künftig) angemessen in Entscheidungen zu berücksichtigen. Ganz häufig wird die bloße Bewertung einer Ökosystemleistung allerdings keinen Einfluss auf das Verhalten der relevanten Akteure haben (Daily et al., 2009; Laurans et al., 2013; Laurans und Mermet, 2014), weil z. B. andere (oft kurzfristige) Interessen und (teilweise auch staatlich gesetzte) Anreize entgegenstehen. Dann können die neuen Informationen über die Bedeutung von und die gesellschaftliche Wertschätzung für bestimmte Ökosystemleistungen durch die Umgestaltung bestehender oder die Einführung neuer Politikinstrumente in die Entscheidungskalküle der handelnden Akteure integriert werden.

Inwertsetzung: Werte in Entscheidungsprozesse integrieren

Die dritte Ebene umfasst die Anwendung von Politikinstrumenten und Maßnahmen, um die Werte der Natur und ihrer Ökosystemleistungen in privaten Konsum- und Investitionsentscheidungen, aber auch im Handeln von Politik und Verwaltung wirksam werden zu lassen (Inwertsetzung). Eine explizite ökonomische Bewertung kann Hinweise auf prioritäre Handlungsnotwendigkeiten geben. Dies bedeutet jedoch nicht, dass für die betroffenen (und ggf. bewerteten) Ökosystemleistungen handelbare Eigentumsrechte eingeführt werden oder ausschließlich marktbasierte Instrumente zur Verhaltenssteuerung einzusetzen wären. Das entscheidende Eignungskriterium für die Auswahl und Ausgestaltung von Inwertsetzungsmechanismen ist die verhaltensändernde Lenkungswirkung, die das Umweltproblem löst oder zumindest signifikant mindert. Zur Auswahl steht ein breites Spektrum umweltpolitischer Lösungen: Rechtsvorschriften wie das Planungsrecht, das Naturschutzrecht oder auch das Emissionsschutzrecht; ökonomische Instrumente, z. B. finanzielle Anreize für Landwirte im Rahmen der Cross Compliance oder von Agrarumweltmaßnahmen, aber auch der Abbau umweltschädlicher Subventionen wie die Pendlerpauschale sowie kommunikations- oder informationsbasierte Ansätze (vgl. u. a. Ring und Schröter-Schlaack, 2013).

2.1.3 Eine ökonomische Betrachtung der Natur und ihrer Ökosystemleistungen mit Augenmaß

Die hier dargestellten konzeptionellen Grundlagen zu Ökosystemleistungskonzept und TEEB-Ansatz machen deutlich: Auch wenn große Erwartungen an eine ökonomische Betrachtung und insbesondere die monetäre Bewertung der Leistungen der Natur für ihren Schutz und die langfristige Sicherung von Ökosystemleistungen gerichtet werden (z. B. im Rahmen der europäischen Biodiversitätsstrategie), ist eine solche Analyse stets mit Augenmaß vorzunehmen. Dies äußert sich auch in den berechtigten Vorbehalten gegenüber

einer verengten ökonomischen Betrachtung der Natur (Stichwort Ökonomisierung und Kommodifizierung der Natur) (siehe bspw. Gómez-Baggethun et al., 2011; Hoppichler, 2013, etc.; Jax et al., 2013; Schröter et al., 2014).

Bei der Interpretation von Studien zu den Kosten und Nutzen des Naturschutzes und der Verwendung der Studienergebnisse in der politischen Argumentation muss daher anerkannt werden, dass mit solchen Bewertungsansätzen die Beiträge der Natur für das menschliche Wohlbefinden nur in eingeschränkter Form quantifiziert werden können (Wegner und Pascual, 2011). Es ist klar, dass die gesellschaftliche Zielfindung und Willensbildung mehr Kriterien (und Werte) berücksichtigen muss (siehe auch Abbildung 2.2). Auch in konkreten Einzelfallentscheidungen wird es kaum ausschließlich um ökonomische Konsequenzen einer Entscheidung gehen, sondern es werden problemadäquate Informationen benötigt, für deren Gewinnung eine Vielzahl verschiedener Verfahren notwendig ist. Dies folgt im verwaltungsrechtlich geprägten Verfassungsstaat Deutschland schon allein aus dem Primat des Rechts und dessen grundgesetzlich festgeschriebenen Entscheidungs- und Abwägungsvorschriften.

Dennoch lässt sich festhalten, dass mit dem Ökosystemleistungskonzept und dem TEEB-Ansatz ein Fokus auf die Leistungen der Natur gelegt und damit eine sinnvolle Ergänzung der bisherigen Argumentation zur Bedeutung der natürlichen Lebensgrundlagen und ihrer Sicherung durch Natur- und Umweltschutz möglich wird. Ökonomische Bewertungen können unterstützen, prioritäre Handlungsfelder und gesellschaftlich kostengünstige Handlungsalternativen zur Erreichung gesellschaftlich definierter Ziele zu identifizieren. Eine ökonomische Betrachtung kann Impulse liefern, die Handlungsanreize der Akteure besser zu verstehen und über eine Anpassung dieses Handlungsrahmens die Bereitstellung von Ökosystemleistungen zu fördern, schädigende Handlungen durch Regulierung und Anlastung von Folgekosten zu sanktionieren und somit private Interessen zur Erhaltung der Natur und Ökosystemleistungen zu aktivieren (Hansjürgens et al., 2011).

Eine Anwendung des TEEB-Ansatzes steht vor der großen Herausforderung, die öffentlichkeitswirksame Darstellung monetärer und nicht monetärer Werte der Ökosystemleistungen als Informationen für Entscheidungen in Politik, Wirtschaft und Gesellschaft zu nutzen, gleichzeitig jedoch einer sinnlosen Verengung auf die bloße ökonomische Bewertungsperspektive entgegenzuwirken. Festzuhalten ist aber auch, dass in Deutschland selbst im Rahmen der Bundesverkehrswegeplanung fachgerechte Nutzen-Kosten-Analysen kaum angefertigt noch in Planungsentscheidungen einbezogen werden. Hauptziel ist es, bislang verborgene, vernachlässigte oder unterschätzte Werte aufzudecken und damit gesellschaftliche Diskurse über den Umgang mit unserem Naturkapital anzustoßen. Es kommt dabei nicht darauf an, alle Ökosystemleistungen in Geldeinheiten zu bewerten. Anzuerkennen, wie bedeutsam die Leistungen der Natur sind, und zu wissen, wie verschiedene Handlungsoptionen auf die Bereitstellung der Ökosystemleistungen und ihre Verteilung auf verschiedene Nutzer wirken, ist wichtiger, als die Kenntnis eines möglichst genau bezifferten Wertes. Dieser Gedanke liegt sowohl der Einpassung des Ökosystemleistungsansatzes in die etablierte deutsche Planungs- und Steuerungspraxis (siehe folgenden Abschnitt 2.2) als auch bei der Darstellung der Bewertungsmethoden von Ökosystemleistungen und der Interpretation von Bewertungsergebnissen (siehe Abschnitt 2.3 und 2.4) zu Grunde.

2.2 DIE INTEGRATION DES ÖKOSYSTEMLEISTUNGSKONZEPTS IN DAS SYSTEM DER UMWELTSTEUERUNG IN LÄNDLICHEN RÄUMEN IN DEUTSCHLAND

2.2.1 Die Ausgangssituation in Deutschland berücksichtigen

Das Ökosystemleistungskonzept trifft in Deutschland nicht auf einen unregulierten Bereich. Vielmehr gibt es bereits zahlreiche Ansätze, die den Schutz und die nachhaltige Nutzung von Natur und die damit verbundenen Funktionen und Leistungen zum Gegenstand haben. Es stellt sich daher die Frage, wie das Ökosystemleistungskonzept in den deutschen Kontext integriert werden kann, indem es an bestehende Ansätze anknüpft und sie sinnvoll ergänzt.

International ist das Ökosystemleistungskonzept auf große Resonanz gestoßen. Es gelang nicht nur, die wissenschaftliche Diskussion in einem hohen Maße zu beleben, sondern auch politische Akteure für das Konzept zu interessieren.

Das Millennium Ecosystem Assessment (MA) bspw. hat eine weltweite Diskussion über den Zustand der Ökosysteme und die Entwicklung verschiedener Belastungsfaktoren, z. B. Flächennutzungswandel, Nährstoffeinträge oder das Vordringen invasiver Arten, ausgelöst (MA, 2005). Im Anschluss hat insbesondere die Veröffentlichung der internationalen TEEB-Studien (teebweb.org) erheblich zum Bewusstsein in Politik und Öffentlichkeit gegenüber Ökosystemleistungen beigetragen.

ABBILDUNG 2.4 ▸ Das Schutzgebietssystem in Deutschland bietet Möglichkeiten zur Verknüpfung von Schutz und nachhaltiger Nutzung der Natur. (Foto: Catkin, pixabay.com)

Es gilt nun, die internationalen konzeptionellen Ansätze für die Situation in Deutschland fruchtbar zu machen. Das Ökosystemleistungskonzept trifft in Deutschland auf hochentwickelte Rechtsnormen, eingespielte Umsetzungsinstrumente und ein hohes Umweltbewusstsein der Bevölkerung (siehe z. B. BMUB und BfN, 2013). Allerdings wird kaum bestritten, dass in Deutschland den Belangen von Natur- und Umweltschutz bei privaten und öffentlichen Entscheidungen sowie im Vollzug eine höhere Priorität zukommen müsste. An das Ökosystemleistungskonzept werden demzufolge auch hierzulande große Hoffnungen geknüpft.

Bei der Interpretation des Ökosystemleistungskonzeptes ist vor dem Hintergrund der deutschen Situation zu berücksichtigen, dass das Konzept bisher eher als Erklärungsansatz und nur in Einzelfällen für nationale oder regionale Erfassungen und Bewertungen oder für die Anwendung in der Planung und im Management ländlicher Räume genutzt wurde (van Oudenhoven et al., 2012; ferner de Groot et al., 2010; von Haaren et al., 2014). Ein prominentes Beispiel einer nationalen Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen ist das National Ecosystem Assessment für Großbritannien (UK NEA, 2011, 2014), dessen Konzepte und Methoden allerdings nicht ohne weiteres auf Deutschland übertragbar sind. Aufgrund der föderalen Struktur liegen in Deutschland weniger national einheitliche Umweltdatengrundlagen vor. Zugleich besteht ein differenzierteres räumliches Planungssystem, dessen Grundsätze und Regelungen den Rahmen für eine Anwendung des Ökosystemleistungskonzeptes in Deutschland aufspannen.

Wichtige Herausforderungen für die Nutzung des Ökosystemleistungskonzeptes und des TEEB-Ansatzes in Deutschland bestehen darin, das Konzept nicht nur als Erklärungsansatz zu interpretieren, sondern auch sein Potenzial für eine verbesserte Umsetzung von Natur- und Umweltschutz zu nutzen, Gemeinsamkeiten mit und Unterschiede zu den bisher in Deutschland verwendeten Konzepten und Methoden zu beleuchten und plausible Antworten auf Vorbehalte aus der Praxis zu geben. Es sind Optionen zu entwickeln, wie Ökosystemleistungskonzept und TEEB-Ansatz innerhalb der bestehenden Umweltinformationssituation und dem spezifischen instrumentellen und methodischen Kontext genutzt werden könnten. Darüber hinaus ist hervorzuheben, welche Innovationen mit einer Anwendung des TEEB-Ansatzes einhergehen könnten und welche Chancen die zusätzlich gewonnenen Informationen und Erkenntnisse als ergänzende Argumente für den Schutz und die nachhaltige Nutzung von Biodiversität und Ökosystemleistungen, insbesondere in ländlichen Räumen, bieten.

Diese mögliche Integration des Ökosystemleistungskonzeptes in das deutsche System der Umweltsteuerung in ländlichen Räumen aufzuzeigen, ist Gegenstand dieses Abschnitts. Der Abschnitt stellt dazu die im deutschen Umwelt- und Naturschutz bisher verwendeten Konzepte, insbesondere das Konzept der Landschaftsfunktionen, vor (2.2.2). Im Anschluss wird ein auf den deutschen Umsetzungskontext angepasstes Ökosystemleistungskonzept skizziert, das aufzeigt, wie das Ökosystemleistungskonzept und der TEEB-Ansatz für die Entscheidungsprozesse in ländlichen Räumen fruchtbar gemacht werden können (2.2.3).

2.2.2 Ökosystemleistungen in der deutschen Planung und Umweltfolgenbewältigung

Ausgeprägtes System von Planungs- und Umweltprüfinstrumenten

Das große internationale Interesse an Ökosystemleistungen und ihrer Bilanzierung trifft in Deutschland auf einen konzeptionell und methodisch sehr fruchtbaren Boden. Es gibt hier eine lange Tradition der Beschäftigung mit Teilaspekten von Ökosystemleistungen und der Entwicklung entsprechender konzeptioneller Grundlagen und Methoden (siehe Infobox 2.3).

INFOBOX 2.3

Zur Vorgeschichte der Ökosystemleistungen
von Wolfgang Haber

Das Ökosystemleistungskonzept hat viele Vorläufer mit verschiedenen Bezeichnungen, da die Menschen sich frühzeitig mit den Naturressourcen und -kräften, die ihr Leben bedingen, intellektuell und praktisch beschäftigt haben. Auf Erfahrung beruhende Begriffe wie Bodenfruchtbarkeit, Ertragsfähigkeit oder Grundwasserhöffigkeit enthalten bereits Vorstellungen von Ökosystemleistungen oder weisen darauf hin. Wissenschaftliche Vorläufer des Konzepts finden sich seit den 1930er Jahren in der physischen Geografie, und zwar im Ansatz der Naturräumlichen Gliederung und, parallel dazu, in der Landschaftsökologie.

Die vor allem auf Schmithüsen zurückgehende Unterscheidung und Klassifikation von »Naturräumen« oder »-gebieten« beruht auf deren unterschiedlicher Ausstattung mit Naturressourcen oder deren Verfügbarkeit, oft angezeigt durch die Vegetation. Darauf gründet sich die Eignung dieser Räume für Dienstleistungen an die Menschen und deren Nutzungen. Die Dresdener Schule der Geografie von Neef, Haase und Mannsfeld hat in diesen Naturgebieten Dargebote oder Potenziale der Natur (die auch als »Landesnatur« oder als »Naturhaushalt« bezeichnet werden) für bestimmte Leistungen erkannt und erforscht. Haase und Mannsfeld fassten das räumlich differenzierte Leistungsvermögen der Natur, gemäß der (Leistungs- und) Nutzungseignung, als »Naturraumpotenzial« zusammen. Von ihnen führt eine direkte Linie zum Ökosystemleistungskonzept, wenn »Natur« durch »Ökosystem« ersetzt wird.

Eine komplementäre Richtung der physischen Geografie gründet auf dem auf A. v. Humboldt zurückgehenden Begriff der »Landschaft«, der ebenfalls eine räumliche Dimension hat, aber keinen Naturraum im o. g. Sinn verkörpert, sondern ein Gefüge (Muster, pattern, Konfiguration) von als zusammengehörig empfundenen und auch im Zusammenhang von Natur und menschlicher, gestaltender Nutzung entstandenen räumlichen Bestandteilen. Troll verknüpfte 1937 Landschaft mit Ökologie zur »Landschaftsökologie« und bezeichnete die Bestandteile später als »Ökotope«. Diese »Landschaftsräume« erfüllen unterschiedliche gesellschaftliche Funktionen, die wissenschaftlich mehrfach klassifiziert wurden, z. B. als Produktions-, Träger-, Informations- und Regelungsfunktionen. Da »Landschaft« mit dem Aufkommen des Begriffs »Umwelt« in den 1960er Jahren auch als Ausdruck für menschlich geschaffene Umwelt bildhaft verwendet wurde, sind jene Funktionen auch als Umweltfunktionen bezeichnet worden, z. B. im SRU-Umweltgutachten von 1987 (SRU, 1987). Deren Einteilung und Gliederung kehrt, wenn auch ohne Bezugnahme darauf, in den Ökosystemleistungen des Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005) wieder.

Der Begriff »Ökosystem«, 1935 in England durch Tansley (1935) als physische Einheit eingeführt, fand in Europa zunächst kaum Beachtung, wurde dagegen in den USA seit den 1940er Jahren zu einem Zentralbegriff der dort, und bald im gesamten angelsächsischen Bereich, innerhalb der Biologie rasch Fuß fassenden jungen Ökologie. Aus diesen wissenschaftlichen Aktivitäten ging um 1960 das erste große internationale Forschungsprogramm hervor, das »International Biological Program (IBP) [zur Erforschung der] Biological Basis of Human Welfare«. Trotz seines Namens war es ein ökologisches Forschungsprogramm, das die Ökologie auf Ökosystembasis zu einer anerkannten wissenschaftlichen Disziplin erhob und populär machte. Der Beitrag der damaligen Bundesrepublik Deutschland zum IBP war das von Ellenberg konzipierte und geleitete Solling-Projekt, das zugleich den Begriff »Ökosystem« in Deutschland etablierte und die ihm gewidmete Forschung begründete. Bezüglich der Ökosystemleistungen ist hervorzuheben, dass im IBP erstmals Forschung mit dem Ziel des »human welfare« initiiert wurde, das im MA als »Human Well-being« im Zentrum steht und dem die Ökosystemleistungen dienen.

Auf das IBP folgten weitere internationale Programme wie »Man and the Biosphere«-Programm, »International Geosphere-Biosphere Programme« (mit HD = Human Dimensions), welche die Mensch-Natur-Interaktionen ökologisch immer besser aufklärten und zugleich die Dominanz der Ökonomie in der Politik in Frage stellten. Die Ökonomie reagierte mit Abspaltungen von Umwelt- oder ökologischer Ökonomie, die Politik mit der Deklaration von »Sustainable Development« von Rio 1992, die mit ihrer Trias Ökonomie – Soziales – Ökologie bislang aber lediglich eine Verkündung geblieben ist. Zur Überwindung dieser Trennungen sollte nun das Millennium Ecosystem Assessment mit dem Ökosystemleistungskonzept dienen.

Das deutsche Bundesnaturschutzgesetz von 1976 enthält in seinen in § 1 formulierten Zielen visionär – wenn auch mit anderen Namen – bereits das Ökosystemleistungskonzept

bzw. den TEEB-Ansatz. So werden darin als Schutzgüter die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts und die Nutzungsfähigkeit der Naturgüter genannt, wobei aus MA-Sicht Naturhaushalt durch Ökosystem(e) und Naturgüter durch Naturkapital ersetzt werden könnte. Ebenso gebietet § 1 Ziff. 4 die Erhaltung von »Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft«, was im Grunde ja auch die Erhaltung der Biodiversität und der mit dieser verbundenen Ökosystemleistungen einschließt. Ebenso hat die durch das BNatSchG von 1976 eingeführte Landschaftsplanung die oben erwähnten Landschafts- oder Umweltfunktionen in ihre Ziele und Maßnahmen einbezogen, weil sie sich für die Kommunikation mit Entscheidungsträgern als besonders geeignet erwiesen. Dass das BNatSchG seine ehrgeizigen Ziele nicht erreicht, beruht auf der genannten Ambivalenz der Begriffe, auf rechtlich-methodischen Mängeln, aber vor allem auf anderer politischer Prioritätensetzung. Ob dies durch Ökosystemleistungskonzept und TEEB-Ansatz geändert werden kann, ist eine offene Frage, zumal diesem die maßstabsdifferenzierten Raumbezüge fehlen (Begriffe wie »Ökotop«, »Landschaft«, »Biom« u. a. werden ignoriert) und seine Interpretation von »Natur« unzureichend ist. Die Ambivalenzen aller Begriffe, selbst der Kernbegriffe, sind wohl nicht ausräumbar.

Der »Stoffwechsel Mensch-Natur«, um den es letztlich geht, ist eine Interaktion mit Austauschprozessen, aber stets mit Eingriffen in die Organisation der Natur (abiotisch und biotisch) verbunden, die mit den technischen Fortschritten, dem Wachstum von Zahl und Ansprüchen der Menschen immer gravierender werden und das für alles höhere Leben bislang maßgebende »Funktionieren« der Natur und der Ökosysteme in Frage stellen – wie es in Begriffen wie Vulnerabilität (früher: Belastbarkeit, Tragfähigkeit) oder Resilienz zum Ausdruck kommt. Ökosystemleistungskonzept und TEEB-Ansatz mögen dies noch stärker verdeutlichen als bisherige Ansätze – ob sie zu grundsätzlichen Lösungen führen, bleibt eine Hoffnung.

Die Perspektive, dass in Deutschland bereits vieles angedacht wurde, was sich jetzt im Ökosystemleistungskonzept in einer neuen Form wiederfindet (siehe Infobox 2.3), sollte uns darin bestärken, diesen Ansatz weiterzuverfolgen und für eine Stärkung des Umwelt- und Naturschutzes nutzbar zu machen, da der Boden bereits in vielen Bereichen bereitet ist.

In Deutschland werden flächenkonkret »die biologische Vielfalt, die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts einschließlich der Regenerationsfähigkeit und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter sowie die Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur und Landschaft« (so z. B. § 1 BNatSchG) erfasst und bewertet. Solche fachlichen Bewertungen finden für Naturgüter wie Boden, Wasser, Luft oder in einer aggregierten Form für Landschaftsfunktionen statt, immer auf der Grundlage von rechtlichen oder fachlich abgeleiteten Standards, als Ausdruck der menschlichen Ansprüche an die Naturgrundlagen.

- Ein wichtiges Instrument, das entsprechende Ergebnisse u. a. für die Raum- und Bauleitplanung bereitstellt, ist die Landschaftsplanung, die flächendeckend auf der regionalen Ebene (Kreise, Planungsgemeinschaften) durchgeführt wird, allerdings in einer wegen des föderalen Systems uneinheitlichen Form. Auf den übrigen Entscheidungsebenen sowohl auf der örtlichen Ebene als auch auf Länderebene ist sie zu großen Teilen anzutreffen (§§ 8-11 BNatSchG).
- Auch die Planungen nach Europäischer Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) liefern flächendeckende rechtsbasierte Bewertungen – mit einem Fokus auf den Zustand der Grund- und Oberflächengewässer in den Flusseinzugsgebieten und der Aufstellung von Maßnahmenprogrammen zur Erreichung der WRRL-Ziele.
- Die Strategische Umweltprüfung (SUP) verlangt Bestandserhebungen und Bewertungen der Schutzgüter für den Einflussbereich von Plänen und Programmen, die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) für den Wirkungsraum von Projekten.
- In der FFH-Managementplanung sowie bei der FFH-Verträglichkeitsprüfung bei Eingriffen in und Ausweisung von Natura 2000-Gebieten und bei der artenschutzrechtlichen Prüfung werden sehr genaue Daten und Bewertungen verwendet; eine Bewertung wird für die Schutzgüter, Arten und Biotope auf der Grundlage der gesetzlichen Vorgaben vorgenommen.
- Die Eingriffsregelung konzentriert sich auf die Bewertung und Bilanzierung von Landschaftsfunktionen einschließlich des Landschaftsbilds und deren Beeinträchtigung durch Projekte, um Vorkehrungen zur Vermeidung und zu Art und Umfang einer ausreichenden Kompensation zu bestimmen (siehe auch Methoden Kapitel 2.4).

In Kombination mit diesen Instrumenten stehen für raumrelevante Entscheidungen in Deutschland eine Vielzahl von Informationen über den Zustand von Natur und Landschaft sowie die daran geknüpften Funktionen mit Bedeutung für den Menschen bereit, um Einzelentscheidungen zu unterstützen. Dieses geschieht auch relativ erfolgreich, z. B. indem durch die Landschaftsplanung das Wo und Wie neuer Baugebiete auf der örtlichen Ebene beeinflusst wird (siehe Gruehn und Kenneweg, 1998; Siedentop, 2008; Wende et al., 2009). Unbestritten ist auch die Wirkung der Eingriffsregelung oder der FFH-Verträglichkeitsprüfungen, die mit engen Abwägungsspielräumen sicherstellen sollen, dass die Funktionen der Landschaft für den Menschen sowie für Flora und Fauna durch Kompensations- und Kohärenzmaßnahmen aufrecht erhalten werden.

Gemeinsam ist allen diesen Instrumenten, dass sie sich auf gesetzlich als schutzwürdig eingestufte Leistungen der Umwelt beziehen und bisherige, etwa bauliche Nutzungen einschränken, erschweren oder deren Wirkung kompensieren.

Wo liegen die Defizite?

Warum sollten wir uns angesichts dieser doch offenbar ausgefeilten rechtlichen Steuerung überhaupt mit Möglichkeiten zur Berücksichtigung des Ökosystemleistungskonzepts und des TEEB-Ansatzes beschäftigen? Welche Vor- und Nachteile könnten der stärkere Fokus auf den menschlichen Nutzen, das transparentere Aufzeigen der Kosten und Nutzen von Handlungsalternativen und die zusätzlich eingebrachten ökonomischen Argumente für die Praxis haben? Und: Warum reichen die bisher in Entscheidungen eingebrachten fachlichen Informationen über Ökosystemleistungen nicht aus, um raumwirksame politische Entscheidungen ausreichend zu unterstützen und die in Kapitel 1 beschriebenen negativen Umweltentwicklungen zu verhindern?

Ein Grund ist, dass die bestehenden rechtlichen Regelungen in mehreren Bereichen Spielraum für umweltschädigende Entscheidungen lassen:

1. Auswirkungen von Einzelentscheidungen müssen i. d. R. nicht auf höheren räumlichen Ebenen aggregiert und in Bezug auf gesamträumliche und volkswirtschaftliche Effekte geprüft werden. Die vielen einzelnen Nutzungs- und Zulassungsentscheidungen werden nicht systematisch mit einem Blick auf das Ganze verbunden. In der Folge ist die Umweltpolitik bei einigen Themen wie der Erhaltung der Biodiversität nicht in der Lage, quantitative Trends zu stoppen. Die Veränderung der Umwelt durch viele kleine Nutzungsänderungen, deren Wirkung auf unterschiedlichen räumlichen oder zeitlichen Skalen stattfindet, wird gar nicht bilanzierend prognostiziert – obwohl Instrumente wie die Strategische Umweltprüfung (SUP) oder die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bereits versuchen, übergeordnete Blickwinkel und kumulative Wirkungen zu berücksichtigen. Das Beispiel Flächeninanspruchnahme durch die Siedlungsentwicklung zeigt dies deutlich: Zwar wird auf Bundesebene bilanziert und ein nationales Nachhaltigkeitsziel von 30 ha/Tag proklamiert. Auch sehen verschiedene Länderstrategien konkrete Reduktionsziele vor, z. B. für Baden-Württemberg oder Nordrhein-Westfalen. Dennoch sind gerade in ländlichen Räumen eklatante Zielverfehlungen zu konstatieren, weil jede Gemeinde aus der Siedlungsentwicklung Vorteile zieht und nicht gezwungen ist, die Gesamtwirkung auf übergeordneten Skalen zu berücksichtigen (vgl. u. a. Schröter-Schlaack, 2013; SRU, 2002).

2. Die gute fachliche Praxis der Landwirtschaft sowie eine ordnungsgemäße Forst- und Fischereiwirtschaft (nach dem BNatSchG und dem landwirtschaftlichen Fachrecht) setzen das Verursacherprinzip nur in einem Maße um, wie die Konkurrenzfähigkeit der Wirtschaftszweige nicht wesentlich eingeschränkt wird. Rechtsschranken für die Landnutzungen sollen betriebswirtschaftlich tragbar sein und sind nicht in erster Linie daran orientiert, die Ziele der Umweltgesetze, Nachhaltigkeits- oder Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung umzusetzen. Die vorhandenen Regelungen sind angesichts der großen Zahl der Betriebe in der Landwirtschaft, die zudem häufig diffuse Belastungen hervorrufen, nur schwer kontrollierbar. Es gibt allerdings nur geringe Bemühungen, z. B. über Gebietskulissen oder eine ergebnisorientierte Honorierung, die Mittel auf die Flächen mit dem höchsten Handlungsbedarf bzw. den besten Erfolgsaussichten zu lenken (siehe z. B. Albert et al., 2009).

3. Die Abwägungsspielräume für Zulassungsentscheidungen sind nur im Falle sehr hochrangiger Umweltbelange präzise eingeschränkt. Jenseits des europäischen Naturschutzrechts sind insbesondere umweltschutzrechtliche Zulassungsvoraussetzungen (Grenzwerte) sowie nach BNatSchG (ArtenschutzVO) geschützte Arten und Biotope weitgehend abwägungsfest.

4. Die Kontrolle der Umsetzung des Umweltrechts durch die Bürger ist in Deutschland im Vergleich zu dem, was nach der Aarhus-Konvention gefordert wird, noch eingeschränkt. Für Bürger »abstrakte« oder von ihrem täglichen Lebensraum entfernte Ziele wie die Verbesserung

der Gewässerqualität in einem Einzugsgebiet können nur wenige Aktivisten mobilisieren, während die direkt betroffenen Landnutzer sich aktiv beteiligen. In allgemeinen Umfragen (Umweltbarometer) wird zwar das Bürgerinteresse an einer hohen Umweltqualität und an der Biodiversität (Naturschutzbarometer) zum Ausdruck gebracht. In vorsorgende Umweltplanungen bringen sich die Bürger aber immer nur punktuell ein (Luz, 2000; von Haaren et al., 2005). Der ehrenamtliche Naturschutz spielt zwar eine wichtige Rolle (siehe SRU, 2007). Er konzentriert seine Aktivitäten jedoch häufig auf die gut kommunizierbaren Belange des Arten- und Biotopschutzes.

Chancen und Anknüpfungspunkte eines umsetzungsorientierten Ökosystemleistungskonzeptes in Deutschland

Die Anwendung des Ökosystemleistungskonzeptes im Rahmen des Naturkapital Deutschland-Vorhabens soll dazu beitragen, die Bedeutung von Biodiversität, Ökosystemen und ihren Leistungen deutlich zu machen und noch besser in Entscheidungen zu berücksichtigen. Möglich wird dies durch eine stärkere Betonung der Bedeutung von Biodiversität und Ökosystemleistungen für das (auch individuelle) menschliche Wohlbefinden sowie durch ein transparentes Aufzeigen der ökonomischen Kosten und Nutzen von Handlungsalternativen.

Eine Umsetzung des TEEB-Ansatzes in Deutschland muss dazu das bestehende, umfangreiche Instrumentarium des Natur- und Umweltschutzes und der räumlichen Planung aufgreifen. Der TEEB-Ansatz kann die Umsetzung des bestehenden Ordnungs- und Planungsrechts stärken, indem er zusätzliche Argumente in Form sozialwissenschaftlicher und ökonomischer Kosten- und Nutzenbewertungen bereitstellt und diese Informationen leicht verständlich und mit direktem Bezug auf das menschliche Wohlbefinden verschiedener Akteure aufbereitet. Damit kann der TEEB-Ansatz Impulse für eine verbesserte Inwertsetzung von Ökosystemleistungen sowie eine verstärkte Honorierung angepasster Landnutzungen liefern. Weitere Innovationen, die durch eine Anwendung des TEEB-Ansatzes für den deutschen Kontext des Umwelt- und Naturschutzes erwachsen könnten, sind:

- Die Verwendung des Ökosystemleistungskonzepts könnte sich für Partnerschaften mit Akteuren aus unterschiedlichen Wirtschaftssektoren, z. B. bei der Vermarktung von »Naturschutzprodukten«, als hilfreich erweisen, indem Naturschutz auch in einer für diese Akteure anschlussfähigen Sprache ausgedrückt wird.
- Die transparentere Erfassung und (auch ökonomische) Bewertung der Kosten und Nutzen von Handlungsoptionen im Hinblick auf die Bereitstellung von Ökosystemleistungen könnte Alternativenvergleiche, bspw. in Umweltprüfungen, anreichern.
- Die durch eine Anwendung des Ökosystemleistungskonzepts angestoßenen Versuche, bereitgestellte Leistungen auf unterschiedlichen Maßstabsebenen zu aggregieren, kann verbesserte raumübergreifende Betrachtungen und insbesondere Trendanalysen mit potenziell hoher politischer Strahlkraft ermöglichen. Bspw. wird aktuell in verschiedenen Projekten versucht, die Maßnahme 5 der EU-Biodiversitätsstrategie umzusetzen, die sich mit einer raumkonkreten Quantifizierung und Bewertung von Ökosystemleistungen auf nationaler Ebene befasst.
- In Zulassungsentscheidungen könnten die volkswirtschaftlichen Umweltkosten den einzelbetrieblich anfallenden Gewinnen gegenübergestellt werden. Ein Beispiel sind die durch Treibhausgasemissionen hervorgerufenen volkswirtschaftlich Schäden, die den betrieblichen Gewinnen durch den Grünlandumbruch gegenübergestellt werden können.
- Die Kommunikation von Umweltbelangen gegenüber den Bürgern könnte verbessert werden; durch das Ökosystemleistungskonzept wird systematisch auch die individuelle Perspektive eingenommen. Dadurch wird den Bürgern die direkte Betroffenheit durch Umweltveränderungen klarer und lokale Präferenzen bezüglich des Umwelt- und Naturschutzes können leichter erhoben werden.

Es ist von großer Bedeutung, dass neben den derzeit genutzten Leistungen der Natur für den Menschen auch diejenigen Leistungen der Natur dargestellt und in Entscheidungen integriert werden, die nicht aktuell und direkt genutzt werden. Solche Leistungen können von großem Wert sein und müssen für zukünftige Nutzungen oder künftige Generationen erhalten werden.

In Deutschland werden die relevanten Eigenschaften der Ökosysteme mit Blick auf die Schutzgüter verschiedener Gesetze erfasst und als Naturgüter, Landschaftsfunktionen oder Naturraumpotenziale bezeichnet (siehe z. B. UVPG, BNatSchG, ROG, auch Bastian et al., 2012; Grunewald und Bastian, 2013). Die Naturgüter und Landschaftsfunktionen sind dabei bereits im Hinblick auf menschliche Ansprüche definiert (z. B. Ansprüche an Trinkwasser, Erholung in der Landschaft, Erhaltung der Biodiversität). Ein Boden mit

bestimmten Eigenschaften wird also auf verschiedene Art und Weise interpretiert und bewertet, in allen Fällen stehen unterschiedliche menschliche Ansprüche dahinter. Ein degradierter Boden kann z. B. für den Arten- und Biotopschutz wertvoll sein, da er seltenen Pionierarten als Lebensraum dient. Die Produktionsfunktion wird aber auf dem gleichen Standort als gering beurteilt werden. Diese Darstellungen ermöglichen es daher auch jetzt schon, Zielkonflikte und Synergien zwischen den Schutzgütern des Umweltrechtes zu erkennen.

Die bisher im deutschen Naturschutz und in der Landschaftsplanung betrachteten **Landschaftsfunktionen** beschreiben nach gängiger Auffassung die derzeitige und potenzielle Leistungsfähigkeit der Landschaft zur nachhaltigen Erfüllung menschlicher Ansprüche an den Naturhaushalt und an das Landschaftserleben. Die Ansprüche umfassen sowohl die Erhaltung des Naturerbes (auch für künftige Generationen) als auch Bedürfnisse wie die Lebensqualität und den Wunsch nach Biodiversität (Albert et al., 2012; von Haaren, 2004). Die Landschaftsfunktionen stellen damit bereits das eigentliche »Dargebot« an Ökosystemleistungen dar, unabhängig davon, ob dieses direkt von Menschen in Anspruch genommen und genutzt wird. (Bastian et al., 2012; Grunewald und Bastian, 2010). Die Erhaltung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts ist ein Ziel, das in der Naturschutzgesetzgebung (§ 1 BNatSchG) als Ziel von Naturschutz und Landschaftspflege festgelegt wurde (Albert et al., 2012; von Haaren und Albert, 2011). Selbst wenn dieses Dargebot, z. B. eine schöne Landschaft, Gewässer mit Trink- oder Badegewässerqualität, derzeit genutzt wird, sind nicht die Grundwasserförderung und -bereitstellung oder das Schwimmen im Gewässer (also die Nutzung) die durch Natur und Landschaft bereitgestellten Ökosystemleistungen, sondern das Dargebot bzw. die Landschaftsfunktion.

Das **Konzept der Ökosystemleistungen** geht über den Ansatz der Landschaftsfunktionen insofern hinaus, als dass es neben den Gemeinwohlinteressen den Nutzen von Ökosystemen oder der Natur im Sinne einer Verbesserung des individuellen menschlichen Wohlergehens stärker in den Fokus rückt. Dadurch wird nicht nur – wie zumeist beim Konzept der Landschaftsfunktionen der Fall – die Leistungsfähigkeit der Ökosysteme (das »Dargebot« der Natur) betrachtet, sondern auch tatsächlich in Anspruch genommene oder nachgefragte Leistungen.

Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass für eine Inanspruchnahme von Ökosystemleistungen häufig (substanzielle) zusätzliche menschliche Aktivitäten notwendig sind (vgl. Burkhard et al., 2014; Spangenberg et al. 2014b; von Haaren et al, 2014). Die in Anspruch genommenen Naturgüter entstehen somit aus der Kombination von natürlichen, d. h. von den natürlichen Bestandteilen der Ökosysteme bereitgestellten Beiträgen (Ökosystemleistungen) und aktuellen anthropogenen Beiträgen. So ist die Erzeugung von Agrarprodukten das Resultat menschlichen Inputs (Maschinen, Saatgut, Dünger etc.) und Ökosystemleistungen, z. B. der Bodenfruchtbarkeit. Oftmals werden zur Abschätzung einer Ökosystemleistung allerdings verkürzt die Produkte als Indikatoren herangezogen (z. B. erzeugte Mengen Getreide). Um den eigentlichen Beitrag der Ökosystemleistungen zu ermitteln, dürfte nur der Beitrag der Ökosysteme zur Generierung dieser Produkte berücksichtigt werden. Allerdings ist die Berechnung dieser eigentlichen Naturleistungen als Anteil an den Erzeugnissen nicht immer einfach. Zudem müsste der menschliche Anteil aufgrund früherer menschlicher Überformungen der Landschaft auf die aktuellen Aktivitäten und Inputs beschränkt werden. Eine Differenzierung und parallele Bewertung des Dargebots und der derzeit genutzten Leistungen (einschließlich des Anteils der Natur) stellt demgegenüber einen in der Praxis immer gangbaren Weg dar. Er verhindert zudem, dass die Bereitstellung der Leistungen durch die Natur in der Abwägungsentscheidung als bloßes Potenzial abgetan wird, das nicht berücksichtigt werden muss. Auch die Bereitstellung eines guten Mittagessens für 10 Personen durch eine Köchin würde als deren Leistung anerkannt, auch wenn anschließend nur 5 (mit unklarem Ergebnis für ihr Wohlbefinden) zum Essen kommen.

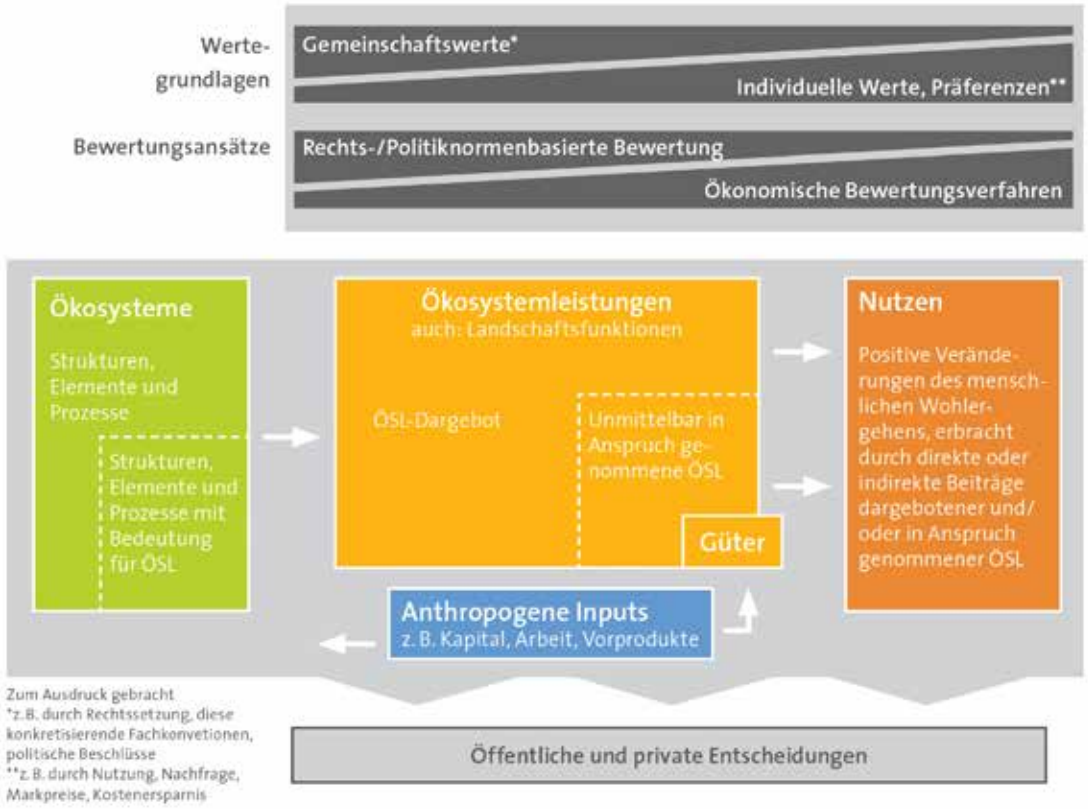
2.2.3 Einbettung des Ökosystemleistungskonzepts in den deutschen Umsetzungskontext

Den Bedenken und Ansprüchen gegenüber dem Ökosystemleistungskonzept kann am besten durch eine differenzierte Struktur und das Aufgreifen der in Deutschland gebräuchlichen Kategorien Rechnung getragen werden. So werden die Werte-Grundlagen verschiedener Bewertungstypen differenziert (so auch in UK NEA, 2011) und die Ökosystemleistungen in dargebotene und unmittelbar in Anspruch genommene Leistungen unterteilt, deren Bewertung getrennt in Entscheidungen eingespeist werden sollte (siehe Abbildung 2.5). Damit wird eine Vielzahl von bilanzierenden Darstellungen und Gegenüberstellungen ermöglicht, die Politik und Praxis bei ihren Entscheidungen unterstützen können. Gleichzeitig wird – auch im Sinne von TEEB – verhindert, dass nicht genutzte oder nicht auf Märkten abbildbare Ökosystemleistungen bei Entscheidungen in den Hintergrund gedrängt werden und nicht berücksichtigt werden. Das

angepasste Konzept ist problemlos auf die »Ökosystemleistungskaskade« in ihrer Ausgangsform von Haines-Young und Potschin (2010) rückführbar.

Abbildung 2.5 veranschaulicht diese Schnittstellenfunktion des Ökosystemleistungskonzeptes zwischen natürlicher und gesellschaftlicher Sphäre. Auf der linken Seite finden sich die Ökosysteme, die auch unabhängig von einer Rückwirkung auf das menschliche Wohlbefinden funktionieren (von Haaren und Albert, 2011). Die Ökosysteme können bezüglich ihrer Bestandteile, Strukturen und Prozesse beschrieben werden. Eine Teilmenge davon sind für Ökosystemleistungen relevant (Albert et al., 2012; de Groot et al., 2002; Haines-Young und Potschin, 2010; von Haaren und Albert, 2011).

ABBILDUNG 2.5 ▸ Die umsetzungsorientierte Interpretation des Ökosystemleistungskonzeptes. (Quelle: von Haaren et al., 2014, verändert; auf Basis von Haines-Young und Potschin, 2010; Potschin und Haines-Young, 2011; UK NEA, 2011)



Ökosystemleistungen (ÖSL): direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen, das heißt Leistungen und Güter, die dem Menschen einen direkten oder indirekten wirtschaftlichen, materiellen, gesundheitlichen oder psychischen Nutzen bringen (Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2012). Die ÖSL sind abhängig von bestimmten, oftmals bereits menschlich überprägten Ökosystemeigenschaften.

ÖSL-Dargebot: Die Gesamtheit der potenziellen Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Nutzen/Wohlergehen, unabhängig davon, ob diese Beiträge tatsächlich genutzt werden. Der Nutzen kann also in der Zukunft liegen oder unsicher sein (Optionswert), oder er besteht darin, dass dem Dargebot ein »Eigenwert« zugesprochen wird. Dem ÖSL-Dargebot kann also bereits aufgrund von nicht-nutzungsabhängigen Werten, wie Existenzwerten und Vermächtniswerten, oder von Optionswerten eine Bedeutung zugewiesen werden. Fachliche Bewertungsgrundlagen für das ÖSL-Dargebot werden vor allem im Umweltrecht

durch politische Setzungen wie Ziele oder Orientierungsstandards bereitgestellt. Beispiele für das ÖSL-Dargebot sind: Bodenfruchtbarkeit, Grundwasserdargebot, Abflussretention in einer Aue oder Landschaftsbild, insofern potenziell Beiträge zum menschlichen Nutzen/Wohlergehen geleistet werden können.
Unmittelbar in Anspruch genommene ÖSL: ÖSL, die nicht nur dargeboten (siehe Dargebot), sondern auch tatsächlich genutzt oder genossen werden.
Anthropogene Inputs: Der menschliche Einfluss auf das Ökosystem, der gebraucht wird, um ein ÖSL-Dargebot in eine genutzte ÖSL, die vom Menschen konsumiert werden kann, zu transformieren (siehe UK NEA, 2011, 2014). Beispiele sind der Einsatz von Energie, Stoffen und Arbeitskraft in der Agrarproduktion oder Infrastruktur für die Trinkwasserförderung oder die Erholungsnutzung.
Ökosysteme: bestehen aus Bestandteilen der Bio- und Geosphäre. Sie sind durch Strukturen und Prozesse (Stoff- und Energieflüsse) in und zwischen diesen Bestandteilen charakterisiert und oft durch menschliche Einflüsse überformt. Die Abgrenzung eines Ökosystems richtet sich nach der Untersuchungsfrage. Ökosysteme sind offene Systeme und haben keine absoluten Grenzen (Golley, 1993; Jax, 2010; Tansley, 1935). Ökosystemeigenschaften können durch analytische Methoden erfasst und verstanden werden, ohne normative Implikationen zu berücksichtigen, wie eine derzeitige oder zukünftige Nutzbarkeit oder die Auswirkungen auf Wohlstand oder Wohlbefinden der Menschen. Eine Teilmenge aller Ökosystemeigenschaften ist für ÖSL relevant. Ökosystemfunktionen, die in der ÖSL-Kaskade zwischen den Ökosystemen und den ÖSL liegen, werden in diesem Konzept nicht abgetrennt. Der Begriff »Funktionen« wird vermieden, da er im Sprachgebrauch der deutschen Umweltgesetze (BNatSchG, BBodSchG u. a.) und der Biologie/Ökologie unterschiedlich interpretiert wird (siehe Bastian et al. 2012; Grunewald und Bastian, 2010; Jax, 2010, 2000).
Nutzen: Positive Veränderungen des menschlichen Wohlergehens (»well-being« in UK NEA, 2011), die durch Beiträge von ÖSL hervorgerufen werden. Beispiele sind Sicherheit, Gesundheit, gute Ernährung, Erholung, Inspiration.

Während die Ökosysteme aus dem Blickwinkel der Ökologie deskriptiv untersucht und beschrieben werden, werden bei der Bewertung der Ökosystemleistungen unterschiedliche Wertsysteme zu Grunde gelegt. Schwerpunktmäßig eignen sich dabei die Wertegrundlagen der deutschen Umweltgesetzgebung eher für die Identifikation und Bewertung des Dargebotes. Für die von Menschen unmittelbar in Anspruch genommenen Ökosystemleistungen sind verstärkt auch ökonomische Bewertungen, die auf individuellen Präferenzen beruhen, geeignet. Die transparente Rückführung der Ökosystemleistungen auf bestimmte Wertgrundlagen (siehe Werte der deutschen Umweltgesetzgebung, des Total Economic Value in Abschnitt 2.4.1; Pascual et al., 2010; UK NEA, 2011) ist notwendig, um in Beteiligungs- und Entscheidungsprozessen klarzustellen, ob unter rechtlicher, ethischer, sozialer oder ökonomischer Perspektive bewertet wurde.

Die Unterteilung in dargebotene und unmittelbar in Anspruch genommene und nachgefragte Ökosystemleistungen hat den Vorteil, dass alle in TEEB genannten Ökosystemleistungen und die Schutzgüter des BNatSchG, WHG etc. auch unter dem Ökosystemleistungsbegriff zusammengefasst werden können (vgl. auch EPPS-Ansatz bei Grunewald und Bastian, 2010; Bastian et al., 2012). Durch die Unterscheidungen wird das Konzept anschlussfähig an derzeitige Bewertungen und Planungen im Naturschutz, an die WRRL und an andere Regelungen, und es unterstützt eine transparente Gegenüberstellung von durch Märkte oder Nutzungen (teilweise) in Wert gesetzten Leistungen und solchen, bei denen das nicht der Fall ist. Durch den Vergleich von dargebotenen und unmittelbar in Anspruch genommenen Ökosystemleistungen können zudem Handlungskonsequenzen abgeleitet werden, z. B. wenn eine Übernutzung der Landschaft durch aktuelle Erholungsnutzung oder ein mangelndes Dargebot für eine starke aktuelle Nutzung konstatiert wird. Besonders wichtig erscheint uns das – gegenüber dem derzeitigen Planungssystem – erweiterte Potenzial, die Bedeutung der Naturgrundlagen für das menschliche Wohlergehen umfassender zu kommunizieren (vgl. ähnliche Überlegungen von Mannsfeld und Haase: Mannsfeld, 1983; Haase, 1978; Bastian und Haase, 1992; auch: Marks et al. 1989; Neef, 1966). Dieses wird durch die Darstellung der tatsächlichen Betroffenheit der Individuen und damit durch die separate Darstellung der unmittelbar in Anspruch genommenen Ökosystemleistungen in Planungen oder Bilanzen erheblich konkreter und greifbarer, als wenn das Dargebot in abstrakten Schutzgütern (z. B. Schutz der Retentionsfunktion bestimmter Böden) in Planungen oder Bilanzen ausgedrückt wird.

Die in den gängigen Ökosystemleistungsklassifizierungen aufgeführten Kategorien können zwanglos und vollständig dem Ökosystemleistungsdargebot und den in Anspruch genommenen Ökosystemleistungen zugeordnet werden (siehe Tabelle 2.2).

TABELLE 2.2 ▸ Beispiele für dargebotene und genutzte Ökosystemleistungen, dazu notwendige anthropogene Inputs und Nutzen.
(basierend auf CICES: Haines-Young und Potschin, 2013; Ring et al., 2015; verändert)

Beispiele für dargebotene Ökosystemleistungen	Beispiele für unmittelbar in Anspruch genommene Ökosystemleistungen		Nutzen
Auch Landschaftsfunktionen, Naturraumpotenziale	Produkte aus Beiträgen der Ökosysteme und menschlichen Inputs	Dazu notwendiger menschlicher Input	
Beispiele für Versorgungsleistungen			
Natürliche Bodenfruchtbarkeit	Nahrungsmittel: als Gut nur ein Indikator für den Beitrag, den die Bodenfruchtbarkeit zu ihrer Erzeugung leistet; diese Ökosystemleistung könnte als Grundrente ausgedrückt werden	Düngemittel, Maschineneinsatz etc.	Ernährung, Gesundheit
Natürliches Energieerzeugungspotenzial aufgrund von Boden, Geländemorphologie sowie Einstrahlung, Wind	Bioenergie	Düngemittel, Maschineneinsatz etc. Solar-, Windenergieanlagen	Wärme, Produktion ...
Grundwasserdargebot (Qualität und Quantität)	Trinkwasser	Förderung, Aufbereitung, Distribution etc.	Ernährung, Gesundheit
Beispiele für Regulierungsleistungen			
Oberflächenwasserdargebot (einschließlich natürliche Selbstreinigungsfähigkeit von Böden & Flüssen (Abbau von Nähr- und Schadstoffen, z. B. aus Einträgen von Abwasser, Landnutzung)	Oberflächengewässer mit guter Wasserqualität, die für verschiedene Funktionen (Schwimmen, Trinkwasser, Fischerei) geeignet sind und genutzt werden (siehe Erholungs-, Wasserdargebot, Versorgungsfunktionen/Leistungen)	Förderung durch Gestaltung der Gewässermorphologie, -vegetation	Beitrag zu Erholung (Schwimmen), Ernährung (über Trinkwasser bzw. Fischfang)
THG-Speicherung und Festlegung in Böden und Vegetation	(identisch mit dargebotener Leistung)		Milderung von Klimawandel bedingten Risiken
Bestäubung	Beitrag der Bestäubung zum Ertrag (Beitrag zur Versorgungsleistung Nahrungsmittelproduktion)	Erhaltung der Lebensgrundlagen natürlicher Bestäuber	Einkommensvorteile für die Landwirtschaft, Produkte aus Imkerei
Verminderung von Schaderregern	Biologische Schädlingsbekämpfung	Artgerechte Bepflanzung, Angebot von Nist- und Ernährungsmöglichkeiten, Verzicht auf Insektizide	Einkommensvorteile für Landwirtschaft
Wasserretention: Retention durch überflutete Auenflächen; Flächenretention durch Minderung des Oberflächenabflusses durch Vegetation. Kappung der Höhe der Hochwasserwelle in Fließgewässern	Häufigkeit und Ausmaß der Überflutungen ist auch von der Retentionsleistung der Landschaft abhängig	Nutzung von Flächen, die ohne die Retentionsleistung der Landschaft überflutet würden, z. B. für Siedlung, Landwirtschaft Möglichkeiten zur Verbesserung der Ökosystemleistung durch: Erweiterung von Überflutungsflächen (Auenrenaturierung) Vermeidung von Oberflächenabfluss durch Entsiegelung, Vegetationsanpassung, Bodenbearbeitung	Sicherheit (weniger Flutopfer), vermiedene ökonomische Schäden (Gebäude, Ernte ...)
Beispiele für kulturelle Leistungen			
Natur- und Kulturlandschaften mit hoher Qualität des Landschaftsbildes (Vielfalt, Eigenart, Schönheit, Naturnähe)	Landschaften mit Erholungsnutzung	Wege, Aussichtsplattformen, Beschilderung etc. Aufwendungen für Zugang	Stärkung des allgemeinen Wohlbefindens (Gesundheit ...)
Spezifische Landschaftserscheinungen, -elemente, die Freizeit- und Erholungsaktivitäten ermöglichen (Aussichtspunkte, Gewässer, Felswände, Höhlen, ...)	Gebiete mit spezifischen Landschaftsausstattungen, die für landschaftsbezogene Freizeitaktivitäten mit zusätzlichen Anforderungen an die Ökosystemausstattung genutzt werden	Freizeitaktivität mit technischer Ausrüstung: Klettern, Radfahren, Joggen, Inline-Skating, Segelfliegen etc. Aufwendungen für Zugang	Stärkung des allgemeinen Wohlbefindens, Gesundheit, Inspiration, Spiritualität ... Bildung (Naturbeobachtung ...)
Großräumige, unzerschnittene Landschaften	Beiträge zur Bildung, Spiritualität	Infrastruktur; Aufwendungen für Zugang	Steigerung des Wohlbefindens

Mit einer Einpassung des Ökosystemleistungskonzeptes in die in Deutschland etablierten Ansätze und Instrumente zur Sicherung gesetzlich definierter Schutzgüter können die Chancen des Ökosystemleistungskonzeptes genutzt werden. Informationen aus verschiedenen Quellen, d. h. naturschutzfachliche Bewertungen, Indikatoren zur qualitativen oder quantitativen Einschätzung von Ökosystemleistungen genauso wie monetäre Bewertungsergebnisse können in Entscheidungen eingehen und diese auf unterschiedliche Weise unterstützen.

Die im konkretisierten Ökosystemleistungskonzept mögliche Differenzierung zwischen dargebotenen und direkt in Anspruch genommenen Ökosystemleistungen kann zudem die Zusammenstellung eines geeigneten Instrumentenmixes für die Umsetzung von Maßnahmen zum Schutz, zur Entwicklung und zur Wiederherstellung durch relevante Akteure unterstützen.

2.3 ANSÄTZE UND METHODEN ZUR ERFASSUNG UND BEWERTUNG VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IN DEUTSCHLAND

2.3.1 Methoden zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen

Sowohl international als auch in Deutschland wird derzeit eine Vielzahl an Methoden und Modellen entwickelt, um das Angebot an Ökosystemleistungen zu erfassen und zu bewerten (Ash et al., 2010; Burkhard et al., 2013; Crossman et al., 2013b; Grunewald und Bastian, 2013). Die Methoden lassen sich auf einem breiten Spektrum zwischen stark vereinfachten bis hin zu hochkomplexen Ansätzen einordnen (Crossman et al., 2013a). In Deutschland ist die Erfassung des Ökosystemleistungsdargebotes in der Landschaftsplanung sowie der WRRL-Bewirtschaftungsplanung recht weit fortgeschritten – allerdings auf einem methodisch relativ einfachen Niveau. Komplexe Modellierungen finden nur selten Anwendung.

Auf der EU-Ebene liegen Empfehlungen zur räumlichen Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen im Rahmen der Umsetzung der Maßnahme 5 der EU Biodiversitätsstrategie »Räumliche Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen« vor (EC, 2011; Maes et al. 2013, 2014; Science for Environmental Policy, 2015). Darin wird vorgeschlagen, zuerst die Ökosysteme selbst räumlich zu erfassen. Darauf aufbauend sei der Zustand der Ökosysteme zu analysieren, der sich durch die physischen, chemischen und biologischen Eigenschaften eines Ökosystems auszeichnet. Die eigentliche Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen könne dann in unterschiedlichen Komplexitätsstufen erfolgen, von expertenbasierten Abschätzungen des Angebots an Ökosystemleistungen je Landnutzungstyp (sog. Tier 1-Ansatz) über eine Hoch- bzw. Runterskalierung detaillierterer Datensätze (sog. Tier 2-Ansatz) bis hin zur Verwendung von Prozessmodellen, die verschiedene Eingangsparameter berücksichtigen. Komplexere Modelle versprechen, die realen Bedingungen besser abzubilden, die Bereitstellung von Ökosystemleistungen auch quantitativ zu bestimmen sowie die Auswirkungen von menschlicher Nutzung abschätzen zu können. Ein viel verwendetes Werkzeug für solche prozessbasierten Ansätze zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen besteht in der Programmgruppe InVEST (http://www.naturalcapitalproject.org/InVEST.html; Nelson et al., 2009) Bei der Interpretation von quantitativen Aussagen aus solchen Prozessmodellen sind jedoch auch die inhärenten Unsicherheiten zu berücksichtigen, die ggf. größer sein könnten als bei qualitativen oder kardinalskalierten Ergebnissen. Darüber hinaus ist zu prüfen, inwieweit die Methoden trennscharf sind einschließlich ihrer Fehlerfortpflanzungsrechnung, und wie viel Genauigkeit die zu treffende Entscheidung erfordert.

Auf der lokalen und regionalen Ebene sind expertenbasierte Abschätzungen des Dargebots von Ökosystemleistungen allein in Abhängigkeit von der Landnutzung zumeist nicht ausreichend. Stattdessen werden detailliertere Aussagen benötigt, die lokale Standorteigenschaften besser berücksichtigen. Zudem liegen bspw. mit der Landschaftsplanung eine Vielzahl an Methoden vor, die auf der Basis von empirischen Erkenntnissen und mithilfe von praktikablen Entscheidungsregeln robuste Abschätzungen von Landschaftsfunktionen bzw. Ökosystemleistungen und ihrer Werte erlauben (bspw. Bastian und Schreiber, 1994; Jessel und Tobias 2002; für einen Vergleich der Konzepte, siehe Albert et al., 2012; von Haaren, 2004).

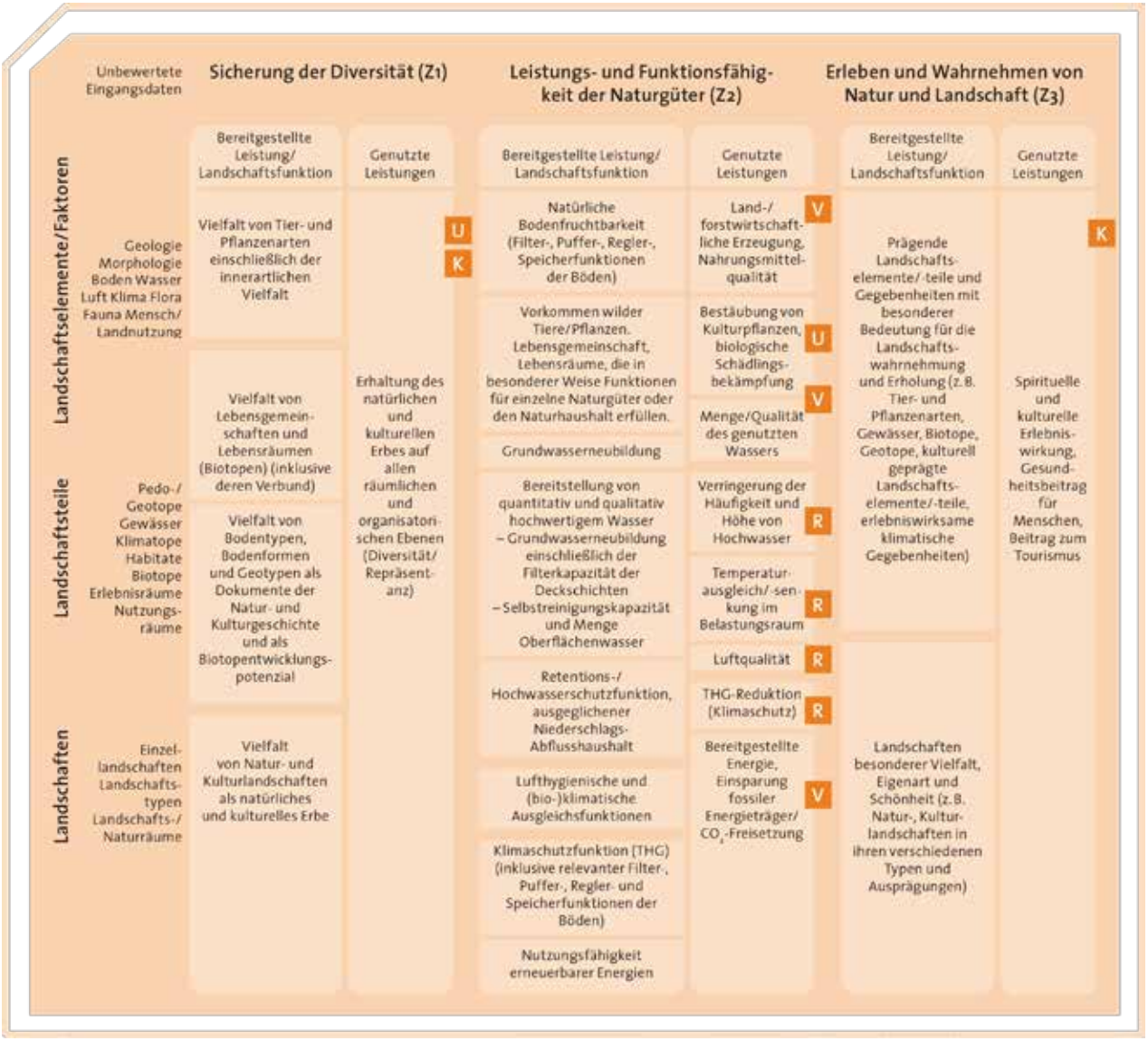
2.3.2 Methoden zur Erfassung und Bewertung von Landschaftsfunktionen

Für eine Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen in Deutschland ist es also sinnvoll, auf bestehende Verfahren zurückzugreifen und diese zu nutzen. So liegen bereits umfangreiche Erfahrungen mit der Erfassung von Landschaftsfunktionen vor. Nachfolgend wird beispielhaft die Erfassung und Bewertung von Natur und Landschaft im Rahmen der Landschaftsplanung aufgezeigt, basierend auf Arbeiten von Bastian und Schreiber (1994), Jessel und Tobias (2002), von Haaren und Galler (2012) und von Haaren (2004) sowie weiterführenden Überlegungen.

Aufgabe der Landschaftsplanung ist es, die für den Planungsraum konkretisierten Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege (u. a. aus § 1 des BNatSchG) darzustellen, zu begründen und Erfordernisse und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung aufzuzeigen. Eine wichtige Voraussetzung zur Erfüllung dieser Aufgabe besteht darin, den aktuellen Zustand von Natur und Landschaft sowie prognostizierte Veränderungen zu erfassen und zu bewerten.

Gegenstand von Erfassung und Bewertung in der Landschaftsplanung sind Werte und Funktionen der Landschaft oder einzelne Naturgüter, die für die Erfüllung der in § 1 des Bundesnaturschutzgesetzes verankerten Zieldimensionen grundlegend sind (vgl. Abbildung 2.6). Die Naturgüter Boden, Wasser, Klima und Luft, Pflanzen und Tiere sowie die Landschaften werden insoweit erfasst und bewertet, wie sie zur Zielerreichung relevant sind. So kommen bspw. Pflanzen und Tieren Werte und Funktionen zu, die sich sowohl auf

ABBILDUNG 2.6 ▸ Werte und Funktionen, die in der Landschaftsplanung berücksichtigt werden, sowie zugrunde liegende Zielbereiche unter Verwendung der Zielstrukturierung nach Mengel (2011). Den Werten und Funktionen können Ökosystemleistungen aus den Gruppen der Versorgungsleistungen (V), Regulationsleistungen (R), Kulturellen Leistungen (K) und Unterstützenden Leistungen (U) zugeordnet werden. (Quelle: BfN, 2012b, verändert)



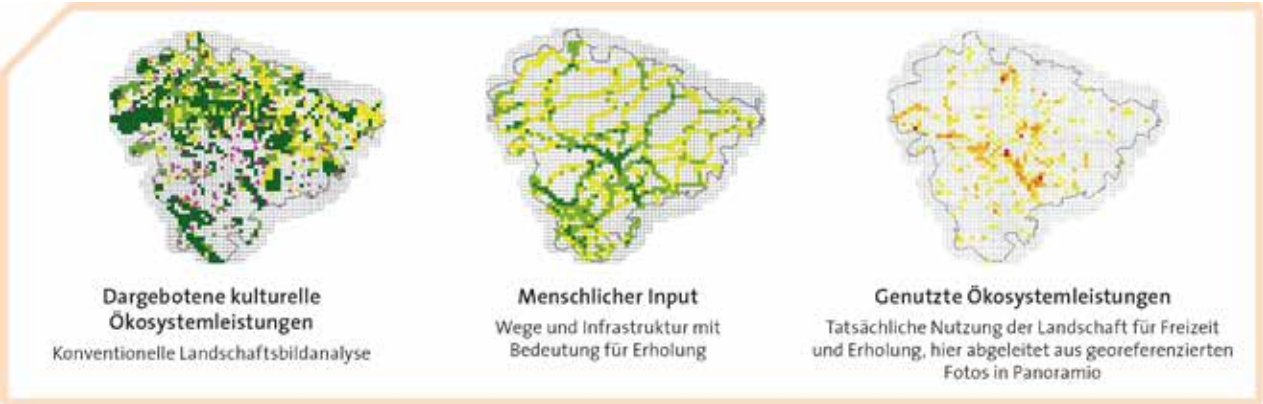
die Diversitätssicherung (Z1) als auch auf die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts (Z2) beziehen, z. B. in Form von Bestäubungsleistungen von Wildbienen, die Retentionsleistung einer Landschaft oder das Erleben und Wahrnehmen und die Erholung in der Landschaft (Z3).

Die Erfassung und Bewertung von Landschaftsfunktionen dient als Basis zur Entwicklung eines Zielkonzepts, in dem die Naturschutzziele konkretisiert und ggf. durch räumliche Schwerpunktsetzungen raumbezogen abgestimmt werden. Darüber hinaus werden die zur Erreichung der Ziele notwendigen Erfordernisse und Maßnahmen dargestellt. Dazu zählen sowohl Maßnahmen, die von der Naturschutzverwaltung umzusetzen sind, als auch Anforderungen an andere Fachplanungen und Landnutzungen.

Die Methoden zur Erfassung und Bewertung der Landschaftsfunktionen sind an die Zielsetzungen und die für die Planungsräume vorliegenden Datengrundlagen angepasst. Die verfügbaren Daten und Informationen zu Böden, Geologie, Gewässern, Luft und Klima sowie zur Pflanzen- und Tierwelt werden – sofern erforderlich – durch zusätzliche Erhebungen ergänzt und aktualisiert. Eine zentrale Datengrundlage stellt dabei die flächendeckende Kartierung der Biotoptypen dar (siehe Abbildung 2.7). Die Biotoptypen werden nach einem i. d. R. landesweit vorliegenden Bewertungsschlüssel (zumeist mittels einer 5-stufigen ordinalen Bewertungsskala) bewertet, der ihre Bedeutung für die Sicherung der Biodiversität anhand von Kriterien wie Naturnähe, Gefährdung, Seltenheit, Bedeutung als Lebensraum für Tiere und Pflanzen (NLÖ, 2001) widerspiegelt.

Der vorhandene und zu erwartende Zustand von Natur und Landschaft wird nach Maßgabe der für den Planungsraum relevanten Naturschutzziele einschließlich sich ergebender Konflikte bewertet. Neben den rechtlich verankerten Zielen werden dazu geeignete fachliche Ziele und Standards sowie auch die Ziele der Landschaftsplanung auf übergeordneten Ebenen als Bewertungsmaßgaben herangezogen. Bewertet wird die Bedeutung (funktional) abgrenzbarer Teilräume in Hinblick auf die relevanten Werte und Funktionen. Darüber hinaus werden flächenbezogene Aussagen zur Empfindlichkeit abgegrenzter Landschafts(teil)räume gegenüber Belastungen sowie die Wiederherstellbarkeit der Leistungs- und Funktionsfähigkeit in beeinträchtigten Räumen gemacht. Mithilfe der umweltmedienübergreifenden flächendeckenden Betrachtung können auch Wirkungszusammenhänge und Wechselwirkungen innerhalb des Ökosystems berücksichtigt werden. Ein Beispiel für eine nicht ökonomische Erfassung und Bewertung von dargebotenen und genutzten kulturellen Ökosystemleistungen sowie dem zugehörigen anthropogenen Input ist in Abbildung 2.7 dargestellt. Bei den dargebotenen kulturellen Ökosystemleistungen handelt es sich um die Ergebnisse einer konventionellen Landschaftsbildanalyse. Der in der mittleren Karte dargestellte anthropogene Input umfasst die räumliche Darstellung relevanter Infrastrukturen mit Bedeutung für die landschaftsbezogene Erholung, also bspw. Wege, Informationstafeln und Aussichtstürme. In der rechten Karte ist dann die tatsächliche Nutzung der Landschaft dargestellt, wobei diese aus der Anzahl an georeferenzierten Fotos in der Online-Datenbank Panoramio abgeleitet wurde und für eine weitere Verwendung in der Planung zusätzlich aufbereitet unter Hinzunahme weiterer Datengrundlagen verfeinert werden müsste.

ABBILDUNG 2.7 ▸ Vergleich von dargebotenen kulturellen Ökosystemleistungen, menschlichem Input und genutzten kulturellen Ökosystemleistungen. Die Darstellung der dargebotenen kulturellen Ökosystemleistungen entspricht weitgehend der bisherigen Erfassung und Bewertung des Landschaftsbildes in der Landschaftsplanung. (Quelle: von Haaren et al., 2016)



2.3.3 Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen Analysen von Landschaftsfunktionen und Ökosystemleistungen

Gemeinsamkeiten zwischen den Konzepten der Ökosystemleistungen und der Landschaftsfunktionen bestehen hinsichtlich des ähnlichen konzeptionellen Hintergrunds, der Ziele sowie der großen Überschneidungen bei den berücksichtigten Ökosystemleistungen bzw. Funktionen von Natur und Landschaft.

Die in der Landschaftsplanung raumkonkret erfassten und bewerteten Landschaftsfunktionen liefern eine wichtige Grundlage, um das Nutzungspotenzial sowie den ökonomischen Wert von Ökosystemleistungen zu ermitteln. Die Bedeutung einer Fläche für die Bereitstellung verschiedener Leistungen kann raumkonkret dargestellt und unter Vorsorgegesichtspunkten berücksichtigt werden. Ein wichtiger Bestandteil vieler Anwendungen des Ökosystemleistungskonzepts sind darüber hinaus Bilanzierungen und ökonomische wie nicht-monetäre Bewertungen, die sich bei angemessenem Einsatz in der politischen Diskussion als wirksam erweisen könnten. In dieser Hinsicht besteht eine Herausforderung für die Landschaftsplanung darin, ihr methodisches Spektrum zu erweitern und in höherem Maße auch Umweltleistungen zu bilanzieren und für eine ökonomische Bewertung vorzubereiten. In der Eingriffsregelung ist dies in Ansätzen bereits Praxis. Angewendet werden könnten solche Ergebnisse in Umweltbilanzen für Gemeinden und Regionen bis hin zur nationalen Ebene.

Voraussetzung für die Erfassung und Bewertung von Veränderungen im Dargebot verschiedener Ökosystemleistungen auf höheren Bilanzierungsebenen (Land, Bund) ist eine Standardisierung der durch die Landschaftsplanung bereitgestellten Daten bzw. die Nutzung von bundesweit einheitlichen Datensätzen. Auch beim Vergleich von Vorhabenalternativen oder bei der Beurteilung der Effizienz von Fördermaßnahmen können Quantifizierungen des Dargebots von Ökosystemleistungen neue Perspektiven eröffnen.

Die neuen Perspektiven zur Einbeziehung des Ökosystemleistungskonzeptes benötigen allerdings z. T. eine anspruchsvolle Daten- und Wissensgrundlage. Für die Quantifizierung von Stoffflüssen ist z. B. genaueres Wissen über den Anteil und das Zusammenwirken unterschiedlicher Belastungsfaktoren erforderlich. Die gleiche Nutzungsänderung verursacht auf unterschiedlichen Standorten verschieden starke Wirkungen. Grünlandumbruch auf Niedermoorböden erzeugt höhere THG-Emissionen als auf Mineralböden. Für eine Quantifizierung müsste auf Bodendaten in Kombination mit Feldblockdaten zur landwirtschaftlichen Nutzung zurückgegriffen werden. Letztere sind jedoch zumeist nicht öffentlich verfügbar. Für viele direkt in Anspruch genommene genutzte Ökosystemleistungen liegen bisher zudem keine Informationsgrundlagen über die tatsächliche Nutzung vor Ort vor (z. B. die Frequentierung und Wertschätzung unterschiedlicher Teile von Naherholungslandschaften). Diese Daten sollten in Zukunft vor Ort systematischer bei Planungsverfahren erhoben werden. Für Bilanzierungen und Vergleiche von Veränderungen verschiedener Ökosystemleistungen müssten diese überdies auf einer gleichen Messskala ausgedrückt werden, z. B. in monetären Wertveränderungen oder vergleichbaren Wertskalen. Vergleiche der gleichen Leistungstypen müssten auf standardisierte Bewertungsroutinen zurückgreifen können. Gerade für bundesweite Bilanzierungen erweist sich bei vielen Umweltdaten aber das Fehlen von ausreichend standardisierten, bundesweit in gleicher Form verfügbaren Daten und Wertskalen als hinderlich (z. B. für die Biotopbewertung).

2.4 POTENZIALE UND GRENZEN EINER ÖKONOMISCHEN BEWERTUNG VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

Die Erfassung des ökonomischen Werts von Veränderungen von Ökosystemleistungen beruht auf dem Konzept des ökonomischen Gesamtwerts (Total Economic Value – TEV). Dieses Konzept verdeutlicht, dass der ökonomische Ansatz über einseitige Finanzanalysen von Entscheidungen hinausgeht und eine Bandbreite von Nutzenstiftungen für die Bevölkerung oder Stakeholdergruppen berücksichtigt, die nicht direkt in Geldwerten zur Verfügung stehen. Trotz der breiten Betrachtungsweise des ökonomischen Gesamtwertes konzentrieren sich Entscheidungen in der Praxis vorrangig auf materielle Nutzen und Kosten. Diese Einschränkung hängt u. a. mit dem Aufwand zusammen, der für die Erfassung und Bewertung von Nutzen und Kosten, die nicht über Märkte messbar sind, nötig ist. Für die Erfassung des Gesamtwertes müssen verschiedene, z. T. komplexe und aufwändige Bewertungsmethoden angewendet werden (siehe Abschnitt 2.4.2). Der ökonomische Gesamtwert ist ein wichtiger Denkansatz, um die Auswirkungen von Entscheidungen, die das Angebot von Ökosystemleistungen ändern, in aller Vielfalt zu erfassen (Bateman et al., 2011a; TEEB, 2010b).

In diesem Kapitel wird zunächst das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes vorgestellt (Abschnitt 2.4.1). Anschließend werden sowohl ökonomische als auch politikwissenschaftliche – nicht auf monetären Werten beruhende – Bewertungsmethoden zur Bewertung von

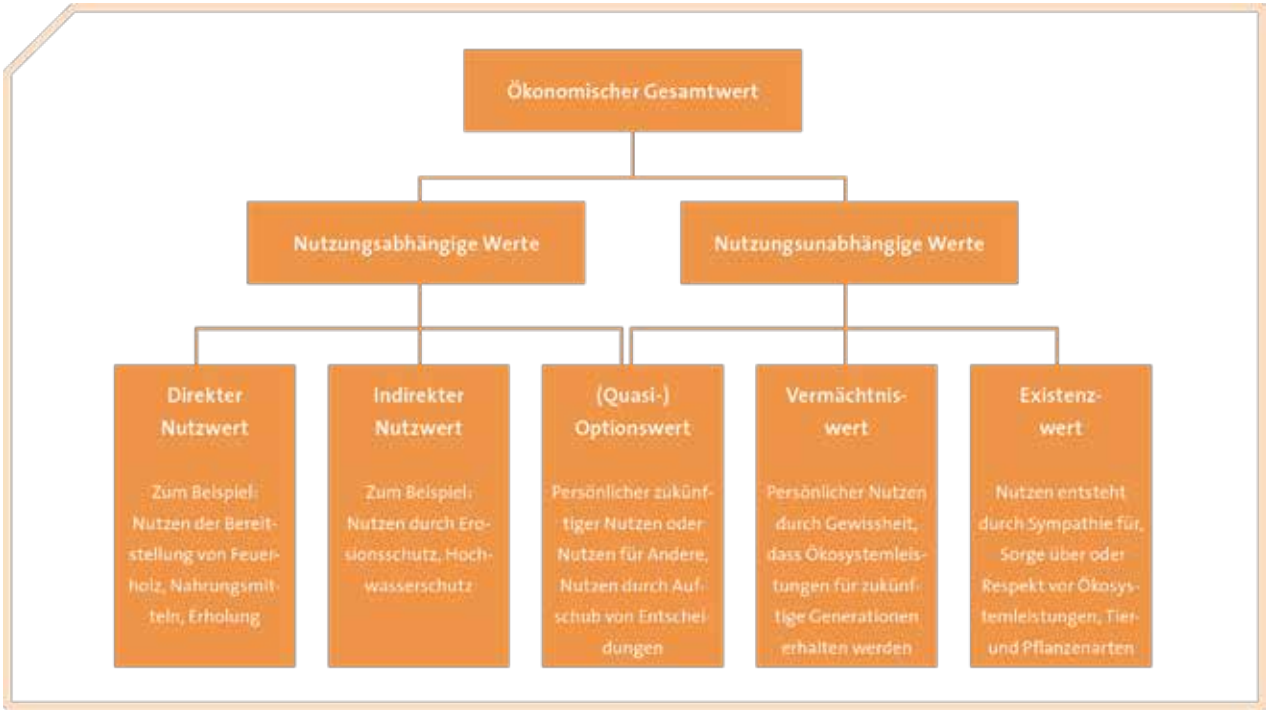
Wohlfahrtsveränderungen durch Veränderungen von Ökosystemleistungen dargestellt (Abschnitt 2.4.2). Abschließend wird auf die Herausforderungen der ökonomischen Bewertung eingegangen (Abschnitt 2.4.3). Ein kurzes Fazit schließt dieses Kapitel ab (Abschnitt 2.4.4).

2.4.1 Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes

Ländliche Räume und die in ihnen bereitgestellten Ökosystemleistungen haben für viele verschiedene Akteure einen Wert. Alle diese Wertschätzungen bilden den ökonomischen Gesamtwert dieser Ökosystemleistungen. Dabei werden nicht nur die direkten materiellen Leistungen – bspw. marktfähige Produktionsgüter wie Holz – gezählt, sondern auch indirekte Leistungen (z. B. Hochwasserschutz durch Wälder, Erosionsschutz durch Hecken) sowie immaterielle Leistungen wie Beiträge zur Landschaftsästhetik, Bereitstellung von Habitaten oder der Erholungswert. Manche dieser Werte können sogar nutzungsunabhängig entstehen. Der ökonomische Gesamtwert von Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen setzt sich demgemäß zusammen aus (a) nutzungsabhängigen Werten (use values) und (b) nutzungs-unabhängigen Werten (non-use values) (Pascual et al., 2010). Die verschiedenen Wertekategorien werden in Abbildung 2.8 dargestellt.

Nutzungsabhängige Werte entstehen durch alle direkten und indirekten physischen Nutzungen von Ökosystemleistungen. **Direkte Nutzwerte** ergeben sich aus dem Konsum der materiellen Güter, die durch die Ökosysteme bereitgestellt werden. Dies sind einerseits die Erträge der Land-, Forst-, Fischerei- und Energiewirtschaft (sog. Versorgungsleistungen), andererseits aber auch Nutzen, die durch die Nutzung des ländlichen Raumes für Erholung oder auch einfach nur durch den Genuss des Anblicks einer schönen Landschaft (kulturelle Leistungen) entstehen. **Indirekte Nutzwerte** ergeben sich aus indirekt genutzten Ökosystemleistungen, die in ländlichen Räumen entstehen. Hierunter fallen insbesondere Regulierungsleistungen wie zum Beispiel Kohlenstoffspeicherung und Wasserregulierung von Wäldern (Pascual et al., 2010). **Optionswerte** beziehen sich auf den Nutzen, der durch die Option einer zukünftigen Nutzung von Ökosystemleistungen entsteht. Ein **Quasi-Optionswert** liegt vor, wenn zukünftige Nutzen von Ökosystemen durch Unwissen oder Unsicherheit nicht bekannt sind. Zum Beispiel können wichtige, bisher unbekannte Aspekte von Ökosystemen durch Forschung irgendwann in der Zukunft aufgedeckt werden, bspw. im Hinblick auf Schädlingsbekämpfung oder Heilung von Krankheiten. In dem Fall kann eine Verzögerung von Entscheidungen einen Wert haben, denn wir wissen heute nicht,

ABBILDUNG 2.8 ▸ Der ökonomische Gesamtwert am Beispiel ländlicher Räume. (Quelle: übersetzt und erweitert nach OECD, 1995)



welche Kosten durch irreversible Veränderungen von Ökosystemen entstehen oder welcher Nutzen sich durch den Schutz von Ökosystemen ergibt. Der (Quasi-)Optionswert hat daher eine immense Bedeutung und verdeutlicht, dass die ausschließliche Betrachtung gegenwärtiger Nutzen zur Unterschätzung zukünftiger Werte von ländlichen Räumen führen kann (Weisbrod, 1964; Willis, 1989).

Nutzungsunabhängige Werte sind immaterieller Art und werden nicht durch die Inanspruchnahme oder Nutzung von Ökosystemleistungen geschaffen. Nutzungsunabhängige Werte können in zwei Kategorien unterteilt werden – stellvertretender Konsum und Verantwortung – und sind durch Altruismus oder Eigennutz motiviert. Stellvertretender Konsum gehört zu der nutzungsunabhängigen Seite des Optionswertes: Der Nutzen entsteht durch das Wissen, dass Andere einen Vorteil von einer Ökosystemleistung haben. Manche Menschen unterstützen deshalb den Erhalt von Ökosystemleistungen, weil sie sich verpflichtet fühlen, sie für Andere bereitzustellen (Mitchell und Carson, 1989; Pearce und Turner, 1990). Mit Verantwortung zusammenhängende Wertschätzungen entstehen, wenn für Menschen ein verantwortungsvoller Umgang mit der Natur und Ökosystemleistungen wichtig ist, um sie für zukünftige Generationen zu erhalten. Hier gibt es zwei verschiedene Typen: Erstens, **Existenzwerte** werden durch das bloße Wissen um die Existenz von Natur und Ökosystemleistungen generiert. Manche Menschen haben Interesse an, Sympathie für oder Respekt vor bestimmten Tier- oder Pflanzenarten oder einer Landschaft, sodass sie deren Erhaltung wertschätzen. Dabei spielt es keine Rolle, ob sie diese Arten oder die Landschaft je selbst zu Gesicht bekommen (Krutilla, 1967). Zweitens, **Vermächtniswerte**, ein ganz ähnliches Phänomen, mit dem Unterschied, dass Menschen Bestandteile der Natur oder eine Landschaft wertschätzen und das Bedürfnis haben, es für zukünftige Generationen zu erhalten (Mitchell und Carson, 1989).

Der ökonomische Gesamtwert ist elementar für eine umfassende ökonomische Bewertung von Umweltveränderungen. Er verdeutlicht, dass sich Werte im ökonomischen Verständnis nicht nur in Marktpreisen ausdrücken, sondern auch alle nicht marktfähigen (teils nutzungsabhängigen, teils nutzungsunabhängigen) Beiträge der Ökosysteme zum menschlichen Wohlergehen einen ökonomischen Wert haben können. Der Anteil an Ökosystemleistungen mit einem expliziten Preis ist gemessen am gesamten Spektrum an Ökosystemleistungen sogar vergleichsweise gering und oft auf direkte Nutzwerte der Versorgungsleistungen der Agrar-, Forst-, Fischerei- oder Energiewirtschaft beschränkt (TEEB, 2010a).

Der umfassenden ökonomischen Bewertung kommt also eine weitreichende Rolle zu, indem sie auch die indirekten und nutzungsunabhängigen Werte der Natur sichtbar und greifbar macht und damit zum Schutz von Ökosystemen beiträgt. Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes verdeutlicht systematisch den Wert ländlicher Räume. Es zeigt auch, dass der ökonomischen Bewertung eine anthropozentrische Perspektive zugrunde liegt: Nur das, was dem Menschen Nutzen stiftet, wird berücksichtigt – alles andere – die biozentrische Perspektive, intrinsische Werte und die Präferenzen zukünftiger Generationen – kann nicht bewertet werden. Dabei ist es jedoch egal, ob der Nutzen direkt oder indirekt, materiell oder immateriell erfolgt – alles was zum menschlichen Wohl beiträgt oder wofür Menschen Kosten auf sich nehmen, ist diesem Verständnis nach »wertvoll« (Barkmann und Marggraf, 2010; Lienhoop und Hansjürgens, 2010).

2.4.2 Bewertung von Veränderungen von Ökosystemleistungen

Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes vermittelt den Eindruck, als würde bei der ökonomischen Bewertung der absolute Wert von Umweltgütern oder Ökosystemleistungen an sich ermittelt. Es soll daher zunächst zwischen absoluten und marginalen Bewertungen unterschieden werden. Absolute Bewertungen verdeutlichen zwar den Beitrag einer Ökosystemleistung für das menschliche Wohlergehen, z. B. die durch die CO_2-Bindung des deutschen Waldes vermiedenen Klimawandelfolgen. Sie sind aber für politische Entscheidungen oder lokale Landnutzungsentscheidungen oft nicht hilfreich oder ausreichend. In Entscheidungsfindungsprozessen geht es oft um Abwägungen zwischen verschiedenen Handlungsalternativen und ihren Folgen, z. B. verschiedene Formen der Waldbewirtschaftung und ihre Auswirkung auf die CO_2-Bindung des betreffenden Waldstücks und nur selten um den totalen und unwiederbringlichen Verlust einer Ökosystemleistung, der z. B. durch die Abholzung des gesamten Waldes in Deutschland eintreten würde. Ökonomen bewerten daher, wie eine Verbesserung oder Verschlechterung einer Ökosystemleistung das menschliche Wohlergehen beeinflusst, genauer welche Wertschätzung der Ökosystemleistung im Vergleich zu den alternativen Gütern, die durch eine Handlungsalternative erzeugt werden können, entgegengebracht wird. Solche marginalen Bewertungen unterstützen bei der Abwägung zwischen Nutzungsoptionen und können – falls trennscharf – dabei helfen, die ökonomisch beste Nutzung eines Ökosystems und der bereitgestellten Ökosystemleistungen zu bestimmen (Bateman et al., 2011a).

Um die Gewinne und Verluste, die durch Veränderungen in der Bereitstellung von Ökosystemleistungen entstehen, sichtbar und greifbar zu machen, kann auf ein Portfolio von Bewertungsmethoden zurückgegriffen werden, die Gewinne und Verluste monetär oder qualitativ sichtbar machen (siehe Anhang 2.1 für eine Kurzbeschreibung der Methoden). Die ökonomische Bewertung ist ein Prozess, der verschiedene Schritte umfasst, unterschiedliche Fragen aufwirft und dabei eine Reihe an Entscheidungen verlangt. Die Vorgehensweise eines Entscheidungsprozesses wird in Infobox 2.4 dargestellt. Eine detaillierte Beschreibung dieses Ansatzes ist in Brouwer et al., 2011 zu finden. Beim Vergleich von Kosten und Nutzen einer Maßnahme, die verschiedene Ökosystemleistungen beeinflusst (siehe Schritt 6 in Infobox 2.4), kann es zu Verzerrungen kommen, insbesondere, wenn die einzelnen Kosten- und Nutzenkategorien mit verschiedenen Methoden gemessen werden (wie es meistens der Fall ist, wenn nicht für alle Kategorien Marktpreise verfügbar sind). Ursachen für Verzerrungen sind erstens die unterschiedlichen Maße der Methoden. So stellen Ergebnisse, die auf Marktpreisen basieren eine Unterschätzung des Wertes dar, weil sie nur unzureichend die Präferenzen der Konsumenten (und damit die Wertschätzung, die einer Ökosystemleistung über ihren Marktwert hinaus entgegengebracht wird) einbeziehen. Ein Vergleich mit präferenzbasierten Methoden würde deshalb zu einer Verzerrung führen. Ein weiteres Beispiel ist der Vergleich von monetären und qualitativen Aussagen: Qualitative Aussagen bleiben oft außen vor, weil sie in den auf Geldeinheiten basierenden Vergleich nicht eingebunden werden können. Zweitens können Doppelzählungen, in dem eine Kosten- oder Nutzenkategorie doppelt in den Vergleich eingeht, zu Verzerrungen bei der Bewertung und dem Vergleich der Folgen von Entscheidungsalternativen führen.

INFOBOX 2.4

Vorgehen bei der Bewertung von Ökosystemleistungsveränderungen
Quelle: in Anlehnung an TEEB (2012) und Brouwer et al., 2011

Schritt 1: Definition von Maßnahmen/Politikinstrumenten, die eine Veränderung von ländlichen Räumen und ihrer Ökosystemleistungen hervorrufen. Dies beinhaltet eine Darstellung der Umweltziele, die zuständigen Institutionen, Zielgruppen, geografische Grenzen und Zeithorizonte.

Schritt 2: Definition des Status Quo bezüglich der vorhandenen Ökosystemleistungen.

Schritt 3: Analyse der Auswirkung der Maßnahme/des Politikinstruments auf Ökosystemleistungen und menschliches Wohlbefinden. Identifizierung aller betroffenen Akteure und Nutzergruppen.

Schritt 4: Schätzung der Implementationskosten der Maßnahme/des Politikinstruments einschließlich der Glossarbegriff Transaktionskosten.

Schritt 5: Bewertung von Veränderungen der Wohlfahrt, die durch die Maßnahme/das Politikinstrument entstehen, mithilfe von Bewertungsmethoden (siehe Anhang). Diese Bewertung kann auch auf verschiedene Nutzergruppen bezogen werden.

Für Priorisierung von Maßnahmen oder Politikinstrumenten werden folgende Schritte durchgeführt:

Schritt 6: Vergleich der Kosten und Nutzen (Schritt 4 und 5) sowie Berechnung des Nettonutzens der Maßnahme/des Politikinstruments in dem vorgesehenen geografischen Gebiet und Zeithorizont. Gegebenenfalls Berechnung der relativen Vorzüglichkeit einer Option bei mehreren Optionen mit positivem Nettonutzen.

Schritt 7: Sensitivitätsanalyse von Unsicherheiten und Annahmen, auf denen die Messung der Wohlfahrtseffekte beruht.

Trotz der weiten Betrachtungsweise des ökonomischen Gesamtwertes bleiben bei der Anwendung ökonomischer Bewertungsmethoden einige Wertekategorien unberücksichtigt. Neben dem ökonomischen Wert können auch intrinsische Werte, deontologisch-ethische Werte, soziale Gerechtigkeit und Inkommensurabilität relevant sein. Aus politikwissenschaftlicher Sicht sollte es in Entscheidungen nicht nur darum gehen, was für das persönliche Wohlergehen gut ist (sogenannte Konsumentenpräferenzen), sondern auch darum, was bestimmte Entscheidungen für die

Gesellschaft, die Umwelt und zukünftige Generationen bedeuten (sogenannte Bürgerpräferenzen, siehe Drysek, 1990; Fishkin, 1991; Sagoff, 1998; Vatn, 2009). Aus ethischer und politischer Sicht ist dieser Zwiespalt zwischen der Konsumenten- und Bürgersichtweise problematisch: Erstens betrachten Konsumenten vorrangig gegenwärtige Nutzen, und die Interessen zukünftiger Generationen werden missachtet (Niemeyer und Spash, 2001; Wilson und Howarth, 2002). Zweitens stehen die Konsumentenpräferenzen im Widerspruch zum Charakter vieler Ökosystemleistungen als öffentlichem Gut: Während Konsumentenpräferenzen in sozialer Isolation ausgedrückt werden (was ist für mein persönliches Wohlergehen wichtig?), werden öffentliche Güter von mehreren gemeinsam genutzt, können nicht zwischen Individuen aufgeteilt werden und können auch für zukünftige Generationen wichtig sein (Sagoff, 1998).

Aus den Politikwissenschaften gehen Methoden hervor, die diese seitens der Ökonomie unberücksichtigten Gesichtspunkte erfassen (siehe Anhang). Diese Methoden – z. B. Fokusgruppen, Bürgerforen, Konsensuskonferenzen – stellen die Auswirkungen von Veränderungen von Ökosystemleistungen auf die gesellschaftliche Wohlfahrt beschreibend und in Form von qualitativen Aussagen dar. Während in Fokusgruppen alle Teilnehmeraussagen in ihrer Gesamtheit analysiert und in die weitere Entscheidungsfindung einfließen, haben diskursbasierte Methoden (z. B. Bürgerforen oder Konsensuskonferenzen) das Ziel, einen Konsens zu erlangen (Drysek, 1990, 2006; Lienhoop et al., 2015; Renn et al., 1995).

In Entscheidungsprozessen ist die ökonomische Bewertung ein wichtiger Bestandteil. Grundsätzlich sollte immer überlegt werden, ob eine Monetarisierung notwendig ist oder qualitative Aussagen in Betracht gezogen werden sollten. Qualitative Methoden wie Fokusgruppen können die ökonomische Bewertung in jedem Fall bereichern, denn:

- Sie unterstützen die Identifizierung der ökologischen Wirkungen, die für Menschen wichtig sind. So werden Wirkungen von Maßnahmen, die als besonders relevant erachtet werden, erst im Rahmen einer Diskussion erkannt.

- Sie können Auswirkungen von Maßnahmen, die nicht leicht monetarisiert werden können, erfassen. Zum Beispiel kann die Dezimierung einer nicht substituierbaren Ökosystemleistung, die durch ihren unmessbaren Wert lexikografische Präferenzen hervorruft, in Entscheidungen einfließen, wenn ihr Wert für die Gesellschaft oder zukünftige Generationen diskutiert wird.

- Sie können wichtige ergänzende Informationen über die Herkunft und Motive von Wertschätzungen bereitstellen, die in Kosten-Nutzen-Analysen oft keine Berücksichtigung finden (EPA, 2009). Dies gilt vor allem für Entscheidungen, in denen inkommensurable Werte berücksichtigt werden sollen, das heißt Werte, die nicht auf monetäre Einheiten reduziert werden können (bspw. spirituelle Werte).

Die Auswahl der Bewertungsmethode hängt vom Bewertungsanlass und den mit der Entscheidung verbundenen Ökosystemleistungen ab (in Lienhoop et al., 2015 wird auf weitere Aspekte wie bspw. die Repräsentativität eingegangen).

Wie in Abschnitt 2.1 angesprochen, lösen nahezu alle Maßnahmen und Politikinstrumente, die Einfluss auf die Natur haben, Veränderungen von mehreren Ökosystemleistungen gleichzeitig aus (sowohl positiv als auch negativ). Im besten Fall sollten alle diese Auswirkungen als Grundlage für eine gute Entscheidung bewertet werden. Dies kann bedeuten, dass mehrere Bewertungsmethoden angewendet werden müssen. Einige Methoden sind geeignet, um Auswirkungen auf verschiedene Ökosystemleistungen zusammen zu betrachten. Zum Beispiel können Bürgerforen oder Fokusgruppen betroffene Stakeholder und Bürger (sowohl Gewinner als auch Verlierer) zusammenführen und so unterschiedliche Interessen und Auswirkungen eruieren. Sind bei einer Entscheidung ausschließlich Ökosystemleistungen betroffen, die keinen Marktbezug haben, sind Choice-Experimente geeignet, um zwischen negativen und positiven Effekten abzuwägen.

2.4.3 Herausforderungen der ökonomischen Bewertung

Bei der Anwendung und bei der Interpretation von Bewertungsergebnissen müssen folgende Herausforderungen und Grenzen der ökonomischen Bewertung berücksichtigt werden.

Schwellenwerte und Unsicherheiten

Kenntnisse und genaue Vorhersagen über dynamische Veränderungen von Ökosystemen werden aufgrund der Komplexität von Ökosystemen auch langfristig nur eingeschränkt vorhanden sein. Entscheidungen werden daher oft unter großer Unsicherheit und mit relativem Unwissen über ggf. vorhandene kritische Schwellenwerte gefällt. Eine beispielhafte Rolle spielt in diesem Zusammenhang die Akkumulation von Schadstoffen. Geht man davon aus, dass Ökosysteme eine gewisse Assimilationskapazität aufweisen, so ist die Frage, ob diese bei Erreichen bestimmter Schwellenwerte verloren

geht. Die Schädigung einer bestimmten Funktion der Umwelt wird zudem oft erst dann erkannt, wenn die Schädigung eingetreten ist. So wird etwa vermutet, dass die Fähigkeit des Bodens, eine Denitrifizierung der Gewässer vorzunehmen und insofern zum Schutz des Grundwassers beizutragen, an solche kritischen Grenzen gebunden ist (Fromm, 1997). Die Gefahr ist groß, dass wegen des hohen Nitrateintrags in der Landwirtschaft die Filterkapazität des Bodens erschöpft ist. Diese Wirkungen können allerdings der Bewertung wegen unzureichender Informationen nicht angemessen erfasst werden (dazu grundlegend Pearce, 1976; ferner Zimmermann, 1990). Diese Einschränkung betrifft jedoch jeden umfassenden Bewertungsprozess, nicht nur die ökonomische Bewertung.

In Situationen, in denen Unsicherheit über ökologische Prozesse und Schwellenwerte herrscht, sollten sogenannte Safe Minimum Standards angedacht werden, die eine Art Vorsorgeprinzip für den Erhalt von natürlichen Ressourcen sind (Bateman et al., 2011a; Ciriacy-Wantrup, 1952). Vor diesem Hintergrund sollte eine ökonomische Bewertung nur durchgeführt werden, solange eine Entscheidung Veränderungen hervorruft, die höchstwahrscheinlich unterhalb von möglichen kritischen Schwellenwerten des betroffenen Ökosystems liegen. Droht eine Entscheidung Schwellenwerte zu überschreiten, die das Ökosystem gefährden können, sollte die Entscheidung über eine Maßnahme auf dem Grundsatz beruhen, dass ein Ökosystem geschützt werden sollte, solange dadurch kein unzumutbar großer Verlust (d. h. Opportunitätskosten) entsteht (Bateman et al., 2011a). In der Rechtsordnung der Bundesrepublik Deutschland drücken sich die obigen Einschränkungen v. a. im geltenden Ordnungs- und Planungsrecht aus, die bestimmte Eingriffe kategorisch ausschließen, allerdings wurden für diese nur in den wenigsten Fällen Opportunitätskosten oder die Relevanz von Schwellenwerten bestimmt. Für Eingriffe, die der Abwägung unterliegen, kann die ökonomische Bewertung relevante Entscheidungsgrundlagen liefern.

Langfristschäden und intergenerative Gerechtigkeit

Eine weitere Grenze jeder Bewertung – nicht nur der ökonomischen – ergibt sich aus dem Auftreten von Langfristschäden, insbesondere wenn diese zukünftige Generationen betreffen. Anders als bei dem oben angesprochenen Wissensproblem, das in erster Linie ein Erfassungsproblem darstellt, ist hier ein Abwägungsproblem angesprochen. Dem gegenwärtigen Nutzen aus einer intensiven Inanspruchnahme der Leistungen der Natur stehen oft Kostenbelastungen in Form degradierter Ökosysteme mit geringerem Ökosystemleistungsangebot gegenüber, die von zukünftigen Generationen getragen werden müssen (Fromm, 1997).

Zukünftige Nutzen und Kosten können im Rahmen von ökonomischen Entscheidungsfindungen auf den Gegenwartswert abdiskontiert werden. Hierbei stellen sich jedoch drei Fragen: Erstens, soll im gegebenen Fall abdiskontiert werden? Zweitens, wenn ja, welche Diskontfunktion spiegelt die Präferenzen zukünftiger Generationen am besten wider? Und drittens, welche Diskontrate ist geeignet? Je nach Diskontrate können sich gravierende Unterschiede in den Gegenwartswerten ergeben. Hieran entzünden sich grundlegende Einwände gegen die ökonomische Bewertung. Kritisiert wird vor allem, dass die Diskontierung eine unzulässige perspektivische Verkleinerung mit sich bringt. Dies stellt insofern ein Problem für den Schutz von Ökosystemen dar, als zumeist die Nutzen der Schutzmaßnahme langfristiger und daher abzudiskontieren sind, während die Kosten oft in der Gegenwart anfallen und damit in voller Höhe berücksichtigt werden. Im Biodiversitätsbereich wurde insbesondere im Rahmen der TEEB-Studie betont, dass die Festlegung eines angemessenen Diskontsatzes eine Frage der gesellschaftlichen Ethik ist (Gowdy et al., 2010). Mindestens ebenso gravierend wie die Wahl eines geeigneten Diskontierungsfaktors ist der Tatbestand, dass im Rahmen von Langfristschäden zukünftige Generationen belastet werden. Durch die weitere Verknappung wird der Wert von Ökosystemleistungen in Zukunft höher sein.

Üblicherweise wird im Rahmen von Kosten-Nutzen-Analysen ein Nettoeffekt ermittelt, der den Überschuss der Nutzen über die Kosten wiedergibt. Nicht berücksichtigt werden hierbei die sich einstellenden Verteilungswirkungen. Wenn es zu einer Schlechterstellung von Individuen kommt, wird davon ausgegangen, dass die Gewinner einer Maßnahme die Verlierer kompensieren können. Diese Grundannahme des Kaldor-Hicks-Kriteriums (Pearce et al., 2006) geht also aufgrund der möglichen Kompensation der Verlierer davon aus, dass Verteilungsaspekte vernachlässigt werden können unabhängig davon, ob eine solche Kompensation de facto stattfindet. Eine verbreitete Alternative ist eine Differenzierung der KNA-Ergebnisse nach verschiedenen Betroffenen-Gruppen. Voraussichtliche Gewinner und Verlierer eines Projekts lassen sich so identifizieren. Die genaue Identifizierung der Nutznießer und der Verlierer ist wichtig, um einer unfairen Verteilung von Kosten und Nutzen entgegenzuwirken. Zwar mögen die Gewinne eines neuen Windparks in Norddeutschland höher sein als die dadurch verursachten Kosten, jedoch ist die Verteilung unfair in dem Sinne, dass im Gegensatz

zu den Kosten die Gewinne oft nicht in der Region bleiben (der Profit fließt dem externen Betreiber zu, ein großer Teil des Stroms wird in Süddeutschland konsumiert). Die Kosten (visuelle Auswirkungen, Lärm) müssen von den Anwohnern in der Region getragen werden.

Die Betrachtung von Verteilungsfragen ist im Hinblick auf die Verteilung zwischen der heute lebenden und zukünftigen Generationen sehr umstritten. So wird kritisiert, dass (1) die zukünftigen Generationen (im Gegensatz zu den gegenwärtigen Verlierern) ihre Interessen nicht einbringen können und dass (2) eine Kompensation im Falle zukünftiger Generationen, sofern sie als wünschenswert erachtet würde, möglicherweise nicht durchführbar wäre (Fromm, 1997: 258; Söllner, 1993: 411;). Diskursbasierte Methoden, wie Fokusgruppen, Bürgerforen oder deliberative Zahlungsbereitschaftsmethoden, sind die einzigen Methoden, in denen eine Berücksichtigung zukünftiger Generationen ermöglicht werden kann, indem die Teilnehmer dazu aufgefordert werden, auch das Wohlergehen ihrer Nachfahren bei der Präferenzbildung zu bedenken. Viele Menschen berücksichtigen zwar zukünftige Generationen, vor allem ihre Kinder und Enkel in Wertentscheidungen, aber drücken es nicht explizit aus (Lienhoop et al., 2015).

Übertragbarkeit von Bewertungsergebnissen

Der Nutzentransfer (Anhang) hat in den letzten Jahren an Popularität gewonnen. Dieser Ansatz basiert auf vorliegenden Primärstudien, die Auswirkungen auf Ökosystemleistungen in einem anderen Kontext – der »study site« – monetär erhoben haben. Die Ergebnisse werden auf eine neue, aber vergleichbare Bewertungssituation – die »policy site« – übertragen. Unabdingbare Voraussetzung hierfür ist u. a. die Vergleichbarkeit des zu bewertenden Sachverhalts zwischen der Primär- und Sekundärstudie. Da in Primärstudien subjektive, kontextspezifische und zeitpunktbezogene Werte erhoben werden, kann diese Anforderung nicht immer erfüllt werden. Die größten Vorteile des Nutzentransfers sind die geringe Zeit- und Kostenintensivität der Methode sowie seine Anwendbarkeit auf alle Ökosystemleistungen, sofern geeignete Primärstudien vorliegen. Allerdings stehen diesen Vorteilen auch viele Schwächen gegenüber. Bisherige Studien zur Zuverlässigkeit des Nutzentransfers zeigen, dass die Ergebnisse aus Nutzentransfers wenig belastbar sind, da es zwischen dem ermittelten Wert an der »policy site« und dem Wert aus der Primärstudie am »study site« oft zu erheblichen Abweichungen kommt (Bateman et al., 2011b). Weiterhin ist der Informationsbedarf für Nutzentransfer recht hoch, da für den Transfer mehrere Primärstudien als Grundlage zu Rate gezogen werden sollten, um die Plausibilität überprüfen zu können. Für Ökosystemleistungen, für die keine geeigneten Studien vorhanden sind, ist der Nutzentransfer nicht möglich. Durch die geringe Validität des Nutzentransfers sollten Nutzentransfer-Werte nicht in Kosten-Nutzen-Analysen eingespeist werden, um Verzerrungen in der Entscheidung zu vermeiden. Hier sollten primäre Bewertungsstudien durchgeführt werden.

2.4.4 Ökonomische Bewertung: mehr als nur Monetarisierung

Die Begründung der ökonomischen Bewertung liegt im rationalen Umgang mit knappen Ressourcen und der Befriedigung von Bedürfnissen. Wenn ökonomische Bewertung adäquat und im Wissen um bestehende Herausforderungen zur Anwendung gebracht wird, kann sie wichtige zusätzliche Informationen für einen langfristig sinnvollen Umgang mit ländlichen Räumen und ihren Ökosystemleistungen liefern. Die Monetarisierung ist dabei nur ein Element im Bewertungsprozess. Wir möchten abschließend verdeutlichen, warum nicht nur der Geldwert an sich eine Rolle im Bewertungsprozess spielt:

(1) Die Erfassung und Monetarisierung von »marktunabhängigen« Werten und ihre Einbindung in die Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) erfordert einen systematischen Prüfprozess. Dieser umfasst die Abgrenzung der Maßnahmen, die Identifikation der Betroffenen, die Erfassung der auftretenden Effekte, die eigentliche Monetarisierung, die Validierung und Überprüfung der Ergebnisse sowie den abschließenden Vergleich (Hanley und Spash, 1993). Dabei sollten theoretisch alle relevanten Kosten und Nutzen aller betrachteten Handlungsalternativen sowie alle Gewinner und Verlierer einbezogen werden. Die KNA trägt durch dieses Vorgehen zu mehr Transparenz und Effizienz bei der Entscheidung über die Ausgaben von öffentlichen Geldern bei. Sie macht explizit, wie Entscheidungen wertgeschätzte Aspekte der Umwelt verändern, drückt diese Änderungen quantitativ aus und macht diese so für Entscheidungsprozesse zugänglich (Pascual et al., 2010; WBGU, 1999). Die ökonomische Bewertung stellt insofern zugleich eine Heuristik dar, die über die bloße Monetarisierung von Ökosystemleistungen hinausgeht.

(2) Die ökonomische Bewertung von Veränderungen von Ökosystemleistungen weist einen hohen Aufmerksamkeitsmechanismus auf. Monetäre Abschätzungen der Veränderungen von Ökosystemleistungen verdeutlichen ihre Relevanz und wirken so den Kräften des Marktes

entgegen, in dem viele Ökosystemleistungen als kostenlose Ware behandelt und somit nicht beachtet werden. Die ökonomische Bewertung sensibilisiert Öffentlichkeit, Politiker und Unternehmer für Umweltthemen, indem sie Veränderungen der Ökosystemleistungen in Einheiten ausdrückt, die von ihnen verstanden und verarbeitet werden können (Hampicke, 1991).

(3) Zugleich dient die ökonomische Bewertung als Feedbackmechanismus für Gesellschaften, die zwar Umweltressourcen verbrauchen, sich aber von der Umwelt und den Konsequenzen ihres Verhaltens auf die Umwelt entfernt haben. Sie stellt den Wert von Ökosystemleistungen anderen wirtschaftlichen Interessen gegenüber, die um die Nutzung von Ressourcen konkurrieren (Brondízio und Gatzweiler, 2010). Indem wirtschaftliche Interessen und Ökosystemleistungen mit denselben Methoden und Einheiten (Werte und Geld) erfasst und gemessen werden, kann eine Veränderung des Verhaltens gegenüber der Umwelt herbeigeführt werden (Brondízio und Gatzweiler, 2010).

LITERATUR

ACKERMAN, F., DECANIO, S.J., HOWARTH, R.B., SHEERAN, K., 2009. Limitations of integrated assessment models of climate change. Climatic Change 95: 297–315.

ADAMOWICZ, W.L., NAIDOO, R., NELSON, E, POLASKY, S., ZHANG, J., 2011. Nature-based tourism and recreation. In: Kareiva, P.,Tallis, H., Ricketts, T.H., Daily, G. C., Polasky, S. (Hrsg.). Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services. Oxford University Press, New York, USA: 188–205.

AICHER, C., WITTMER, H., SCHRÖTER-SCHLAACK, C., RODE, J., HANSJÜRGENS, B., 2015. The multifaceted contribution of biodiversity to human well-being: Lessons from TEEB – The Economics of Ecosystem and Biodiversity. In: Gasparatos, A., Willis, K.J. (Hrsg.). Biodiversity in the Green Economy. Routledge, Oxford, New York: 94–115.

ALBERT, C., AURBACHER, J., VON HAAREN, C., MAHNKOPF, B., PETERMANN, C., 2009. Ökonomische Auswirkungen zukünftiger Agrarentwicklungen auf die Landschaftspflege und mögliche Beiträge der Aufpreisvermarktung von Naturschutzprodukten im Landkreis Diepholz. Berichte über Landwirtschaft, 87(3): 357–379.

ALBERT, C., HAUCK, J., BUHR, N., VON HAAREN, C., 2014. What ecosystem services information do users want? Investigating interests and requirements among landscape and regional planners in Germany. Landscape Ecology 29: 1301–1313.

ALBERT, C., VON HAAREN, C., GALLER, C., 2012. Ökosystemdienstleistungen: Alter Wein in neuen Schläuchen oder ein Impuls für die Landschaftsplanung? Naturschutz und Landschaftsplanung 44: 142–148.

ASH, N., BLANCO, H., BROWN, C., GARCIA, K., TOMICH, T., VIRA, 2010. Ecosystems and human well-being: a manual for assessment practitioners. Island Press, Washington, D.C.

AUGENSTEIN, I., 2002. Die Ästhetik der Landschaft. Ein Bewertungsverfahren für die planerische Umweltvorsorge. Berliner Beiträge zur Ökologie Band 3. Weißensee Verlag, Berlin.

BARKMANN, J., MARGGRAF, R., 2010. Zahlungsbereitschaftsbefragungen für Umweltgüter: wirklich »Finger weg!«? GAIA 19 (4): 250–254.

BARKMANN, J., ZSCHIEGNER, A.K, 2010. Grasslands as a sustainable tourism resource in Germany: environmental knowledge effects on resource conservation preferences. International Journal of Service Technology and Management 13(3/4): 174–191.

BASTIAN, O., HAASE, D., GRUNEWALD, K., 2012. Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example. Ecological Indicators 21: 7–16.

BASTIAN, O., HAASE, G., 1992. Zur Kennzeichnung des biotischen Regulationspotentials im Rahmen von Landschaftsdiagnosen. Ökologie und Naturschutz 1: 23–34.

BASTIAN, O., SCHREIBER, K.-F., 1994. Analyse und Ökologische Bewertung der Landschaft. Gustav Fischer, Jena, Stuttgart.

BATEMAN, I.J., ABSON, D., BEAUMONT, N., DARNELL, A., FEZZI, C., HANLEY, N., KONTOLEON, A., MADDISON, D., MORLING, P., MORRIS, J., 2011A. Economic values from ecosystems. In: The UK National Ecosystem Assessment: Technical Report. Chapter22, UNEP-WCMC. Camebridge: 1067–1152.

BATEMAN, I.J., BROUWER, R., FERRINI, S., SCHAAFSMA, M., BARTON, D.N., DUBGAARD, A., HASLER, B., HIME, S., LIEKENS, I., NAVRUD, S., DE NOCKER, L., ŠČEPONAVIČIŪTĖ, R., SEMĖNIENĖ, D., 2011. Making benefit transfers work: Deriving and testing principles for value transfers for similar and dissimilar sites using a case study of the non-market benefits of water quality improvements across Europe. Environmental and resource economics 50: 365–387.

BATEMAN, I.J., HARWOOD, A.R., MACE, G.M., WATSON, R.T., ABSON, D.J., ANDREWS, B., BINNER, A., CROWE, A., DAY, B.H., DUGDALE, S., FEZZI, C., FODEN, J., HADLEY, D., HAINES-YOUNG, R., HULME, M., KONTOLEON, A., LOVETT, A.A., MUNDAY, P., PASCUAL, U., PATERSON, J., PERINO, G., SEN, A., SIRIWARDENA, G., VAN SOEST, D., TERMANSEN, M., 2013. Bringing ecosystem services into economic decision-making: Land use in the United Kingdom. Science 341: 45–50.

BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2012A. Daten zur Natur 2012a. BfN, Bonn.

BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2012B. Landschaftsplanung. Grundlage nachhaltiger Landschaftsentwicklung. Download 28.08.2015 (https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/service/Landschaftsplanung_2012.pdf)

BIELING, C., 2014. Cultural ecosystem services as revealed in short stories written by residents of the Swabian Alb, Germany. Ecosystem Services 8: 207–215.

BIELING, C., PLIENINGER, T., PIRKER, H., VOGL, C.R., 2014. Linkages between landscapes and human well-being: An empirical exploration with short interviews. Ecological Economics 105: 19–30.

BMUB UND BFN – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT UND BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2014. Naturbewusstsein 2013. Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt. Download 28.08.2015 (http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/gesellschaft/Naturbewusstsein/Naturbewusstsein_2013.pdf)

BOYD, J., BANZHAF, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics 63: 616–626.

BRONDÍZIO, E.S., GATZWEILER, F.W., 2010. Socio-cultural context of ecosystem and biodiversity valuation. In: TEEB – The Economics of Ecosystem and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London.

BROUWER, R., OOSTERHUIS, F.H., ANSINK, J.H., BARTON, D.N., LIENHOOP, N., 2011. POLICYMIX WP 4: Guidelines for estimating costs and benefits of policy instruments for biodiversity conservation. Download: 25.10.2015 (http://policymix.nina.no/Documents/Publicdocuments.aspx?Command=Core_Download&EntryId=876).

BRUSH, R.O., CHENOWETH, R.E., BARMAN, T., 2000. Group differences in the enjoyability of driving through rural landscapes. Landscape and Urban Planning 47: 39–45.

BURKHARD, B., CROSSMAN, N., NEDKOV, S., PETZ, K., ALKEMADE, R., 2013. Mapping and modelling ecosystem services for science, policy and practice. Ecosystem Services 4: 1–3.

BURKHARD, B., KANDZIORA, M., HOU, Y., MÜLLER, F., 2014. Ecosystem service potentials, flows and demands – concepts for spatial localization, indication and quantification. Landscape Online 34: 1–33.

CERDA, C., BARKMANN, J., MARGGRAF, R., 2013. Application of choice experiments to quantify the existence value of an endemic moss: a case study in Chile. Environment and Development Economics 18 (2): 207–224.

CHAN, K.M.A., SATTERFIELD, T., GOLDSTEIN, J., 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. Ecological Economics 74: 8–18.

CIRIACY-WANTRUP, S., 1952. Resource conservation: economics and policies. University of California Press, Berkeley.

CROSSMAN, N.D., BRYAN, B.A., DE GROOT, R.S., LIN, Y.-P., MINANG, P.A. 2013A. Land science contributions to ecosystem services. Current Opinion in Environmental Sustainability 5 (5): 509–514.

CROSSMAN, N.D., BURKHARD, B., NEDKOV, S., WILLEMEN, L., PETZ, K., PALOMO, I., DRAKOU, E.G., MARTÍN-LOPEZ, B., MCPHEARSON, T., BOYANOVA, K., ALKEMADE, R., EGOH, B., DUNBAR, M.B., MAES, J., 2013B. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. Ecosystem Services 4: 4–14.

DAILY, G.C., POLASKY, S., GOLDSTEIN, J., KAREIVA, P.M., MOONEY, H.A., PEJCHAR, L., RICKETTS, T.H., SALZMAN, J., SHALLENBERGER, R., 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. Frontiers in Ecology and the Environment 7: 21–28.

DANIEL, T.C., MUHAR, A., ARNBERGER, A., AZNAR, O., BOYD, J.W., CHAN, K.M.A., COSTANZA, R., ELMQVIST, T., FLINT, C.G., GOBSTER, P.H., GRET-REGAMEY, A., LAVE, R., MUHAR, S., PENKER, M., RIBE, R.G., SCHAUPPENLEHNER, T., SIKOR, T., SOLOVIY, I., SPIERENBURG, M., TACZANOWSKA, K., TAM, J., VON DER DUNK, A., 2012. Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 109: 8812–8819.

DE GROOT, R., FISHER, B., CHRISTIE, M., 2010. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In: TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London: 9–40.

DE GROOT, R.S., WILSON, M.A., BOUMANS, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics 41: 393–408.

DÍAZ, S., DEMISSEW, S., CARABIAS, J., JOLY, C., LONSDALE, M., ASH, N., LARIGAUDERIE, A., ADHIKARI, J.R., ARICO, S., BÁLDI, A., BARTUSKA, A., BASTE, I.A., BILGIN, A., BRONDIZIO, E., CHAN, K.M.A., FIGUEROA, V.E., DURAIAPPAH, A., FISCHER, M., HILL, R., KOETZ, T., LEADLEY, P., LYVER, P., MACE, G.M., MARTÍN-LÓPEZ, B., OKUMURA, M., PACHECO, D., PASCUAL, U., PÉREZ, E.S., REYERS, B., ROTH, E., SAITO, O., SCHOLES, R.J., SHARMA, N., TALLIS, H., THAMAN, R., WATSON, R., YAHARA, T., HAMID, Z.A., AKOSIM, C., AL-HAFEDH, Y., ALLAHVERDIYEV, R., AMANKWAH, E., ASAH, S.T., ASFAW, Z., BARTUS, G., BROOKS, L.A., CAILLAUX, J., DALLE, G., DARNAEDI, D., DRIVER, A., ERPUL, G., ESCOBAR-EYZAGUIRRE, P., FAILLER, P., FOUDA, A.M.M., FU, B., GUNDIMEDA, H., HASHIMOTO, S., HOMER, F., LAVOREL, S., LICHTENSTEIN, G., MALA, W.A., MANDIVENYI, W., MATCZAK, P., MBIZVO, C., MEHRDADI, M., METZGER, J.P., MIKISSA, J.B., MOLLER, H., MOONEY, H.A., MUMBY, P., NAGENDRA, H., NESSHOVER, C., OTENG-YEBOAH, A.A., PATAKI, G., ROUÉ, M., RUBIS, J., SCHULTZ, M., SMITH, P., SUMAILA, R., TAKEUCHI, K., THOMAS, S., VERMA, M., YEO-CHANG, Y., ZLATANOVA, D., 2015. The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. Current Opinion in Environmental Sustainability 14: 1–16.

DRYSEK, J.S., 1990. Discursive Democracy: Politics, Policy and Political Science. Cambridge University Press, New York.

DRYSEK, J.S., 2006. Deliberative Impacts: The Macro-Political Uptake of Mini-Publics. Politics & Society 34: 219–244.

EC – EUROPEAN COMMISSION, 2011. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. European Commission, COM(2011) 244, Brussels.

EPA – U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2009. Valuing the protection of ecological systems and services. EPA-SAB-09-012. Download 23.08.2015 (http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/WebBOARD/ValProtEcolSys&Serv)

ESER, U., POTTHAST, T., 1999. Naturschutzethik. Eine Einführung für die Praxis. Nomos-Verlag, Baden-Baden.

FELD, C.K., DA SILVA, P.M., SOUSA, J.P., DE BELLO, F., BUGTER, R., GRANDIN, U., HERING, D., LAVOREL, S., MOUNTFORD, O., PARDO, I., PARTEL, M., ROMBKE, J., SANDIN, L., JONES, K.B., HARRISON, P., 2009. Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. Oikos 118: 1862–1871.

FISHER, B., TURNER, R.K., 2008. Ecosystem services: Classification for valuation. Biological Conservation 141: 1167–1169.

FISHKIN, J.S., 1991. Democracy and deliberation. Yale University Press, New Haven.

FROMM, O., 1997. Möglichkeiten und Grenzen einer ökonomischen Bewertung des Ökosystems Boden. Peter Lang, Frankfurt/M.

GOLLEY, F. B., 1993. A History of the Ecosystem Concept in Ecology. More than the Sum of the Parts. Yale University Press, New Haven/London.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E., DE GROOT R., LOMAS P.L., MONTES C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. Ecological Economics 69 (6): 1209–1218.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E., RUIZ-PÉREZ, M., 2011. Economic valuation and the commodification of ecosystem services. Progress in Physical Geografy 35: 613–628.

GOWDY, J., HOWARTH, R.B., TISDELL, C., 2010. Discounting, Ethics and Options for Maintaining Biodiversity and Ecosystem Integrity. In: TEEB (Hrsg.). Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London: 257–283.

GRUEHN, D., KENNEWEG, H., 1998. Berücksichtigung der Belange von Naturschutz und Landschaftspflege in der Flächennutzungsplanung – Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben 808 06 011 des Bundesamtes für Naturschutz. Angewandte Landschaftsökologie, Heft 17, Bonn-Bad Godesberg.

GRUNEWALD, K., BASTIAN, O. (HRSG.), 2013. Ökosystemdienstleistungen: Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.

GRUNEWALD, K., BASTIAN, O., 2010. Ökodienstleistungen analysieren – begrifflicher und konzeptioneller Rahmen aus landschaftsökologischer Sicht. Geo-Öko 31: 50–82.

GUO, Z.W., ZHANG, L., LI, Y.M., 2010. Increased dependence of humans on ecosystem services and biodiversity. PLoS One 5, e13113.

HAASE, G., 1978. Zur Ableitung und Kennzeichnung von Naturpotentialen. Petermanns Geografische Mitteilungen 122: 113–125.

HAINES-YOUNG, R., POTSCHIN, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D., Frid, C. (Hrsg.). Ecosystem Ecology: A New Synthesis. Cambridge University Press, Cambridge: 110–139.

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 28.08.2015 (www.cices.eu)

HAMPICKE, U., 1991. Naturschutz-Ökonomie. UTB, Stuttgart.

HANLEY, N., SPASH, C., 1993. Cost-benefit analysis and the environment. Edward Elgar, Cheltenham, UK.

HANSJÜRGENS, B., 2012. Werte der Natur und ökonomische Bewertung – eine Einführung. In: Hansjürgens, B., Herkle. S. (Hrsg.). Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis: Gewässer, Auen und Moore. BfN-Skript 319, Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 8–22.

HANSJÜRGENS, B., SCHRÖTER-SCHLAACK, C., VAKROU, A., TUCKER, G., 2011. Addressing losses through regulation and pricing. In: TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making. Edited by Patrick ten Brink. Earthscan, London: 299–343.

HERNÁNDEZ-MORCILLO, M., PLIENINGER, T., BIELING, C., 2013. An empirical review of cultural ecosystem service indicators. Ecological Indicators 29: 434–444.

HOISL, R., NOHL, W., ZEKORN, S., ZÖLLNER, G., 1987. Landschaftsästhetik in der Flurbereinigung. Empirische Grundlagen zum Erlebnis der Agrarlandschaft. Materialien zur Flurbereinigung 11, TU München, München.

HOPPICHLER, J., 2013. Vom Wert der Biodiversität. Wirtschaftliche Bewertungen und Konzepte für das Berggebiet. Bundesanstalt für Bergbauernfragen. Forschungsbericht Bundesanstalt für Bergbauernfragen 67.

JAX, K., 2000. Verschiedene Verständnisse des Funktionsbegriffs in den Umweltwissenschaften. In: Jax, K. (Hrsg.). Funktionsbegriff und Unsicherheit in der Ökologie. Lang, Frankfurt/M.: 7–17.

JAX, K., 2010. Ecosystem functioning. Cambridge University Press, Cambridge.

JAX, K., BARTON, D.N., CHAN, K.M.A., DE GROOT, R., DOYLE, U., ESER, U., GÖRG, C., GÓMEZ-BAGGETHUN, E., GRIEWALD, Y., HABER, W., HAINES-YOUNG, R., HEINK, U., JAHN, T., JOOSTEN, H., KERSCHBAUMER, L., KORN, H., LUCK, G.W., MATZDORF, B., MURACA, B., NESSHÖVER, C., NORTON, B., OTT, K., POTSCHIN, M., RAUSCHMAYER, F., VON HAAREN, C., WICHMANN, S., 2013. Ecosystem services and ethics. Ecological Economics 93: 260–268.

JESSEL, B., TOBIAS, K., 2002. Ökologisch orientierte Planung. Eine Einführung in Theorien, Daten und Methoden. UTB/Eugen Ulmer, Stuttgart.

KIRCHHOFF, T., 2012. Pivotal cultural values of nature cannot be integrated into the ecosystem services framework. PNAS/Proc. Natl. Acad. Sci. USA 109 (46): E3146.

KRUTILLA, J.V., 1967. Conservation considered. American Economic Review 57: 777–786.

LAMARQUE, P., QUÉTIER, F., LAVOREL, S., 2011. The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. Comptes Rendus Biologies 334: 441–449.

LAURANS, Y., MERMET, L., 2014. Ecosystem services economic valuation, decision-support system or advocacy? Ecosystem Services 7: 98–105.

LAURANS, Y., RANKOVIC, A., BILLÉ, R., PIRARD, R., MERMET, L., 2013. Use of ecosystem services economic valuation for decision making: Questioning a literature blindspot. Journal of Environmental Management 119: 208–219.

LIENHOOP, N., HANSJÜRGENS, B., 2010. Vom Nutzen der ökonomischen Bewertung in der Umweltpolitik, GAIA 19 (4): 255–259.

LIENHOOP, N., BARTKOWSKI, B., HANSJÜRGENS, B., 2015. Informing biodiversity policy: The role of economic valuation, deliberative institutions and deliberative monetary valuation. Environmental Science & Policy 54: 522–532.

LUZ, F., 2000. Participatory landscape ecology – A basis for acceptance and implementation. Landscape and Urban Planning 50: 157–166.

MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington, D.C.

MACE, G., BATEMAN, I., 2011. Conceptual Framework and Methodology. Chapter 2, UK National Ecosystem Assessment Technical Report. UNEP-WCMC, Cambridge: 11–26.

MAES, J., TELLER, A., ERHARD, M., LIQUETE, C., BRAAT, L., BERRY, P., EGOH, B., PUYDARRIEUX, P., FIORINA, C., SANTOS, F., PARACCHINI, M.L., KEUNE, H., WITTMER, H., HAUCK, J., FIALA, I., VERBURG, P., CONDÉ, S., SCHÄGNER, J.P., SAN MIGUEL, J., ESTREGUIL, C., OSTERMANN, O., BARREDO, J.I., PEREIRA, H.M., STOTT, A., LAPORTE, V., MEINER, A., OLAH, B., ROYO GELABERT, E., SPYROPOULOU, R., PETERSEN, J.E., MAGUIRE, C., ZAL, N., ACHILLEOS, E., RUBIN, A., LEDOUX, L., BROWN, C., RAES, C., JACOBS, S., VANDEWALLE, M., CONNOR, D., BIDOGLIO, G., 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.

MAES, J., TELLER, A., ERHARD, M., MURPHY, P., PARACCHINI, M.L., BARREDO, J.I., GRIZZETTI, B., CARDOSO, A., SOMMA, F., PETERSEN, J.-E., MEINER, A., GELABERT, E.R., ZAL, N., KRISTENSEN, P., BASTRUP-BIRK, A., BIALA, K., ROMAO, C., PIRODDI, C., EGOH, B., FIORINA, C., SANTOS, F., NARUŠEVIČIUS, V., VERBOVEN, J., PEREIRA, H., BENGTSSON, J., GOCHEVA, K., MARTA-PEDROSO, C., SNÄLL, T., ESTREGUIL, C., MIGUEL, J.S., BRAAT, L., GRÊT-REGAMEY, A., PEREZ-SOBA, M., DEGEORGES, P., BEAUFARON, G., LILLEBØ, A., MALAK, D.A., LIQUETE, C., CONDÉ, S., MOEN, J., ÖSTERGÅRD, H., CZÚCZ, B., DRAKOU, E.G., ZULIAN, G., LAVALLE, C., 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. European Union, Brussels.

MANNSFELD, K., 1983. Landschaftsanalyse und Ableitung von Naturraumpotentialen. Abhandlungen Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Math.-Nat. Klasse 55.

MARKS, R., MÜLLER, M.J., LESSER, H., KLINK, H.J. (HRSG.), 1989. Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes. Forschungen zur deutschen Landeskunde 229.

MARTÍN-LÓPEZ, B., INIESTA-ARANDIA, I., GARCÍA-LLORENTE, M., PALOMO, I., CASADO-ARZUAGA, I., GARCÍA DEL AMO, D., GÓMEZ-BAGGETHUN, E., OTEROS-ROZAS, E., PALACIOS-AGUNDEZ, I., WILLAARTS, B., GONZÁLEZ, J.A., SANTOS-MARTÍN, F., ONAINDIA, M., LÓPEZ-SANTIAGO, C., MONTES, C., 2012. Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. PLoS One 7, e38970.

MENGEL, A., 2011. Kommentierung § 1 BNatSchG (Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege). In: Frenz, W., Müggenborg, H.-J. (Hrsg.). Berliner Kommentar zum Bundesnaturschutzgesetz. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

MITCHELL, R.C., CARSON, R.T., 1989. Using Surveys to Value Public Goods. The Contingent Valuation Method. Resources for the Future, Washington, D.C.

NAHLIK, A.M., KENTULA, M.E., FENNESSY, M.S., LANDERS, D. H., 2012. Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. Ecological Economics 77: 27–35.

NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE, 2012. Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft – eine Einführung. Ifuplan, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Bundesamt für Naturschutz, München, Leipzig, Bonn.

NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE, 2013. Die Unternehmensperspektive – Auf neue Herausforderungen vorbereitet sein. PricewaterhouseCoopers, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Bundesamt für Naturschutz, Berlin, Leipzig, Bonn.

NEEF, E., 1966. Zur Frage des gebietswirtschaftlichen Potentials. Forschungen und Fortschritte 40: 65–96.

NELSON, E., MENDOZA, G., REGETZ, J., POLASKY, S., TALLIS, H., CAMERON, D., CHAN, K.M.A., DAILY, G.C., GOLDSTEIN, J., KAREIVA, P.M., LONSDORF, E., NAIDOO, R., RICKETTS, T.H., SHAW, M., 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. Frontiers in Ecology and the Environment 7: 4–11.

NIEMEYER, S., SPASH, C.L., 2001. Environmental valuation analysis, public deliberation, and their pragmatic syntheses: a critical appraisal. Environmental and Planning C: Government and Policy 19: 567–585.

NLÖ – NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE, 2001. Hinweise zur Ausarbeitung und Fortschreibung des Landschaftsrahmenplans. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 2/2001.

NOHL, W., 2001. Landschaftsplanung: Ästhetische und rekreative Aspekte. Patzer, Berlin/Hannover.

NORTON, L.R., INWOOD, H., CROWE, A., BAKER, A., 2012. Trialling a method to quantify the «cultural services' of the English landscape using Countryside Survey data. Land Use Policy 29: 449–455.

OECD – THE ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, 1995: The economic appraisal of environmental projects and policies. A practical guide. OECD, Paris.

PASCUAL, U., MURADIAN, R., BRANDER, L., GÓMEZ-BAGGETHUN, E., MARTÍN-LÓPEZ, B., VERMA, M., 2010. The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. In: TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London: 183–256.

PEARCE, D., ATKINSON, G., MOURATO, S., 2006. Cost-benefit analysis and environment: Recent Developments. OECD, Paris.

PEARCE, D., 1976. The limits of cost-benefit-analysis as a guide to environmental policy. Kyklos 29: 97–112.

PEARCE, D.W., TURNER, K.R., 1990. Economics of natural resources and the environment. Harvester Wheatsheaf, New York.

PLIENINGER, T., DIJKS, S., OTEROS-ROZAS, E., BIELING, C., 2013. Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. Land Use Policy 33: 118–129.

POTSCHIN, M.B., HAINES-YOUNG, R.H., 2011. Ecosystem services: Exploring a geografical perspective. Progress in Physical Geografy 35: 575–594.

RENN, O., WEBLER, T., WIEDEMANN, P., 1995. Fairness and competence in citizen participation. Evaluating models for environmental discourse. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

REY BENAYAS, J.M., NEWTON, A.C., DIAZ, A., BULLOCK, J.M., 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. Science 325: 1121–1124.

RING, I., SCHRÖTER-SCHLAACK, C., 2013. Zur Auswahl des geeigneten Politikmixes. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.). Ökosystemdienstleistungen. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg: 156–166.

RING, I., WÜSTEMANN, H., BONN, A., GRUBNEWALD, K., HAMPICKE, U., HARTJE, V., JAX, K., MARZELLI, S., MEYERHOFF, J., SCHWEPPE-KRAFT, B., 2015. In: Hartje, V., Wüstemann, H., Bonn, A. (Hrsg.). Naturkapital Deutschland – TEEB DE. Naturkapital und Klimapolitik: Synergien und Konflikte. Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Berlin, Leipzig: 20–65.

ROSER, F., 2011. Entwicklung einer Methode zur großflächigen rechnergestützten Analyse des landschaftsästhetischen Potenzials. Weißensee, Berlin.

ROTH, M., GRUEHN, D., 2010. Modellierung von Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft – Kriterien zur Bestimmung der Landschaftsbildqualitäten für große Räume. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 (4): 115–120.

SAGOFF, M., 1998. Aggregation and deliberation in valuing environmental public goods: A look beyond contingent pricing. Ecological Economics 24: 213–230.

SCHAICH, H., BIELING, C., PLIENINGER, T., 2010. Linking ecosystem services with cultural landscape research. GAIA 19: 269–277.

SCHRÖTER, M., VAN DER ZANDEN, E.H., VAN OUDENHOVEN, A.P.E., REMME, R.P., SERNA-CHAVEZ, H.M., DE GROOT, R.S., OPDAM, P., 2014. Ecosystem services as a contested concept: a synthesis of critique and counter-arguments. Conservation Letters 7 (6): 514–523.

SCHRÖTER-SCHLAACK, C., 2013. Steuerung der Flächeninanspruchnahme durch Planung und handelbare Flächenausweisungsrechte. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig.

SCHRÖTER-SCHLAACK, C., 2014. Ökosystemleistungen, TEEB und Naturkapital Deutschland. In: Schröter-Schlaack, C., Wittmer, H., Mewes, M., Schniewind, I. (Hrsg.). Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skripten 359. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 8–21.

SCIENCE FOR ENVIRONMENTAL POLICY, 2015. Ecosystem Services and the Environment. In-depth Report 1 produced for the European Comission, DG Environment by the Science Communication Unit, UWE, Bristol.

SIEDENTOP, S., 2008. Anforderungen aus raumplanerischer Sicht. In: Köck, W., Bizer, K., Hansjürgens, B., Einig, K., Siedentop, S. (Hrsg.). Handelbare Flächenausweisungsrechte: Anforderungsprofil aus ökonomischer, planerischer und juristischer Sicht. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden: 110–157.

SÖLLNER, F., 1993. Neoklassik und Umweltökonomie. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 16: 431–460.

SPANGENBERG, J.H., GÖRG, C., TRUONG, D.T., TEKKEN, V., BUSTAMANTE, J.V., SETTELE, J., 2014A. Provision of ecosystem services is determined by human agency, not ecosystem functions. Four case studies. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 10: 40–53.

SPANGENBERG, J. H., VON HAAREN, C., SETTELE, J., 2014B. The ecosystem service cascade: Further developing the metaphor. Integrating societal processes to accommodate social processes and planning, and the case of bioenergy. Ecological Economics 104: 22–32.

SRU – RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN, 2002. Sondergutachten: Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. BT-Drucksache 14/9852.

SRU – RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN, 2007. Sondergutachten: Umweltverwaltungen unter Reformdruck. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

SRU – RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN, 1987. Umweltgutachten 1987. BT-Drucksache 11/1568.

STERN, N., 2007. The Economics of Climate Change: The Stern Review. Cambridge University Press, Cambridge.

TANSLEY, A.G., 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. Ecology 16 (3): 284–307.

TAKEUCHI, K., 2010. Rebuilding the relationship between people and nature: the Satoyama Initiative. Ecological Research 25: 891–897.

TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2010A. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.

TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2010B. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London.

TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2011. The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Business and Enterprise. Edited by Joshua Bishop. Earthscan, London.

TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2012. The Economics of Ecosystem and Biodiversity in Local and Regional Policy and Management. Edited by Heidi Wittmer and Hariprya Gundimeda. Earthscan, London.

UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2012. Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten. UBA, Dessau.

UK NEA – THE UNITED KINGDOM NATIONAL ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2011. The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings. UNEP-WCMC. Cambridge.

UK NEA – THE UNITED KINGDOM NATIONAL ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2014. The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings. UNEP-WCMC, LWEC, UK.

VAN BERKEL, D.B., VERBURG, P.H., 2014. Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape. Ecological Indicators 37, Part A: 163–174.

VAN OUDENHOVEN, A.P.E., PETZ, K., ALKEMADE, R., HEIN, L., DE GROOT, R.S., 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. Ecological Indicators 21: 110–122.

VATN, A., 2009. An institutional analysis of methods for environmental appraisal. Ecological Economics, 68: 2207–2215.

VON HAAREN, C., 2004. Landschafsplanung. Eugen Ulmer, Stuttgart.

VON HAAREN, C., ALBERT, C., 2011. Integrating ecosystem services and environmental planning: limitations and synergies. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 7: 150–167.

VON HAAREN, C., GALLER, C., 2012. Landschaftsplanung, Grundlage nachhaltiger Landschaftsentwicklung. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

VON HAAREN, C., OPPERMANN, B., FRIESE, K.-I., HACHMANN, R., MEIFORTH, J., NEUMANN, A., TIEDTKE, S., WARREN-KRETZSCHMAR, B., WOLTER, F.-E., 2005. Interaktiver Landschaftsplan Königslutter am Elm: Ergebnisse aus dem E+E-Vorhaben »Interaktiver Landschaftsplan Königslutter am Elm« des Bundesamtes für Naturschutz. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

VON HAAREN, C., ALBERT, C., BARKMANN, J., DE GROOT, R.S., SPANGENBERG, J., SCHRÖTER-SCHLAACK, C., HANSJÜRGENS, B., 2014. From explanation to application: introducing a practice-oriented ecosystem services evaluation (PRESET) model adapted to the context of landscape planning and management. Landscape Ecology 29 (8): 1335–1346.

VON HAAREN, C., ALBERT, C., GALLER C., 2016. Spatial and landscape planning: a place for ecosystem services. In: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R. K. (Hrsg.), Routledge Handbook of Ecosystem Services. Routledge, London and New York: 568–581.

WALLACE, K.J., 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. Biological Conservation 139: 235–246.

WBGU – WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN, 1999. Welt im Wandel: Umwelt und Ethik. Sondergutachten. Metropolis, Marburg.

WEGNER, G., PASCUAL, U., 2011. Cost-benefit analysis in the context of ecosystem services for human well-being: A multidisciplinary critique. Global Environmental Change 21: 492–504.

WEISBROD, B.A., 1964. Collective-consumption services of individual-consumption goods. Quarterly Journal of Economics 78: 471–478.

WENDE, W., MARSCHALL, I., HEILAND, S., LIPP, T., REINKE, M., SCHAAL, P., SCHMIDT, C., 2009. Naturschutz und Landschaftsplanung 41 (5): 145–149.

WILLIS, K.G., 1989. Option value and non user benefits of wildlife conservation. Journal of Rural Studies 5 (3): 245–256.

WILSON, M.A., HOWARTH, R.B., 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation. Ecological Economics 41: 431–443.

WITTMER, H., SCHRÖTER-SCHLAACK, C., DIETRICH, K., SCHNIEWIND, I., 2014. Ökosystemleistungen, Bewertung und Inwertsetzung: Wie nützlich sind diese Konzepte für die deutsche Naturschutzpraxis – ein Fazit. In: Schröter-Schlaack, C., Wittmer, H., Mewes, M., Schniewind, I. (Hrsg.). Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skript 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 93–102.

WÖBSE, H.H., 2004. Erfassen und Bewerten des Landschaftserlebens. In: von Haaren, C. (Hrsg.). Landschaftsplanung. Eugen Ulmer, Stuttgart: 251–266.

ZIMMERMANN, K., 1990. Vorsorgeprinzip und präventive Umweltpolitik: Abgrenzungsversuche zum Sinn und Unsinn eines politischen Begriffs. In: Zimmermann, K., Hartje, V., Ryll, A. (Hrsg.). Ökologische Modernisierung der Produktion: Strukturen und Trends. Edition Sigma, Berlin: 19–82.

Übersicht über Methoden zur Bewertung von Ökosystemleistungen

(von Nele Lienhoop)

Marktanalyse

Preisbasierte Methoden

Direkte Marktpreise

Hier werden die direkten Preise, die für Ökosystemleistungen am Markt zu zahlen sind, für die Bewertung herangezogen. Marktpreise sind i. d. R. nur für Versorgungsleistungen verfügbar (Produkte der Land-, Forst- und Energiewirtschaft, der Fischerei usw.).

Beispiel: Der Holzumsatz als Wertmaßstab für die Rohstoffproduktionsleistung eines Waldes (Versorgung der Gesellschaft mit dem Rohstoff Holz).

Kostenbasierte Methoden

Ersatzkosten

Diese Methode betrachtet die Kosten, die aufgebracht werden müss(t)en, um eine Ökosystemleistung technisch zu ersetzen. Hier ist also der Marktpreis des technischen Substituts bzw. Äquivalents die entscheidende Größe.

Beispiel: Die Kosten von Aquakulturanlagen als Maßstab für den Habitat-Wert eines natürlichen Gewässerökosystems zur Fischproduktion.

Vermeidungskosten

Für diesen Bewertungsansatz sind die Kosten relevant, die durch negative Umwelteinflüsse entstehen (können) und die durch Ökosystemleistungen vermieden werden. Hier ist der Marktpreis des potenziellen Schadens die entscheidende Größe.

Beispiel: Die (potenziellen) Kosten von Hochwasserschäden als Wertmaßstab für die Hochwasserschutzleistung einer natürlichen Auenlandschaft.

Opportunitätskosten

Bei diesem Ansatz werden die im Zuge der Bereitstellung von Ökosystemleistungen entgangenen wirtschaftlichen Erträge (die Kosten des Verzichts auf die beste Alternative) als Basis für die Bewertung herangezogen. Somit ist bei diesem Ansatz der Ertrag aus der besten alternativen Ökosystemnutzung die entscheidende Größe.

Beispiel: Die wirtschaftlichen Erträge, die mit einem Flussausbau zur Steigerung des Binnenschiffverkehrs realisiert werden könnten, auf die aber verzichtet wird, um einen guten ökologischen Gewässerzustand und die daran knüpfenden Ökosystemleistungen zu sichern, als Maßstab für den Wert dieser Leistungen.

Dem liegt die Annahme zugrunde, dass der Nutzen der realisierten Option mindestens den Kosten des Verzichts auf die Alternativoption entsprechen muss, denn ansonsten würde man die Alternative realisieren.

Input-Output-Analysen

Produktionsfunktionsansatz
Dieser Ansatz bewertet die Beiträge von Ökosystemleistungen als Inputfaktoren innerhalb von Produktionsprozessen. Dabei wird die Veränderung des Outputs im Zusammenhang mit der Veränderung des Inputs der Ökosystemleistung betrachtet und die Ertragsdifferenz für die Bewertung herangezogen.

Beispiel: Landwirtschaftliche Ertragsverluste infolge eines Bienensterbens als Wertmaßstab für die Bestäubungsleistung der Bienen in diesem Produktionsprozess.

Nettofaktoreinkommen
Hier werden Ökosystemleistungen ebenfalls in ihrer Funktion als Input- bzw. Produktionsfaktor bewertet. Dabei wird der Erlös betrachtet, der auf die Ökosystemleistungen zurückzuführen ist, d. h. es wird die Differenz zwischen Gesamterlös und Produktionskosten für die Bewertung herangezogen.

Beispiel: Die Differenz aus dem Erlös aus einer Wasserkraftanlage und den Kosten, die mit dieser Anlage verbunden sind, wird als Wertmaßstab für die Energieproduktionsleistung eines Gewässers herangezogen (Versorgung der Gesellschaft mit dem Energieproduktionsfaktor Wasser).

Hinter diesem Ansatz steht die Annahme, dass die Produktionsfaktoren für ihren Faktoreinsatz gemäß ihrer Grenzproduktivität entlohnt werden, d. h. dass ihnen jener Anteil des Erlöses zufließt, der auf ihren Faktoreinsatz zurückzuführen ist. So teilt sich der Erlös aus dem produzierten Gut vollständig unter den Produktionsfaktoren (in Abhängigkeit von der jeweiligen Produktivität) auf. Der Faktor Boden erbringt seine Leistung jedoch unentgeltlich, d. h. die Differenz zwischen dem Gesamterlös und den Kosten der Produktion (hier also das Einkommen für die Faktoren Arbeit und Kapital) muss der Grenzproduktivität und damit dem Wert des Faktors Boden, d. h. der am Produktionsprozess beteiligten Ökosystemleistung, entsprechen.

Präferenzanalyse

Methoden der offenbarten Präferenz

Hedonischer Preisansatz
Hier werden Preisdifferenzen zwischen Marktgütern in Abhängigkeit von Umwelteinflüssen betrachtet. Wenn also der Preis für ein Marktgut durch eine Ökosystemleistung mitbestimmt wird, lässt sich die Zahlungsbereitschaft für die Ökosystemleistung indirekt aus dem Preis für das Marktgut ableiten. Die entscheidende Größe für die Bewertung ist dann die Preisdifferenz, die auf den Einfluss der Ökosystemleistung zurückzuführen ist.

Beispiel: Die Differenz zwischen dem Preis für eine Immobilie mit Seeblick und dem Preis für eine vergleichbare Immobilie ohne Seeblick wird als Maßstab für den landschaftsästhetischen Wert des Sees angesetzt.

Reisekostenmethode
Bei dieser Methode werden jene Kosten, die im Rahmen eines Ausfluges, einer Reise o. ä. aufgewendet werden, um ein bestimmtes Naturerlebnis zu erfahren, für die Bewertung herangezogen. Die Kosten sowie die Häufigkeit und Intention der Reise / des Ausflugs werden dabei umfragebasiert erfasst.

Beispiel: Die Kosten, die aufgewendet werden, um einen Nationalpark zu besuchen (Fahrtkosten, Eintrittsgelder, Kosten des Aufenthaltes etc.) dienen als Maßstab für den Erholungs- und Erlebniswert dieses Parks.

Hinter diesem Ansatz steht die Annahme, dass die aufgewendeten Kosten mindestens dem Nutzen aus der Ökosystemleistung entsprechen müssen, da ansonsten die Bereitschaft, diese Kosten aufzuwenden, nicht gegeben wäre.

Methoden der geäußerten Präferenz

Kontingente Bewertungsmethode
Diese Methode erfasst den Nutzen aus Ökosystemleistungen, indem sie hypothetische Märkte schafft und stichprobenbasiert die Zahlungsbereitschaft für diese Leistungen erfragt. Dabei wird den Befragten zunächst der entscheidungsrelevante Sachverhalt dargelegt (Veränderung gegenüber dem Status quo oder gegenüber einem alternativen Referenzzustand) und sie werden dann um die Angabe ihrer Zahlungsbereitschaft (oder alternativ Entschädigungsforderung) für die zu bewertende Umweltveränderung gebeten. Hier werden die »Konsumenten« also direkt danach gefragt, was ihnen Ökosystemleistungen wert sind, d. h. auf was sie bereit wären zu verzichten (Δ Einkommen), um einen (zusätzlichen) Nutzen aus den Ökosystemleistungen zu erfahren, oder aber was man ihnen bieten müsste, um einen Verlust an Ökosystemleistungen auszugleichen.

Beispiel: Der Geldbetrag, den die Befragten bereit wären, in einen Fonds zur Finanzierung eines Schutzprojektes zu zahlen (jährlich oder einmalig), um dadurch den Erhalt einer bedrohten Tierart sicherzustellen, dient als Wertmaßstab für den Nutzen, den die Befragten aus der Existenz dieser Tierart ziehen (diese Methode erfasst sowohl nutzungsabhängige als auch nicht-nutzungsabhängige Werte).

Choice-Experimente

Diese, ebenfalls umfragebasierte Bewertungsmethode ermittelt die Präferenzen mithilfe eines Entscheidungsexperiments. Dabei werden den Befragten verschiedene Szenarien als Alternative zum Status quo vorgelegt, in denen eine Auswahl an Ökosystemleistungen (sog. Attribute) in unterschiedlichen Ausprägungen angeboten werden. Dabei ist jedes Szenario auch mit einem Preis versehen, den die Bürger für den dort beschriebenen Umweltzustand zahlen müssten, d. h. die Kosten, die mit der Bereitstellung verbunden wären. Die Befragten wählen dabei mehrmals aus verschiedenen Sets an Szenarien den jeweils nutzenmaximalen Zustand aus. Die Zahlungsbereitschaften für die Ökosystemleistungen werden anschließend mithilfe statistischer Analyseverfahren aus dem Entscheidungsverhalten abgeleitet.

Beispiel: In einer bestimmten Region ist eine Reihe an unterschiedlichen Landnutzungsoptionen realisierbar, die sich in unterschiedlicher Weise auf das dortige Landschaftsbild, die Flora- und Fauna-Struktur, die Schadstoffbelastung in Boden und Gewässern sowie auf das Bodenerosions- und Hochwasserrisiko auswirken. Die jeweiligen Leistungen können dabei unterschiedliches Gewicht für die Nutzenstiftung haben. So ist der Nutzen aus der Hochwasserschutzleistung ggf. sehr viel höher als der Nutzen aus dem abwechslungsreichen Landschaftsbild. Hier wird also eine Option (bspw. Flächenrenaturierung) in erster Linie wegen ihres positiven Effekts auf die Hochwasserschutzleistung wertgeschätzt und weniger wegen des Effekts auf das Landschaftsbild.

Hinter dieser Methode steht die Annahme, dass sich der Nutzen eines Gutes durch dessen Eigenschaften definiert und somit in Abhängigkeit der Eigenschaften variiert. Die Präferenz für ein Gut wird also von den verschiedenen Merkmalen bestimmt, die das Gut charakterisieren, d. h. wenn sich ein Gut hinsichtlich eines Attributs verändert, verändert sich auch die Präferenz für das Gut.

Deliberative Ansätze

Fokusgruppen

Fokusgruppen sind Gruppendiskussionen, in denen sich die Teilnehmer zu einem bestimmten Thema, z. B. Biodiversitätsmaßnahmen, äußern und Aspekte nennen, die für sie in diesem Zusammenhang relevant sind. Der Vorteil dieses Verfahrens ist, dass Teilnehmer durch die Interaktion und das Feedback in der Gruppe gemeinsam auf mehr Aspekte zu sprechen kommen als in persönlichen Einzelinterviews und so eine detaillierte Einsicht in die Ansichten, Meinungen und Wertschätzungen der Teilnehmer ermöglicht. Die Gruppendiskussionen werden mit rund 12 Teilnehmern durchgeführt und dauern ein bis zwei Stunden. Fokusgruppen werden hauptsächlich in der Marktforschung angewandt, sind aber auch für die qualitative Bewertung von Umweltveränderungen geeignet. Es werden betroffene Bürger und Stakeholdergruppen zu den Gruppendiskussionen eingeladen.

Bürgerforum (Citizens' Jury)
Bei dieser Methode bezieht sich die Bewertung auf Gruppenmeinungen und ist somit qualitativer Art. Eine Gruppe von Bürgern begutachtet und beratschlagt die relevante Umweltveränderung, erörtert die Expertenmeinungen und urteilt über den Nutzen und die Kosten. Hierbei werden Bedürfnisse und Präferenzen sichtbar gemacht, jedoch nicht quantifiziert. Die Bewertung basiert auf den Erkenntnissen und Ergebnissen des Diskurses und ist rein qualitativer Art.

Marktstandmethode (Market Stall)
Diese Methode beruht auf der Idee, die Angebots-Nachfrage-Situation eines Wochenmarktes nachzubilden, wo sich der Kunde das Angebot in Ruhe anschauen kann, er sich beim Verkäufer über das Produkt informieren und unmittelbar Rückfragen stellen kann und wo auch ein Austausch zwischen den Marktbesuchern möglich ist. Kurzum: Simuliert wird eine transparente Marktsituation, die es zulässt, Informationsdefizite abzubauen und wohlüberlegte Präferenzen zu bilden. Hierzu werden die direkten präferenzbasierten Methoden (s. o. Methoden der geäußerten Präferenz) mit Gruppendiskussionen kombiniert. Außerdem wird hier nicht nur die unmittelbare, sondern auch eine »überdachte« Zahlungsbereitschaft erfasst.

Das Vorgehen ist wie folgt: Im Rahmen von ein- bis zweistündigen Workshops mit je 10 bis 15 Teilnehmern wird zunächst der zu bewertende Sachverhalt (die Umweltveränderung) von Experten vorgestellt, die Problemzusammenhänge werden erläutert (Kosten, Nutzen, Folgen der Maßnahmen) und Rückfragen geklärt. Im Anschluss daran wird der Sachverhalt intensiv zwischen den Teilnehmern diskutiert (angeleitet von einem Moderator), bevor jeder Teilnehmer seine Zahlungsbereitschaft in einem Fragebogen äußert (anonym). Die Teilnehmer werden einige Tage später noch einmal kontaktiert (postalisch oder telefonisch) und erneut nach ihrer Zahlungsbereitschaft gefragt, womit ihnen die Möglichkeit gegeben wird, ihre ursprüngliche Angabe zu revidieren. Diese »überdachten« Angaben bilden dann die Basis für die Bewertung.

Hinter diesem Ansatz steht die Annahme, dass sich Präferenzen erst bilden und festigen müssen und eben nicht per se vorhanden sind. Für marktungebundene Ökosystemleistungen gilt dies in besonderem Maße, da man im alltäglichen Leben i. d. R. nicht gezwungen ist, sich ihrem Nutzen bewusst zu machen (öffentliche Güter). Hier wird man im Alltag nicht vor Abwägungsentscheidungen gestellt, in deren Zuge man seine Präferenzen definieren muss.

Bewertungsworkshop (Valuation Workshop)
Hierbei handelt es sich um eine verkürzte Version der Market Stall Methode (s. o.). So wird hier ebenfalls die direkte Erfassung der Zahlungsbereitschaft gemäß den Methoden der geäußerten Präferenz ergänzt um das Element der Gruppendiskussion, womit der Präferenzbildung Raum gegeben wird; es wird jedoch im Gegensatz zur Marktsandmethode auf die zweite Befragungsrunde verzichtet, d. h. die reflexive Komponente fehlt.

Sekundäranalyse

Nutzentransfer

Dieser Ansatz greift auf bereits vorliegende und im Rahmen anderer Studien ermittelte Erkenntnisse über den Nutzen aus Ökosystemleistungen zurück, um diese auf eine neue, aber vergleichbare Bewertungssituation zu übertragen. Unabdingliche Voraussetzung hierfür ist u. a. die Vergleichbarkeit des zu bewertenden Sachverhalts zwischen der Primär- und Sekundärstudie.

Beispiel: Die Zahlungsbereitschaften, die für die Ausweisung eines Naturschutzgebietes an den ostfriesischen Inseln geäußert wurden, werden für die Bewertung eines vergleichbaren Projekts an den nordfriesischen Inseln herangezogen (in beiden Fällen ist das Ökosystem Wattenmeer betroffen, d. h. die Flora-Fauna-Struktur, die geophysikalischen Faktoren und die sozio-ökonomischen Merkmale zwischen den beiden Gebieten sind vergleichbar).

3 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IN LÄNDLICHEN RÄUMEN

KOORDINIERENDER AUTOR
PETER WEINGARTEN

AUTOR
THOMAS SCHMIDT

GUTACHTERINNEN
CLAUDIA BIELING, MARIANNE PENKER

3.1 Einleitung 71
3.2 Abgrenzung ländlicher Räume 71
3.3 Charakterisierung ländlicher Räume und räumliche Verteilung von Ökosystemleistungen 72
3.4 Räumliche Verteilung der Nutznießer von Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen 75
3.5 Kostenträger zur Förderung von Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen 77
Literatur 78

KERNAUSSAGEN

- Ökosysteme haben immer einen konkreten Flächenbezug, und Ökosystemleistungen lassen sich damit prinzipiell auf konkrete Flächen beziehen. Jene Ökosystemleistungen, die viel Fläche beanspruchen, sind in ländlichen Räumen überdurchschnittlich häufig zu finden.
- Ökosystemleistungen könnten gezielt durch menschliches Zutun (oder Unterlassen bestimmter Handlungen) gefördert werden, ungezielt gefördert werden (positiver externer Effekt oder Kuppelprodukt einer rentablen Produktion), durch menschliche Aktivtäten negativ beeinflusst werden oder weitgehend ohne menschliche Beeinflussung von der Natur bereit gestellt werden.
- Die räumliche Verteilung der Nutznießer hängt vom konkreten Fall ab und kann unterschiedliche räumliche Skalen (lokal, regional, national, global) betreffen.
- Die räumliche Verteilung der Kostenträger der Förderung einer Ökosystemleistung und der Überwälzbarkeit der Kosten hängt u. a. davon ab, ob es sich bei der Ökosystemleistung um ein öffentliches oder ein privates Gut handelt und wie Verfügungsrechte ausgestaltet, verteilt und durchsetzbar sind.

3.1 EINLEITUNG

Ländliche Räume sind kein Ökosystem. Vielmehr gibt es eine Fülle von Ökosystemen, die in ländlichen (und anderen) Räumen zu finden sind. In ländlichen Räumen werden viele Ökosystemleistungen gezielt oder ungezielt gefördert (Kuppelprodukt menschlicher Aktivitäten), werden durch menschliche Aktivitäten negativ beeinflusst oder werden weitgehend ohne menschliche Beeinflussung von der Natur bereitgestellt. Fast alle diese Ökosystemleistungen sind auch in urbanen Räumen zu finden, oftmals aber in einem geringeren Umfang. Im Mittelpunkt dieses Kapitels stehen jene Ökosystemleistungen, für deren Bereitstellung ländlichen Räumen eine besondere Bedeutung zukommt. Ökosystemleistungen der verstädterten Räume werden in einem gesonderten Bericht: »Naturkapital Deutschland – TEEB DE: Ökosystemleistungen in der Stadt – Gesundheit schützen und Lebensqualität erhöhen« behandelt.

Zunächst wird in Abschnitt 3.2 umrissen, was im Folgenden unter ländlichen Räumen verstanden wird. Eine für die vorliegende Studie über Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen prinzipiell wünschenswerte Abgrenzung ländlicher Räume anhand definierter Ökosysteme ist nicht möglich. Daher werden siedlungsstrukturelle Kriterien für die Abgrenzung herangezogen. Abschnitt 3.3 gibt dann basierend auf dieser Abgrenzung auf aggregierter Ebene einen ersten Überblick über wichtige Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen. Diese werden detaillierter in Kapitel 4 bis 9 für landwirtschaftliche Flächen, Waldflächen, Moorflächen und für Küsten- und Meeresflächen diskutiert. Die räumliche Verteilung der Nutznießer von Ökosystemleistungen wird in Abschnitt 3.4 behandelt. Die Kostenträger der Bereitstellung von Ökosystemleistungen werden in Abschnitt 3.5 thematisiert. Für Fragen zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen und für den theoretischen Hintergrund wird auf Kapitel 2 verwiesen.

3.2 ABGRENZUNG LÄNDLICHER RÄUME

Noch bis Mitte des letzten Jahrhunderts stellte der ländliche Raum im Vergleich zu heute einen relativ homogenen Raumtyp dar. Dieser war durch die große wirtschaftliche und soziale Bedeutung der Landwirtschaft, geringere gesellschaftliche Teilhabemöglichkeiten als in der Stadt und eine geringe Bevölkerungsdichte gekennzeichnet. Die wirtschaftlichen, sozialen und gesellschaftlichen Entwicklungen der letzten Jahrzehnte haben dazu geführt, dass eine dichotome Betrachtung von Stadt und Land heute irreführend ist. Vielmehr sind die Übergänge zwischen städtischen und ländlichen Räumen in vielerlei Hinsicht fließend geworden, und auch zwischen ländlichen Räumen bestehen vielfach große Unterschiede, weshalb der Begriff sinnvollerweise auch nur im Plural verwendet werden sollte. Allerdings gibt es weder in der Wissenschaft noch in der gesellschaftlichen oder politischen Diskussion eine allseits akzeptierte Definition der Begriffe »ländlich« und »ländliche Räume« (Copus et al., 2008).

Für internationale Vergleiche wird häufig auf die Regionstypisierung der OECD (2005) zurückgegriffen. Diese klassifiziert Regionen im Wesentlichen anhand des Anteils der Bevölkerung, der in Gemeinden mit weniger als 150 Einwohner/km² lebt, in »vorwiegend ländliche«, »intermediäre« (früher als »stark ländlich geprägte« bezeichnet) und »vorwiegend städtische« Regionen. Das statistische Amt der EU betrachtet für seine regionale Typisierung die Bevölkerungsdichte im 1x1-km-Raster und verwendet andere Schwellenwerte. Andere Typisierungen beziehen die Erreichbarkeit größerer Städte ein (siehe z. B. Dijkstra und Poelman, 2011).

Unter den verschiedenen Typisierungen für Deutschland haben die siedlungsstrukturellen Regions- bzw. Kreistypen die größte Bekanntheit. Abbildung 3.1 aus dem Raumordnungsbericht 2011 (BBSR, 2012) für Deutschland zeigt auf Ebene der Landkreise und kreisfreien Städte die räumliche Verteilung der vier Regionstypen »Kernstädte«, »verdichtetes Umland«, »ländliches Umland« und »ländlicher Raum«. Zu den beiden ländlichen Kategorien gehören Landkreise mit weniger als 150 Einwohnern/km² und in dünn besiedelten, peripheren Regionen auch kreisfreie Städte unter 100.000 Einwohnern. Entsprechend werden kreisfreie Städte mit mehr als 100.000 Einwohnern als »Kernstädte« bezeichnet und Landkreise mit mehr als 150 Einwohnern/km² zählen zum »verdichteten Umland«. Dies führt z. B. im Bundesland Nordrhein-Westfalen dazu, dass die ländlichen Flächenanteile bei unter 10 % liegen, während die Landesflächen von Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg zu fast 100 % als ländlich geprägt eingestuft werden. Ein deutlich anderes Bild ergibt sich, wenn man die Abgrenzung ländlicher Räume betrachtet, wie sie von den einzelnen Bundesländern für bestimmte Maßnahmen ihrer ländlichen Entwicklungsprogramme in der Förderperiode 2007 bis 2013 vorgenommen wurde (siehe Abbildung 3.2). Während nach der siedlungsstrukturellen Kreistypisierung 60 % der Gesamtfläche auf die Kategorien »ländliches Umland« und »ländlicher Raum« (im Folgenden als ländliche Räume zusammengefasst) entfällt, sind es auf Basis der Abgrenzung in den ländlichen Entwicklungsprogrammen 90 %.

Für die vorliegende Studie bedarf es nicht einer bestimmten, exakten Abgrenzung ländlicher Räume. Wichtig ist vielmehr, dass ländliche Räume durch eine relativ geringe Bevölkerungsdichte, eine dörfliche und kleinstädtische Siedlungsstruktur und überdurchschnittlich hohe Anteile von land- und forstwirtschaftlicher Fläche an der Gesamtfläche gekennzeichnet sind und dass dies Auswirkungen auf die Art und den Umfang der Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen hat. Will man dagegen auf aggregierter, flächendeckender Ebene für Deutschland Ökosystemleistungen in ländlichen und nicht ländlichen Räumen vergleichen, so ist immer zu berücksichtigen, dass die zugrunde liegende Definition ländlicher Räume einen großen Einfluss haben kann, wie schon die unterschiedlichen Flächenanteile ländlicher Räume in den Abbildungen 3.1 und 3.2 verdeutlichen.

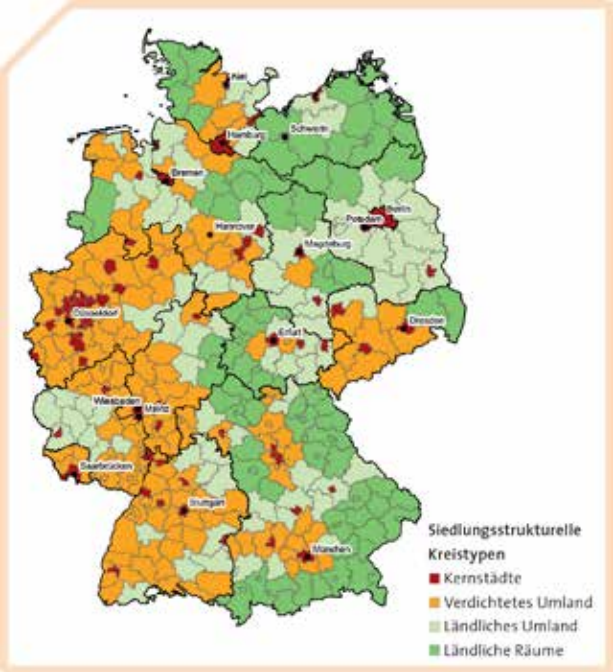
3.3 CHARAKTERISIERUNG LÄNDLICHER RÄUME UND RÄUMLICHE VERTEILUNG VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

Nur einzelne Ökosystemleistungen sind auf Ökosysteme angewiesen, die nicht (auch) in ländlichen Räumen zu finden sind. So ist es offensichtlich, dass marine Ökosystemleistungen (z. B. der Beitrag von Meeresströmungen für die Klimaregulation) nicht in ländlichen Räumen anfallen. Im Folgenden werden solche Ökosystemleistungen betrachtet, die vornehmlich oder in einem überdurchschnittlichen Umfang in ländlichen Räumen anfallen bzw. gefördert werden. Zu berücksichtigen ist hierbei aber, dass wie die vorherige Diskussion der Abgrenzung ländlicher Räume gezeigt hat, die Übergänge zwischen ländlichen und urbanen Räumen fließend sind und es unterschiedliche Abgrenzungen gibt. Gemeinsam ist ihnen aber, dass flächenmäßig der größere Teil Deutschlands als ländliche Räume anzusehen ist. Daher sind diejenigen Ökosystemleistungen (Basisleistungen, Versorgungsleistungen, Regulationsleistungen, kulturelle Leistungen) in ländlichen Räumen überdurchschnittlich häufig zu finden, die viel Fläche beanspruchen oder großräumig anfallen. Im Folgenden wird die Abgrenzung nach siedlungsstrukturellen Kreistypen laut Raumordnungsbericht 2011 (BBSR, 2012) zugrunde gelegt.

In ländlichen Räumen ist der Anteil versiegelter Fläche an der Gesamtfläche geringer als in Kernstädten und ihren hochverdichteten und verdichteten Umlandkreisen. Dies spricht dafür, dass Nährstoffkreisläufe und Bodenbildung in ländlichen Räumen generell weniger gestört sind. Auch wenn Siedlungs- und Freiflächen sowie Verkehrsflächen nur teilweise versiegelt sind, kann man diese Größe als Indikator für diesbezügliche Unterschiede zwischen ländlichen und verstädterten Räumen heranziehen. Mit 16 % liegt der Anteil der Siedlungs-, Frei- und Verkehrsflächen an der Gesamtfläche verstädterter Räume deutlich über dem entsprechenden Wert für ländliche Räume (9 %) (vgl. Tabelle 3.1).

Die Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln sowie von nachwachsenden Rohstoffen in Deutschland stellt eine Versorgungsleistung dar, die zu rund zwei Dritteln in ländlichen und zu einem Drittel in verstädterten Räumen erbracht wird

ABBILDUNG 3.1 ▸ Abgrenzung ländlicher Räume auf Basis der siedlungsstrukturellen Kreistypen nach Raumordnungsbericht 2011. Anmerkung: Kernstädte – Kernstädte in Agglomerationsräumen und verstädterten Räumen; Verdichtetes Umland – hochverdichtete und verdichtete Umlandkreise in Agglomerationsräumen und verstädterten Räumen, Ländliches Umland: ländliche Umlandkreise in Agglomerationsräumen und verstädterten Räumen, ländlicher Raum: Kreise in ländlichen Räumen. (Quelle: verändert nach BBSR, 2012)



(vgl. Tabelle 3.1). Die prozentualen Anteile der landwirtschaftlichen Fläche bzw. der Waldfläche an der Gesamtfläche liegen in ländlichen Räumen ca. ein Zehntel höher als in verstädterten Räumen (zur räumlichen Verteilung vgl. Abbildungen 3.3 und 3.4). In den letzten zehn Jahren hat die Bedeutung der Versorgungsleistung »nachwachsende Rohstoffe« stark zugenommen. Deren Anbaufläche (insb. für »Energiepflanzen« zur Erzeugung von Biokraftstoffen, Strom und Wärme in Biogasanlagen) wurde in diesem Zeitraum mehr als verdreifacht auf 2,5 Mio. ha (2012) bzw. auf mehr als ein Fünftel der gesamten Ackerfläche (BMELV, 2008, 2012). Für die Wasserversorgung kommt ländlichen Räumen eine wichtige Bedeutung zu. So nimmt die Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von der Landnutzung tendenziell von Acker über Grünland und Wald ab und tendiert auf versiegelten Flächen (deren Anteil in urbanen Räumen relativ hoch ist) gegen Null (Dörhöfer und Josopait, 1980).

ABBILDUNG 3.2 ▸ Abgrenzung ländlicher Räume auf Basis der ländlichen Entwicklungsprogramme der Bundesländer. 2007–2013 (Quelle: Becker et al., 2009)

Schon alleine aufgrund ihres hohen Flächenanteils kommt ländlichen Räumen eine wichtige Bedeutung für die Erbringung von Regulationsleistungen in Bezug auf Klima, Überflutungen, Krankheiten, Wasserqualität etc. zu. Regulative und auch kulturelle Ökosystemleistungen wie Erholung, Freizeit, kulturelle Vielfalt und Identität oder ästhetische und spirituelle Werte stellen oftmals so genannte öffentliche Güter dar, für die es wegen der mangelnden Ausschließbarkeit und fehlender Rivalität im Konsum keine funktionierenden Märkte mit Preisen als Knappheitsanzeiger gibt. Sie sind daher im Gegensatz zu marktgängigen Versorgungsleistungen einer statistischen Erfassung und Bewertung sehr viel weniger oder zum Teil kaum zugänglich (siehe Kapitel 4–9; vgl. zu Bewertungsverfahren Kapitel 2 und Hampicke, 2013; zur Quantifizierung nichtmarktgängiger Leistungen der Landwirtschaft Plankl et al., 2010; zur Messung kultureller Leistungen Kapitel 2 sowie Plieninger et al., 2013; Ohnesorge et al., 2013).

Als einen groben Indikator für die räumliche Verteilung von Ökosystemleistungen in Zusammenhang mit Biodiversität kann man die ausgewiesenen Natura-2000-Flächen heranziehen. Diese sind nach der Flora-Fauna-Habitat- und der Vogelschutzrichtlinie der EU zum Schutz der biologischen

TABELLE 3.1 ▸ Ausgewählte Kennziffern für ländliche und verstädterte Räume nach siedlungsstrukturellen Kreistypen in Deutschland. (Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis der angegebenen Datenquellen.)

	Jahr	Ländliche Räume	Verstädterte Räume	Deutschland	Quelle
Gesamtfläche (ha)	2010	21.382.918	14.328.024	35.710.942	Flächenerhebung nach Art der tatsächlichen Nutzung, Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2013
Anteil		59,9 %	40,1 %	100,0 %	
Bevölkerung (Einwohner)	2010	21.603.266	60.154.195	81.757.461	Durchschnittliche Jahresbevölkerung, Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2013
Anteil		26,4 %	73,6 %	100,0 %	
Bruttoinlandsprodukt (Mrd. €)	2009	516	1.881	2.397	VGR der Länder, Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2013
Anteil		21,5 %	78,5 %	100,0 %	
Gebäude-, Frei- u. Verkehrsfläche (ha)	2010	1.894.212	2.357.761	4.251.973	Flächenerhebung, Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2013
Anteil an Gesamtfläche		8,9 %	16,5 %	11,9 %	
Landwirtschaftlich genutzte Fläche (ha)	2010	11.627.229	7.065.914	18.693.143	Flächenerhebung, Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2013
Anteil		62,2 %	37,8 %	100,0 %	
Anteil an Gesamtfläche		54 %	49 %	52 %	
Ackerland (ha)	2010	7.610.675	4.225.005	11.835.680	Landwirtschaftszählung, Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2013
Anteil		64,3 %	35,7 %	100,0 %	
Grünland (ha)	2010	2.890.364	1.731.067	4.621.431	Landwirtschaftszählung, Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2013
Anteil		62,5 %	37,5 %	100,0 %	
Waldfläche (ha)	2010	6.620.747	4.145.139	10.765.886	Flächenerhebung, Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2013
Anteil		61,5 %	38,5 %	100,0 %	
Anteil an Gesamtfläche		31 %	29 %	30 %	
Natura-2000-Flächen (ha)	2010, 2011	3.652.162	1.891.304	5.543.465	FFH-Gebiete, Vogelschutzgebiete, Bundesamt für Naturschutz, 2010; 2011
Anteil		65,9 %	34,1 %	100,0 %	
Anteil an Gesamtfläche		17,1 %	13,2 %	15,5 %	
Naturparke (ha)	2013	5.697.953	4.058.038	9.755.991	Naturparke, Bundesamt für Naturschutz, 2013
Anteil		58,4 %	41,6 %	100,0 %	
Anteil an Gesamtfläche		26,6 %	28,3 %	27,3 %	
Übernachtungen in Beherbergungsbetrieben mit 9 und mehr Schlafgelegenheiten (Anzahl in Tausend)	2010	160.020	214.041	374.061	Monatserhebung im Tourismus, Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2013
Anteil		42,8 %	57,2 %	100,0 %	

Vielfalt von Arten und Lebensräumen ausgewiesene Flächen (vgl. Tabelle 3.1 und Abbildung 3.5). In ländlichen Räumen liegt der Anteil der Natura-2000-Flächen mit 17 % der Gesamtfläche deutlich über dem entsprechenden Anteil in verstädterten Räumen (13 %). Ein etwas anderes Bild ergibt sich, wenn man die Verteilung der Fläche der Naturparke betrachtet. Bei diesen handelt es sich gemäß Bundesnaturschutzgesetz um großräumige, arten- und biotopreiche Gebiete, die sich wegen ihrer landschaftlichen Voraussetzungen für die Erholung besonders eignen und in denen ein nachhaltiger Tourismus angestrebt wird. Nimmt man die ausgewiesenen Flächen als einen Indikator für Ökosystemleistungen, so zeigt sich, dass zwar 58 % der Naturparkflächen in Deutschland in ländlichen Räumen liegen, der Anteil an Naturparks an der Gesamtfläche in ländlichen Räumen aber geringer als in verstädterten ist. Ein Grund hierfür könnte eine höhere Nachfrage nach Erholungsleistungen in städtischen Gebieten sein.

Zur Messung kultureller Ökosystemleistungen für Freizeit und Erholung liegen auf aggregierter Ebene kaum Informationen vor. Von den in Deutschland statistisch erfassten Übernachtungen entfallen 43 % auf ländliche Räume. Allerdings ist dieser Durchschnittswert aus mehreren Gründen wenig aussagekräftig. Zum einen sind für die Wahl des Übernachtungsortes kulturelle Ökosystemleistungen nur ein Faktor unter mehreren, zum anderen steht nur ein Teil der statistisch erfassten Übernachtungen mit Freizeit- und Erholungsaktivitäten in Verbindung. Betrachtet man aber die regionale Verteilung der Übernachtungen pro Flächeneinheit, lassen sich auch auf der Landkreisebene Urlaubsregionen wie Wintersport-, Wander- oder Bade- bzw. Wassersportorte erkennen, die sich durch ein hohes Maß an kulturellen Ökosystemleistungen auszeichnen (vgl. Abbildung 3.6).

Zwischen unterschiedlichen Ökosystemleistungen können vielfältige Wechselbeziehungen bestehen. Dies sei am Beispiel der Versorgungsleistung »landwirtschaftliche Erzeugnisse« verdeutlicht. Im Vergleich zu einer alternativen Nutzung der Fläche als Forst erbringt die landwirtschaftliche Nutzung einen positiven Beitrag zur Versorgungsleistung »Grundwasserneubildung« in quantitativer Hinsicht (LWK Niedersachsen, 2011). Im Hinblick auf die Grundwasserqualität besteht dagegen vielfach eine konfligierende Beziehung, da die Nährstoffeinträge aus landwirtschaftlichen Flächen in der Regel höher als aus forstwirtschaftlichen sind. Die vorherrschende landwirtschaftliche Flächennutzung hat in den letzten Jahrzehnten massiv zum Rückgang der (Agro-)Biodiversität beigetragen, d. h. sie unterstützt nicht nur positive Ökosystemleistungen, sondern bewirkt oder beeinflusst auch »Unleistungen« (negative externe Effekte). Allerdings bereichern insbesondere extensiv genutzte Agrarlandschaften in der Regel die Biodiversität (gegenüber Forstflächen) da bestimmte Pflanzen- und Tiergesellschaften auf eine landwirtschaftliche (insbesondere extensive) Nutzung der Flächen angewiesen sind.

3.4 RÄUMLICHE VERTEILUNG DER NUTZNIESSER VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IN LÄNDLICHEN RÄUMEN

Ökosysteme haben immer einen konkreten Flächenbezug und Ökosystemleistungen lassen sich damit prinzipiell auf konkrete Flächen beziehen. Die Nutznießer dieser Ökosystemleistungen können vielfältig im Raum verteilt sein. Die räumliche Verteilung des Nutzens und damit der Nutznießer hängt vom konkreten Fall ab und kann lokaler, regionaler, nationaler oder globaler Art sein. Die Versorgungsleistung »Nahrungsmittelproduktion« einer konkreten Fläche kann räumlich sehr eng von Nutzen sein, wenn es sich z. B. um den Anbau von Gemüse in einem Nutzgarten zur Selbstversorgung handelt. Wenn die Fläche dem Anbau von in der Region vermarkteten Produkten dient, ist die Nutzenstiftung regionaler Art. Erfolgt die Vermarktung national oder global, fällt der direkte Nutzen auf der entsprechenden Ebene an. Wenn die verschiedenen räumlichen Ebenen in funktionierende Märkte eingebunden sind, hat allerdings jede Marktaktivität auf einer Ebene über den Preismechanismus Rückwirkungen auf die anderen Ebenen.

Aus bestimmten Ökosystemleistungen ergibt sich direkt eine bestimmte räumliche Verteilung der Nutznießer. So profitieren von Leistungen zur Wasserregulation (Wasserspeicherfähigkeit von Böden, Retentionsflächen) diejenigen, die von Hochwasser an einem bestimmten Fluss gefährdet sind. Indirekt ist der Kreis der Nutznießer deutlich größer, wenn man berücksichtigt, dass nach Hochwasserkatastrophen regelmäßig steuerfinanzierte Hilfsprogramme aufgelegt werden und die Leistung »Wasserregulation« die Notwendigkeit solcher Programme reduzieren kann. Leistungen von Ökosystemen wie die Reduzierung von Treibhausgasen bzw. Sequestrierung von Kohlenstoff haben dagegen prinzipiell einen globalen Nutznießerkreis, wenn man vereinfachend unterstellt, dass vom Klimawandel alle negativ betroffen sind.

Bei einem Teil der Ökosystemleistungen handelt es sich im wirtschaftswissenschaftlichen Sinn um private Güter. Bei privaten Gütern kann der Eigentümer jeden von dessen Konsum ausschließen. Beispiele für solche Ökosystemleistungen sind

ABBILDUNG 3.3 ▸ Anteil der Landwirtschaftsfläche an der Gesamtfläche (2010). (Quelle: Eigene Darstellung nach Daten von Destatis, 2015; BBSR, 2008; BKG, 2012)

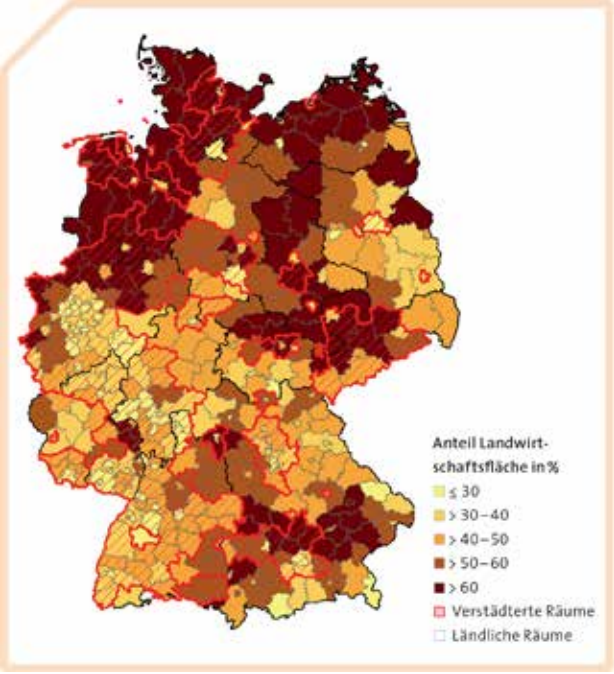


ABBILDUNG 3.4 ▸ Anteil der Waldfläche an der Gesamtfläche (2010). (Quelle: Eigene Darstellung nach Daten von Destatis, 2015; BBSR, 2008; BKG, 2012)

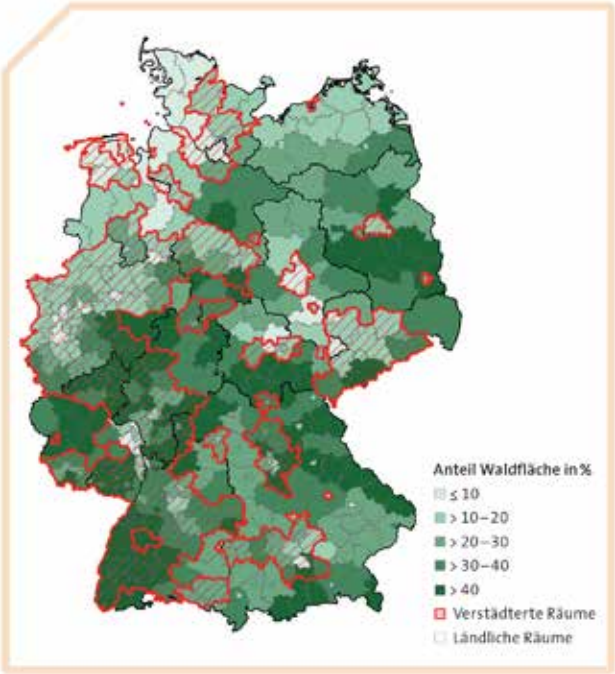


ABBILDUNG 3.5 ▸ Anteil der Natura-2000-Flächen an der Gesamtfläche (2010). (Quelle: Eigene Darstellung nach Daten von BfN, 2013; BBSR, 2008; BKG, 2012)

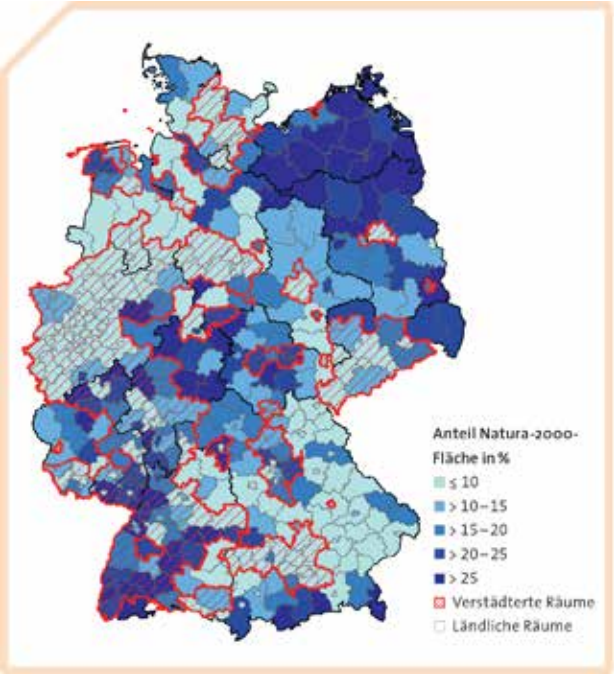
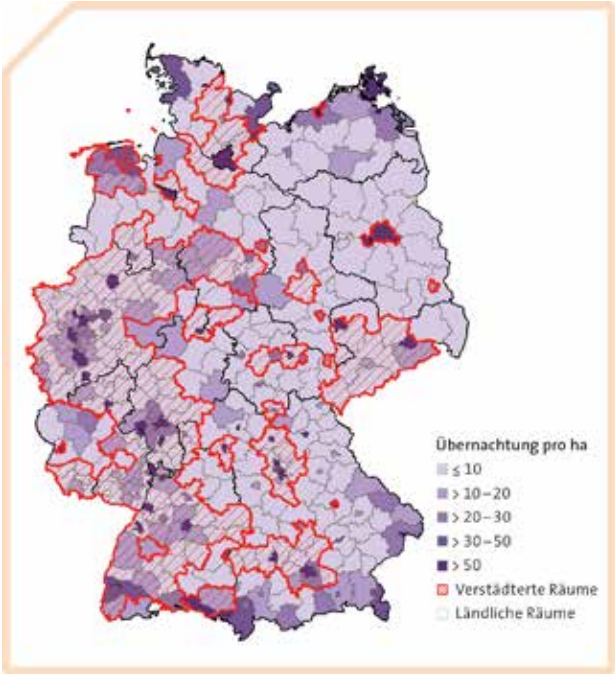


ABBILDUNG 3.6 ▸ Anzahl der statistisch erfassten Übernachtungen je Hektar (2010). (Quelle: Eigene Darstellung nach Daten von Destatis, 2015; BBSR, 2008; BKG, 2012)



Versorgungsleistungen wie Nahrungsmittel oder nachwachsende Rohstoffe und kulturelle Leistungen wie Golfplätze oder solche Parkanlagen, für die kein öffentliches Zutrittsrecht besteht. Bei einer Vielzahl anderer Ökosystemleistungen handelt es sich um öffentliche Güter, bei denen ein Ausschluss vom Konsum nicht möglich oder gesellschaftlich nicht gewollt ist. Ein Beispiel hierfür ist der Nutzen, den jemand dem Anblick oder dem Wissen um die bloße Existenz einer subjektiv als schön empfundenen Landschaft beimisst. Dieses Beispiel zeigt aber auch, dass die Frage der (Nicht) Ausschließbarkeit vom Konsum nicht alleine von den physischen Eigenschaften eines öffentlichen Gutes abhängt, sondern auch von den gegebenen institutionellen Regelungen: Während Wälder (auch private) und Feldflure von jedermann auf zugelassenen Wegen betreten werden dürfen, gilt dies für private Parks oder Gärten nicht.

3.5 KOSTENTRÄGER ZUR FÖRDERUNG VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IN LÄNDLICHEN RÄUMEN

Ein Teil von Ökosystemleistungen wird gezielt durch menschliches Zutun gefördert. Es werden vom Bewirtschafter der Fläche Produktionsfaktoren eingesetzt, die Kosten verursachen. Ein Beispiel hierfür ist die Produktion landwirtschaftlicher Erzeugnisse, ein anderes ist die Speicherung von Nährstoffen im Boden über den Winter durch den Anbau von Zwischenfrüchten. Die (privaten) Kosten der Förderung der Ökosystemleistung werden vom Bewirtschafter getragen und über die Nutzung oder den Verkauf der Ökosystemleistung gedeckt, wenn es sich hierbei um ein Gut handelt, für das ein funktionsfähiger Markt existiert. Wenn mit der Förderung der Ökosystemleistung negative Auswirkungen auf Dritte verbunden sind, die nicht in das betriebswirtschaftliche Kalkül des Bewirtschafters eingehen, liegt ein negativer externer Effekt vor. Beispiele hierfür sind die Nitratbelastung im Grundwasser durch landwirtschaftliche Aktivitäten und die daraus resultierende Erhöhung der Kosten für die Trinkwasserbereitstellung sowie der negative Einfluss der Beseitigung von Hecken und Kleinstrukturen auf die Erholungswirkung von Landschaften. Die hiermit verbundenen sogenannten sozialen Kosten werden von dem bzw. den betroffenen Dritten getragen.

Ein anderer Teil von Ökosystemleistungen ist auf bewusste menschliche Aktivitäten zurückzuführen, verursacht aber keine (zusätzlichen) Kosten, weil diese Leistungen als positiver externer Effekt oder als Kuppelprodukt einer rentablen Aktivität anfallen. Ein Beispiel hierfür ist die Offenhaltung der Landschaft. Wenn der Ackerbau rentabel ist, hält der Landwirt die Landschaft offen, aber nicht, weil er das Gut »offene Landschaft« erzeugen will, sondern weil er mit dem Anbau von Getreide, Raps etc. Geld verdienen will. Bei den derzeitigen Agrarpreisen besteht in Deutschland kein Grund zu der Annahme, dass die Offenhaltung der Landschaft großräumig gefährdet ist und nicht mehr als kostenloses Kuppelprodukt anfällt. Kleinräumig, zum Beispiel auf Grenzertragsstandorten in waldreichen Regionen, kann die Offenhaltung gefährdet sein. Ein anderes Beispiel ist das Kuppelprodukt »Stroh«, das bei der auf den Kornertrag ausgerichteten Getreideerzeugung anfällt. Das Stroh kann entweder ebenfalls geerntet und im Stall verbraucht oder verkauft werden (Versorgungsleistung), oder es kann zur Humusreproduktion auf dem Feld verbleiben (Förderung der Regulationsleistung).

Ein anderer Teil von Ökosystemleistungen (z. B. intakter Nährstoffkreislauf) wird gezielt gefördert, in dem das Ordnungsrecht den Rahmen für gesetzlich zulässige Nutzungen eingrenzt oder in dem der Nutzungsberechtigte einer Fläche auf aus betriebswirtschaftlicher Sicht rentablere, im Rahmen des Ordnungsrecht zulässige Nutzungsalternativen (zum Beispiel den Einsatz von Mineraldünger und Pflanzenschutzmittel) verzichtet, weil das Streben nach Gewinn für ihn nicht das alleinige Ziel ist, oder er für den Verzicht auf bestimmte Nutzungsalternativen honoriert wird. Durch die Nichtrealisierung der zulässigen Nutzungsalternative entstehen ihm Opportunitätskosten in Höhe des entgangenen Mehrgewinns. Wenn er hierfür nicht von anderer Stelle kompensiert wird, trägt er die Kosten der Bereitstellung der Ökosystemleistung. Erhält er eine Kompensation z. B. durch die Teilnahme an Agrarumweltprogrammen, trägt der Staat bzw. der Steuerzahler die Kosten. Kann er die erzeugten Produkte z. B. mit Bio-Siegel zu höheren Preisen verkaufen, trägt der Konsument dieser Produkte zumindest teilweise die Kosten.

Viele Ökosystemleistungen, insbesondere Basis- und Regulationsleistungen, können durch menschliche Aktivitäten negativ beeinflusst werden. Schränkt die Minderung der Ökosystemleistungen die Nutzungsmöglichkeiten der Fläche ein, so trägt der Nutzer oder Eigentümer der Fläche die Kosten (Nutzeneinschränkung). Ein Beispiel hierfür ist die Verschlechterung des Bodengefüges eines Ackers durch Bodenverdichtungen, die zu Ertragsminderungen führt. Minderungen der Basis- und Regulationsleistungen stellen zumeist jedoch negative externe Effekte dar, etwa die Belastung von Grund- und Oberflächengewässern durch Nährstoffeinträge oder der Verlust an Biodiversität. Die Kosten tragen dann Dritte, zum Beispiel Wasserwerke bzw. Trinkwassernutzer, oder die Allgemeinheit. Dieses Beispiel zeigt aber auch, dass

die Kostenträgerschaft von der Verteilung der Verfügungsrechte und deren Durchsetzbarkeit abhängt. Diese materialisieren sich zum Beispiel in der Ausgestaltung von Regeln der guten fachlichen Praxis der Düngung.

Schließlich gibt es Ökosystemleistungen, die weitgehend ohne menschliche Beeinflussung von der Natur bereitgestellt werden und keine Kosten verursachen. Ein Beispiel dafür sind Sukzessionsflächen, sofern auf diesen Flächen aufgrund schwieriger Standortverhältnisse keine rentable Nutzung möglich ist. Weitere Beispiele sind die zu den Basisleistungen gehörenden natürlichen Stoffkreisläufe und Regulationsleistungen wie die Selbstreinigung der Gewässer, also der biologische Abbauprozess organischer Verbindungen durch pflanzliche und tierische Organismen.

LITERATUR

BBSR – BUNDESINSTITUT FÜR BAU-, STADT- UND RAUMFORSCHUNG, 2008. Laufende Raumbeobachtung. BBSR, Bonn.

BBSR – BUNDESINSTITUT FÜR BAU-, STADT- UND RAUMFORSCHUNG IM BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG (HRSG.), 2012. Raumordnungsbericht 2011. BBSR, Bonn.

BECKER, H., NEUMEIER, S., PLANKL, R., TIETZ, A., WEINGARTEN, P., 2009. Abgrenzung ländlicher Räume im Spiegel regionaler Typisierungen: ein Diskussionsbeitrag, Braunschweig, unveröffentlichter Bericht für das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.

BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2013. Naturparke; FFH- und Vogelschutzgebiete (Datenlieferung: 18.06.2013), Bonn.

BKG – BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE, 2011. Verwaltungsgrenzen VG250. Download 25.09.2015 (http://www.bkg.bund.de/nn_168200/DE/Bundesamt/Produkte/Geodaten/Verwaltungsgrenzen/Verwaltungsgrenzen__node.html__nnn=true#doc168202bodyText1)

BKG – BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE, 2012. Verwaltungsgebiete 1:250000, VG250 (Download 13.03.2012), Frankfurt.

BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (HRSG.), 2008. Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. BMELV, Bremerhaven.

BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (HRSG.), 2012. Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. BMELV, Münster-Hiltrup.

COPUS, A., PSALTOPOULOS, D., SKURAS, D., TERLUIN, I., WEINGARTEN, P., 2008. Approaches to Rural Typology in the European Union. JRC Scientific and Technical Reports, Luxemburg. Download 20.11.2013 (http://ftp.jrc.es/EURdoc/JRC48464.pdf)

DESTATIS – STATISTISCHES BUNDESAMT, 2015. Genesis-Online Datenbank. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.

DIJKSTRA, L., POELMAN, H., 2011. Regional typologies: a compilation. In: Regional Focus 1/2011.

DÖRHÖFER, G., JOSOPAIT, V., 1980. Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildung. Geologisches Jahrbuch, C27: 45–65.

HAMPICKE, U., 2013. Kulturlandschaft und Naturschutz, Probleme, Konzepte, Ökonomie. Springer Fachmedien, Wiesbaden.

LWK – LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN, 2011. Übersicht: Ackerbau bringt mehr Grundwasser-Neubildung als Wald. In: Brandenburg und Uelzen. Überleben im Trockenstress. Top agrar 6/2011: 45.

OECD – ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, 2005. OECD Regions at a Glance 2005. OECD Publishing, Paris.

OHNESORGE, B., BIELING, C., SCHLEYER, C., PLIENINGER, T., 2013. Kulturlandschaften und ihre Leistungen: Das Beispiel der Streuobstwiesen im Biosphärengebiet Schwäbische Alb. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.). Ökosystemdienstleistungen: Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer, Heidelberg: 240–248.

PLANKL, R., WEINGARTEN, P., NIEBERG, H., ZIMMER, Y., KRUG, J., HAXSEN, G., 2010. Quantifizierung »gesellschaftlich gewünschter, nicht marktgängiger Leistungen« der Landwirtschaft. Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research 60: 173–192.

PLIENINGER, T., DIJKS, S., OTEROS-ROZAS, E., BIELING, C., 2013. Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. Land Use Policy 33: 118–129.

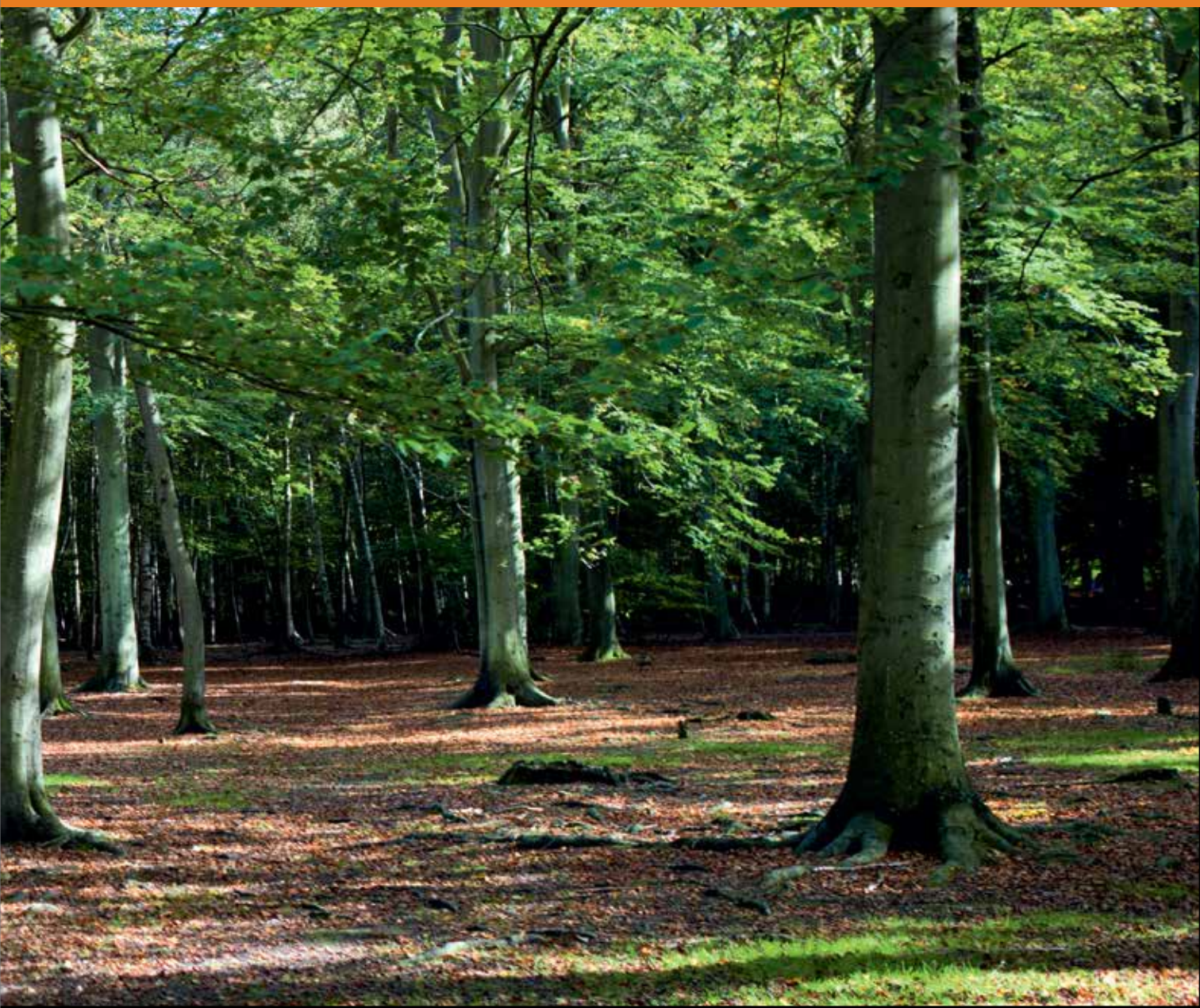
STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER, 2013. Flächenerhebung nach Art der tatsächlichen Nutzung; Bevölkerungsstand; Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen der Länder; Landwirtschaftszählung; Tourismus (Download 29.08.2013), Düsseldorf.

ABBILDUNG 3.7 ▸ Ländliche Räume sind geprägt von einem Zusammenspiel unterschiedlicher Landnutzungen, hier auf der Schwäbischen Alb. (Foto: Hans Braxmeier, Neu-Ulm)

TEIL 2

ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IN LÄNDLICHEN RÄUMEN IDENTIFIZIEREN UND BEWERTEN

KAPITEL 4 – 9



4 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IN LÄNDLICHEN RÄUMEN IDENTIFIZIEREN UND BEWERTEN: EINFÜHRUNG UND ÜBERBLICK

KOORDINIERENDER AUTOR
HUBERT WIGGERING

AUTORINNEN UND AUTOREN
RALF DÖRING, PETER ELSASSER, BETTINA MATZDORF, ARANAKA PODHORA, STEPHAN VON KEITZ

GUTACHTER
ULRICH HAMPICKE, ANDREAS HAUSER

4.1 Einleitung 83
4.2 Landnutzung und Ökosystemleistungen in Deutschland 83
4.3. Zielsetzung und Struktur 84
Literatur 85

4.1 EINLEITUNG

Das Konzept der Ökosystemleistungen wurde entwickelt, um den Nutzen der Natur für den Menschen aufzuzeigen (vgl. Kapitel 2). Ländliche Räume erbringen zusätzlich zur Erzeugung von Versorgungsleistungen (insbesondere agrarische Güter) in erheblichem Umfang weitere Ökosystemleistungen (Regulationsleistungen, kulturelle Leistungen und unterstützende Leistungen), die mittlerweile eine hohe gesellschaftliche Wertschätzung erfahren. Hervorzuheben ist, dass die verschiedenen Ökosystemleistungen nicht alle gleichzeitig am selben Ort in maximal möglichem Umfang erbracht werden können. Die Erhöhung einer speziellen Leistung führt oftmals zur Verringerung anderer Leistungen (Trade-off). Trade-offs bei der Bereitstellung von Ökosystemleistungen des ländlichen Raumes und Unterschiede in der Prioritätensetzung derjenigen, die die jeweiligen Leistungen nachfragen, können die Ursache von Konflikten sein, die es zu handhaben gilt.

Eine besondere Rolle spielt hierbei, dass die dafür notwendige Ressource Land nicht vermehrbar ist. Von jeher ist sie standortgebunden und räumlich beschränkt, und bzgl. der verschiedenen Nutzungsansprüche steht ihre Verteilung im Mittelpunkt gesellschaftlicher Debatten.

Die Landschaften in Deutschland sind das Produkt unserer menschlichen Nutzung. Dabei verdrängt der Produktionsaspekt mit den kurzfristigen wirtschaftlichen Vorteilswirkungen in der Regel andere (oft langfristig wirksam werdende) Ökosystemleistungen wie Bodenschutz, Minderung der Nährstoffausträge, Wasserregulierung, Minderung der Treibhausgasemissionen bis hin zu der Möglichkeit, vielfältig zum Erhalt oder zur Entwicklung der Biodiversität beizutragen.

Zum jetzigen Zeitpunkt wird das Prinzip der nachhaltigen Entwicklung für zukünftige Landschaften zwar vielfach verlangt, die Implementierung mittels geeigneter Instrumente gestaltet sich aber schwierig. Das Konzept der Ökosystemleistungen könnte ein weiterer Baustein hin zu einer nachhaltigen Entwicklung sein, indem er dazu beiträgt, dass der gesellschaftliche und wirtschaftliche Nutzen, den die Ökosysteme für den Menschen bereitstellen, besser in Entscheidungen über die Landnutzung berücksichtigt wird. In diesem Sinne sollen die Analysen der Ökosystemleistungen Anregungen dafür geben, diese Werte besser in unsere privaten und gesellschaftlichen Entscheidungen einzubinden (vgl. Kapitel 2).

4.2 LANDNUTZUNG UND ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IN DEUTSCHLAND

In Deutschland ist die Landwirtschaft mit mehr als 50 % der mit Abstand größte Flächennutzer. Daneben ist mit rund 30 % vor allem die Forstwirtschaft landschaftsbestimmend. Siedlungs- und Verkehrsflächen machen derzeit 13,5 % aus. Hinzu kommen 2.4 % der Fläche, die mit Wasser bedeckt ist (StBA, 2013, Tabelle. 1.1). Daneben verfügt Deutschland über eine Küstenlinie von 2.389 km (CIA, 2014), sodass auch den Küstenzonen wie den marinen Ökosystemen Bedeutung zukommt.

Werden lediglich die ländlichen Räume (vgl. Kapitel 3) betrachtet, steigt die Bedeutung der beiden Hauptnutzungstypen Land- und Forstwirtschaft noch erheblich an. Land- und forstwirtschaftlich genutzte Ökosysteme stehen daher allein aufgrund ihrer flächenmäßigen Ausdehnung bei der Betrachtung der Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen im Vordergrund. Von der Fläche her weniger umfangreich sind Gewässer. Diese sind jedoch im Kontext einer Betrachtung von Ökosystemleistungen aufgrund ihrer enormen Bedeutung für die natürlichen Prozesse (Funktionen) und Strukturen in der Landschaft sowie ihrer unmittelbaren Bedeutung für menschliches Wohlbefinden heranzuziehen.

Siedlungsstrukturen und Verkehrsflächen sind keineswegs losgelöst von den anderen Nutzungen zu sehen, sondern stehen in direkter Wechselbeziehung mit ihnen. Dies gilt insbesondere für die Betrachtung der Ökosystemleistungen und dem Ausbalancieren von Angebot und Nachfrage. Siedlungsstrukturen sind in erster Linie die »Orte der Nachfrage« nach Ökosystemleistungen. Darüber hinaus beeinflusst eine Versiegelung der Fläche die Bereitstellung von Ökosystemleistungen am stärksten. Diese Diskussion wird seit langem unter dem Thema des Flächenverbrauchs in Deutschland geführt. Der Flächenverbrauch durch raumgreifende Ausdehnung der Siedlungs- und Verkehrsflächen betrug im Jahr 2012 durchschnittlich etwa 70 ha/Tag (StBA, 2013, Tabelle 1.2). Trotz der Zielvorgabe der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie, den Flächenverbrauch auf maximal 30 ha/Tag zu reduzieren, ist dieses Problem heute noch weit von einer Lösung entfernt. Hier spitzt sich die Konkurrenz zu anderen Landnutzungen und den damit in Verbindung stehenden Ökosystemleistungen weiter zu.

Mit zunehmender Ausdehnung der Siedlungs- und Verkehrsflächen auf Kosten landwirtschaftlich genutzter Ökosysteme ist die Landwirtschaftsfläche seit 1990 um etwa 7 % zurückgegangen (vgl. Kapitel 5.3). Dies kann als Folge

ABBILDUNG 4.1 ▸ Vielfältige Nutzungsansprüche an ländliche Räume. (Foto: tpsdave, pixabay.com)

zur Intensivierung der Produktion auf verbleibenden Flächen oder ein Ausweichen auf bisher ökonomisch weniger attraktive Flächen führen. So wurde der Verlust an Ackerflächen aufgrund neuer Siedlungs- und Verkehrsflächen oftmals durch die Umwandlung von Grünland in Ackerfläche kompensiert. Die Verluste an Landwirtschaftsfläche stellen sich im Saldo somit u. a. als Rückgang der Grünlandflächen dar (vgl. Tietz et al., 2012).

Von großer Relevanz für die Anwendung des Ökosystemleistungskonzeptes ist die Tatsache, dass verschiedene Landnutzungstypen in vielfältigen Wechselbeziehungen und teilweise in Konkurrenz zueinander stehen. Am offensichtlichsten (jenseits von Siedlungs- und Verkehrsflächen) beeinflusst die Landwirtschaft je nach Standortgegebenheit andere Landnutzungstypen und die damit in Verbindung stehenden Ökosystemleistungen – und zwar zum überwiegenden Teil negativ (negative externe Effekte der Landwirtschaft). Besonders deutlich wird dies bei Nährstoffaus- und -einträgen. Vor diesem Hintergrund ist es entscheidend, bei der Betrachtung von Ökosystemleistungen von Agrarökosystemen diese externen Effekte zu berücksichtigen.

Neben dieser gegenseitigen Beeinflussung sind für viele Ökosystemleistungen die verschiedenen Landnutzungstypen im Wechselspiel zueinander relevant. Der Nutzen entsteht also erst auf der Ebene von ganzen Landschaften mit einem vielfältigen Nebeneinander wie auch den vielfältigen Wechselbeziehungen der verschiedenen Nutzungstypen. Insbesondere im Bereich der Biodiversität und kultureller Leistungen ist daher in einigen Fällen ein derartiger übergreifender Ansatz bei der Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen unumgänglich. Der vorliegende Naturkapital Deutschland-Bericht kann diesem Landschaftsansatz jedoch selbst nicht Rechnung tragen, da dazu systemische Betrachtungsansätze notwendig sind, hierzu aber bisher nur vereinzelt Ergebnisse vorliegen.

Nicht zuletzt gilt es, die Angebots-Nachfrager-Beziehung für Ökosystemleistungen zu betrachten. Insbesondere zwischen den städtischen und den ländlichen Räumen sind die Leistungsaustausche sehr verschieden und entsprechend auch aus der jeweiligen Perspektive zu betrachten. In der Regel werden in dicht besiedelten Gebieten erzeugte Güter und Dienstleistungen als wesentliche Versorgung ländlicher Gebiete betrachtet, während umgekehrt die ländlichen Räume oftmals ausschließlich auf die Bereitstellung klassischer agrarischer wie forstwirtschaftlicher Produkte »reduziert« werden.

4.3 ZIELSETZUNG UND STRUKTUREN DER NACHFOLGENDEN KAPITEL

Mit dem Konzept der Ökosystemleistungen kann der einseitige Fokus auf die marktfähigen Güter, wie z. B. Agrarprodukte, verändert werden und Einfluss auf die Entwicklung unserer Landschaft genommen werden. So würde sich die Nutzungsart und -intensität der Landschaft ändern, wenn der gesamte ökonomische und soziale Nutzen – unter Einbeziehung der gesamten Palette der Ökosystemleistungen – berücksichtigt wird bzw. wenn alle Kosten offen gelegt werden, die mit einer bestimmten Nutzung verbunden sind. Indem der Nutzen von Ökosystemleistungen deutlich gemacht wird, wird die Basis geschaffen, sich systematisch mit negativen externen Effekten menschlicher (wirtschaftlicher) Aktivitäten auf diesen Nutzen auseinander zu setzen und deren Ausmaß besser zu erfassen. Idealerweise könnte damit deutlich gemacht werden, was es uns kostet, wenn wir keine Maßnahmen zur Verminderung dieser negativen Effekte auf das Naturkapital unternehmen. Zugleich können damit die positiven Wirkungen von Naturleistungen aufgezeigt werden.

Die im zweiten Berichtsteil versammelten Kapitel geben vor diesem Hintergrund sowohl Beispiele dafür, welchen Nutzen Ökosystemleistungen im ländlichen Raum für das menschliche Wohlbefinden erbringen können, aber auch welche Kosten entstehen, wenn negative externe Effekte auf Ökosystemleistungen nicht verhindert werden.

LITERATUR

CIA – CENTRAL INTELLIGENCE AGENCY (HRSG.), 2014. The World Factbook: Europe: Germany. Download 22.06.2015 (https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/geos/gm.html)

STBA – STATISTISCHES BUNDESAMT (HRSG.), 2013. Fachserie 3 Reihe 5.2 (Land-und Forstwirtschaft, Fischerei: Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung). Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.

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. Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Institut für Ländliche Räume, Braunschweig.

5 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IN AGRARLANDSCHAFTEN

KOORDINIERENDE AUTORIN
BETTINA MATZDORF

AUTORINNEN UND AUTOREN
AUFGRUND DER VIELZAHL AN AUTOREN WERDEN DIESE BEI DEN JEWEILIGEN KAPITELN IM FOLGENDEN INHALTSVERZEICHNIS GENANNT

GUTACHTERINNEN UND GUTACHTER
KLAUS GLENK, ULRICH HAMPICKE, ANDREAS HAUSER, THOMAS HORLITZ, RITA JENSEN UND EIN WEITERER ANONYMER GUTACHTER

5.1 Anwendung des Ökosystemleistungskonzeptes für agrarisch genutzte Landschaften (Bettina Matzdorf, Klaus Müller) 88
5.2 Aktuelle institutionelle Rahmenbedingungen (Bettina Matzdorf, Aranka Podhora) 91
5.3 Aktueller Zustand und wesentliche Herausforderungen (Michael Glemnitz, Bettina Matzdorf, Michael Trepel) 92
5.4 Landwirte nutzen Ökosystemleistungen für die Produktion von Agrargütern – drei Beispiele 98
5.4.1 Bodenfruchtbarkeit (Bettina Matzdorf, Ulrich Stachow, Wilfried Mirschel) 98
5.4.2 Schaderregerkontrolle und Förderung von Nützlingen (Stefan Kühne, Bernd Freier) 100
5.4.3 Bestäubungsleistung (Helmut Horn, Christoph Saure, Michaela Reutter) 104
5.5 Landwirte nutzen Ökosystemleistungen für die Bereitstellung öffentlicher Güter – drei Beispiele 108
5.5.1 Artenreiches Ackerland (Gert Berger, Holger Pfeffer, Frank Gottwald) 108
5.5.2 Streuobstwiesen (Christian Schleyer, Tobias Plieninger) 111
5.5.3 Artenreiches Grünland (Bettina Matzdorf, Michaela Reutter) 113

5.6 Maßnahmen zur Verminderung von negativen Effekten auf Ökosystemleistungen – drei Beispiele 116
5.6.1 Erhalt der Bodenfruchtbarkeit durch Erosionsschutzmaßnahmen (Roger Funk, Detlef Deumlich) 116
5.6.2 Maßnahmen zum Schutz von Gewässern und damit in Verbindung stehenden Ökosystemleistungen (Bettina Matzdorf, Michaela Reutter, Detlef Deumlich, Christian Kersebaum, Jörg Steidl, Michael Trepel, Andreas Jäger (Box)) 120
5.6.3 Erhaltung von Grünland zum Schutz von Ökosystemleistungen (Bettina Matzdorf, Michaela Reutter) 125
5.7 Multifunktionale landwirtschaftliche Nutzungen – drei Beispiele 128
5.7.1 Ökolandbau – systemischer Ansatz auf Betriebsebene (Karin Stein-Bachinger, Moritz Reckling, Johannes Bachinger, Ralf Bloch, Frank Gottwald) 128
5.7.2 Paludikultur – ausgewogene Sicherung der Ökosystemleistungen genutzter Moore (Sabine Wichmann, Franziska Tanneberger (Box)) 134
5.7.3 Win-Win zwischen Energieproduktion und Naturschutz (Michael Glemnitz, Frank Wagener) 138
5.8 Fazit – Schlussfolgerungen für die Weiterentwicklung von Instrumenten zur Steuerung einer nachhaltigen Landnutzung (Bettina Matzdorf, Michael Trepel) 142
Literatur 144

KERNAUSSAGEN

- Ökosystemleistungen in Agrarlandschaften sind Grundlage aber auch Ergebnis der Art und Weise der landwirtschaftlichen Nutzung. Die landwirtschaftliche Nutzung wird durch die Landwirte als überwiegend ökonomische Akteure bestimmt, aber auch durch die Gesellschaft direkt und indirekt beeinflusst/gesteuert.

- Für die Produktion von Agrargütern sind Ökosystemleistungen Voraussetzung. Diese Ökosystemleistungen, wie Bodenfruchtbarkeit oder Regulierungsleistungen zu erhalten, gezielt zu managen und zu nutzen ist daher im Interesse der Landwirtschaft. Allerdings können Ökosystemleistungen durch Human- und Sachkapital ergänzt, z. T. effizient substituiert werden, wenn teilweise auch nur kurzfristig. Für ein nachhaltiges Management ist es daher entscheidend ins Bewusstsein zu rücken, dass ein landwirtschaftliches Management, das Ökosystemleistungen wie Bodenfruchtbarkeit und Regulationsleistungen optimal nutzt, zu Win-win-Situationen mit anderen gesellschaftlich nachgefragten Ökosystemleistungen und der Biodiversität führt und daher u. U. gezielt eingefordert oder gefördert werden sollte. Kapitel 5.4 beschäftigt sich mit diesen für die Landwirte nutzenstiftenden Ökosystemleistungen.

- Eine besonders extensive landwirtschaftliche Nutzung/gezielte Landschaftspflege kann dazu beitragen, dass gesellschaftlich nachgefragte Landschaftsstrukturen wie artenreiches Grünland entstehen oder auch Prozesse wie Grundwasserneubildung erhöht werden. Insbesondere aufgrund der speziellen Artenvielfalt und der kulturellen Ökosystemleistungen werden bestimmte Landschaftsstrukturen der genutzten Kulturlandschaft wertgeschätzt. Der spezielle Nutzen dieser Landschaftsstrukturen ist für alle zugänglich und hat in dieser Hinsicht Eigenschaften von öffentlichen Gütern. Da die Landschaftsstrukturen nicht mehr als Kuppelprodukte der aktuellen landwirtschaftlichen Produktion entstehen, ist hier in vielen Fällen eine gezielte Steuerung, z. B. durch eine Honorierung der notwendigen landwirtschaftlichen Nutzung, notwendig. Kapitel 5.5 gibt Beispiele für derartige, an eine Nutzung geknüpfte Leistungen in der agrarischen Kulturlandschaft.

KERNAUSSAGEN

- Die Produktion von Agrargütern verursacht in vielen Fällen negative Effekte auf Ökosystemleistungen. Dies kann Ökosystemleistungen betreffen, die für die Landwirtschaft selbst nutzenstiftend sind, wie die biologische Schädlingsbekämpfung. Sofern der Landwirt diese Regulationsleistungen für sich effizient substituieren kann, z. B. durch Pestizideinsatz, werden negative Effekte auf diese Regulationsleistungen u. U. in Kauf genommen. Darüber hinaus sind jedoch insbesondere externe negative Effekte der landwirtschaftlichen Produktion auf Ökosystemleistungen, die für andere Nutzer relevant sind, unter dem Gesichtspunkt der Wohlfahrtsmaximierung zu vermeiden. Es gilt daher eine landwirtschaftliche Produktion zu entwickeln, gesellschaftlich einzufordern und gegebenenfalls zu fördern, die negative Effekte vermindert. Kapitel 5.6 stellt Maßnahmen vor, die helfen, den Nutzen von Ökosystemleistungen zu erhalten.

- In der Praxis liegt die Herausforderung in Agrarlandschaften darin, standortspezifisch das Potenzial für die Produktion von Agrargütern und die Bereitstellung von verschiedenen Ökosystemleistungen für verschiedene Nutzergruppen optimal zu nutzen. Kapitel 5.7 stellt Beispiele dazu vor.

5.1 ANWENDUNG DES ÖKOSYSTEMLEISTUNGSKONZEPTES FÜR AGRARISCH GENUTZTE LANDSCHAFTEN

Schaut man auf den Ursprung der Verwendung des Ökosystemleistungskonzeptes und die vorhandenen Definitionen zu Ökosystemleistungen (z. B. Boyd und Banzhaf, 2007; Costanza et al., 1997; Daily, 1997; Fisher et al., 2009; MEA, 2005) wird klar, dass es gilt, die natürlichen Prozesse und Strukturen, die einen Nutzen für den Menschen stiften, zu beschreiben, zu quantifizieren und ihren sozialen und ökonomischen Wert zu erfassen, gegebenenfalls monetär zu bewerten. Ausgangspunkt für das Ökosystemleistungskonzept war die Überzeugung, dass eine Bewusstseinsbildung bzgl. der Abhängigkeit unseres Wohlergehens von eben diesen natürlichen Strukturen und Prozessen zu einem verbesserten Umgang mit unseren natürlichen Ressourcen beitragen kann (vgl. zur Entstehung des Konzeptes Gómez-Baggethun et al., 2010).

Wenn wir das Konzept der Ökosystemleistungen im folgenden Kapitel auf Agrarlandschaften anwenden, geht es also nicht um die Ökosystemleistungen der Landwirtschaft. Im Mittelpunkt stehen zum einen Beispiele von Ökosystemleistungen, die die Landwirtschaft als Produzent von Agrargütern selber nutzen kann (Kapitel 5.4) sowie um »Ökosystemleistungen« mit dem Charakter öffentlicher Güter bzw. Gemeingüter, die im Zusammenspiel von agrarischer Nutzung und Ökosystemleistungen in der Vergangenheit als sogenannte Kuppelprodukte der landwirtschaftlichen Produktion beschrieben wurden, mittlerweile aber eher gezielt bereitgestellt werden, wie die kulturelle und regulative Ökosystemleistung »Artenvielfalt« (Kapitel 5.5). Zum anderen ist das Ökosystemleistungskonzept hilfreich, um den negativen Einfluss unterschiedlicher landwirtschaftlicher Produktionsverfahren auf Ökosystemleistungen und Biodiversität und die damit verbundenen Veränderungen des gesellschaftlichen Nutzens systematisch aufzuzeigen. Dabei wird im Kapitel 5.6 der Fokus darauf gelegt, Beispiele für ein landwirtschaftliches Management zu geben, bei denen eben jene negativen Einflüsse auf Ökosystemleistungen gezielt verringert werden. Wenn sich den Fragen nach einer gezielten Steuerung der landwirtschaftlichen Nutzung in der Praxis gestellt werden muss, ist es hilfreich, die drei Perspektiven zu nutzen, um Lösungsansätze zu entwickeln. Kapitel 5.7 wählt daher eine eher kumulative Perspektive und zeigt wiederum an Beispielen von landwirtschaftlichen Bewirtschaftungssystemen, welche Ökosystemleistung genutzt bzw. durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung im Verhältnis zu einer Alternativnutzung positiv beeinflusst werden und wie diese Leistungen der Landwirtschaft u. U. auch honoriert werden können.

Es ist auf den ersten Blick vielleicht etwas verwunderlich, dass die Bereitstellung von Nahrungsmitteln hier nicht im Sinne der Versorgungsleistungen betrachtet wird. Es ist jedoch wenig zielführend bspw. die Erträge der landwirtschaftlichen Produktion als Ökosystemleistungen zu quantifizieren, erst recht nicht, wenn nicht einmal die Kosten für das Sachkapital wie Düngemitteleinsatz usw. abgezogen werden. Mit dem Ökosystemleistungskonzept sollen ja gerade jene

ABBILDUNG 5.1 ▸ Anwendung des Ökosystemleistungskonzeptes für Agrarlandschaften (ÖSL = Ökosystemleistungen).
(Quelle: Eigene Abbildung.)

Leistungen in den Mittelpunkt rücken, die ansonsten nicht gezielt im wirtschaftlichen Entscheidungskalkül berücksichtigt werden. Selbstverständlich sind Nahrungsmittel oder eben auch die Biomasse für energetische Zwecke wichtige Produkte, die in der Agrarlandschaft produziert werden und von den Ökosystemleistungen abhängen. Wesentliche Ökosystemleistungen, die für ihre Produktion benötigt werden, werden im Kapitel 5.4 betrachtet.

Im Kapitel 5.4 werden die Basisleistung »Bodenfruchtbarkeit« sowie wichtige Regulierungsleistungen betrachtet. Die Landwirtschaft selbst kann auf diese Leistungen, die für sie von Nutzen sind, gezielt Einfluss nehmen und deren langfristigen Erhalt gewährleisten. Allerdings besteht auch z. T. die Option, diese Ökosystemleistungen durch Human- und Sachkapital zu ersetzen, also einen anderen Weg als naturbasierte Lösungen zu wählen und z. B. gezielt Pestizide anstelle der biologischen Schädlingskontrolle einzusetzen. Mit dem dann fehlendem (ökonomischem) Interesse der potenziellen Nutzer an den Ökosystemleistungen geht oftmals eine Schädigung dieser Ökosystemleistungen einher. Besonders relevant ist dies, da diese Ökosystemleistungen z. T. für immer verloren gehen können (Bodenfruchtbarkeit), zum anderen kann damit auch ein Nutzenverlust bzgl. anderer Ökosystemleistungen bzw. für andere Nutzer verbunden sein. Diese Nutzen (Güter) haben oftmals Gemeingutcharakter, und damit besteht Bedarf an einer gezielten Steuerung.

Im Kapitel 5.5 wird beispielhaft der Wert der Biodiversität aufgezeigt, der aus dem Zusammenspiel von landwirtschaftlicher Nutzung bzw. gezielter Landschaftspflege und den Ökosystemleistungen entsteht, also der Wert der Biodiversität der agrarischen Kulturlandschaft. Diese Biodiversität ist kein Marktgut und es bedarf eines gezielten Eingreifens/einer Steuerung, um die Bereitstellung zu gewährleisten. Eine Darstellung des Wertes dieser Biodiversität und mit dieser in Verbindung stehenden Ökosystemleistungen ist daher hilfreich, um deutlich zu machen, welcher Wertverlust mit dem Verschwinden dieser Flächen einhergehen würde. Diese Gemeingüter müssen unter den heutigen ökonomischen Rahmenbedingungen gezielt durch die Landwirte oder Landschaftspfleger »produziert« werden.

ABBILDUNG 5.2 ▸ Praxisversuch zur Etablierung einer Mischkultur. (Foto: R. Bloch)

Ein entscheidender Zusammenhang, der im Zuge der Betrachtungen von Ökosystemleistungen in Agrarsystemen beachtet werden muss, ist der von Trade-off-Beziehungen zwischen der Produktion von Agrargütern (inklusive Energieerzeugung) und Ökosystemleistungen. Diese Trade-offs sind entscheidend abhängig von der jeweiligen Ausgestaltung der landwirtschaftlichen Produktion und den Standortbedingungen. Derartige Trade-offs sind nicht prinzipiell zu verhindern, sondern durch eine standortangepasste Bewirtschaftung in Teilen zu verringern. Darüber hinaus bedarf es gesellschaftlicher Entscheidungen, wer die Kosten dafür trägt, wenn die Produktion marktwirtschaftlicher landwirtschaftlicher Güter zugunsten der Bereitstellung von Ökosystemleistungen und dem daraus erwachsenen Nutzen eingeschränkt wird. Das Offenlegen der Trade-offs ist im Agrarbereich nicht zuletzt eine Grundlage für die bewusste Ausgestaltung von Förderinstrumenten im Bereich der landwirtschaftlichen Produktion. Dies betrifft die Förderung einer flächendeckenden Landwirtschaft im Rahmen der gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) in gleichem Maße wie die Förderung des Anbaus von Biomasse für energetische Zwecke. Das Kapitel 5.6 zeigt Beispiele dafür auf, welche Beiträge die Landwirtschaft zur Verminderung von negativen Effekten leisten kann und wie diese gegebenenfalls bereits honoriert werden.

Die drei Kapitel haben, entsprechend der unterschiedlichen Bedeutung von Ökosystemleistungen, verschiedene Schwerpunkte. Zum einen sind die Landwirte private Nutznießer der Ökosystemleistungen (Kapitel 5.4). Betrachtungen derartiger Ökosystemleistungen liefern insbesondere Argumente, um das Eigeninteresse der privaten Landnutzer an dem Erhalt der Ökosystemleistungen zu wecken bzw. zu stärken. Zum anderen stellt Kapitel 5.5 den gesellschaftlichen Nutzen einer (extensiven) landwirtschaftlichen Nutzung in den Mittelpunkt. Ziel hier ist es, insbesondere Argumente für die Bereitstellung der damit in Verbindung stehenden sogenannten nicht-marktfähigen Güter zu liefern. Insbesondere im Zuge staatlicher Instrumente sollten diese Werte in ausreichendem Maße berücksichtigt werden, sei es durch eine gezielte Förderung (z. B. Agrarumweltmaßnahmen) oder auch durch eine Politik, die diese Leistungen in jedem Fall berücksichtigt (z. B. im Rahmen der Politiken, die einen weiteren »Flächenverbrauch« vorantreiben). Das Kapitel 5.6 zeigt, welche Beiträge die Landwirtschaft durch eine Verminderung von negativen Effekten auf Ökosystemleistungen zu deren Bereitstellung liefern kann und gibt ebenfalls Beispiele für institutionelle Lösungen. Bevor ein Fazit gezogen wird, werden im Kapitel 5.7 unterschiedliche Ansätze für eine sogenannte multifunktionale Landwirtschaft skizziert. Dabei wird deutlich, dass Multifunktionalität natürlich eine Frage der betrachteten Maßstabsebene ist. Mit dem Ökolandbau wird ein systemischer Ansatz auf Betriebsebene diskutiert. Aufgrund der besonderen Bedeutung von Mooren für den Klimaschutz und der großen Herausforderung, die mit einer nachhaltigen Nutzung dieser Standorte in Verbindung steht, diskutiert das Kapitel zu Paludikultur eine nachhaltige Nutzungsoption

von Mooren. Das letzte Beispiel greift das aktuell hoch relevante Thema des Biomasseanbaus für energetische Zwecke auf und zeigt, wie eine derartige Nutzung ausgestaltet werden könnte, die gleichzeitig positiv auf die Biodiversität und das Landschaftsbild wirkt.

Betrachtet man diese Maßnahmen, muss betont werden, dass all diese Ansätze bereits jetzt nicht ohne eine Förderung/Honorierung für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen auskommen. Die Bereitstellung der Ökosystemleistungen ist demnach nicht kostenlos. Die Kosten steigen prinzipiell mit den Erträgen der landwirtschaftlichen Produktion. Gerade deshalb ist es so schwierig, diesen multifunktionalen Ansatz auf der Landschafts- oder Betriebsebene in die landwirtschaftlichen Gunstregionen, wie z. B. der Magdeburger Börde, umzusetzen. Sofern in diesen landwirtschaftlichen Gunstregionen die Bereitstellung der Ökosystemleistungen mit dem Verlust an landwirtschaftlichen Erträgen einhergeht (also Trade-offs zwischen der Produktion von marktfähigen Gütern und nicht-marktfähigen Gütern bzw. Ökosystemleistungen bestehen), ist die Bereitstellung der jeweiligen Ökosystemleistungen sowie der Biodiversität um ein Vielfaches teurer als auf durchschnittlichen bzw. Grenzertragsstandorten. Von daher sind in diesen Regionen ordnungsrechtliche Rahmen für eine »Mindestbereitstellung« an Ökosystemleistungen und Biodiversität in Abwägung mit dem gesellschaftlichen Nutzen entscheidend. Gelingt es negative Effekte einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung so weit wie möglich zu verringern, gibt nicht zuletzt der Ökosystemleistungskonzept Argumente dafür, dass die landwirtschaftliche Produktion hier im Vordergrund steht.

5.2 AKTUELLE INSTITUTIONELLE RAHMENBEDINGUNGEN

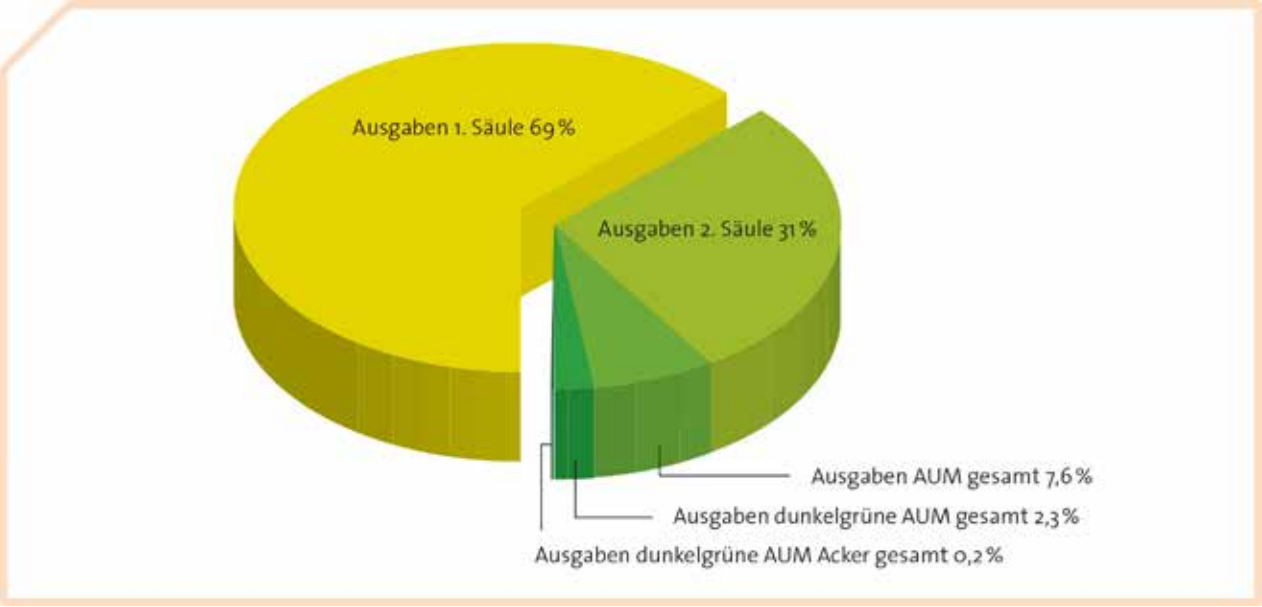
Der landwirtschaftlichen Nutzung wird mithilfe von Ordnungsrecht Schranken gesetzt. Vereinfacht können diese Schranken unter dem Begriff der guten landwirtschaftlichen Praxis gefasst werden. Diese Schranken sind in Deutschland in vielen Fällen situationsbedingt, das heißt standortabhängig. So kann die landwirtschaftliche Nutzung prinzipiell in Grenzen des Grundgesetzes in Naturschutzgebieten eingeschränkt werden, ohne dass dafür ein finanzieller Ausgleich erfolgen muss (Louis, 1999). In verschiedenen Gesetzen auf Bundesebene wurde versucht, die gute fachliche Praxis weiter zu konkretisieren (z. B. im § 5 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) und § 17 Bundesbodenschutzgesetz). Eine landwirtschaftliche Nutzung im Rahmen der guten fachlichen Praxis stellt laut BNatSchG keinen Eingriff im Sinne der Eingriffsregelung dar. Zur Umsetzung großer Europäischer Richtlinien wie der Wasserrahmenrichtlinie und der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie ist das Ordnungsrecht ein wichtiger Baustein, gerade in Bezug auf die Verminderung von negativen Effekten aus der Landwirtschaft auf Ökosystemleistungen, z. B. Nährstoffeinträge ins Trinkwasser.

Neben ordnungsrechtlichen Schranken sind insbesondere staatliche positive finanzielle Anreizinstrumente ein relevanter Ansatz, um auf die landwirtschaftliche Nutzung gezielt Einfluss zu nehmen und damit die Bereitstellung von Ökosystemleistungen zu gewährleisten bzw. zu verbessern. An erster Stelle steht dabei die Förderung im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP). Obwohl mit der GAP in erster Linie weithin eine flächendeckende Landwirtschaft gefördert und bis heute ein Strukturwandel und die Wettbewerbsfähigkeit der Landwirte unterstützt werden soll, sind insbesondere die Agrarumweltmaßnahmen ein wichtiges deutschlandweit vorhandenes Instrumentarium, um Leistungen der Landwirtschaft zur Bereitstellung von Ökosystemleistungen zu fördern.

Im Jahr 2012 wurden in Deutschland mit rund 626 Millionen € insgesamt etwa 6,7 Millionen ha als AUM gefördert (BMUB, 2015); statistisch waren dies 36 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Dabei war die Ausgestaltung der AUM sehr unterschiedlich: Einige waren auf mehrere Umweltziele gleichzeitig ausgerichtet, wie etwa Bodenschutz, verminderte Nährstoffausträge und Biodiversität. Sie wurden häufig unabhängig von bestimmten Standorteigenschaften, also horizontal angeboten. Andere AUM waren spezifisch und verfolgten ein Umweltziel, etwa bestimmte Biodiversitätsmaßnahmen.

In Deutschland standen in den Jahren 2007 bis 2013 insgesamt ca. 2 Mrd. € für Agrarumweltmaßnahmen zur Verfügung. Damit wurden 22 % der finanziellen Mittel der zweiten Säule der Agrarpolitik und 7,6 % der Gesamtausgaben der GAP für derartige Zahlungen investiert (vgl. Abbildung 5.3). Vom geförderten Flächenumfang und den angebotenen Maßnahmen gibt es sehr große Unterschiede in den einzelnen Bundesländern. In Baden-Württemberg werden bspw. statistisch 100 % der Landwirtschaftsflächen über irgendeine Art von Agrarumweltmaßnahmen gefördert. Dabei muss kritisch betrachtet werden, dass die Agrarumweltmaßnahmen zum Teil nicht/kaum über die gute fachliche Praxis hinausgehen. In Abbildung 5.3 sind daher noch einmal Maßnahmen aufgeführt, die als sogenannte dunkelgrüne Maßnahmen deutlich über die gute fachliche Praxis hinausgehen und dabei im Unterschied zu hellgrünen bzw. horizontalen

ABBILDUNG 5.3 ▸ Ausgaben 2009 für gezielte (dunkelgrüne) AUM in Deutschland in Prozent (%) im Vergleich zur gesamten Förderung im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik in Deutschland. (Quelle nach: Oppermann et al., 2012)



Maßnahmen sehr gezielt auf den Erhalt und die Entwicklung der Biodiversität in der Agrarlandschaft abzielen. Man sieht, dass gerade im Ackerbereich kaum eine gezielte Förderung der »dunkelgrünen« Maßnahmen im Bereich der Biodiversität erfolgt und auch für gezielte »dunkelgrüne« Grünlandmaßnahmen nur etwas mehr als 2 % eingeplant wurden (Oppermann et al., 2012). Der Ökologische Landbau wird ebenso als Agrarumweltmaßnahme gefördert, ist hier aber nicht den dunkelgrünen Maßnahmen zugeordnet.

Neben der GAP hat in den letzten Jahren die Förderung im Rahmen des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) und die damit verbundene Förderung des Biomasseanbaus für energetische Zwecke einen entscheidenden Einfluss auf die Landnutzung. Es kann an dieser Stelle in keiner Weise eine Bewertung dieser Politiken erfolgen. Die Entwicklung der agrarischen Nutzung (vgl. Kapitel 5.3) macht jedoch deutlich, dass die institutionellen Rahmenbedingungen eher zu einer weiteren Intensivierung und monotoneren Nutzung der Agrarlandschaft geführt haben, in jedem Fall diese Entwicklung nicht verhindert haben.

5.3 AKTUELLER ZUSTAND UND WESENTLICHE HERAUSFORDERUNGEN

Die landwirtschaftliche Produktion konzentriert sich weltweit auf wenige Gebiete. Die Standortbedingungen in Deutschland bieten eine gute Vorrausetzung für die Produktion von Agrargütern. Deutschland ist, wie andere Hauptproduzenten für Nahrungsmittel weltweit, mit einem steten Verlust an landwirtschaftlicher Nutzfläche konfrontiert. Allein zwischen 2000 und 2010 hat die landwirtschaftliche Nutzfläche durch die Inanspruchnahme für nichtlandwirtschaftliche Zwecke in Deutschland um 409.000 ha abgenommen (BMELV, 2012). Der Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzfläche wurde dabei bisher weitgehend durch indirekte Landnutzungsänderungen kompensiert. Während in der Zeit von 1990 bis 2012 der Umfang der ackerbaulich genutzten Fläche nahezu unverändert geblieben ist (-0,22 %) ist vor allem der Flächenanteil der extensiven Landnutzungssysteme, wie z. B. des Dauergrünlandes (-15,6 %) (Abbildung 5.4), der Obstanlagen (-52,8 %) und der Streuwiesen und Hutungen (-26,3 %) sowie der Flächenstilllegungen (im Vergleich zu 1995: -80 %) deutlich geschrumpft. Der Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzfläche ging damit ausschließlich auf Kosten extensiver Landnutzungssysteme, was zu zunehmenden Konflikten mit nicht marktfähigen Leistungen wie Biodiversität und verschiedene Ökosystemleistungen führt, welche in einem großen Umfang an extensive Nutzungssysteme gebunden sind.

Der wissenschaftlich-technische Fortschritt in der Landwirtschaft hat nicht nur den anhaltenden Flächenverlust kompensiert, sondern zu einer beispiellosen Steigerung der Produktivität in der Landwirtschaft geführt. Diese Entwicklung hatte aber laut dem Weltagrarbericht von 2008 (Engel, 2009)

auch unbeabsichtigte soziale und ökologische Folgen. Zwischen 1990 und 2009 hat die Ertragsleistung bei Getreide um ca. 33 %, bei Kartoffeln um 71 %, bei Ölfrüchten um 47,4 % und bei Zuckerrüben um 36 % zugenommen. Im Vergleich zu 1995 wurden im Jahr 2012 um 4,6 Mio. mehr Schweine gehalten (2012: 28,3 Mio.) und die Milcherzeugung nahm im gleichen Zeitraum von 28,6 Mio. t (1995) auf 30,8 Mio. t (2012) bei deutlich reduzieren Beständen an Milchrindern, 4,2 Mio. (2012) statt 5,2 Mio. (1995), zu (Destatis, 2012).

Neben dieser generellen Steigerung der Agrarproduktion ist eine starke Uniformierung der angebauten Fruchtarten und gehaltenen Tierrassen auffällig. In der pflanzlichen Produktion wurden die vier häufigsten Fruchtarten (Weizen, Wintergerste, Silomais und Raps) im Jahr 2012 auf 65,3 % der gesamten Ackerfläche angebaut (Destatis, 2013). Regional fällt die Konzentration auf einzelne Fruchtarten jedoch noch deutlich stärker aus, s. Beispiele zum Mais- und Getreideanbau (Abbildung 5.5). Gleichzeitig hat der Anbauumfang anderer Fruchtarten, vor allem bei Sommergetreide, Eiweißpflanzen, Kartoffeln, Zuckerrüben und Futterleguminosen deutlich abgenommen (Tabelle 5.1). Die Uniformierung im landwirtschaftlichen Anbau und der zunehmende Anteil von Monokulturanbau hat, wie vielfach wissenschaftlich nachgewiesen, negative Auswirkungen auf die Regulationspotenziale (z. B. Schaderregerkontrolle) in Agrarlandschaften, die Bereitstellung von nichtmarktfähigen Gütern (z. B. Biodiversität) und verursacht negativen Einfluss auf Ökosystemleistungen durch Pestizideinsatz, Erosion, Nährstoffeinträge in Gewässern (z. B. Fumagalli et al., 2011).

Neben der Sicherstellung ausreichender Ernährung hat die Landwirtschaft wichtige Funktionen und Schnittstellen für die Bereitstellung von nichtmarktfähigen Leistungen im Bereich der ökologischen und kulturell-sozialen Güter. Von der Landwirtschaft werden dabei im Rahmen der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie deutlich stärkere Beiträge erwartet, die zumeist nicht ohne deutliche Anpassungen in der landwirtschaftlichen Nutzung zu gewährleisten sind. Am Beispiel des in der nationalen Biodiversitätsstrategie verankerten Indikators »Artenvielfalt und Landschaftsqualität auf dem Agrarland« (Abbildung 5.6) wird deutlich, dass die Ziele mit der gegenwärtigen Ausrichtung der landwirtschaftlichen Nutzung nicht nur nicht zu erreichen sind, sondern dass es einen statistisch signifikanten Trend weg vom Zielwert (BMUB, 2010) gibt. Diese Entwicklung konnte durch die Agrarumweltprogramme der zurückliegenden Jahre nicht aufgehalten werden (Whittingham, 2011). Aktuelle Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel, wie z. B. die Förderung der energetischen Nutzung von Biomasse, gelten als zusätzliche Treiber der landwirtschaftlichen Intensivierung und der Verschärfung der Situation z. B. im Vogelschutz (Flade, 2012).

ABBILDUNG 5.4 ▸ Bilanz der Flächennutzungsänderungen der landwirtschaftlichen Fläche in Deutschland zwischen 1990 und 2010.
(Quelle nach: Tietz et al., 2012: 16)

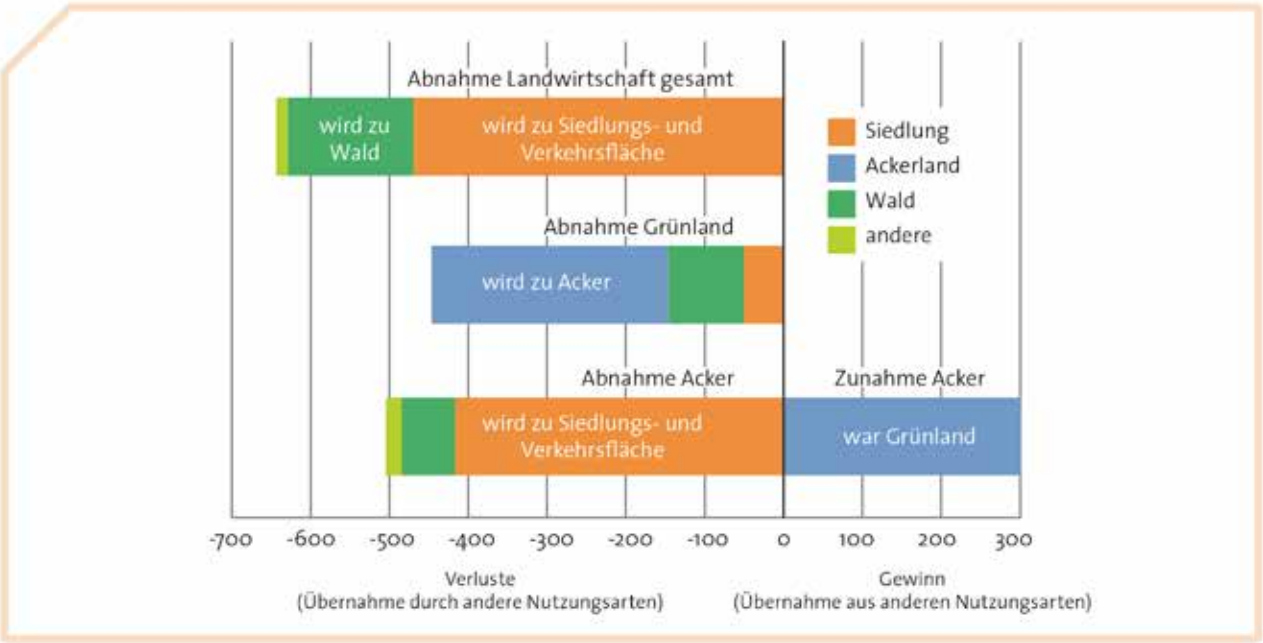
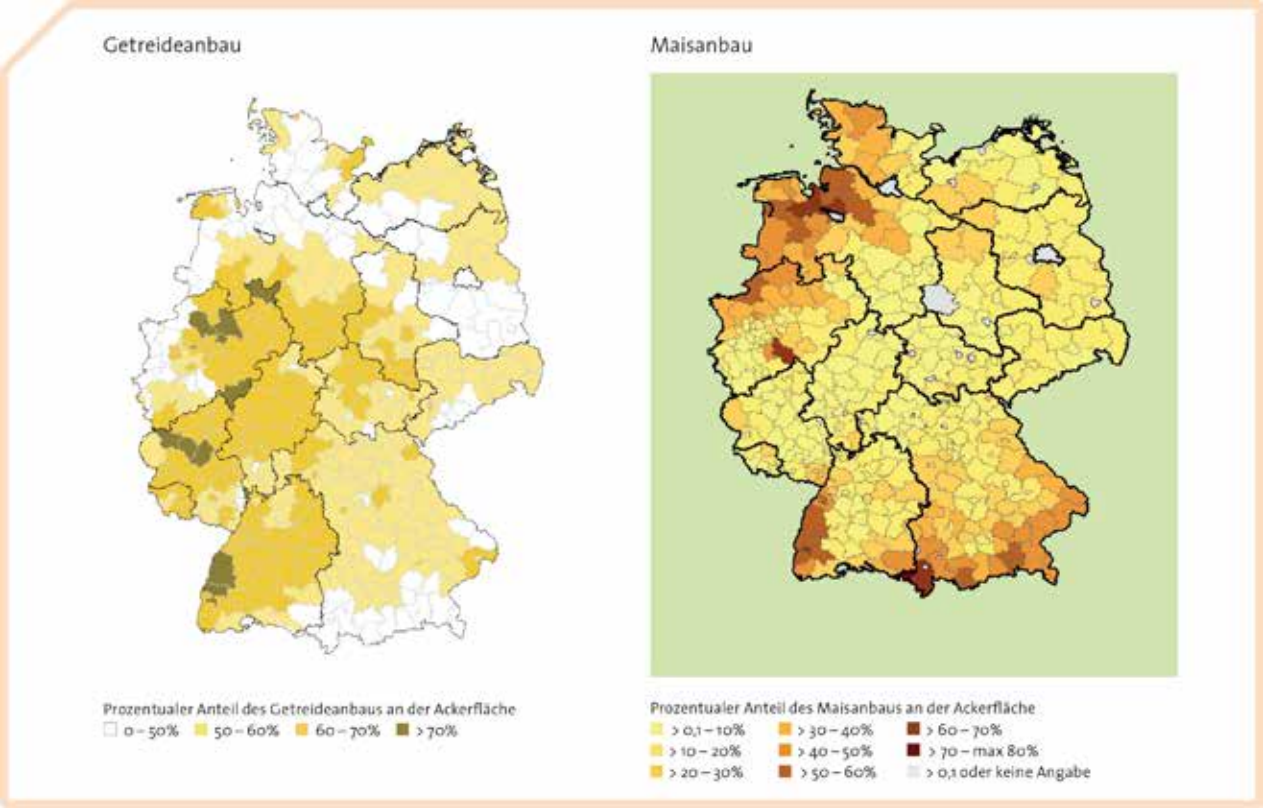


TABELLE 5.1 ▸ Uniformierung angebauter Fruchtarten in Deutschland.
(Veränderungen Anbaufläche Fruchtarten 1995 bis 2009 nach Destatis, 2013)

Fruchtart	Fläche in T ha (2009)	Veränderung von 1995 – 2000 in %	Veränderung von 1995 – 2005 in %	Veränderung von 1995 – 2009 in %
Weizen	3.622	+15,2	+22,9	+ 25,6
Winterroggen	749	-2,2	-36,3	-13,0
Sommergerste	426	-6,18	-9,03	-35,63
Hafer	163	-23,34	-32,11	-47,41
Körnermais	464	+11,01	+36,31	+42,83
Kartoffeln	264	-3,42	-12,14	-16,33
Zuckerrüben	384	-11,86	-18,09	-25,20
Raps	1.471	+37,99	+51,06	+37,99
Kleegras, Luz. Gem.	213	-22,93	-17,81	-9,41
Silomais	1.647	-7,77	+0,86	+31,55
Hülsenfrüchte ges.	83	+50,80	+37,04	-32,58

ABBILDUNG 5.5 ▸ Regionalität des Getreide- (links) und Maisanbaus in Deutschland (Prozentualer Anteil an der Ackerfläche in %).
(Quelle: Getreideanbau: Koll, 2006; Maisanbau: FNR, 2013)



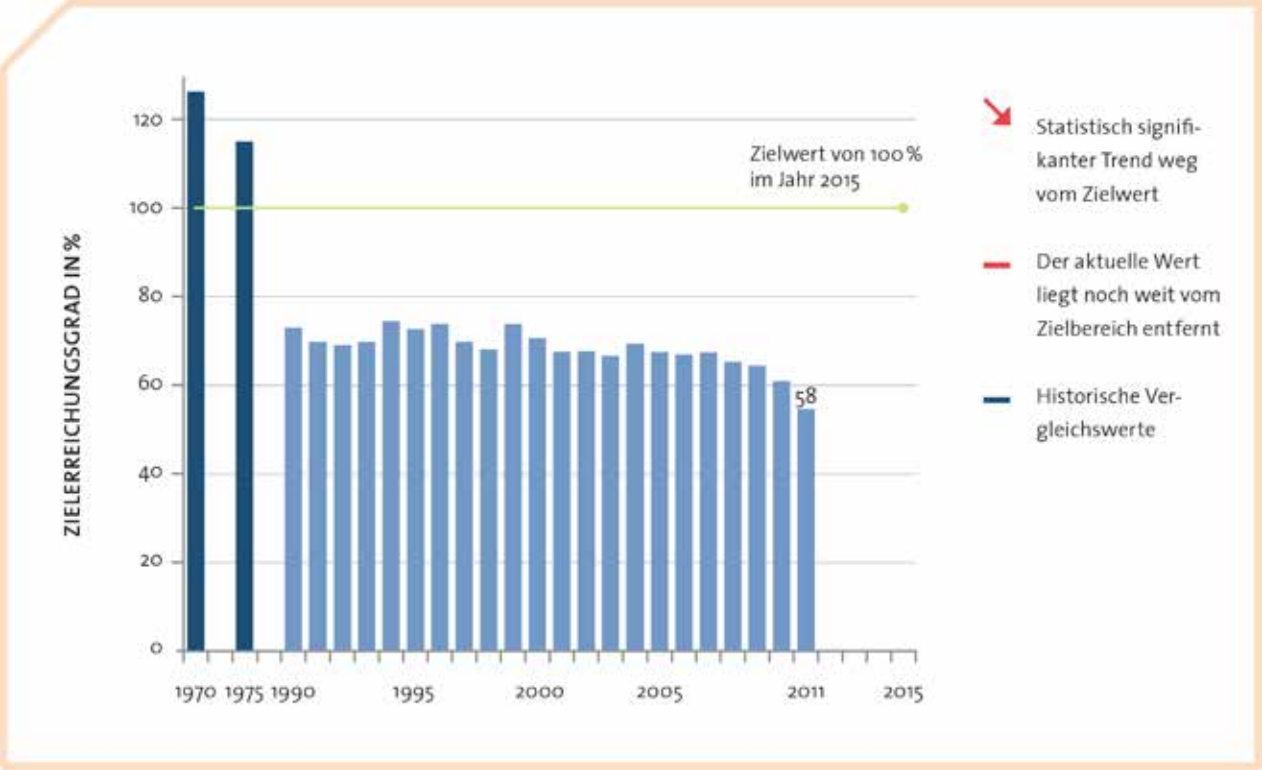
Als Ergebnis der bisherigen Entwicklung bestehen heute weniger als 12 % der Landwirtschaftsfläche in Deutschland mit einem hohen Naturwert (BMUB, 2015). Dabei zeigt sich, dass die Flächen mit hohem Naturwert in Deutschland durchaus sehr unterschiedlich verteilt sind (PAN et al., 2011). Neben Konflikten durch zu wenig naturnahe Flächen, z. B. in Regionen mit weniger als 10 % HNV-Farmland, bestehen in manchen Regionen mit mehr als 20 % an HNV-Farmland aber auch regionale Potenziale – soweit sie als solche erkannt werden, sie auch für die Region zu nutzen. Insgesamt ist jedoch weniger als die Hälfte des HNV-Farmlands von sehr hohem Wert. 5,3 % der landwirtschaftlichen Fläche werden zwar als HNV-Farmland eingestuft und gelten damit als besonders wertvoll und erhaltenswert, sind jedoch aktuell von mäßigem Naturwert (BMUB, 2015). Besonders anschaulich wird die zunehmende Flächenkonkurrenz zwischen landwirtschaftlicher Produktion und Biodiversitätsschutz an der Situation des Dauergrünlandes. Diese Standorte liefern wesentliche Ökosystemleistungen im Bereich der Biodiversität aber auch für den Erosions- und Hochwasserschutz, den Klimaschutz, das Landschaftsbild sowie die Erholung. Von 1990 bis 2009 hat sich die Grünlandfläche in Deutschland um 875.000 ha verringert, von 2003 bis 2012 betrug der absolute Verlust des Dauergrünlandanteils ca. 5 % (BfN, 2014). Besonders stark ist der Rückgang bei den biologisch vielfältigen, für die landwirtschaftliche Nutzung jedoch ertragsärmeren extensiven Grünlandflächen. Diese Entwicklung hat zwar eine lange »Tradition«, setzt sich aber bis in die aktuelle Zeit weiter fort. Die aktuelle Auswertung der Ergebnisse des nationalen FFH-Berichts aus dem Jahr 2013 zeigt, dass sich die Lebensraumtypen des artenreichen extensiv genutzten Grünlands in einem unzureichenden bis schlechten Zustand befinden (BfN, 2014). Von den 80 verschiedenen Grünland-Lebensraumtypen gelten fast 80 % als gefährdet. Gegenüber der ersten Ausgabe der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen aus dem Jahr 1994 (Riecken et al., 1994) hat von 1994 bis 2006 vor allem der Anteil stark gefährdeter Grünlandbiotoptypen (Gefährdungsstufe 2) deutlich zugenommen (Abbildung 5.7).

Die Problematik der an extensive Nutzung gebundenen Lebensräume wird auch aus dem letzten, zusammenfassenden Bericht über den Erhaltungszustand von Arten und Lebensraumtypen gemäß Artikel 17 der Habitatrichtlinie (EC, 2009) besonders deutlich. Hier zeigte sich, dass der Erhaltungszustand aller landwirtschaftlich geprägten Lebensraumtypen (7 % günstige Bewertungen) in einem deutlich schlechteren Zustand ist, als »nicht landwirtschaftlich geprägte Lebensraumtypen« (21 % günstige Bewertungen). Um ihrer Verantwortung nachzukommen ist es notwendig, dass auch die Landwirtschaft den Erhalt und eine günstige Entwicklung dieser EU-weit besonders wertvollen Flächen stärker unterstützt. Insgesamt jedoch bedarf es auch spezieller Nutzungs- und Verwertungskonzepte, die eine extensive Nutzung dieser Lebensräume langfristig gewährleistet. Schließlich ist eine landwirtschaftliche Nutzung oder auch eine Landschaftspflege für den Erhalt und die Entwicklung einer Kulturlandschaft notwendig, die verschiedene Ansprüche der Gesellschaft, insbesondere im Bereich der kulturellen Ökosystemleistungen und der Biodiversität, befriedigen kann (Beispiele in Kapitel 5.5).

Parallel zur hohen Produktivität der Landwirtschaft lassen sich auch zunehmende Konflikte mit verschiedenen umweltrelevanten Ökosystemleistungen identifizieren, z. B. im Zusammenhang mit dem Gewässerschutz. So ist z. B. ein Großteil der diffusen Stoffausträge in die Gewässer unverändert vor allem der Landwirtschaft zuzuordnen (Abbildung 5.8). Nach einer Schätzung des Umweltbundesamtes aus dem Jahr 2014 (UBA, 2014) sind aktuell 37 % des Grundwassers von einer schlechten chemischen Qualität, wovon 27 % hohe Nitratbelastungen aufweisen, 5 % Pestizidbelastungen und 5 % mit anderen Schadstoffen belastet sind. Bei den Flüssen ist der ökologische Zustand auf mehr als 60 % der Gewässerabschnitte als schlecht oder unbefriedigend einzustufen. Mit der Verabschiedung der Wasserrahmenrichtlinie hat man sich zum Ziel gesetzt, europaweit die Qualität der Wasserkörper in einen guten Zustand zu bringen. Dazu sind in fast allen Koordinierungsräumen Maßnahmen zur Verringerung der Stoffeinträge aus der Landwirtschaft geplant (BMU, 2010). Zudem stehen Verbesserungen der Hydromorphologie und der Durchgängigkeit an, um einen guten ökologischen Zustand der Oberflächengewässer wiederherzustellen. Die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie ist eine der wichtigen Herausforderungen für den ländlichen Raum und die Akteure in der Agrarlandschaft. Es ist notwendig, die negativen Effekte, die bei zu intensiver Nutzung in einem Raum entstehen können, gezielt zu reduzieren (Beispiele im Kapitel 5.6).

Zusammenfassend lassen sich in vielen Regionen Deutschlands deutlich zunehmende Flächennutzungskonflikte konstatieren, für deren Reduzierung unterschiedliche Optionen innerhalb der Landnutzungssysteme selbst bestehen siehe Beispiele im Kapitel 5.7). Keiner dieser Ansätze wird für sich allein die bestehenden Konflikte lösen können, sondern es bedarf einer Vielzahl standortangepasster Maßnahmen und einem Politikmix, der diese Maßnahmen fordert und fördert. Ein besonders wichtiges Landnutzungssystem ist z. B.

ABBILDUNG 5.6 ▸ Zielerreichungsgrad und Trend des Indikators Artenvielfalt im Agrarland (Bestandteil der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, Indikatorbericht und der Nachhaltigkeitsstrategie). (Quelle nach: BMUB, 2015)



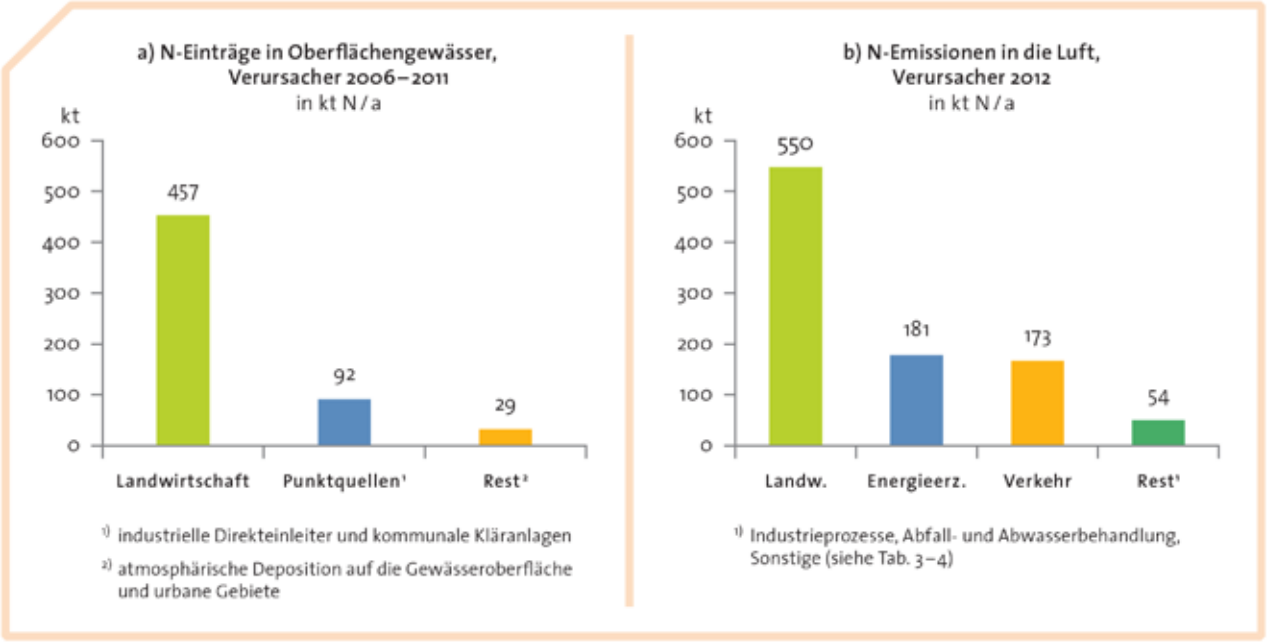
der ökologische Landbau, für den seit Jahren ein Flächenanteil von 20 % angestrebt wird (BMUB, 2015). Der Flächenanteil des ökologischen Landbaus hat von 1990 bis 2014 von 54 Tha auf über 1,05 Mio. ha zugenommen, das sind aktuell aber nur 6,3 % der landwirtschaftlich nutzbaren Fläche (BMEL, 2015). In den letzten vier Jahren hat die Anbaufläche nur noch geringfügig zugenommen, was u. a. auch auf gestiegenen Konkurrenzdruck in diesem Bereich zurückzuführen ist. Ein neuer Ansatz ist die sogenannte »nachhaltige Intensivierung« (sustainable intensification) (Buckwell, 2014). Dieses Konzept kommt aus der Wissenschaft und versucht, die Anbauverfahren so zu optimieren, dass eine weitere Produktionssteigerung bei gleichzeitiger Reduzierung negativer Effekte auf Ökosystemleistungen möglich ist. Der Nachweis, dass dieses Konzept auch in der Praxis umsetzbar ist, muss noch erbracht werden, dies gilt insbesondere für Biodiversitätsziele. Dennoch sollte es weiter entwickelt werden, denn es zeigt Möglichkeiten auf, wie eine weitere Intensivierung möglichst nachhaltig erreicht werden kann.

Für Moorstandorte sind besonders standortangepasste Lösungen notwendig. Den landwirtschaftlich genutzten Moorböden kommt im Zusammenhang mit dem Klimaschutz und der Betrachtung der Ökosystemleistungen im ländlichen Raum eine besondere Bedeutung zu. Etwa 8 % (13.000 km²) der landwirtschaftlichen Nutzfläche Deutschlands befindet sich auf Moorböden (SRU, 2012a). Etwa 70 % der gesamten Moorfläche Deutschlands werden landwirtschaftlich genutzt (Abschätzungen vgl. Jensen et al., 2012; Röder und Grützmacher, 2012; SRU, 2012a). Die regenwassergespeisten Hochmoore befinden sich in Deutschland, klimatisch bedingt vor allem in Nordwestdeutschland, entlang eines schmalen Streifens an der Ostseeküste sowie in den Höhenlagen der Mittelgebirge und Alpen. Grund- und oberflächenwassergeprägte Niedermoore sind mit einem Flächenanteil von etwa 10 % prägend für das norddeutsche Tiefland. Die Entwässerung, die zur landwirtschaftlichen Nutzung der Moore vorgenommen wurde, führte zu sackungsbedingten Höhenverlusten und über die Jahre zu einer kontinuierlichen Oxidation der organischen Substanz in den durchlüfteten, oberen Torfhorizonten. Neben negativen Effekten, z. B. für Klima und Wasser, verliert auch der Standort selbst seine Qualität für die Produktion von Agrargütern. Bei Sackungsraten von im Mittel 1 cm im Jahr sind flachgründige, landwirtschaftlich genutzte

Moorböden nahezu vollständig durch Oxidation verschwunden. In Brandenburg hat sich so die Moorfläche vermutlich halbiert. Im Einflussbereich der Küsten wird die Entwässerung tief gesackter Moorböden zunehmend aufwendiger. Die Herausforderung besteht daher darin, zukünftig Wege zu finden, das Produktionspotenzial von Moorböden langfristig zu erhalten und dabei auf Entwässerung zu verzichten und so die damit verbundenen negativen Folgen zu minimieren. Neben der Wiedervernässung von Mooren ist es notwendig, alternative Nutzungskonzepte (Paludikultur) zu erproben und marktfähig zu machen (Beispiel im Kapitel 5.7).

ABBILDUNG 5.7 ▸ Vergleich der Gefährdungssituation von Grünlandbiotopen 1994 und 2006. (Quelle nach: BfN, 2014)
(Relative Anteile gefährdeter und ungefährdeter Grünlandbiotoptype in %, Bezugsbasis: Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Deutschlands (Riecken et al., 1994, 2006), Gefährdungsstufen: 0 = vollständig vernichtet, 1 = von vollständiger Vernichtung bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, R = enge geografische Restriktion, * = ungefährdete Biotoptypen; Codegruppe 34: Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte; Codegruppe 35: Waldfreie Niedermoore und Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte (ohne Röhrichte und Großseggenrieder))

ABBILDUNG 5.8 ▸ Die wichtigsten Verursacher der Einträge reaktiven Stickstoffs in Oberflächengewässer und Luft in Deutschland. (Quelle nach: SRU, 2015)



5.4 LANDWIRTE NUTZEN ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN FÜR DIE PRODUKTION VON AGRARGÜTERN – DREI BEISPIELE

Im Weiteren werden drei ausgewählte Beispiele für Ökosystemleistungen gegeben, deren Nutznießer die Landwirte selbst sind. Fundierte Kenntnisse der Landwirte über Art und Höhe dieser Ökosystemleistungen könnten dazu beitragen, dass diese besser in das private ökonomische Entscheidungskalkül einbezogen werden. Von Eigeninteresse geleitetes Handeln könnte dabei zu Win-win-Effekten bzgl. anderer gesellschaftlich nutzenstiftender Ökosystemleistungen bzw. zur Verbesserung der Akzeptanz von Ordnungsrecht bzw. Agrarumweltmaßnahmen führen. Denn der hier diskutierte Erhalt der Bodenfruchtbarkeit, die Nutzung natürlicher Schaderregerkontrolle und Bestäubungsleistung bringen nicht nur privaten sondern auch gesellschaftlichen Nutzen, da damit auch Off-side-Effekte und somit negative Einflüsse auf Biodiversität, Gewässer und Klima verhindert werden können. Diesen kumulativen Nutzen aufzudecken ist entscheidend, wenn es um die Frage des Landnutzungsmanagements geht.

5.4.1 Bodenfruchtbarkeit

Die landwirtschaftliche Produktionsleistung – üblicherweise gemessen am Ernteertrag – eines Standortes ist einerseits von den natürlichen Strukturen und Prozessen abhängig und andererseits von gezielten landwirtschaftlichen, also anthropogenen Maßnahmen. Die Bodenbedingungen sind dabei ein äußerst wichtiger Faktor, in hohem Maße vorgegeben und auch in Deutschland sehr unterschiedlich. Durch verschiedene landwirtschaftliche Maßnahmen wird seit Jahrhunderten versucht, die sogenannte natürliche Bodenfruchtbarkeit zu verbessern, z. B. die Nährstoffversorgung, den Humusaufbau oder die Durchlüftung, und damit die »erworbene Bodenfruchtbarkeit« (Gisi et al., 1997) zu erhalten und zu erhöhen (siehe Abbildung 5.9). Dabei sollen verschiedene Ziele erreicht werden. Einerseits werden bereits durch die Bodenbearbeitung – z. B. das Pflügen – und den Anbau einjähriger Fruchtarten wichtige natürliche Prozesse der Bodenbildung gestört, z. B. wird der Boden – gegenüber dem natürlichen Zustand – zeitweise der Wind- und Wassererosion ausgesetzt, die Nährstoffauswaschung gefördert und die organische Bodensubstanz stark abgebaut. Weiterhin werden dem Boden durch die Pflanzen Nährstoffe entzogen, die mit der Ernte abgefahren werden. Damit sind auch auf vielen Standorten Prozesse verbunden, die zu einer Versauerung des Bodens führen und damit zu einer geringeren Fruchtbarkeit. Ein großer Teil der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung zielt also daraufhin, diesen Verschlechterungen entgegenzuwirken, z. B. die Nährstoffverluste zu ersetzen, den Aufbau organischer Substanz zu fördern etc. Diese Ziele sind z. B. wesentlich bei der Gestaltung der Fruchtfolgen. Mit der Nutzung der Bodenfruchtbarkeit setzen Landwirte demnach auf die aktuell diskutierten naturbasierten Lösungen, die die Landwirtschaft für die Produktion von Marktgütern nutzt.

Hinzu kommen landwirtschaftliche Maßnahmen, mit denen auf kurzfristige Prozesse reagiert wird, z. B. dem Auftreten von Schaderregern (durch Pflanzenschutzmaßnahmen inklusive Pestizideinsatz) oder besonderem Nähstoffbedarf (z. B. durch gezielte Mineraldüngergaben). Neben der Erhaltung der natürlichen und der erworbenen Bodenfruchtbarkeit ist das Ziel vieler landwirtschaftlicher Maßnahmen die weitere Produktivitätssteigerung durch Ausgleich von Mangelsituationen, die durch die Standortbedingungen vorgegeben sind. So begrenzt z. B. insbesondere auf trockenen und sandigen Standorten das zur Verfügung stehende Wasser das Pflanzenwachstum, was durch Bewässerung ausgeglichen werden kann. Ebenso stehen durch die naturgegebenen Bedingungen auf vielen Standorten den Pflanzen nicht alle notwendigen Nährelemente in ausreichender Menge zur Verfügung, sodass auch der Ausgleich dieser Stoffe durch Düngung das Niveau der Bodenfruchtbarkeit über das natürlich vorgegebene stark steigern kann.

Während Maßnahmen zum Erhalt der erworbenen Bodenfruchtbarkeit eher auf Langfristigkeit angelegt sind und Landwirte dabei im Wesentlichen mit den ökologischen Prozessen arbeiten, dienen die kurzfristigen Maßnahmen dazu, sich teilweise von den natürlichen Standortbedingungen unabhängiger zu machen. Es wird versucht, bestimmte natürliche Strukturen und Prozesse zu substituieren bzw. ökologische Prozesse zu steuern, die durch die landwirtschaftliche Nutzung in Gang gesetzt werden, wie z. B. das Auftreten von Schädlingen, Krankheiten und Unkräutern. Die erworbene Bodenfruchtbarkeit liegt bei den Anbausystemen im Fokus, die bewusst auf einige der kurzfristigen Bewirtschaftungsmaßnahmen verzichten, wie der Ökolandbau.

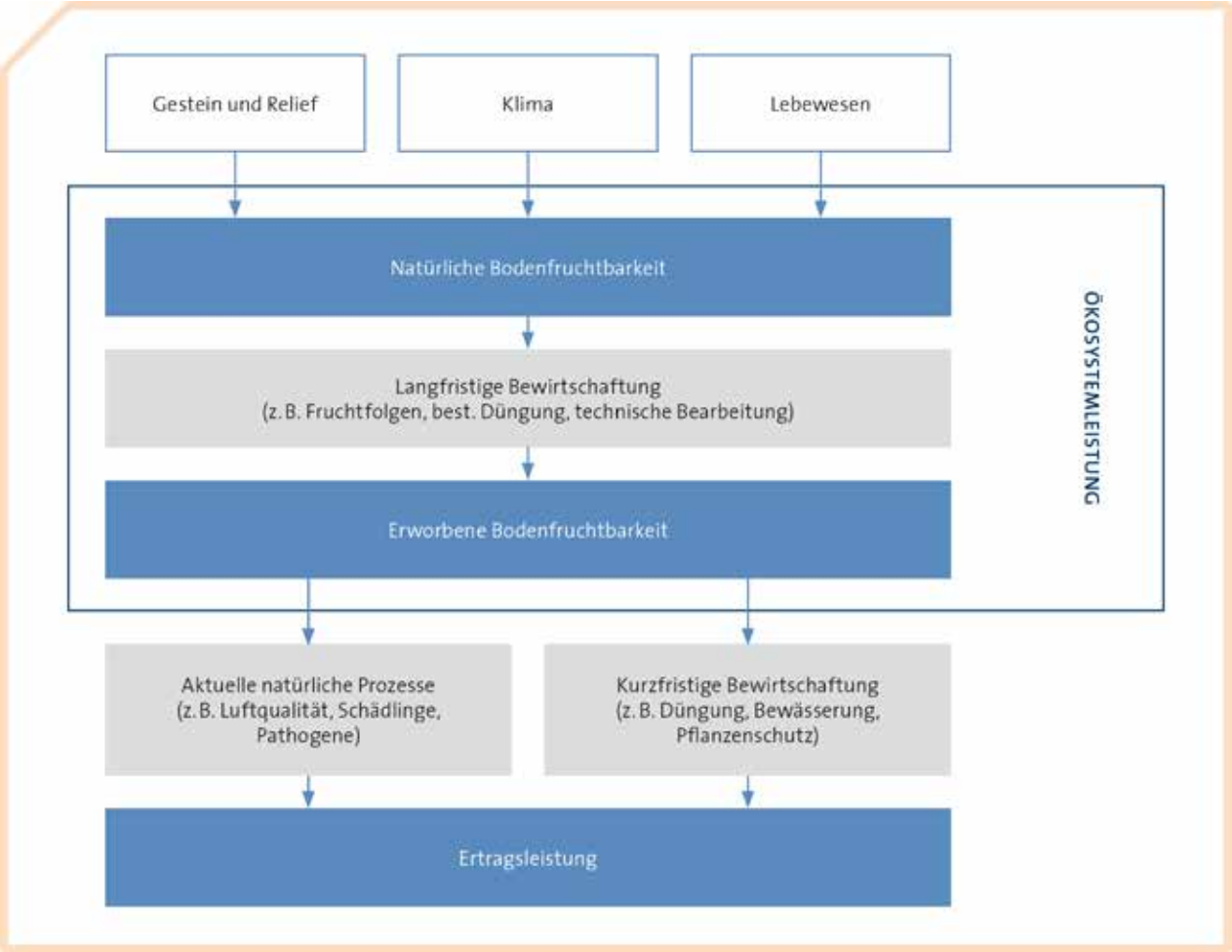
Extrem wichtig sind der Erhalt der natürlichen und die Entwicklung der erworbenen Bodenfruchtbarkeit aber auch in vielen Entwicklungsländern, in denen die natürliche Bodenfruchtbarkeit oft gering ist und wo der kurzfristige Input von Sachkapital aus Kostengründen ausfällt. Es kann argumentiert werden, dass es bei der optimalen Gestaltung der erworbenen Bodenfruchtbarkeit um eine optimale Nutzung von Ökosystemleistungen für die landwirtschaftliche Produktion geht. Auch wenn für die erworbene Bodenfruchtbarkeit

anthropogene Maßnahmen notwendig sind, ist sie der natürlichen Bodenfruchtbarkeit als eigentliche Ökosystemleistung doch sehr viel näher. Und es erscheint sehr wichtig, die Aufmerksamkeit auf eben diese natürlichen Strukturen und Prozesse zu legen, weil eben genau an dieser Stelle Handlungsbedarf gesehen wird, wenn es um eine nachhaltige Nutzung der Ressource Boden geht (vgl. auch Kapitel 5.6). Der Ansatz des Nutzens naturbasierter Lösungen erfährt darüber hinaus aktuell eine große gesellschaftliche Aufmerksamkeit, da erkannt wurde, dass eine Substitution natürlicher Prozesse durch menschlichen Input in vielen Fällen durchaus mit Risiken und nicht intendierten negativen Effekten verknüpft sind, die vorab nur schwer abzuschätzen sind. Dies gilt auch für eine Substitution der an Lebewesen gekoppelten Bereiche der natürlichen Bodenfruchtbarkeit im Sinne der bodenbiologischen Aktivität (Gisi et al., 1997) bzw. biotischen Aktivität (Schroeder, 1992), wie die für die Bodenfruchtbarkeit sehr wichtige Humusbildung.

Es sind uns aktuell keine Studien bekannt, die explizit den Nutzen der Bodenfruchtbarkeit quantifizieren. Dies erscheint eine überaus interessante aber auch schwierige Fragestellung zu sein, für deren Beantwortung Fragen nach der Substituierbarkeit von Naturkapital durch Human- und Sachkapitel offen gestellt werden müssen.

Die Erläuterungen zum Unterschied zwischen der erworbenen Bodenfruchtbarkeit und der im Ertrag messbaren Standortleistung siehe Abbildung 5.9) sollen erklären, warum es wenig sinnvoll ist, landwirtschaftliche Erträge/landwirtschaftliche Produkte zur Quantifizierung von Ökosystemleistungen zu nutzen, wie es in verschiedenen

ABBILDUNG 5.9 ▸ Bodenfruchtbarkeit als Ökosystemleistung. (Quelle: Eigene Darstellung basierend auf Verhältnis von natürlicher sowie erworbener Bodenfruchtbarkeit und Ertragsleistung nach Gisi et al., 1997)



Systematisierungen von Ökosystemleistungen vorgeschlagen wird (vgl. CICES http://cices.eu/; MEA, 2005). Die Ertragsleistung ist in Anhängigkeit von den Anbaukulturen und den Produktionsverfahren entscheidend von Human- und Sachkapital abhängig.

Allerdings ist die Betrachtung der Ertragsleistung von Böden in Form des Zusammenspiels von erworbener Bodenfruchtbarkeit und (intensiver) landwirtschaftlicher Bearbeitung von höchstem Interesse, um zu identifizieren, wo die natürlichen und sozioökonomischen Standortbedingungen besonders gut geeignet sind, Agrarprodukte zu produzieren. In diesen Gebieten sind Maßnahmen, die mit einem Rückgang bzw. dem Verzicht der Produktion von landwirtschaftlichen Marktgütern verbunden sind, mit hohen Opportunitätskosten verbunden. Hier bestehen demnach zwischen landwirtschaftlicher Produktion und verschiedenen Ökosystemleistungen besonders hohe Trade-offs. So ist die Anlage oder der Erhalt von landschaftlichen Strukturelementen in Regionen wie der Magdeburger Börde allein wegen der hohen Opportunitätskosten um ein vielfaches teurer als in Grenzertragsregionen. Es ist jedoch nicht von der simplen Annahme auszugehen, dass Standorte mit hohem Ertragspotenzial per se besonders viele negative externe Effekte wie z. B. Nitrateinträge in Gewässer verursachen. Hier spielen unterschiedliche Standortbedingungen eine Rolle (Kapitel 5.6.2).

Eine aktuelle, deutschlandweite Abschätzung des Ertragspotenzials wurde kürzlich nach dem »Müncheberger Soil Quality Rating« (Müller et al., 2007) erarbeitet und ist in Abbildung 5.10 für das ackerbauliche Potenzial dargestellt. Mit dem Müncheberger »Soil Quality Rating« liegt ein Verfahren zur Bewertung der Eignung und Gefährdung von Böden für die landwirtschaftliche Nutzung und zur Abschätzung des ackerbaulichen Ertragspotenzials vor. Neben den Basisindikatoren zum Boden, wie z. B. Bodensubstrat und effektive Durchwurzelungstiefe, gehen auch Gefährdungsindikatoren, wie z. B. Trockenheitsgefährdung ein. Die Abbildung 5.10 zeigt die großen Unterschiede in der ackerbaulichen Ertragsleistung unter den aktuellen natürlichen und sozioökonomischen Standortbedingungen und gibt damit Hinweise auf die Notwendigkeit angepasster Lösungen bzgl. einer gesellschaftlich optimalen Nutzung der Agrarlandschaft für die Produktion von Agrargütern und der Bereitstellung von Ökosystemleistungen.

Deutschlandweit gesehen wird das ackerbauliche Ertragspotenzial in Kombination mit dem hohen Standard in der Pflanzenzüchtung sehr erfolgreich genutzt. Die landwirtschaftlichen Erträge in Deutschland gehören im internationalen Vergleich zu den höchsten der Welt. Es ist gelungen, immer ertragreichere Sorten zu züchten und die Wachstumsbedingungen auf den Ackerflächen auf die Ansprüche der Nutzpflanzen einzustellen. Durch umfangreiches standörtliches Wissen, weiter verbesserte Technik und züchterischen Fortschritt können wahrscheinlich auch in Zukunft weitere Ertrags- und Effizienzsteigerungen erreicht werden, z. B. durch präzisere Aussaat, abgestimmte Düngung und Pflanzenschutzmaßnahmen (Precision Agriculture). Die technologische Weiterentwicklung sollte insbesondere auch auf die Verminderung von negativen (externen) Effekten auf Ökosystemleistungen und Biodiversität und damit verknüpften gesellschaftlichen Nutzen abzielen und Möglichkeiten der Win-win-Situation zwischen der Produktion von Agrargütern und der Bereitstellung von Ökosystemleistungen und Biodiversität optimal nutzen.

Die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit ist eine gesellschaftliche Zielstellung, die im Bodenschutzgesetz aber auch im Naturschutzgesetz klar definiert ist. Sie langfristig auch gegenüber kurzfristigen ökonomischen Entscheidungen zu schützen ist eine Herausforderung. Von daher ist der Versuch, den Nutzen auch im Rahmen des Ökosystemleistungskonzeptes quantitativ zu fassen, bei aller Schwierigkeit ein lohnender Schritt, um dieses gesellschaftliche Ziel zu stärken. Eine optimale Nutzung der Bodenfruchtbarkeit im Sinne der Nutzung naturbasierter Lösungen für die Ertragsleistung ist dabei ein wichtiges Argument, um gemeinsam mit der Landwirtschaft geeignetes Landmanagement zu entwickeln.

5.4.2 Schaderregerkontrolle und Förderung von Nützlingen

Auf unseren Weizen-, Zuckerrüben- oder Rapsfeldern, lassen sich jeweils ca. 1.000 unterschiedliche Arthropodenarten, d. h. Spinnentiere und Insekten, nachweisen. Diese Organismen leben ständig oder zeitweilig dort und stehen in enger Beziehung zum Boden, zur Kulturpflanze, zu den Wildkräutern oder untereinander. Studien in Weizenfeldern in Deutschland zeigten, dass ca. 30 Arten (3 %) zu den Schädlingen, 350 Arten (35 %) zu den Nützlingen und ca. 620 Arten (62 %) zu den indifferenten Arten gehören. Zu den indifferenten Arten gehören also alle Organismen, die sich weder den Schädlingen noch den Nützlingen zuordnen lassen, z. B. Insekten, die Kulturpflanzenreste zersetzen oder sich von Blütenpollen der Wildkräuter ernähren.

Ein besonders wichtiger und interessanter Schädling-Nützling-Komplex im Feldbau betrifft die Getreideblattläuse und deren natürliche Feinde. Getreideblattläuse (Arten: *Sitobion*

ABBILDUNG 5.10 ▸ Unterschiede im ackerbaulichen Ertragspotenzial in Deutschland, basierend auf dem Müncheberger Soil Quality Rating (SQR). (Quelle: BGR, 2013)

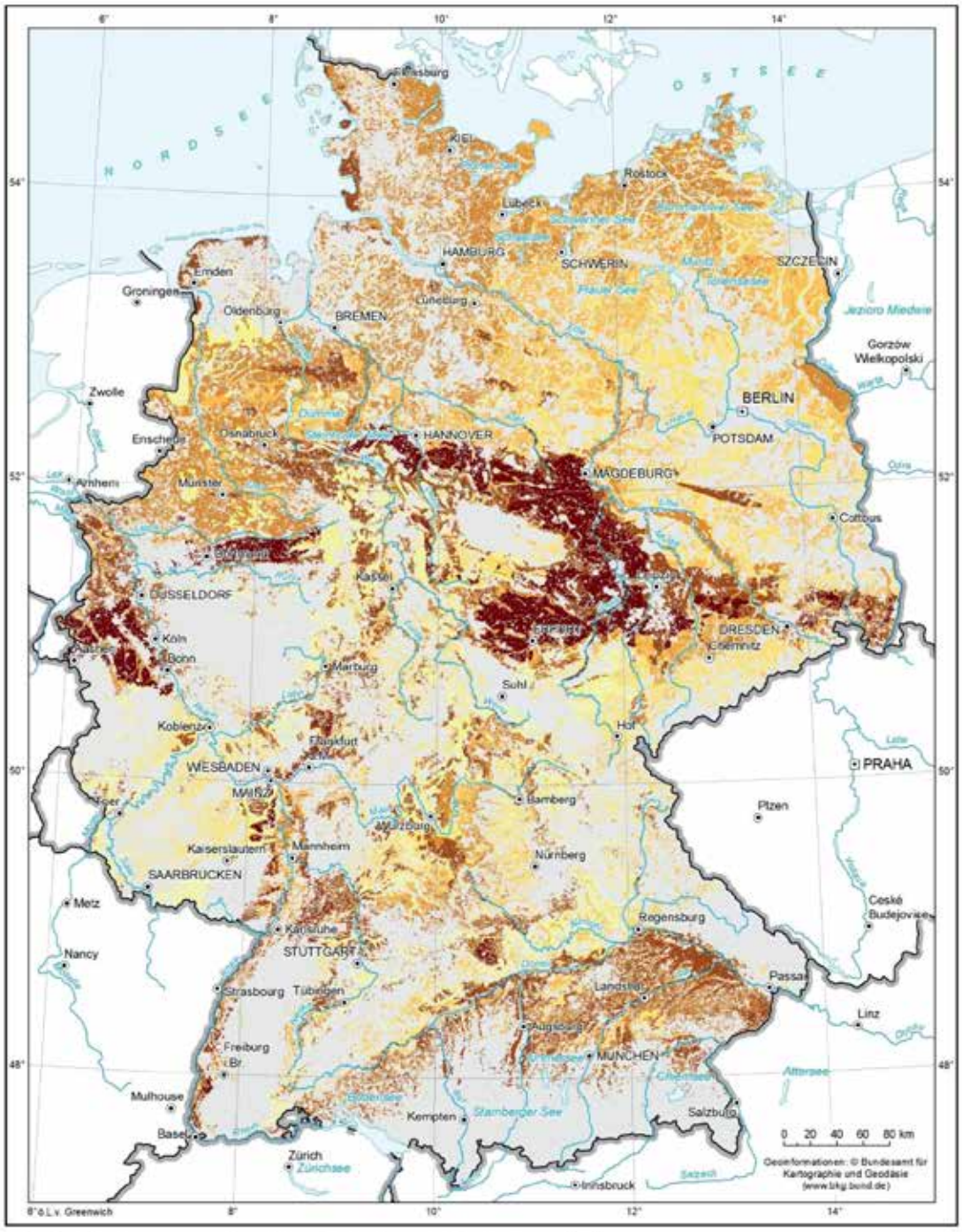


ABBILDUNG 5.11 ▸ Trophische Ebenen eines agrarischen Ökosystems. (Quelle: Kühne)

ABBILDUNG 5.12 ▸ Befallsentwicklung von Getreideblattläusen an Weizen in Käfigen mit und ohne Marienkäfern *(Coccinella septempunctata)*, 1995. (Quelle: Freier, 2006)

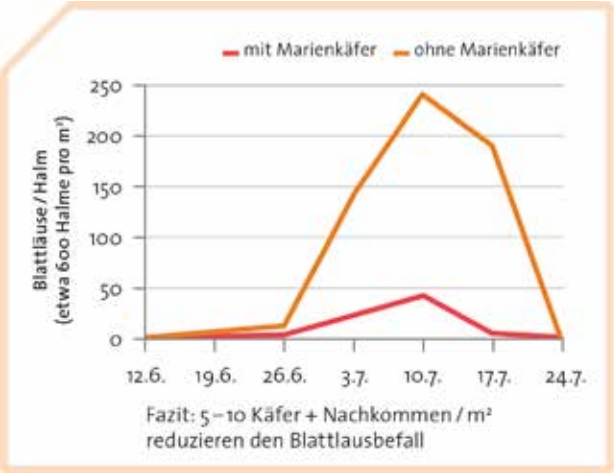
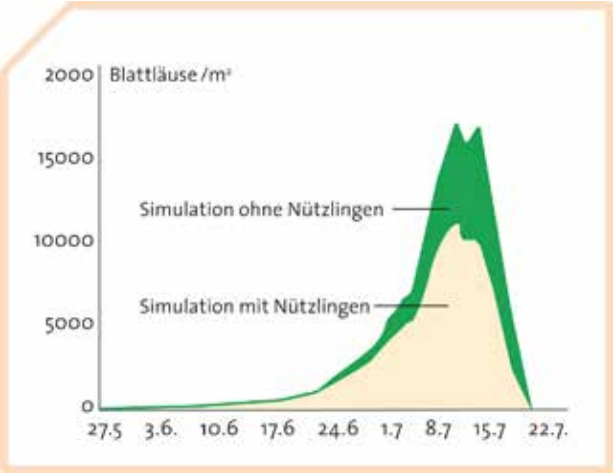


ABBILDUNG 5.13 ▸ Bonituren und Simulation des Blattlausbefalls an Weizen mit und ohne Nützlinge, Beispiel Magdeburger Börde, 1999. (Quelle: Freier, 2006)



avenae, Metopolophium dirhodum und *Rhopalosiphum padi*) gehören zu den wichtigsten Schädlingen im Ackerbau und werden von einem Heer von Gegenspielern begleitet.

Um die Leistungskraft der Gegenspieler bei der Regulierung der Blattlausschädlinge zu bestimmen, wurden z. B. große Käfige in die Felder gestellt, in denen nach einer Insektizidanwendung weder Blattläuse noch Nützlinge auftraten. Dann wurden in jedem Käfig Blattläuse ausgesetzt, die sich gleichmäßig vermehrten. In dem einen Teil der Käfige wurden Nützlinge eingebracht, die anderen Käfige blieben nützlingsfrei. In entsprechenden Versuchen mit Getreideblattläusen und dem Siebenpunktmarienkäfer (*Coccinella septempunctata*) an Weizen konnte festgestellt werden, dass 5 bis 10 Käfer und ihre Nachkommen pro m² den Blattlausbefall unter Kontrolle zu halten vermögen.

Ein anderer methodischer Ansatz betrifft die Verwendung von Simulationsmodellen, die den Befallsverlauf von Getreideblattläusen unter dem Einfluss der verschieden Gegenspieler, der Pflanzenentwicklung und des Wetters darstellen. Es konnte gezeigt werden, dass ein erheblicher Effekt der Nützlinge im Hinblick auf Vermeidung von Insektizidanwendungen in Winterweizen angenommen werden kann. Die Anwendungsfläche würde sich ohne die Wirkung der Prädatoren im Fläming um ca. ein Drittel und in der Magdeburger Börde etwa verdoppeln, wobei hier nahezu die gesamte Weizenfläche behandelt werden müsste. Hochgerechnet auf die gesamte Bundesrepublik dürfte sich die Bekämpfung der Blattläuse von derzeit ca. 1 Mio. ha auf nahezu 2 Mio. ha ausdehnen, wenn die Prädatoren nicht ihre Arbeit leisten würden. Jedoch erscheint der entsprechende monetäre Effekt pro ha nicht besonders hoch. Auf der Basis 20-jähriger Felddaten konnte der Wert für eine Prädatoreinheit (ein weiblicher Marienkäfer) mit unter 1/10 Cent berechnet werden. Grund dafür sind die geringen Kosten für eine Insektizidanwendung (Freier, 2006).

Die Nutzung der hier beispielhaft dargestellten natürlichen Regelmechanismen zur Schaderregerkontrolle gewinnen aber zunehmend an Bedeutung, da einerseits Pflanzenschutzkonzepte mit geringer Pflanzenschutzmittel-Anwendungsintensität angestrebt werden und andererseits immer weniger Pflanzenschutzmittel der Praxis zur Verfügung stehen. Die Industrie konzentriert sich bei der Entwicklung neuer Pflanzenschutzmittel zunehmend auf die großen Kulturen wie z. B. Soja, Mais, Raps und Weizen damit sich die gestiegenen sehr hohen Kosten (ca. 200 Mio. €) ökonomisch für sie rechnen.

Nützlinge lassen sich auch im Feld durch verschiedene Maßnahmen fördern. Eine besondere Bedeutung nehmen dabei Hecken und blühende Feldraine ein, die als Überwinterungsstätte für Nützlinge von Bedeutung sind. Von hier werden im Frühjahr die Felder neu besiedelt. In dieser Jahreszeit bieten dann früh blühende Ackerwildkräuter und Heckensträucher Schwebfliegen und parasitischen Wespen die erste Nahrung. Aufgrund ihrer Naturbelassenheit und Vielfalt zählen Saumbiotope zu den artenreichsten Lebensräumen in der Agrarlandschaft. Dabei wird geschätzt, dass sich mit zunehmender Breite der Saumbiotope, aufgrund der höheren

ABBILDUNG 5.14 ▸ Angesäte Blühstreifen fördern Nützlinge. (Foto: Stefan Kühne)

Pufferfähigkeit gegenüber negativen Einflüssen (Düngemittel, Pflanzenschutzmittelabdrift), stabilere Lebensgemeinschaften mit höheren Arten- und Individuenzahlen ausbilden. So erhöht sich die Häufigkeit vieler Pflanzenarten von 1 m bis 5 m Saumbreite stetig z. B. für den Storchschnabel (Geranium molle) um das Doppelte (Kretschmar et al., 1995).

Auch die Neuanlage von Blühstreifen (Abbildung 5.14) ein- und mehrjähriger Wildkräuter bieten Ersatznahrung und Rückzugshabitat und fördert Nützlinge im angrenzenden Feld. Die dafür benötigten Samenmischungen werden kontinuierlich weiterentwickelt und an die regionalen Standortbedingungen angepasst. Neben der Strukturierung der sonst monotonen Agrarfläche konnten in allen Fällen positive Auswirkungen auf die Nützlingsdichten und die Arthropodenvielfalt insgesamt festgestellt werden (Aviron et al., 2009; Kühne et al., 2000).

Die Anlage von Hecken und Blühstreifen sind freiwillige Maßnahmen der Landwirte. Sie führen zu zusätzlichen Kosten, die in der Regel für die Landwirte nicht ausgeglichen werden. Betrachtet man den gesamtgesellschaftlichen Nutzen, der über die Förderung der Biodiversität und das Landschaftsbild und auch über den Boden- und Gewässerschutz entstehen, kann sich die Anlage der Strukturelemente insgesamt ökonomisch als rentabel erweisen. Ohne die Sicht auf den Gesamtnutzen und ohne die dazu notwendigen Finanzierungs- bzw. Honorierungsmöglichkeiten bleibt das Potenzial für eine optimierte natürliche Schaderregerkontrolle durch die Anlage von Hecken und Blühstreifen jedoch weitgehend ungenutzt. Für den Landwirt sind die vergleichsweise geringen Pflanzenschutzmittelkosten und die damit verbundene hohe Sicherheit bei der Regulierung der Schadorgansimen immer noch das wichtigste Entscheidungskriterium für deren Anwendung.

5.4.3 Bestäubungsleistung

Die Ausbildung von Samen und damit Fortpflanzung und Ertrag sind bei einer Vielzahl von Wild- und Kulturpflanzen von der Bestäubung durch Tiere abhängig. Das gilt, weltweit betrachtet, für 87 von insgesamt 124 der wichtigsten Feldfrüchte und 35 % der Erträge. Die tierische Bestäubung unterstützt z. B. den Fruchtansatz, die Anzahl der Samen wird erhöht, die Früchte werden größer und besser geformt. Wild- und Honigbienen spielen dabei eine zentrale Bedeutung (Breeze et al., 2011; Garibaldi et al., 2013; Klein et al., 2007). Bei 13 Feldfrüchten, die auf dem Weltmarkt gehandelt und direkt vom Menschen konsumiert werden, wird die Bedeutung der tierischen Bestäubung als essenziell bewertet, sprich mindestens 90 % der Produktion gehen auf die Leistung der tierischen Bestäubung zurück (Klein et al., 2007). Bei weiteren 30 Feldfrüchten, die auf dem Weltmarkt

gehandelt und direkt vom Menschen konsumiert werden, wird die tierische Bestäubung als hoch bedeutsam eingestuft, mindestens 40 % der Produktion können auf die tierische Bestäubung zurückgeführt werden (Klein et al., 2007).

In Deutschland profitieren hinsichtlich der Ertragsleistung Kulturen auf geschätzt etwa 1,7 Mio. ha Ackerland von der Bestäubungsleistung durch Tiere (Abbildung 5.15). Dazu gehören z. B. Raps, Sonnenblumen, Ackerbohnen und Erdbeeren. Die Ertragssteigerungen, die durch die tierische Bestäubung erreicht werden, liegen meist in einem moderaten Bereich bis zu 40 % (Klein et al., 2007). Im Obstbau ist die tierische Bestäubungsleistung aber für den Ertrag hoch relevant. Auf 45.593 ha sind zwischen 40 % und 90 % der Erträge von Äpfeln, Süßkirschen, Pflaumen/Zwetschgen, Sauerkirschen, Birnen und Mirabellen vom Einsatz der Tiere abhängig (Klein et al., 2007; Statistisches Bundesamt, 2014).

Landwirte mit relevanten Kulturen werden oft selbst aktiv, um die für sie ökonomisch wichtige Bestäubungsleistung durch Bienen zu sichern und gehen dabei Kooperationen mit Imkern ein (siehe Infobox 5.1). Die Honigbienen überwintern als Volk mit etwa 10.000 bis 15.000 Individuen. Ein hoher Bruteinschlag im Frühjahr ist nur durch die Nutzung »lohnender« Trachtquellen möglich. Dies wird durch ein »ausgeklügeltes« Kommunikationssystem bewerkstelligt und ist auch der Grund für die extrem ausgeprägte Blütenstetigkeit der Honigbienen.

Hummeln sind eher Generalisten und zeigen dieses Verhalten nicht. Im Vergleich zu Honigbienen sind sie jedoch weniger temperaturempfindlich und können auch in geschlossenen Räumen als Bestäuber gut eingesetzt werden. Internationale Forschungsarbeiten zeigen, dass Hummeln und andere Wildbienen den Fruchtansatz steigern können, auch wenn bereits Honigbienen eingesetzt werden (Garibaldi et al., 2011, 2013; vgl. Bartomeus, 2013, Holzschuh et al., 2012). Auch der Artenreichtum dieser Dienstleister kann die Bestäubungsleistung verbessern (Klein et al., 2003; Greenleaf und Kremen, 2006).

Neben der Bestäubung der landwirtschaftlichen Kulturen haben Honigbienen und Wildbienen eine wichtige Bedeutung für die Bestäubung und die Ausbreitung von Wildpflanzen. Die pflanzliche Biodiversität wird nur durch die Tätigkeit von Wildbienen und anderen tierischen Bestäubern aufrechterhalten. Der Erhalt von Wildpflanzen ist wiederum für das Überleben vieler Tierarten, die in die pflanzliche Nahrungskette eingebunden sind, von essenzieller Bedeutung.

Der überragenden Bedeutung der Bienen als wichtigste Bestäuberinsekten steht ihr kontinuierlicher Rückgang in den vergangenen Jahren entgegen (Biesmeijer et al., 2006; Potts et al., 2010). Den Wildbienen fehlt es zunehmend an geeigneten Nistplätzen und Nahrungsressourcen. Heute sind bereits 53 % aller Wildbienenarten Deutschlands im Bestand gefährdet (Westrich et al., 2011). Aber auch die Anzahl der Honigbienenvölker ist im Rückgang begriffen (Abbildung 5.16).

Während die Bestäubungsleistung für die landwirtschaftlichen Kulturen auch durch die Landwirte selbst organisiert wird, ergibt sich die Bestäubungsleistung für die Wildpflanzen nicht nebenbei. Vielmehr werden landwirtschaftliche Kulturen sogar zur Konkurrenz. Der flächenhafte Anstieg des Rapsanbaus in einigen Regionen Deutschlands führt

ABBILDUNG 5.15 ▸ Ungefähre landwirtschaftlich genutzte Fläche in Deutschland, deren Ertragsleistung von einer tierischen Bestäubung profitiert. (Quelle: eigene Darstellung nach Zahlen des Statistischen Bundesamtes, 2014 und Klein et al., 2007)

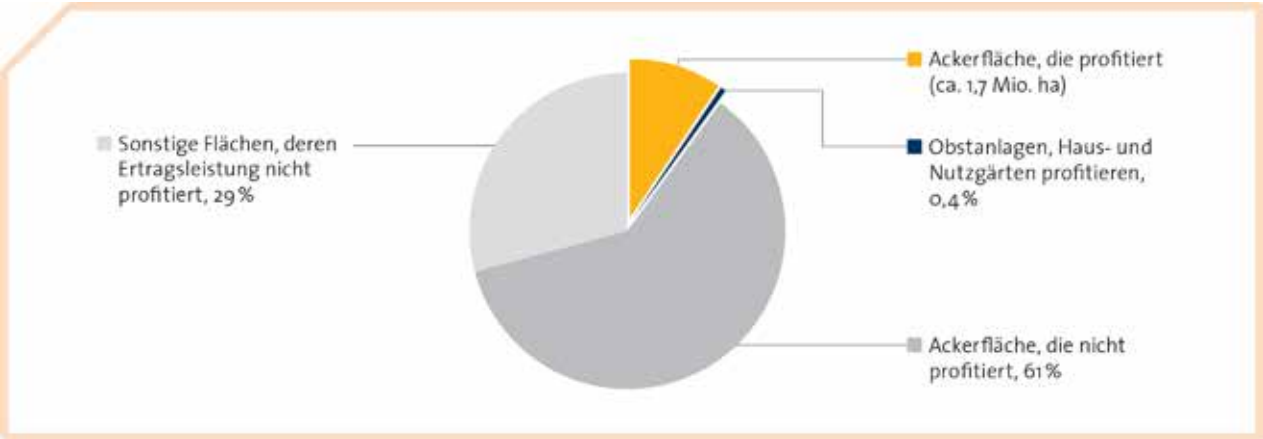


ABBILDUNG 5.16 ▸ Bienenvölker in Deutschland. (Quelle: eigene Darstellung nach Zahlen des Deutschen Imkerbundes, 2014)

bereits dazu, dass Wildpflanzen auf benachbarten Wiesen nicht mehr ausreichend bestäubt werden, da der Raps als attraktive Pollen- und Nektarquelle die Wildbestäuber anzieht (Holzschuh et al., 2011).

Sowohl Honigbienen als auch Wildbienen brauchen Blühflächen. Die rund 560 Wildbienenarten Deutschlands (Westrich et al., 2011) benötigen zudem geeignete Nisthabitate. Beispiele zeigen, dass die Bereitstellung von Wildbienen-Lebensräumen aber oft mit relativ hohen Opportunitätskosten verknüpft ist. Selbst wenn sich die Bestäubung durch die Bienen positiv auf die Produktion auswirkt, kann z. B. eine Intensivierung zur Steigerung der Produktion ökonomisch günstiger sein als der Erhalt von Habitaten für Wildbienen (Ghazoul, 2013). Ein wichtiger Grund dafür ist, dass mögliche externe Kosten nicht in die betriebliche Kalkulation einbezogen werden. Ein weiterer Grund ist aber auch, dass externe Nutzen nicht einbezogen werden. Ebenso wie in Kapitel 5.4.2 (Schaderregerkontrolle) ausgeführt ist auch hier die Einbeziehung des weiteren Nutzens wichtig, um die »Rentabilität« des Erhalts der Habitate zu bewerten.

Um Wildbienen zu fördern sind Nisthabitate wie Böschungen, Brachen, Hecken, ungemähte Flächen mit dürren Stängeln oder Lesesteinhaufen an sonnenexponierten Stellen ohne den Einsatz von Pestiziden notwendig. Auch das Nahrungsangebot sollte möglichst vielfältig und kontinuierlich sein, um den spezifischen Ansprüchen der Wildbienenarten gerecht zu werden. Die blüten- und kleinstrukturreichen Flächen sollten vernetzt sein und maximal 200 bis 300 m auseinander liegen. Größere Distanzen zwischen Nest und Nahrungsquelle können von zahlreichen Wildbienenarten nicht oder nur unter erheblichen Einbußen der Reproduktionszahlen zurückgelegt werden (z. B. Zurbuchen et al., 2010). Viele Studien weisen darauf hin, dass Häufigkeit und Vielfalt von Wildbienen stark von den Landschaftsstrukturen und damit auch von der Landnutzung abhängen (z. B. Carree et al., 2009; Klein et al., 2007; Krewenka et al., 2011; Le Feon et al., 2010; Morandin et al., 2007).

INFOBOX 5.1

Bienen brauchen eine vielfältig blühende Kulturlandschaft

Uwe Walther ist zertifizierter Bestäubungsimker. Er arbeitet mit seinen 27 Bienenvölkern im Nebenerwerb als Bio-Imker aktiv für den Erhalt der Kulturlandschaft. Jedes Jahr können etwa 10 bis 30 kg Honig pro Bienenvolk geerntet und regional direkt vermarktet werden. Im Frühjahr wird ein Großteil seiner Bienen auf Streuobstwiesen in kleinen Tallagen im Odenwald aufgestellt. Sie tragen zur Bestäubung von hunderten Apfel-, Kirsch- und Pflaumenbäumen bei. Die ca. 70 Streuobstwiesen werden von den Mitgliedern der Fördergemeinschaft ökologischer Streuobstanbau (FÖG) gem. der Bio-Anbaurichtlinien bewirtschaftet und zu regionalem Bio-Fög-Apfeldirektsaft gepresst.

Gegenwert ist für Herrn Walther, dass seine Bienen im Frühjahr gut und sicher mit einem reichhaltigen und pestizidfreien Pollenangebot versorgt sind. Er weiß, dass die Bewirtschaftung der Streuobstwiesen sehr viel Arbeit macht. Aus rein finanziellen Gesichtspunkten mache das im Odenwald keiner mehr. Er ist zufrieden mit der Kooperation und weiß, dass genau solche Kooperationen notwendig sind, um die Streuobstwiesen als wichtige Lebensräume für viele Pflanzen und Tiere langfristig zu erhalten.

Nach der Frühjahrstracht zieht Herr Walther mit seinen Bienen an die Bergstraße. Die Bienenstandplätze befinden sich zwischen Wiesen und Wäldern in den Landschafts- und Naturschutzgebieten mit größerem Vorkommen von Ahorn, Robinien, Brombeeren, Linden und Magerwiesenflächen. Mit einem Teil der Bienenvölker wandert Herr Walther in das Biosphärenreservat Pfälzerwald, mit einem der größten zusammenhängenden Kastanienwäldern Deutschlands. Die essbaren Kastanien werden von der Bevölkerung gerne gesammelt. Dass die Bienen der Imker durch ihre Betäubungsleistung für eine besonders reichhaltige Ernte an Esskastanien sorgen, wissen die wenigsten.

Das ganze Jahr an einem Ort bleiben kann Herr Walther mit seinen Bienen nur an wenigen Standorten. Im Rheintal besteht eine starke Flächenkonkurrenz. Neben ausgedehnten Siedlungs- und Gewerbeflächen wird auf den übrigen Flächen eine recht intensive Landwirtschaft geführt. Auch wenn er nicht als Bioimker zertifiziert wäre, die regelmäßigen Pestizideinsätze wären ihm zu riskant für seine Bienen. Im Odenwald hingegen bestehen noch viele Grünlandflächen. Ganzjährig genügend Pollen und Nektar für seine Bienen findet sich hier jedoch auch immer seltener. Die meisten Wiesen und Weiden wurden in den letzten Jahrzehnten zu intensiv gemäht, der blühende Artenreichtum an Wildkräutern ist dadurch verschwunden.

Fragt man Herrn Walther, was ihm in seiner Landschaft fehlt, so hat er viele praktische Vorschläge. Darüber steht, dass man ein nachhaltiges Miteinander finden muss. Eine gezielte Koordination wäre oft hilfreich.

5.5 LANDWIRTE NUTZEN ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN FÜR DIE BEREITSTELLUNG ÖFFENTLICHER GÜTER – DREI BEISPIELE

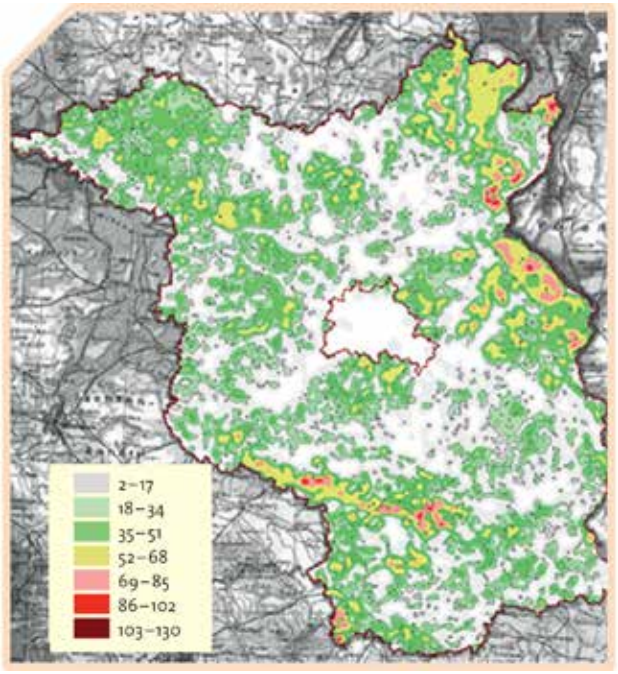
Im Folgenden werden Beispiele für sogenannte nicht-marktfähige Güter gegeben, die durch landwirtschaftlich genutzte Flächen und deren Begleitstrukturen bereitgestellt werden. Die Biodiversität spielt in diesem Zusammenhang eine besondere Bedeutung. Die Beispiele zeigen deutlich, dass eine menschliche Einflussnahme die Biodiversität entsprechend der gesellschaftlichen Zielstellung verbessern kann, eine landwirtschaftliche Nutzung oder Pflege in diesen Fällen sogar notwendig ist. Dies liegt daran, dass die Landwirtschaft über viele Jahrhunderte zur Ausprägung einer typischen biologischen Vielfalt in den Agrarlandschaften geführt hat, die wir heute als wertvoll erachten und die darüber hinaus auch regulierende Funktionen übernimmt (vgl. Kapitel 5.4.2 und 5.4.3). Viele Arten und Artengruppen sind dabei unmittelbar an die Bewirtschaftung der Nutzflächen bzw. an typische diese Flächen begleitende Landschaftsstrukturelementen gebunden. Allerdings trifft dieser positive Zusammenhang zwischen Biodiversität und landwirtschaftlicher Nutzung fast ausschließlich auf eine extensive Nutzung zu, die unter den heutigen Rahmenbedingungen in vielen Fällen nicht mehr rentabel ist. Von daher müssen Landwirte oder Landschaftspfleger das notwendige Management gezielt auf die Bereitstellung der Biodiversität bzw. der gewünschten Kulturlandschaftselemente abstimmen, wenn gesellschaftliche Ziele erreicht werden sollen. Die Landnutzer müssen also ähnlich wie bei der Argumentation von Agrargütern die Ökosystemleistungen gezielt in Richtung des gesellschaftlichen Bedarfs beeinflussen.

In den folgenden drei Beispielen werden Leistungen von drei landwirtschaftlichen Landnutzungstypen für die Artenvielfalt und die daran geknüpften soziokulturellen Leistungen thematisiert. Selbstverständlich wären hier noch andere Landnutzungstypen zu betrachten, aber zum einen ist es nicht Anspruch einen kompletten Überblick zu geben zum anderen liegen aktuell keine ökosystemleistungsbasierten Analysen vor. Kritisch muss darauf hingewiesen werden, dass Leistungen, die erst durch das Zusammenspiel verschiedener Landnutzungstypen entstehen, aufgrund der dünnen Datenlage und der Komplexität dieser Perspektive an dieser Stelle nicht betrachtet werden. Dem hier betrachteten »Artenreichen Ackerland«, den Streuobstwiesen und dem »Artenreichen Grünland« kommen jedoch eine hohe Bedeutung für die Artenvielfalt zu. Andere Ökosystemleistungen, die durch diese Flächen nicht zuletzt aufgrund der Artenvielfalt erbracht werden, sind bereits in Kapitel 5.4 angesprochen oder werden insbesondere für das Grünland noch einmal in Kapitel 5.6 aufgegriffen. Soweit Daten vorhanden sind, werden die Leistungen quantifiziert bzw. der gesellschaftliche Wert monetär dargestellt. Darüber hinaus werden Beispiele gegeben, wie die Wertschätzung auch »inwertgesetzt« werden kann bzw. wie sich die gesellschaftliche Wertschätzung bereits durch eine gezielte Honorierung ausdrückt und verschiedene Ansätze der Honorierung dazu aussehen.

5.5.1 Artenreiches Ackerland

Landwirtschaft hat über viele Jahrhunderte zur Ausprägung einer typischen biologischen Vielfalt in den Agrarlandschaften geführt. Viele Arten und Artengruppen sind dabei unmittelbar an die Bewirtschaftung der Nutzflächen gebunden. Durch eine zu hohe Intensität der Flächennutzung nimmt diese biologische Vielfalt stetig ab. Neben dem Rückgang vieler Feldvögel (Flade, 2012) führt diese Intensivierung vor allem auch zum Verlust an Wildpflanzen, die ihren Verbreitungsschwerpunkt auf Ackerflächen haben. Mit ca. 350 bundesweit vorkommenden Arten/Sippen sind diese sog. Ackerwildkräuter oder Segetalarten nicht nur Grundlage von Nahrungsketten (vgl. Kapitel 5.4.2 und 5.4.3) sondern sie stellen auch einen wichtigen Pool für spezifische pflanzengenetische Ressourcen (PGR) dar (Abbildung 5.17).

ABBILDUNG 5.17 ▸ Anzahl von typischen Acker- und Brachearten in Brandenburg. (Quelle nach: ZALF)



Ackerwildkräuter benötigen für ihre Entwicklung eine regelmäßige Bodenbearbeitung. Besonders empfindlich sind Ackerwildkräuter gegenüber der Ausbringung von Herbiziden und einer geringen Durchlichtung der Kulturpflanzenbestände infolge starker Düngung, wie sie im konventionellen Pflanzenbau für hohe Produktivität typisch sind. Auch sehr kurze Stoppelphasen nach der Beerntung der Kulturen im Sommer sind nachteilig für Ackerwildkräuter. Deshalb verzeichnet die Gruppe der Ackerwildkräuter heute viele gefährdete oder z. T. auch bereits ausgestorbene Pflanzenarten. Ungefähr die Hälfte der Segetalarten steht in Deutschland auf einer Roten Liste (Meyer et al., 2008), die kleinräumig vorhandene Artenzahl hat in Norddeutschland auf Äckern um 71 % abgenommen (Leuschner et al., 2013).

Als Kulturbegleiter erbringen Ackerwildkräuter aber auch wichtige Ökosystemleistungen. Sie stellen grüne Blattmasse und Samen bereit und dienen damit als Nahrungsgrundlage für viele Tierarten. Bspw. können Feldhasen sich davon gesund ernähren und Insekten sich mit Nektar und/oder Pollen versorgen (Kapitel 5.4.3). Damit stützen Ackerwildkräuter als Primärproduzenten vielfältiger pflanzlicher Biomasse auch die Regulationsfähigkeit von Agrarökosystemen. Sie helfen damit z. B. Insekten als Antagonisten von Schädlingen wirksam bei der Bekämpfung dieses landwirtschaftlichen Schadfaktors (Kapitel 5.4.3). Auch Feldvögel wie das Rebhuhn profitieren von den Samen der Ackerwildkräuter, aber auch von den Insektenpopulationen, die sich auf ackerwildkräuterreichen Feldern gut entwickeln können. Eine wichtige Ökosystemleistung von Ackerwildkräutern ist der Erosions- und Verdunstungsschutz, vor allem auf der Stoppel nach der Ernte der Kulturpflanzen. Zudem trägt die extensive Nutzung der Flächen zur Minderung negativer Effekte auf Ökosystemleistungen bei (Kapitel 5.6).

Für das Wohlbefinden von Menschen in einer Agrarlandschaft sind Ackerwildkräuter von besonderer Bedeutung. Ihre Formenfülle sowie ihre oftmals besondere farbliche Attraktivität bereichern den Spaziergang durch die Feldflur und ermöglichen es auch, einen bunten Blumenstrauß mit nach Hause zu nehmen. Klatschmohn (*Papaver rhoeas*) und Kornblume (*Centaurea cyanus*) sind sicherlich allen Menschen bekannt, kleine und weniger auffällige Ackerwildkräuter, wie zum Beispiel die Ackerröte (*Sherardia arvensis*) oder die Kleine Wolfsmilch (*Euphorbia exigua*) sind aber auch von zarter und schöner Eleganz und sehr sehenswert.

ABBILDUNG 5.18 ▸ Kleiner Perlmutterfalter (*Issoria lathonia*). Die Raupen dieser Art ernähren sich von Acker-Stiefmütterchen (*Viola arvensis*). (Foto: Holger Pfeffer)

ABBILDUNG 5.19 ▸ Feldhasen benötigen für ihre Ernährung auch ein reichhaltiges Angebot an Ackerwildkräutern. (Foto: Kristin Meier)

ABBILDUNG 5.20 ▸ Ein blühendes Feld mit Klatschmohn ist eine ästhetische Besonderheit in unseren Agrarlandschaften. (Foto: Frank Gottwald)

Zur Erhaltung der Biologischen Vielfalt in Agrarlandschaften ist ein Mindestflächenanteil extensiv genutzter Flächen im Mosaik mit naturnahen Biotopen von mindestens 10 % erforderlich (Guntern et al., 2013). Naturschutzbrachen und Schutzäcker, aber auch Blühflächen können einen wesentlichen Beitrag zur Erreichung eines solchen Mindestflächenanteils mit den damit verbundenen vielfältigen Ökosystemleistungen auch in produktionsorientierten Ackerlandschaften leisten. Jedoch wird diese Forderung durch die bisherige Agrarförderpolitik kaum berücksichtigt. Während Direktzahlungen für nahezu 100 % der LN gezahlt werden, erreicht die Förderung für o. g. Naturschutzmaßnahmen im Ackerbau deutlich weniger als 1 % der Fläche (vgl. Kapitel 5.2). Ähnlich wie bei vergleichbaren kleinflächigen naturschutzorientierten AUM verhindern die bürokratischen Rahmenbedingungen der GAP eine breite Anwendung z. B. von Naturschutzbrachen (vgl. Netzwerk Blühende Landschaft, 2012).

INFOBOX 5.2

Naturschutzbrachen

Die typische Biodiversität der Agrarlandschaften auch unter den Bedingungen einer hoch produktiven Landwirtschaft erhalten und entwickeln zu können, erfordert die Bereitstellung von Flächen, auf denen die Erfüllung von Naturschutzzielen Vorrang vor der Produktion haben. Potenziell wertvolle Standorte zielgerichtet differenziert zu bewirtschaften, sichert den notwendigen Erfolg. Mit sogenannten Naturschutzbrachen (Berger et al., 2011) ist es möglich, auf vergleichsweise wenig Ackerfläche (5–10 %) eine hohe Naturschutzleistung zu erbringen.

Werden dabei die ertragsschwachen Ackerstandorte eines Betriebes für den Naturschutz entwickelt, sind die betrieblichen Kosten für die Flächenbereitstellung meist gering. Bei einem Ertragsniveau auf Teilflächen, das zwischen 40 bis 60 % des normalen Ackers eines Betriebes beträgt (Abbildung 5.21), halten sich Produktionseinnahmen und -ausgaben oft die Waage. Hier könnten Landwirte auch auf die Produktion von Agrargütern verzichten und z. B. Ackerwildkrautfluren einrichten.

Die Entwicklung von Ackerwildkrautfluren erfordert Bodenbearbeitung und Vegetationsschnitt. Beides verursacht Gesamtkosten je Jahr in Höhe von ca. 150 bis 170 €/ha. Unterstellt man eine jährliche Zahlungsbereitschaft je Haushalt in Höhe von 230,88 € (Wüstemann et al., 2014) könnte ein Haushalt zu etwa 1,5 ha Ackerwildkrautfläche und den damit verbundenen Ökosystemleistungen beitragen.

ABBILDUNG 5.21 ▸ Minderertragsareale und mittlere Mindererträge in Praxisbetrieben Brandenburgs. (Quelle nach: Berger et al., 2011)

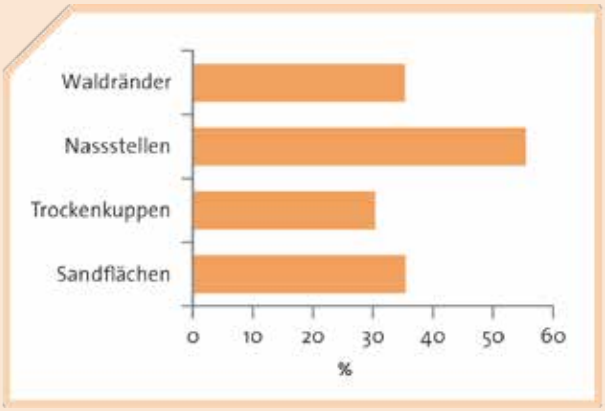


ABBILDUNG 5.22 ▸ Naturschutzbrache am Waldrand mit gezieltem Management. (Foto: Holger Pfeffer)

INFOBOX 5.3

Honorierung besonders wertvoller Ackerflächen – Das Beispiel »100 Äcker für die Vielfalt«

In diesem Projekt werden besonders wertvolle Ackerflächen mit Vorkommen von gefährdeten Ackerwildkrautarten als »Schutzäcker« ausgewiesen. Dazu gehören die langfristige Sicherung einer wildkrautfreundlichen Bewirtschaftung über entsprechende Verträge und der finanzielle Ausgleich ökonomischer Nachteile, z. B. über Gelder aus der Eingriffsreglung. Die Leistung der Landwirte für die Bereitstellung der gesellschaftlich nachgefragten Artenvielfalt wird demnach gezielt finanziert. Die Schutzäcker sollen deutschlandweit ein repräsentatives Arteninventar in den Naturräumen langfristig erhalten und als Ausbreitungszentren dienen. Mehr unter www.schutzaecker.de

ABBILDUNG 5.23 ▸ Die Kornrade gehört zu den vom Aussterben bedrohten Ackerwildkrautarten in Deutschland. (Foto: Frank Gottwald)

ABBILDUNG 5.24 ▸ Schutzacker mit Info-Tafel. (Foto: Holger Pfeffer)

5.5.2 Streuobstwiesen

Streuobstwiesen sind in 11 europäischen Ländern verbreitet und nehmen Schätzungen zufolge mit 225.000 bis 500.000 ha etwa 1,3 bis 2,9 % der Landwirtschaftsfläche in Deutschland ein (Herzog, 1998). Seit den 1950er Jahren ist die Streuobstfläche aufgrund der Intensivierung von Produktionsmethoden sowie der Siedlungs- und Infrastrukturentwicklung stark rückläufig (Eichhorn et al., 2006). Die verbleibenden Bestände sind vielerorts in ihrem Fortbestand bedroht, da sie zwar regelmäßig intensive Pflegemaßnahmen (z. B. Obstbaumschnitt, Nachpflanzungen) benötigen, allerdings überwiegend nur noch von Nebenerwerbs- und Hobbylandwirten bewirtschaftet werden. Die Folge sind häufig Nutzungsaufgabe und fehlende Nachpflanzungen bzw. überwucherte und überalterte Bestände (Weller, 2006).

Streuobstlandschaften werden heute von der Gesellschaft für ihre vielfältigen Ökosystemleistungen geschätzt. Unter den Versorgungsleistungen ist die Obstproduktion (vor allem Obstsäfte, Most, Schnaps und Tafelobst) von Bedeutung (Weller, 2006). Daneben erbringen Streuobstwiesen bedeutende Regulierungsleistungen, indem sie das Lokalklima positiv beeinflussen (z. B. Windschutz, Schattenspende), Kohlenstoff speichern (siehe Infobox 5.4), in Hanglagen der Bodenerosion entgegenwirken und den Eintrag von Nährstoffen in Gewässer reduzieren. Die große Vielfalt an Obstsorten (mehr als 3.000 in Deutschland; MLR, 2009) bildet ein wichtiges Genreservoir. Schließlich sind Streuobstbestände wichtiger Lebensraum für viele Tier- und Pflanzenarten (Herzog, 1998): So finden sich bis zu 1.000 unterschiedliche Arthropodenarten auf Streuobstapfelbäumen (Weller, 1996); auf Streuobstwiesen wurden zwischen 138 (Albvorland) und 394 (Rheinhessen) Gefäßpflanzenarten, 60 bis 70 Brutvogel- sowie 26 Säugetierarten erfasst (Weller, 2006). Insbesondere die kulturellen Leistungen von Streuobstwiesen werden in der politischen Diskussion häufig hervorgehoben, da sie eine für viele Regionen Deutschlands typische und wertvolle Kulturlandschaft darstellen. Eine besondere Bedeutung weisen Streuobstwiesen im Hinblick auf Erholung, Identität, ästhetische Werte und Kulturerbe auf (Bieling und Plieninger, 2012).

Politischen und ökonomischen Steuerungsinstrumenten kommt eine große Bedeutung zu, um dem Rückgang und der zunehmenden Degradation der Streuobstbestände Einhalt zu gebieten. Streuobstwiesen sind häufig als Natura 2000-Flächen ausgewiesen, sind Bestandteile von Natur- oder Landschaftsschutzgebieten oder befinden sich in der Pflegezone von Biosphärenreservaten (z. B. MLR, 2009). Allerdings geht

ABBILDUNG 5.25 ▸ Streuobstwiese auf der Schwäbischen Alb. (Quelle: Tobias Plieninger)

damit keine Verpflichtung zur aktiven Pflege der Streuobstbestände einher. In Deutschland wird der Erhalt von Streuobstbeständen vor allem im Rahmen von Agrarumweltprogrammen gefördert. Weitere staatliche Zuschüsse für die Erhaltung, Pflege und Neuanlage von Streuobstbeständen werden in bestimmten Förder- bzw. Projektgebieten im Zuge von Flurneuordnungsmaßnahmen und im Rahmen von Landschaftspflegerichtlinien gewährt.

In einigen Bundesländern, wie z. B. Sachsen, sind die Anlage von Streuobstwiesen und deren Wiederherstellungspflege als Kompensationsmaßnahmen für Eingriffe in Natur und Landschaft im Rahmen sogenannter Ökokonten anrechenbar (SMUL, 2010). Weitere staatliche Förderprogramme umfassen die investive Förderung von Diversifizierungsmaßnahmen landwirtschaftlicher Unternehmen, z. B. zur Anschaffung von mobilen Saftpressen und Abfüllanlagen (MLR, 2009).

Eine weitere Form der Inwertsetzung erfolgt über sogenannte Aufpreisinitiativen, bei denen der Auszahlungspreis für die Erzeuger über dem Tages- oder Normalpreis liegt, wenn deren Früchte von Streuobstwiesen stammen, die besonders extensiv oder gar ökologisch bewirtschaftet werden und/oder aus bestimmten regionalen Anbaugebieten stammen. So wurde z. B. im »PLENUM-Projekt des Landes Baden-Württemberg zur Erhaltung und Entwicklung von Natur und Umwelt« und in Zusammenarbeit mit lokalen Keltereien und Kreisobstverbänden die Fruchtsaft- und Likörmarke »ebbes Guad's« geschaffen (PLENUM, 2008).

INFOBOX 5.4

Beitrag von Streuobstwiesen zur Kohlenstoffspeicherung

Eine Reihe neuerer Forschungsarbeiten verdeutlicht den großen Beitrag von Streuobstwiesen zur Kohlenstoffspeicherung und somit zum globalen Klimaschutz. So stellt Broghammer (2012) für Streuobstwiesen des Albvorlands fest, dass dort zwischen 10,5 und 11,5 Mg C/ha in der Biomasse der Bäume (bei höherer Pflanzdichte wären hier sogar bis zu 32,5 Mg C/ha möglich) sowie weitere 106,9 Mg C/ha im Boden gebunden sind. Durch Neuanlage von Streuobstwiesen oder Erhaltung der Baumbestände von Streuobstwiesen könnten also Klimafolgekosten bis zu etwa 9.500 €/ha vermieden werden (bei 80 €/t CO_2). Ähnlich hohe Werte je Hektar (7–35 Mg C in der Biomasse der Bäume und 75–194 Mg C im Boden) ermittelt Peßler (2012) für Streuobstwiesen in Österreich. Dabei binden die Böden von Streuobstwiesen je Hektar ähnlich große Mengen an Kohlenstoff wie Waldböden (91 Mg C; BML, 1996) oder Grünlandflächen (durchschnittlich 95 Mg C in Baden-Württemberg; Neufeldt, 2005). Im Vergleich zur alternativen Nutzung als Grünland weisen Streuobstwiesen somit aufgrund der Biomasse der Streuobstbäume eine bessere Kohlenstoffbilanz auf. Lediglich durch eine Auflassung oder Aufforstung von Flächen könnte ein noch höheres Potenzial für Kohlenstoffspeicherung erreicht werden, da in deutschen Wäldern allein die stehende Biomasse fast 118 Mg C/ha ausmacht (Freibauer et al., 2009).

5.5.3 Artenreiches Grünland

Das artenreiche Grünland in Deutschland beherbergt eine standortörtlich charakteristische und an die langfristige, extensive Nutzung angepasste Artenvielfalt. Dieses Grünland liefert die Grundlage für den Erhalt einer gesellschaftlich wertgeschätzten spezifischen Artenvielfalt. Zahlreiche Pflanzenarten inklusive Rote-Liste-Arten und an diese angepasste Tierarten existieren nur noch auf diesen extensiv genutzten Flächen. Neben nutzenunabhängigen Werten, den unsere Gesellschaft dieser spezifischen Artenvielfalt zuspricht, und ihrer Bedeutung für kulturelle Leistungen, ist die Biodiversität dieses Grünlands auch im Hinblick auf Regulationsleistungen wie Schaderregerkontrolle (vgl. Kapitel 5.4.2) und Bestäubungsleistung (vgl. Kapitel 5.4.3), ein bedeutsames Element in der Agrarlandschaft. Insbesondere aufgrund der extensiven Nutzung gehen von diesen Flächen geringere negative Effekte auf Gewässer und deren Ökosystemleistungen sowie geringere negative Klimaeffekte als bspw. durch eine Ackernutzung aus (siehe zu diesem Aspekt Kapitel 5.6.3).

Von 2009 bis 2013 ging das artenreiche, sogenannte High Nature Value (HNV) Grünland bundesweit um 7,4 % zurück. Dies bedeutet einen Flächenverlust von mehr als 82.000 ha. Diese drastische Abnahme zeigt, dass die bisherigen Maßnahmen zur Erhaltung des artenreichen Grünlands nicht ausreichen (BfN, 2014). Hinzu kommt der zum Teil schlechte Zustand des noch vorhandenen artenreichen Grünlands, wie die Analysen im Bereich der wertvollen Grünlandlebensraumtpyen nach der FFH-Richtlinie zeigen (siehe nationaler Bericht nach Art. 17 FFH-Richtlinie, Angaben in BfN, 2014).

Der gesellschaftliche Wert dieser Flächen ist den Landwirten oftmals bewusst, doch unter den gegebenen Rahmenbedingungen ist die Bewirtschaftung überwiegend unwirtschaftlich. Für die Bewirtschaftung extensiven Grünlands berechnete Hampicke (2009) mittlere, jährliche Vollkosten von 435 bis über 600 €/ha, durchschnittlich etwa 500 €/ha. Diese Kosten stehen dem gesellschaftlichen Wert des artenreichen Grünlands gegenüber. Legt man für die Abschätzung eines solchen Wertes die Ergebnisse der Zahlungsbereitschaftsanalyse von Meyerhoff et al. (2012) zugrunde, so liegt diese Wertschätzung mit 682 bis über 2.000 €/ha deutlich über den von Hampicke (2009) berechneten mittleren Pflegekosten.

Die Verteilung des HNV-Grünlandes ist deutschlandweit insbesondere durch die natürlichen Standortbedingungen und die sich daraus ergebene historische Nutzung sehr unterschiedlich. Daraus ergibt sich eine unterschiedliche Bedeutung von Regionen bzgl. der gesellschaftlichen Nutzenbereitstellung die an dieses artenreiche Grünland gebunden ist. In Abbildung 5.26 ist, basierend auf einer konservativen Kalkulation (Annahme Zahlungsbereitschaft 682 €/ha; vgl. Meyerhoff et al., 2012), der Nutzen kalkuliert, der in verschiedenen Regionen Deutschlands durch HNV-Grünland bereitgestellt wird. Es wird deutlich welche hohe gesellschaftliche Bedeutung gerade ländlichen Regionen durch die Bereitstellung dieser grünen Infrastruktur zukommt (vgl. Abbildung 5.26) und gibt Argumente für eine gezielte Honorierung dieser Leistungen – sei es im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen

ABBILDUNG 5.26 ▸ Gesellschaftliche Werte (nutzenabhängige und nutzenunabhängige Werte), die Regionen durch den Erhalt des HNV-Grünlandes der Gesellschaft bereitstellen (€/km²). (Quelle: eigene Darstellung auf Basis der Standortökologischen Raumgliederung des BfN und der Anteile des HNV-Grünlands 2010, bewertet anhand der mittleren Zahlungsbereitschaft für Grünlandmaßnahmen und der Annahme, dass 26,9 % der Bevölkerung zahlungsbereit sind (nach Matzdorf und Reutter, 2014, auf Basis der Ergebnisse aus Meyerhoff et al., 2012), Wert für den Umfang an HNV-Grünland bezogen auf die Größe der Raumeinheiten)

INFOBOX 5.5

Blühendes Steinburg – innovative Ansätze für den Erhalt artenreichen Grünlands

Der Kreis Steinburg liegt im Bundesland Schleswig-Holstein zwischen Unterelbe und Nord-Ostsee-Kanal. Die Flussmarsch entlang der Elbe ist eines der bestimmenden Landschaftselemente und eine jahrhundertealte Kulturlandschaft. Extensiv und intensiv genutzte Grünland- und Weideflächen sind hier historisch weit verbreitet. Vor allem auf den weniger ertragreichen Böden des Landstrichs gibt es noch besonders artenreiches Grünland. Im Jahr 2007 riefen die Stiftung Naturschutz des Landes Schleswig-Holstein und der Kreisbauernverband Steinburg das Modellprojekt »Blühendes Steinburg« ins Leben, um diese Flächen zu erhalten.

Im Rahmen des Projekts werden Landwirte finanziell honoriert, wenn sie die Vielfalt auf ihren Wiesen und Weiden mithilfe eines ergebnisorientierten Ansatzes erhalten. Kann der Landwirt am Ende des Bewirtschaftungsjahres bestimmte Kennarten auf seinen Flächen nachweisen, wird er dafür bezahlt. Konkrete Vorgaben zur Bewirtschaftung werden nicht gemacht, es zählt nur das Ergebnis! Interessant ist zudem die Art der Prämienbildung. Die Höhe der Zahlung legen die Landwirte im Voraus selbst fest. Sie werden per Ausschreibung aufgefordert, Flächen anzugeben, mit denen sie am Projekt teilnehmen möchten. Diese Flächen müssen zum Kreis Steinburg gehören und jedes Jahr landwirtschaftlich genutzt werden. Erklärtes Ziel der Initiatoren ist es eben nicht nur, artenreiche Wiesen und Weiden zu erhalten, sondern genutzte Flurstücke und zwar ohne naturschutzfachliche Auflagen. Die abschließende Begutachtung der Flächen erfolgt gemeinsam mit Biologen und Landwirt.

Das Jahresbudget der Stiftung für »Blühendes Steinburg« liegt bei 10.000 €. Damit werden pro Jahr 120 bis 150 ha artenreiches Grünland prämiert. Das Geld ist für die teilnehmenden Landwirte aber oft nur ein Aspekt der Honorierung. Tobias Meier

von der Stiftung Naturschutz in Schleswig-Holstein sagt: »Es gibt immer wieder Statements von den Landwirten, dass es ihnen gar nicht um den Geldbeutel geht, sondern sie die Idee gut finden und auch das Gefühl haben: Ich kann damit zwar nicht reich werden, aber in irgendeiner Weise bekomme ich eine Aufmerksamkeit dafür, dass ich meine Flächen extensiv bewirtschafte, gerade in den Gebieten, wo es keine Chance auf eine andere Zusatzförderung gibt.«

Das Projekt gilt als Paradebeispiel für ein unbürokratisches, ziel- und praxisorientiertes Förderinstrument. Die Akzeptanz seitens der Landwirte und der Zuspruch für das Projekt sind hoch. Aufbauend auf dem Erfolg des Modellprojekts bemühen sich die Initiatoren, das Projektgebiet auf ganz Schleswig-Holstein auszuweiten und die Idee in anderen EU-Mitgliedsstaaten zu verbreiten.

Mehr unter Kreisbauernverband Steinburg, www.bauernverbandsh.de, oder bei der Stiftung Naturschutz, www.stiftungsland.de

oder aber auch im Rahmen eines überarbeiteten Verständnisses des kommunalen Finanzausgleiches (vgl. Ring und Mewes, 2013). Nur mit einer gezielten Honorierung, die in jedem Fall die Pflegekosten abdecken, wird es gelingen, dieses gesellschaftlich wertgeschätzte Grünland, mit seinen vielfältigen Leistungen langfristig zu erhalten und die Qualität gezielt zu entwickeln.

Honorierungsansätze

Aufgrund der beschriebenen gesellschaftlichen Wertschätzung von artenreichem Grünland wird seit geraumer Zeit versucht, die dafür notwendige Pflege und den Erhalt gezielt über Finanzierungsprogramme wie Agrarumweltprogramme zu finanzieren. Zur Identifizierung aber auch zur gezielten Verknüpfung mit Honorierungsansätzen wird in Deutschland die Zeigerfunktion

INFOBOX 5.6

Die Eifel, eine Landschaft mit höchsten Anteilen an artenreichem Grünland in Deutschland

Die Mittelgebirgslandschaften in Deutschland sind in weiten Teilen durch Grünland geprägt. Sie weisen deutschlandweit die höchsten Anteile an extensiv genutztem und artenreichem »High Nature Value«-Grünland auf. Das Ziel, diese Werte zu erhalten, brachte den Geobotaniker Professor Wolfgang Schumacher Mitte der 1970er Jahre dazu, sich mit den dazu notwendigen Bedingungen für die Landwirte und möglichen Finanzierungswegen auseinander zu setzen.

Er begann im Kreis Euskirchen in Nordrhein-Westfalen. Zusammen mit interessierten Landwirten aus der Region und Fachkollegen hat er wissenschaftlich untersucht, wie Wiesen und Weiden extensiv genutzt und auch bei einer intensiven Milchviehhaltung verwertet werden können. Seine Ergebnisse trugen sehr zur Akzeptanz der extensiven Nutzung und dem Erhalt des artenreichen Grünlands bei.

Auch die Kostenseite wurde analysiert. Zeitgleich begannen in Nordrhein-Westfalen die ersten landesweiten Vertragsnaturschutzprogramme. So werden bis heute Landwirten in der Eifel durch die extensive Bewirtschaftung bedingte Kosten und verminderte Gewinne ausgeglichen. Die entsprechenden Förderanträge werden im Rahmen der Kulturlandschaftsprogramme der Kreise gestellt, die Biologischen Stationen fungieren dabei als Fachdienstleister für den jeweiligen Kreis und die Landwirte. Im Kreis Euskirchen betrifft dies fast 400 Betriebe mit insgesamt ca. 2.500 ha Vertragsnaturschutzfläche. Sie werden heute durch die EU, das Land NRW und die Kreise finanziert.

Für viele Landwirte ist das attraktiv. Bevorzugt werden Flächen in Naturschutz- und FFH-Gebieten sowie gesetzlich geschützte Biotope gefördert. Viele dieser Flächen sind Eigentum des Landes, der Kreise, Gemeinden, Stiftungen und Kirchen. Die langfristige Sicherung des artenreichen Grünlands wird von Professor Wolfgang Schuhmacher als außerordentlich wichtig angesehen: »(...) denn es wäre für Natur und Umwelt ausgesprochen schlecht, wenn nach Jahrzehnten des Naturschutzes mit hoher Effizienz von heute auf morgen wieder Schluss wäre.«

(Quelle: Matzdorf et al., 2014 in Absprache mit Stefan Meisberger, Biologische Station Euskirchen e. V.)

bestimmter Pflanzenarten (Kennarten) für ergebnisorientierte Honorierung der beschriebenen Leistungen genutzt (z. B. Matzdorf et al., 2008). Inzwischen wird eine ergebnisorientierte Honorierung des artenreichen Grünlandes in mehreren Bundesländern im Rahmen der Agrarumweltprogramme angewendet und über den Bund im Rahmen der Gemeinschaftsaufgabe Agrarstruktur und Küstenschutz sowie über die EU kofinanziert.

In Infobox 5.5 wird ein konkretes Beispiel für die Honorierung von artenreichem Grünland jenseits staatlicher Programme gegeben. Dabei wird auch deutlich, dass neben einer Honorierung auch die gesellschaftliche Anerkennung eine durchaus relevante Größe ist, wenn es darum geht, dieses wertvolle Grünland dauerhaft zu erhalten. In Infobox 5.6 wird eine Landschaft mit den höchsten Anteilen an

artenreichem Grünland in Deutschland vorgestellt. Die landschaftliche Ungunst für die agrarische Produktion sowie das besondere Engagement der regionalen Akteure inklusive einer guten Zusammenarbeit der Fachleute und Akteure aus Naturschutz und Landwirtschaft können als Erfolgsfaktoren genannt werden.

5.6 MASSNAHMEN ZUR VERMINDERUNG VON NEGATIVEN EFFEKTEN AUF ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN – DREI BEISPIELE

Die sogenannten negativen externen Effekte der Landwirtschaft sind seit vielen Jahrzehnten ein Thema intensiver gesellschaftlicher Debatten. Im Zusammenhang mit dem Ökosystemleistungskonzept wird diese Diskussion noch einmal stärker auf eine tatsächliche Kosten-Nutzen-Analyse gelenkt, da die negativen Wirkungen nun im Idealfall verstärkt als verloren gegangener Nutzen (Kosten) quantifiziert und dem privaten Nutzen gegenüber gestellt werden können. Auf der anderen Seite sind derartige Kosten-Nutzen-Analysen auch dazu geeignet, die Kosten von bestimmten Maßnahmen zur Verminderung von eben diesen negativen Effekten dem damit erreichbaren Nutzen gegenüber zu stellen. Vor dem Hintergrund einer agrarumweltpolitischen Debatte erscheint diese Betrachtung lohnenswert. Im Folgenden werden Maßnahmen diskutiert, die dazu beitragen können, die negativen Effekte einer landwirtschaftlichen Produktion auf die Ökosystemleistungen zu verringern. Dabei wird aufgrund der Schwerpunktsetzung des ersten Berichtes zum Naturkapital Deutschland der Klimabereich nicht noch einmal in den Fokus genommen sondern vor dem Hintergrund der großen Bedeutung der diffusen Nährstoffeinträge der Landwirtschaft in die Landschaft und dabei insbesondere in die Gewässer hier ein Schwerpunkt gelegt. Aufgrund der besonderen Bedeutung von Grünland insbesondere im Hinblick auf die Biodiversität wurde eine Betrachtung des Nutzens des Grünlanderhalts als weiteres Thema gewählt. Starten wird dieses Kapitel jedoch mit dem Thema von Erosionsschutzmaßnahmen. Diese zielen nicht nur auf die Vermeidung externer Effekte insbesondere durch Off-side-Effekte ab, sondern auf den Erhalt des Nutzens der Bodenfruchtbarkeit für die Landwirte selbst (vgl. Kapitel 5.4.1).

5.6.1 Erhalt der Bodenfruchtbarkeit durch Erosionsschutzmaßnahmen

Unter Bodenerosion wird der Abtrag von Bodenmaterial durch Wasser oder Wind über das natürliche Maß hinaus verstanden. Die Wahrnehmung der Bodenerosion ist meistens durch Extremereignisse bestimmt. Wassererosion wird vorwiegend durch tiefe Erosionsrinnen, dem Eintrag von Bodenmaterial in Gewässer oder dem Verspülen von Saaten als Problem bemerkt. Winderosion ist in den letzten Jahren aufgrund von Verkehrsbeeinträchtigungen durch Staubstürme verstärkt in den Fokus der Öffentlichkeit geraten. Die auf dem Ackerland durch Winderosion hervorgerufenen Schäden zu identifizierenden ist aber weitaus schwieriger, da sie flächenhaft auftreten und der abgetragene Boden großräumig in der Landschaft verteilt wird. Bis zu 40 t/ha können in einem Jahr abgeweht werden (15 t/ha, entspricht ~1 mm Bodenoberfläche), ohne dass es zu deutlich sichtbaren Anzeichen für Winderosion kommt (Chepil, 1960).

Sortierungsprozesse im Verlauf der Erosion führen zu einem überproportionalen Verlust der Ton-, Schluff- und Humusbestandteile, sowohl bei der durch Wasser als auch durch Wind verursachten Erosion. Ton-, Schluff- und Humusbestandteile haben hinsichtlich der Bodenfruchtbarkeit eine zentrale Bedeutung, da sie fast alle Bodeneigenschaften und Bodenfunktionen beeinflussen. Hiermit geht der Verlust an Nährstoffen einher, da sie vorranging an diese Partikel gebunden sind. Durch den stetigen Abtransport dieser wertvollsten Bodenbestandteile kommt es zu einer schleichenden Abnahme der Bodenfruchtbarkeit (Funk, 2011a). Mit dem Verlust der Bodenfruchtbarkeit auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche ist der Eintrag des Feinmaterials mit organischer Substanz und Nährstoffen in benachbarte Habitate verbunden. Durch ein Erosionsereignis können z. B. auch bis zu 70 % eines Vorauflaufherbizids im Mais abgeblasen und an benachbarten Flächen deponiert werden. Schutzmaßnahmen sind daher sowohl im Interesse des Landwirtes als auch im gesellschaftlichen Interesse, da negative externe Effekte auf andere Ökosystemleistungen und die Biodiversität verhindert werden.

Die finanziellen Auswirkungen von Wasser- und Winderosion sind im Allgemeinen schwer bezifferbar, da man zwischen den Onsite- und Offsite-Effekten und langjährig mittleren und katastrophalen Ereignissen unterscheiden muss. Auf dem Feld schlagen vorwiegend Ertragseinbußen und Kosten für die Wiederholung einer Maßnahme (Neuansaat) oder zur Wiederherstellung des Oberflächenzustandes zu Buche (Verfüllung von Rillen und Gräben). Außerhalb eines Feldes können zusätzliche Aufwendungen für die Beseitigungen der Schäden zu immensen Kosten führen (Unter- bzw. Überspülung von Straßen und Bahnlinien; Verkehrsunfälle durch verminderte Sicht). Den Kosten für die Schäden stehen die Kosten für eine vorsorgende Bewirtschaftung gegenüber.

Der Schutz vor Bodenerosion kann generell in Maßnahmen zur Verminderung der angreifenden Kräfte und Maßnahmen

INFOBOX 5.7

Messungen zu Verlusten an organischem Kohlenstoff durch Erosion

Auf der Grundlage 15-jähriger Messungen konnten auf einem Sandboden in Nordostdeutschland jährliche Verluste an organischem Kohlenstoff durch Winderosion von durchschnittlich 117 kg/ha ermittelt werden. Dies liegt klar über dem derzeitigen Grenzwert von 75 kg/ha, der durch die Cross Compliance-Regelungen für gute landwirtschaftliche Praxis festgelegt wurde. Stärkere Winderosionsereignisse traten dabei nur alle 3 bis 4 Jahre auf.
Die in Standardparzellen gemessenen Bodenabträge durch Wassererosion betragen in Brandenburg im langjährigen Mittel ca. 0,5 bis 5 t/ha, womit Kohlenstoffverlagerungen in ähnlicher Größenordnung wie bei der Winderosion auftreten (in Abhängigkeit von der Bodenart 5–200 kg/ha, bei Extremereignissen weit höher). Dadurch bedingte Einträge in Gewässer tragen zur Eutrophierung und Verschlechterung der Wasserqualität bei.

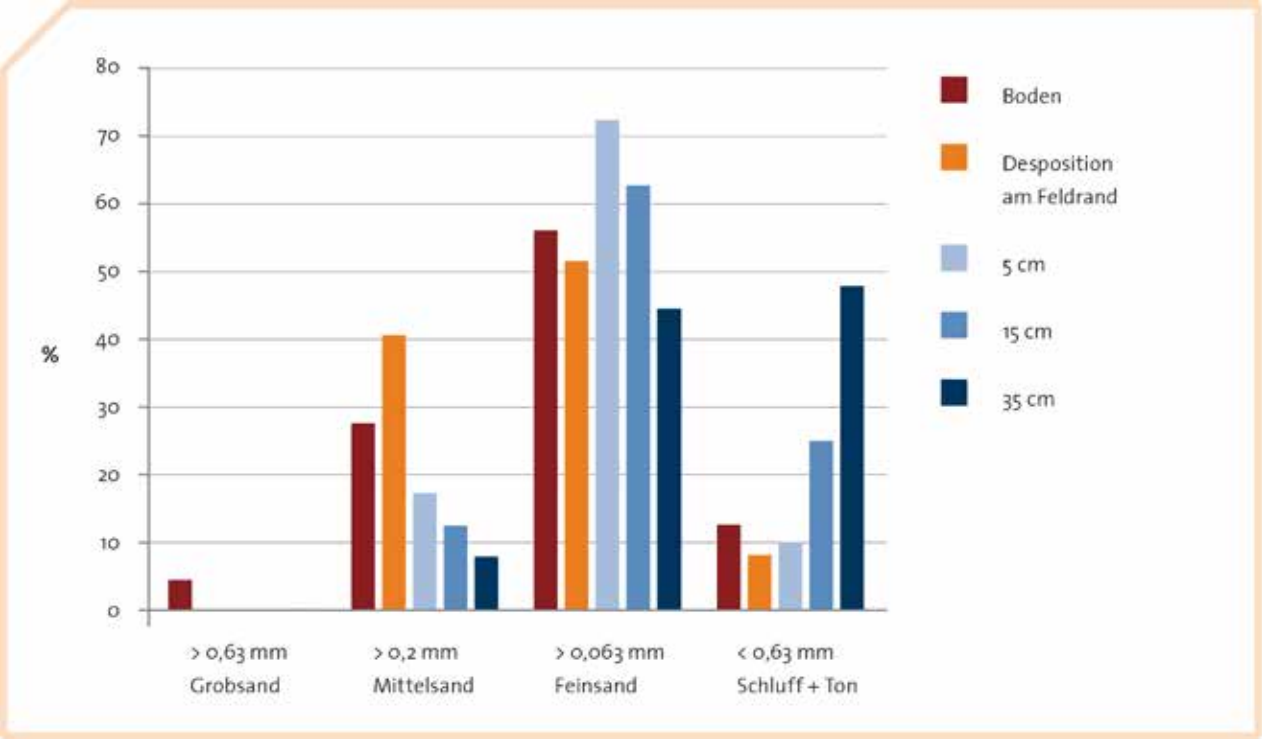
zur Erhöhung der Widerstandsfähigkeit des Bodens unterteilt werden. Davon sind diejenigen, die sich ohne zusätzlichen Aufwand in den Produktionsprozess integrieren lassen, zu favorisieren (Funk, 2011b). Dies umfasst alle acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen, die darauf abzielen, die Zeiträume ohne Bodenbedeckung zu minimieren oder die Bodenstruktur zu erhalten bzw. zu verbessern. Auch die Schlagaufteilung fällt in diese Kategorie. Durch einen Fruchtartenmix kann der Anteil erosionsgefährdeter Flächen und auch die Windoffenheit verringert werden. Auch Strukturelemente können hier eine wichtige Rolle spielen. Ein vorsorgender Bodenschutz ist notwendig, um die Fruchtbarkeit des Bodens als Ökosystemleistung für die landwirtschaftliche Nutzung zu erhalten. Darüber hinaus unterstützt vorsorgender Bodenschutz die Ökosystemleistungen angrenzender Gewässerkörper (vgl. Kapitel 5.6.3).

Beispiele zum Schutz vor Bodenerosion sind nach Funk (2011b):

- Ausreichende Bodenbedeckung durch Pflanzen oder deren Reste: Dies ist die wichtigste vorsorgende Schutzmaßnahme. Gegenüber Winderosion genügt bereits eine Bodenbedeckung von 40 %, um kompletten Schutz zu gewährleisten, bei Wassererosion gelten 30 bis 50 % als

ABBILDUNG 5.27 ▸ Wasser- und Winderosion in der Agrarlandschaft, oben: tiefe Erosionsrinnen infolge ungenügender Bodenbedeckung, unten: Winderosion nach der Sattbettbereitung. (Quelle: D. Deumlich, R. Funk; Aufnahmen aus dem Bundesland Brandenburg)

ABBILDUNG 5.28 ▸ Sortierung der Partikelgrößen infolge Winderosion, Vergleich des Ausgangsbodens, der Depositionen am Feldrand und der Erosionsfracht in verschiedenen Höhen. (Quelle nach: Funk, 1995)



ausreichend (Frielinghaus und Schäfer, 1999; Funk, 1995). Der Erhalt einer kontinuierlichen Bodenbedeckung trägt langfristig auch zu einer verbesserten Bodenstruktur durch eine Vielfalt an Bodenleben bei.

- Streifenanbau zum Schutz vor Erosion: Gefährdete Fruchtarten aufgrund feinen Saatbetts und größerer Reihenentfernung (Zuckerrüben, Möhren, Mais) werden abwechselnd mit sogenannten Schutzfrüchten (Gräser, Wintergetreide) angebaut. Dies kann entweder über Streifen erfolgen, die ganzen Maschinenbreiten entsprechen oder mit abwechselnden Reihen beider Fruchtarten nebeneinander. Bei Winderosion muss die Anlage der Streifen quer zur Hauptwindrichtung erfolgen, bei Wassererosion parallel zu den Höhenlinien.

- Erzeugung widerstandsfähiger Bodenoberflächen: Als weitere kostengünstige Erosionsschutzmaßnahmen stehen die Erzeugung rauer Bodenoberflächen oder die Fixierung der Oberfläche mithilfe faserreicher Suspensionen (Gärreste, unter besonderen Voraussetzungen auch Gülle) zur Verfügung.

- Erhalt und Anlage von Hecken: Erosionsschutz ist bei dem Erhalt und der Anlage von Hecken nur ein Aspekt unter vielen. Deutschlandweit stehen hier eher Habitat- und Biotopverbundfunktionen im Vordergrund (Reutter und Piorr, 2004). Dem Erhalt vorhandener Heckenstrukturen sollte daher besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden (vgl. z. B. Kapitel 5.4.3). Bei der Neuanlage von Hecken kann die vielfältige Wirkung der Hecken ein wichtiges Argument sein, die relativ hohen Kosten auch für den Erosionsschutz zu rechtfertigen. Die Schutzwirkung einer Hecke gegenüber Winderosion beträgt ungefähr das 10- bis 25-fache ihrer Höhe (Nägeli, 1943). Daraus ergibt sich eine deutlich verminderte Winderosionsgefährdung eines gut mit Hecken bestückten Gebietes. In Schleswig-Holstein beträgt z. B. der Anteil winderosionsgefährdeter Ackerflächen durch die etablierten Hecken 5,3 %, gegenüber 36,3 % potenziell gefährdeter Flächen ohne Einbezug der Heckenwirkung (Duttmann und Herzog, 2008). In Brandenburg reduziert sich die potenziell gefährdete Fläche von 37,8 % durch den Schutz von Hecken auf 15,9 %.

ABBILDUNG 5.29 ▸ Schutz durch Bodenbedeckung mit dem Anbau von Zwischenfrüchten. (Foto R. Bloch)

INFOBOX 5.8

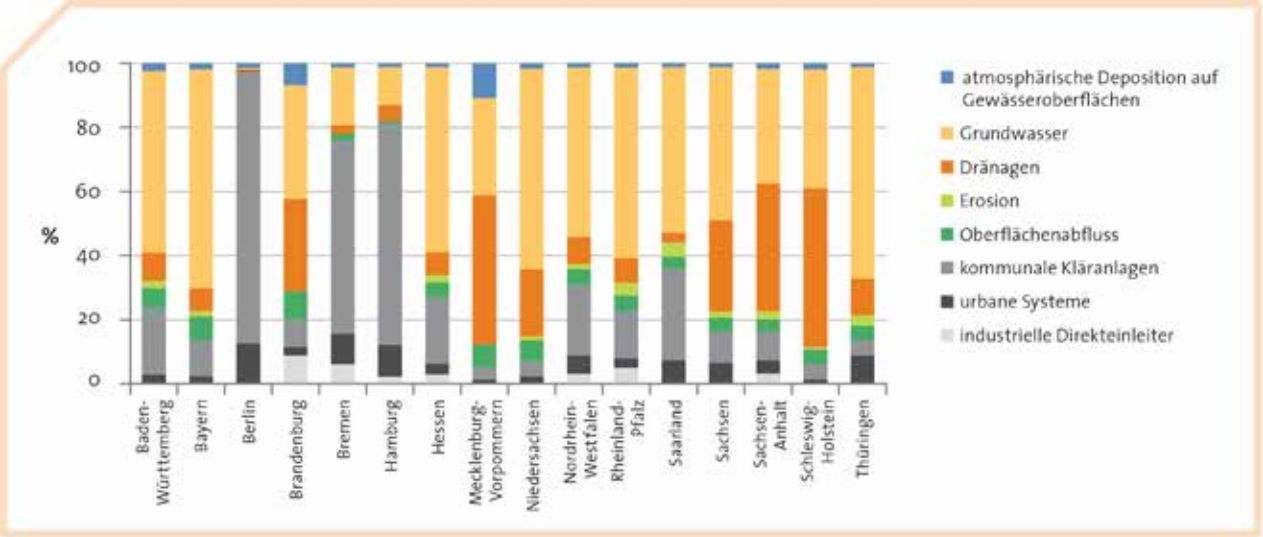
Anpassung der landwirtschaftlichen Nutzung, um die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten

Die vorsorgende Bewirtschaftung auf den Nutzflächen ist grundlegend für den Schutz vor Bodenabtrag. Landwirte, die einen maximalen jährlichen Bodenabtrag von 1 t/ha nicht überschreiten wollen, verzichten auf stärker erosionsgefährdeten Standorten auf den Anbau von Feldfrüchten mit höherer Erosionsgefährdung (Tab. 5.2). Am Beispiel des Maisanbaus zeigt sich, dass er ohne größere Bodenschädigung nur bei konservierender Bodenbearbeitung und auch dann nur auf relativ ebenen (< 9 % Hangneigung) und kurzen Hängen (< 100 bis < 200 m) erfolgen kann – Extremereignisse noch nicht inbegriffen.

TABELLE 5.2 ▸ Bodenabtrag (t/ha) bei unterschiedlichen Hangeigenschaften. (Quelle: Kersebaum et al., 2013, Wetterbedingungen Brandenburgs)

Hangeigenschaften			
Neigung	Länge (m)		
(%)	10	100	200
Mais – Mais			
2	0,62	1,30	1,62
9	2,36	7,47	>10
14	4,01	>12	>17
Mais – Mais, konservierend			
2	0,10	0,21	0,26
9	0,38	1,21	1,71
14	0,65	2,05	2,90
Mais – Zwischenfrüchte – Mais			
2	0,09	0,18	0,23
9	0,33	1,05	1,48
14	0,56	1,78	2,52
Dauergrünland			
2	0,02	0,05	0,06
9	0,08	0,27	0,38
14	0,14	0,46	0,65

ABBILDUNG 5.30 ▸ Mittlere Anteile von Stickstoffeinträgen in Oberflächengewässer nach Bundesländern über unterschiedliche Eintragspfade nach Berechnungen mit MoRe (Modeling of Regionalized Emissions). (Quelle: Trepel, eigene Abbildung auf Basis der MoRe-Daten)



5.6.2 Maßnahmen zum Schutz von Gewässern und damit in Verbindung stehenden Ökosystemleistungen

Die Oberflächengewässer, das Grundwasser und die Meere liefern eine Vielzahl von Ökosystemleistungen (vgl. Kapitel 7, 8 dieses Berichts). Um sie zu schützen, wurde EU-weit durch die Wasserrahmenrichtlinie das Ziel gesetzt, alle Gewässer in einen guten Zustand zu bringen. Das gilt für Flüsse, Bäche, Seen, Küstengewässer und Grundwasser und folgt dem Grundgedanken, dass »Gewässer zwar durch menschliche Nutzung beeinflusst und verändert werden dürfen – aber nur in einem Ausmaß, das die Funktionen des Gewässers und die naturraumtypischen Lebensgemeinschaften nicht wesentlich beeinträchtigt« (UBA, 2010).

Zur Umsetzung dieses Ziels ist auch eine gewässerschonende Landbewirtschaftung ein zentraler Baustein (BMU, 2010; BMU und BfN, 2009; UBA, 2010, 2011). So werden z. B. zur Verbesserung des chemischen Zustands der Grundwasserkörper in allen Koordinierungsräumen Maßnahmen zur Verringerung der Nähr- und Schadstoffeinträge aus der Landwirtschaft durchgeführt (BMU, 2013). Diese Maßnahmen wirken sich auch auf die Qualität der Oberflächengewässer aus. Neben dem Grundwasserzufluss zählen für die Oberflächengewässer auch Drainagen, Oberflächenabfluss und Erosion, je nach Region, zu relevanten landwirtschaftlich beeinflussten Belastungsquellen (UBA, 2014) (Abbildung 5.30). Um einen ökologischen Zustand der Oberflächengewässer wiederherzustellen, stehen zudem Verbesserungen der Hydromorphologie und der Durchgängigkeit an (BMU, 2013).

Hohe Stickstoffüberschüsse von mehr als 60 kg N je ha LF finden sich vor allem in Gebieten mit überdurchschnittlich hohen Tierbestandszahlen oder hohen Dichten von Biogasanlagen. In Norddeutschland decken sich diese Regionen sehr häufig mit dem Vorkommen durchlässiger Böden und Grundwasserkörpern im schlechten Zustand aufgrund der Überschreitung des Schwellenwerts von Nitrat. Eine Verringerung der Nährstoffeinträge kann am effizientesten erfolgen, wenn zum einen standortangepasst gedüngt wird und dabei Wirtschaftsdünger und Gärreste aus Biogasanlagen entsprechend ihrer Nährstoffgehalte angerechnet werden. Insbesondere die Anrechnung der Wirtschaftsdünger und Gärreste kann für den Landwirt ökonomisch vorteilhaft sein, weil keine Mineraldünger zugekauft werden müssen (Holsten et al., 2012). Jedoch können die dazu ggf. notwendige Vergrößerung der Lagerkapazitäten oder weitere Fahrtwege zur gezielteren Ausbringung von Wirtschaftsdünger den ökonomischen Vorteil umkehren (Kersebaum et al., 2013). Lösungen liegen daher nicht immer ganz einfach auf der Hand. In jedem Fall sind in vielen Regionen Veränderungen im landwirtschaftlichen Management notwendig. Tabelle 5.3 zeigt beispielhaft Wirkungsspannen einiger Maßnahmen zur Minderung des N-Austrags aus landwirtschaftlichen Nutzflächen. Neben der Vermeidung einer Überdünung, stellt die Integration von Winterzwischenfrüchten eine sehr effektive

TABELLE 5.3 ▸ Reduzierter N-Austrag (kg N/ha/a) durch gewässerschonende Maßnahmen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen.

	Modellierte Werte Brandenburg[1]				Wertespannen Deutschland[3]
Bodengruppe	Sand		stark lehmiger Sand		
Grundwasserabstand (dm)	10	55	10	55	
Winterharte Zwischenfrucht bei:					
WRO-SBL (Gülle<20 m³/ha)	15	15	n. B.	n. B.	25–50, bei sehr spätem Umbruch auch 30–60
WRO-SMA (Gülle>20 m³/ha)	13	25	15	15	
WRO-SMA (Mist 12,5 t/ha)	20	26	15	13	
WWE-FER (Gülle=0 m³/ha)	n. B.	n. B.	2	1	
Vermeidung einer Überdüngung bei:					
SMA-SMA (Mist 25 t/ha)	21[2]	14[2]	8[2]	2[2]	0–40
WRA-WWE (Gülle=0 m³/ha)	22[2]	24[2]	8[2]	7[2]	
Ökolandbau Ackerland-Fruchtfolge im Vergleich zur Fruchtfolge konventionell					
viehhaltend	49	34	14	4	0–50
viehlos	32	15	9	2	
Grünland im Vergleich zu konventioneller Ackernutzung					
Intensiv genutztes Grünland	32	16	9	10	30–70
Extensiv genutztes Grünland	52	38	11	15	30–>90
Landschaftspflege-Grünland	29	18	5	5	

[1] Aus Kersebaum et al., 2013: Beispiele hier bei 588 mm mittlerer Jahresniederschlag, mittlerer Humusgehalt. WRO: Winterroggen; SBL: Sonnenblumen; SMA: Silomais; WWE: Winterweizen; FER: Futtererbsen; WRA: Winterraps.

[2] von je 30 kg N/ha/a.

[3] Aus Osterburg et al., 2007

und auch effiziente Möglichkeit dar, Auswaschungsverluste über den Winter zu vermeiden. Eine Umstellung der Bewirtschaftung nach den Grundsätzen des ökologischen Landbaus oder eine Umwandlung von Ackerflächen in Grünland sind ebenso sehr wirkungsvolle Maßnahmen, um N-Austräge aus landwirtschaftlichen Nutzflächen zu reduzieren (siehe auch Infobox 5.9 und Kapitel 5.7.1). Die dauerhafte Bodenbedeckung des Grünlands führt vor allem bei einer regelmäßigen Schnittnutzung und einer standortgerechten Düngung zu einem relativ geringen Nitrataustrag. Probleme können bei der Beweidung z. B. an Geilstellen entstehen (Jarvis et al., 1989; Kühbauch, 1995; Schalitz und Beckmann, 1998). Wichtig sind vorsorgende Maßnahmen insbesondere:

- in Regionen mit einem hohen Anteil tierhaltender Betriebe und/oder Biogasanlagen,
- auf besonders durchlässigen und/oder grundwassernahen Böden,
- auf Standorten mit Rohrdrainagen,
- auf Nutzflächen in direkter Nähe zu Oberflächengewässern, insbesondere bei Hangneigungen zum Gewässerkörper hin.

Dabei ist auch Erosionsschutz Gewässerschutz (vgl. Kapitel 5.6.1). Gerade hier kann eine Umwandlung von Ackerland in Grünland z. B. zur Anlage von Gewässerrandstreifen oder begrünten Abflussbahnen eine wichtige und kostenwirksame Maßnahme sein. Die Grünstreifen reduzieren die Geschwindigkeit abfließenden Wassers, Boden und Nährstoffe können sedimentieren und werden nicht in das Oberflächengewässer gespült (Zhang et al., 2010). Durch eine gezielte Schlag- und Anbaugestaltung kann eine flächeninterne Retention erreicht werden und einen konzentrierten Abfluss zu Übertrittstellen mindern.

Die Umsetzung der vorsorgenden Schutzmaßnahmen verursacht Kosten. Jedoch entstehen auch bei der Unterlassung von Schutzmaßnahmen Kosten z. B. für die nachsorgende Aufbereitung von Trinkwasser (siehe Infobox 5.9). Die Kostenspannen für die vorsorgenden Maßnahmen aus Tabelle 5.3 liegen in vergleichbaren Bereichen wie die im Folgenden angeführten investiven Maßnahmen und können durchaus kostengünstiger sein, als der Ausbau von Kläranlagen.

Investive Maßnahmen

Niederungen haben natürlicherweise das Potenzial, Nährstofffrachten des Einzugsgebietes zurückzuhalten. In Einzugsgebieten mit Nährstoffproblemen kann durch die Wiedervernässung einzelner Niederungen dieses Potenzial genutzt werden. Für Nordwestdeutschland wurde mit dem Model WETTRANS abgeschätzt, dass die Investitionskosten zur Vermeidung eines kg Stickstoffs bei einer Betrachtung über 10 Jahre in gleicher Größenordnung wie der beim Kläranlagenbau und bei einer 25-jährigen Betrachtung unter diesen Investitionen liegen (Trepel, 2010). Die landwirtschaftliche Nutzung der Niederungen wird dadurch deutlich eingeschränkt, 80 % der in Abbildung 5.31 dargestellten Kosten entstehen durch den notwendigen Kauf der Flächen. Nutzungspotenzial besteht dennoch z. B. zur Gewinnung von Biomasse (Kapitel 5.7.3).

Auch mit Dränteichen kann die Nährstofffracht aus landwirtschaftlichen Dränanlagen vor deren Eintrag in ein Oberflächengewässer reduziert werden (Steidl et al., 2011). In Deutschland sind auf über 2 Mio. ha Rohrdränsysteme als Voraussetzung für eine intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung etabliert. Hier können nachzuschaltende Dränteiche die Gewässerbelastung mindern. Das Wirkprinzip besteht darin, bei möglichst langer Verweildauer Sedimentationsprozesse, Nährstoffakkumulation in der Biomasse sowie biogeochemische Umsetzungsprozesse zu fördern. Die Wirkung ist von den örtlichen Verhältnissen abhängig, kann aber auch mit der Teichgestaltung beeinflusst werden. Tabelle 5.4 zeigt die Kostenwirksamkeit zur Minderung eines kg N bei relativ kostengünstig gestalteten Dränteichen. Sie kann in einem vergleichbaren Bereich der gewässerschonenden Maßnahmen (Tabelle 5.3) liegen. Besonders kostengünstig sind die Dränteiche bei hoher Nährstofffracht aus den drainierten Flächen und einer dazu relativ kleinen Teichfläche mit einer Verweilzeit von mindestens 3 bis 5 Tagen.

Im Fazit sollten je nach Einzugsgebiet wirksame und kostengünstige Lösungen gefunden werden. Dabei ist es nachhaltig, auch die Gesamteffekte der Maßnahmen zu beachten. Neben finanzieller Unterstützung sollte die Eigenverantwortlichkeit der Landwirte gefordert und gefördert werden. Denn, Gewässerschutz muss auch betrieblich bewusst umgesetzt und akzeptiert werden.

ABBILDUNG 5.31 ▸ Spannen an Investitionskosten zur Vermeidung eines kg Stickstoff durch Kläranlagenausbau oder Wiedervernässung von Niedermooren ohne Berücksichtigung von Co-Benefits. (Quelle nach: Trepel, 2010)

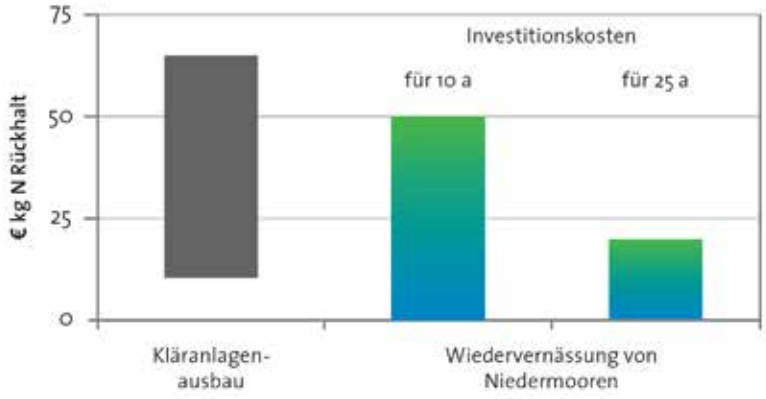


TABELLE 5.4 ▸ Schätzung der Kosten-Wirksamkeit kostengünstig gestalteter Dränteiche. (Quelle nach: Steidl et al., 2011)
Rot markiert Varianten, mit Kosten < 10 €/kg N

Verhältnis Teichfläche zur Dränfläche in %	0,1	0,5	1	1,5
Gesamtkosten €/a	1.088	4.290	8.305	12.321
Dränfracht kg/ha Dränfläche*Jahr	Kosten-Wirksamkeit in €/kg N			
5	23	51	77	98
10	12	26	38	49
15	8	17	26	33
20	6	13	19	24
25	5	10	15	20
30	4	9	13	16
35	3	7	11	14
40	3	6	10	12
45	3	6	9	11
50	2	5	8	10

INFOBOX 5.9

Ökolandbau als Lebensversicherung für den Trinkwasserschutz

Von: A. Jäger

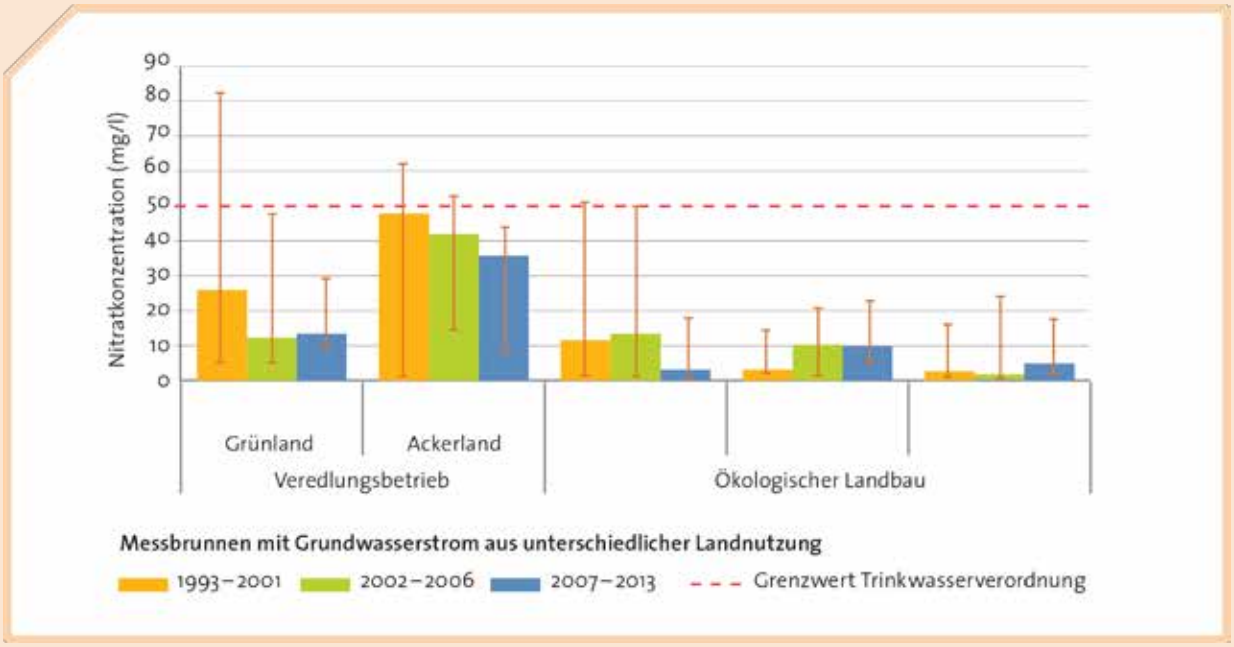
Die Kommunalen Wasserwerke Leipzig (KWL) GmbH nutzen die Leistungen gewässerschützender Maßnahmen. Etwa Dreiviertel der Fläche der Wasserschutzgebiete (WSG) wird landwirtschaftlich genutzt. Auf eigenen Flächen im Kern des WSG wird ein wasserschutzoptimierter ökologischer Landbau betrieben. Auf den weiteren Flächen werden den Landwirten Anpassungen zur Verminderung des Nährstoffaustragspotenzials ausgeglichen.

Der wasserschutzoptimierte ökologische Landbau ist die »Lebensversicherung« für die Rohmischwassergüte. Der landwirtschaftliche Tochterbetrieb der KWL bewirtschaftet die KWL-eigenen Flächen mit dem primären Ziel des Schutzes der Grundwasserressourcen. Die grundwasserschützende Landnutzung ist damit wichtiger Teil der ersten Säule des Multibarrieren-Prinzips der Qualitätssicherung des Trinkwassers (Castell-Exner und Meyer, 2010).

Die Kosten für den Ausgleich der Wasserschutzanpassungen der Landwirtschaft einschließlich des administrativen Aufwandes beim Wasserversorger belaufen sich auf etwa 1 ct/m³. Weitere »Kosten« entstehen, da aktuell auch ein höherer Pachtpreis bei Dritten erreicht oder die Flächen verkauft werden könnten. Die Kosten stehen aber eingesparten Aufwendungen zur technischen Wasseraufbereitung gegenüber, die mit etwa 7 ct/m³ geschätzt werden.

Die Überwachung des Einzugsgebietes sowie der Brunnen zeigt, dass die hohe Wasserschutzleistung des ökologischen Landbaus die standörtlich und auch fruchtfolgebedingt nicht ausreichende Wasserschutzleistung der konventionellen Landwirtschaft (Gemischtbetriebe, ca. 1,4 GV/ha) puffern kann. Damit ist der ökologische Landbau ein wichtiger Baustein eines »integrierten Qualitätsmanagements« des Grundwassers im Anstrom der Brunnengalerie.

ABBILDUNG 5.32 ▸ Sicherung der Rohmischwassergüter durch Ökologischen Landbau, Messwerte der Kommunalen Wasserwerke Leipzig GmbH. Die Analysedaten wurden aus Wasserproben von Brunnen entlang der weitgehend linear von SO nach NW verlaufenden Brunnenfassung der WW Canitz und Thallwitz gewonnen. (Quelle: A. Jäger, www.wasser-leipzig.de)



5.6.3 Erhaltung von Grünland zum Schutz von Ökosystemleistungen

In Kapitel 5.5.3 wurden die Ökosystemleistungen des artenreichen Grünlands beschrieben. Dabei stand der Wert für die Artenvielfalt im Vordergrund. Um diesen Wert auf den etwa 1 Mio. ha zu erhalten, ist prinzipiell der Erhalt des Status der Flächen als Grünland notwendig. Darüber hinaus ist aber auch eine regelmäßige extensive Bewirtschaftung notwendig. Sie kann in der Regel nur über eine spezielle Honorierung der Landwirte gesichert werden (Kapitel 5.5.3).

Darüber hinaus wird allgemein der Verlust an Dauergrünland kritisiert und versucht diesen z. B. durch Auflagen in Cross Compliance zu begrenzen (Nitsch et al., 2012). Intensive Tierhaltung, ökonomische Rentabilität der Ackerkulturen und der zunehmende Anbau nachwachsender Rohstoffe werden als wichtige Faktoren für den Verlust des Grünlands bewertet (Schramek et al., 2012). Hintergrund für die Kritik ist auch, dass Dauergrünland in der Regel auf Standorten besteht, deren ackerbauliche Nutzung oft zu relativ hohen Belastungen von Umweltgütern aber auch zum mittel- bis langfristigen Verlust der Ertragsfähigkeit führt. Aus diesem Grund ist nach dem Bundesnaturschutzgesetz § 5 z. B. ein Grünlandumbruch bei Hanglagen, Überschwemmungsgebieten, grundwassernahen Standorten sowie Moorstandorten nicht zulässig (BGBl, 2013). In der Praxis sind jedoch auch diese sensiblen Standorte wie auch die für Natura 2000 hoch wertvollen Lebensraumtypen der europäischen FFH-Richtlinie nicht konsequent vor einer Umwandlung in Ackerland geschützt (Nitsch et al., 2012; Lind et al., 2008). Im Folgenden soll daher der Nutzen angeführt werden, der mit dem Erhalt von Grünland im Vergleich zur alternativen Nutzung als Ackerland verbunden ist. Das in Kapitel 5.5.3 behandelte artenreiche Grünland ist dabei eine Teilmenge.

Im Vergleich zum Ackerland bietet Grünland:

- an Hanglagen einen Schutz vor Bodenabtrag. Neben dem Erhalt des fruchtbaren Bodens als Grundlage für die landwirtschaftliche Nutzung werden Nährstoffeinträge für angrenzende Flächen vermieden (vgl. Kapitel 5.6.2). Oft ist eine extensive Nutzung die Folge.

- in Überschwemmungsgebieten vor allem in Form einer extensiven Nutzung weniger Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel, die im Fall eines Hochwassers in die Flüsse gespült werden können (vgl. Kapitel 8).

- auf grundwassernahen und Moorstandorten bei einer sehr extensiven Nutzung die Möglichkeit eines relativ hohen Wasserstandes. Dadurch wird die organische Substanz besser erhalten, eine langfristige Nutzung ermöglicht, Emissionen für Wasser und Klima verringert (vgl. Kapitel 5.7.3).

- auf allen Standorten i. d. R. geringere Emissionen für Wasser und Klima, insbesondere bei extensiver Nutzung (vgl. Abbildung 5.33).

- eine andere Artenvielfalt und ein anderes Landschaftsbild, insbesondere bei artenreichem Grünland (vgl. Kapitel 5.5.3).

Um den Nutzen der Erhaltung von Grünland in Deutschland beispielhaft zu quantifizieren, zeigt die Abbildung 5.33 Ergebnisse einer monetären Bewertung zweier Ökosystemleistungen sowie der Biodiversität. Sie gibt damit noch keinen Überblick über die gesamte Palette an Ökosystemleistungen. Dargestellt werden aber drei wichtige Leistungen, die entstehen, wenn eine Umwandlung von Grünland in Ackerland verhindert wird. In dem Beispiel erfolgt die Berechnung für 5 % des Grünlandes in Deutschland. Die Umwandlung von 5 % des Grünlands war unter den gegebenen förderpolitischen Rahmenbedingungen ohne Konsequenzen. Unter den aktuellen Rahmenbedingungen ist eine weitere Umwandlung des Grünlands in Ackerland nicht auszuschließen.

Die Abbildung 5.33 zeigt unter »I. Verhinderung des Artenvielfaltsverlusts«, welcher Wert verlorengeht, wenn bei einer Umwandlung anteilig 5 % des artenreichen Grünlands betroffen ist (vgl. Kapitel 5.5.3). Der Wert bezieht sich auf 53.116 ha. Er wurde wie in Kapitel 5.5.3 anhand der mittleren Zahlungsbereitschaft für Maßnahmen zur Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie berechnet. Dabei wurden hier beide Annahmen aufgegriffen. Bei Annahme A gehen wir davon aus, dass 26,9 % der Bevölkerung zahlungsbereit sind; der Wert des HNV-Grünlands liegt dann bei 682 €/ha. Bei Annahme B gehen wir davon aus, dass 100 % der Bevölkerung zahlungsbereit sind; der Wert des HNV-Grünlands liegt dann bei 2.525 €/ha (vgl. Matzdorf und Reutter, 2014 auf der Grundlage von Meyerhoff et al., 2012). Bei Annahme A liegt der Gesamtwert der 5 % des HNV-Grünlands bei ca. 36 Mio. €, bei Annahme B bei ca. 134 Mio. €. Dabei muss hervorgehoben werden, dass bei der Untersuchung der Zahlungsbereitschaftsanalyse (Meyerhoff et al., 2012) ein sogenannter Embedding-Effekt sichtbar ist, da die Zahlungsbereitschaft für die Umsetzung der Biodiversitätsstrategie gesamt geringer ist, als die Summe der einzelnen Maßnahmen.

ABBILDUNG 5.33 ▸ Gesellschaftlicher Nutzen durch die Verhinderung des Verlustes an Artenvielfalt, die Reduzierung der Vermeidungskosten für CO_2- und N-Emissionen aufgrund des Erhalts von 5 % des Grünlands in Deutschland.
(Eigene Darstellung: Durch den Erhalt von Grünland kann der Verlust von Artenvielfalt, die Freisetzung von klimarelevanten CO_2-Emissionen und wasserrelevanten N-Emissionen verhindert werden. Um den jeweiligen Wert zu berechnen, wurden je zwei Annahmen zugrunde gelegt. Die Unterschiede zwischen den Annahmen ergeben sich bei I. durch unterschiedliche Zahlungsbereitschaften, bei II. durch unterschiedliche Kostensätze für die Vermeidung einer t CO_2, bei III. durch unterschiedliche Kosten-Wirkungs-Relationen für die Vermeidung eines kg N. Die Werte sind als Mittelwerte über unterschiedliche standörtliche Ausprägungen zu verstehen. Weitere Erläuterung s. Text)

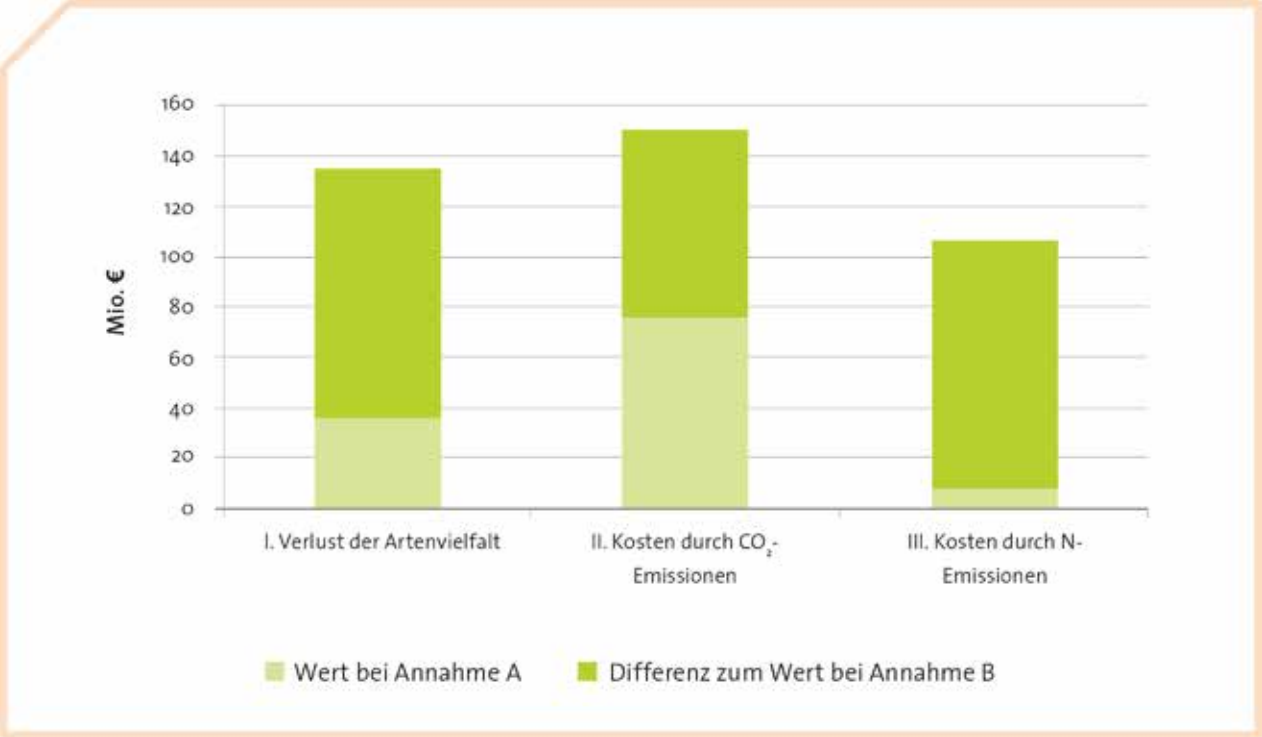
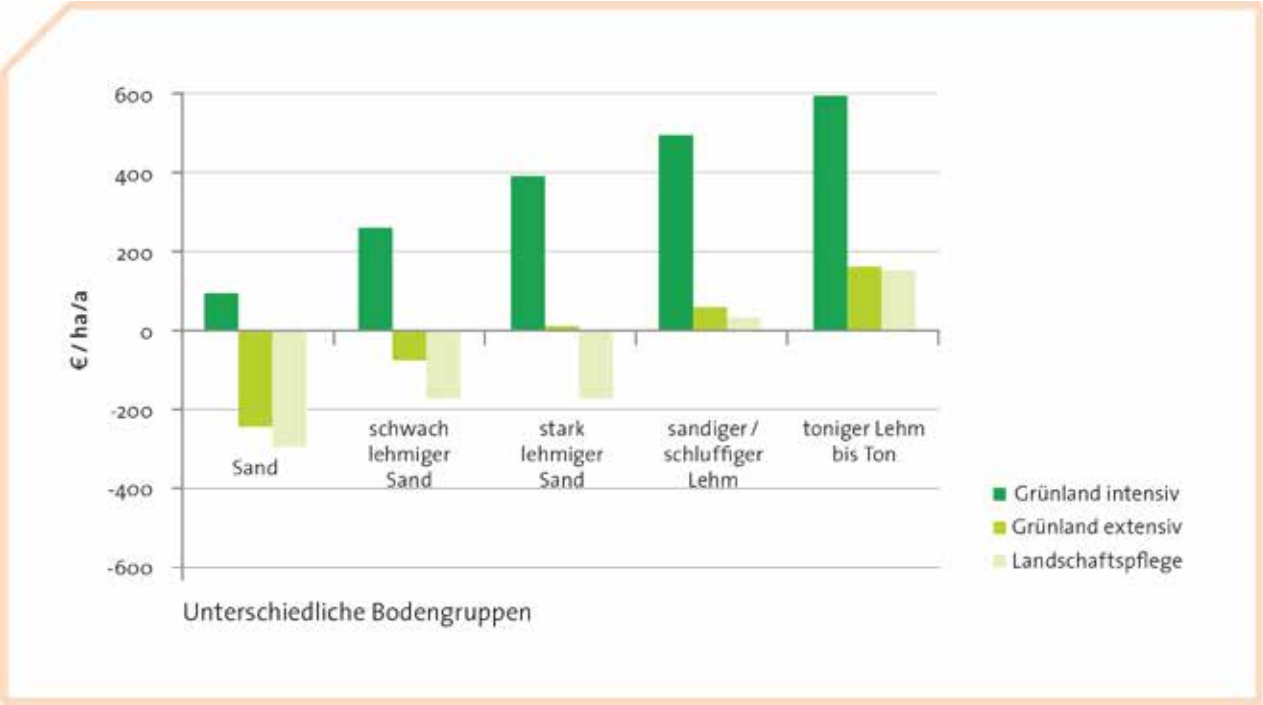


Abbildung 5.33 weist zudem unter »II. Verminderung CO_2-Emissionen« Vermeidungskosten aus. Sie entstehen, wenn die durch die Umwandlung von 5 % des gesamten Grünlands freigesetzten CO_2- Emissionen an anderer Stelle vermieden werden müssen. Nach einer GIS-basierten Analyse werden bei einer Umwandlung von 5 % des gesamten Grünlands etwa 37,5 Mio. t CO_2/10 a freigesetzt (Matzdorf und Reutter, 2014). Geht man dann unter der Annahme A von Vermeidungskosten von 20 €/t CO_2 (z. B. durch Wasserkraftwerke) aus, entstehen Kosten von 75 Mio. €, die durch den Erhalt des Grünlands vermieden werden können. Geht man unter der Annahme B von Vermeidungskosten von 40 €/t CO_2 aus (z. B. durch Biomasse- oder Windkraftanlagen), entsteht ein Wert von 150 Mio. €. Setzt man die durch das Umweltbundesamt ermittelten Schadenskosten von durchschnittlich 70 €/t CO_2 an, würde der Wert noch einmal deutlich steigen (Matzdorf und Reutter, 2014).

Unter »III. Verminderung N-Emissionen« wurden ebenso Vermeidungskosten berechnet. Sie entstehen, wenn die durch eine Umwandlung und anschließende Ackernutzung von 5 % des gesamten Grünlands entstehenden N-Emissionen durch den Anbau von Zwischenfrüchten kompensiert werden müssten. Zwischenfrüchte gelten mit den hier zugrunde gelegten Kosten von 0,8 – 4,8 €/kg N als eine relativ kostengünstige Maßnahme zur Minderung von N-Verlusten auf landwirtschaftlichen Nutzflächen (vgl. Wüstemann, 2011). Annahme A unterstellt minimal höhere N-Emissionen durch die Ackernutzung des Grünlands bei gleichzeitig maximaler Wirkung und minimalen Kosten der Zwischenfrüchte. Annahme B unterstellt maximal höhere N-Emissionen durch die Ackernutzung des Grünlands bei minimaler Wirkung und maximalen Kosten der Zwischenfrüchte (Ansatz aus Reutter und Matzdorf, 2013 auf das gesamte Grünland übertragen, nach Werten aus Osterburg et al., 2007).

ABBILDUNG 5.34 ▸ Private Kosten für die Landwirte durch den Erhalt von Grünland gegenüber einer Ackernutzung.
(Eigene Darstellung basierend auf Daten von Kersebaum et al., 2013. Private Kosten für die Landwirte durch die Nutzung einer Fläche als Grünland (bei unterschiedlicher Intensität) statt als Ackerland (viehhaltender Betrieb mit konventioneller Fruchtfolge ohne Zwischenfrüchte). Kosten in Form der Direkt- und Arbeitserledigungskostenfreien Leistungen (Deckungsbeitrag abzgl. der festen Maschinenkosten und einem Lohnansatz))



Die Werte in Abbildung 5.33 zeigen, dass durch den Erhalt von Dauergrünland der Verlust gesellschaftlicher Werte vermieden und zu erwartende Kosten deutlich reduziert werden können. Es wurde an dieser Stelle beispielhaft der Nutzenverlust bzw. die Kosten berechnet, die beim Verlust von 5 % des Grünlands entstehen, da dieser Anteil im Rahmen von Agrarförderpolitiken immer wieder als flexible Größe genutzt wird, bis zu der eine Grünlandumwandlung (in Ackerland) z. T. konsequenzlos hingenommen wird. Ein wichtiger Teil des Grünlands ist trotz des aktuellen Drucks auf landwirtschaftliche Flächen jedoch auch von einer Flächenaufgabe bedroht. Bei diesem Szenario entfallen die Werte II und III.

Der Erhalt des Grünlands ist für die betreffenden Landwirte mit Opportunitätskosten im Vergleich zur Ackernutzung verbunden. Je nach Standortgüte und Grünlandnutzung sind diese deutlich unterschiedlich (Kersebaum et al., 2013). Auf sandigen Standorten besteht bei einer intensiven Grünlandnutzung nur ein geringer wirtschaftlicher Unterschied zur Ackernutzung; bei einer extensiven Grünlandnutzung kann der wirtschaftliche Nutzen auf sandigen Standorten im Vergleich zu einer Ackernutzung sogar höher sein (Abbildung 5.34). Mit zunehmender Standortgüte verändert sich dies. Während der Erhalt des Grünlands somit mit einem gesellschaftlich positiven ökonomischen Nutzen verknüpft ist, ist der private ökonomische Nutzen für die Landwirte auf den meisten Standorten negativ. Der mittel- bis langfristige Nutzen, der sich zumindest bei Hang- oder auch Moorstandorten auch durch den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit ergibt, ist in der Kostenkalkulation, die Abbildung 5.34 zugrunde liegt, jedoch nicht berücksichtigt. Dies liegt auch an fehlenden Quantifizierungen in diesem Bereich (vgl. Kapitel 5.4.1).

5.7 MULTIFUNKTIONALE LANDWIRTSCHAFTLICHE NUTZUNGEN – DREI BEISPIELE

Die vorherigen Kapitel haben jeweils drei verschiedene Perspektiven auf das Thema der Ökosystemleistungen in Agrarlandschaften und damit verbundene Herausforderungen gelenkt. Die tatsächliche Herausforderung in der Praxis besteht darin, dass es einer landwirtschaftlichen Nutzung gelingen sollte, sowohl (1) Nahrungsmittel in ausreichendem Maße zu produzieren und die dafür notwendigen bzw. zur Verfügung stehenden Ökosystemleistungen optimal zu nutzen und wenig zu schädigen, (2) durch eine gezielte Bewirtschaftung/Pflege dazu beizutragen, gesellschaftlich nachgefragte öffentliche Güter, insbesondere Biodiversität und darauf aufbauende kulturelle Leistungen zu produzieren und (3) negative externe On-side- und Off-side-Effekte auf Ökosystemleistungen zu verhindern, das heißt die Trade-offs zwischen einer landwirtschaftlichen Produktion und Ökosystemleistungen zu vermindern. Es wurde an vielen Stellen darauf hingewiesen, dass die drei genannten Herausforderungen vor den jeweiligen Standortbedingungen betrachtet werden müssen. Hinzu kommt eine gegebenenfalls unterschiedliche Nachfrage. Vor diesem Hintergrund kann kein Idealbild einer multifunktionalen Landwirtschaft entworfen werden. Wie in Kapitel 5.4.1 schon kurz diskutiert, wird es auch Landschaften geben, die, in gesellschaftlich gesetzten Schranken, primär für die Produktion von landwirtschaftlichen Gütern genutzt werden. Auf der anderen Seite können standörtliche Besonderheiten ein Umdenken bzgl. der landwirtschaftlichen Nutzung bei Berücksichtigung aller Ökosystemleistungen erzwingen. Dies ist insbesondere auf organischen Böden der Fall, wenn der weitere Moorschwund verhindert werden soll. Dies ist aus Gründen des Bodenschutzes und der Verminderung der THG-Emissionen in Deutschland geboten. Innovative Landnutzungsformen, wie die Paludikultur, berücksichtigen dies und können aktuelle, traditionelle Formen der Nieder- und Hochmoornutzung ersetzen, die zur Degradation der Standorte geführt haben. Auch viele Grünlandstandorte sind obligat, d. h. landwirtschaftlich nicht als Acker zu nutzen, da sie bspw. zu hängig oder zu feucht sind. Werden sie dennoch als Acker genutzt, werden z. T. erhebliche Umweltbelastungen verursacht, z. B. Bodenerosion. Diese Beispiele zeigen, dass die Vielfalt der Funktionen der Agrarlandschaften insbesondere durch die Standortbedingungen bestimmt wird und in der Bewertung der Nachhaltigkeit besonders berücksichtigt werden muss. Die folgenden Beispiele geben Anregungen bzgl. einer multifunktionalen Landwirtschaft auf verschiedener Maßstabsebene: der Ökolandbau als integrativer Ansatz auf der Betriebsebene, die Paludikultur als eine Option für die Nutzung von Nieder- und Hochmooren. Mit dem Beispiel des Anbaus von nachwachsenden Rohstoffen bei gleichzeitiger Bereitstellung von wertvollen Strukturen für die Biodiversität und kulturellen Leistungen wird der aktuell in der Kritik des Naturschutz stehende Anbau von nachwachsenden Rohstoffen für die energetische Nutzung thematisiert.

5.7.1 Ökolandbau – systemischer Ansatz auf Betriebsebene

In Deutschland wirtschaften ca. 23.000 landwirtschaftliche Betriebe auf über 1 Mio. ha Fläche (ca. 6,3 %) nach den Richtlinien der EU-Ökoverordnung (EG 834/2007) (www.bmelv.de, 2014). In einigen Bundesländern (Brandenburg und Saarland) liegt der Anteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche bereits über 10 % (BÖLW, 2013). Bestimmte Regionen, wie das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Brandenburg), erreichen sogar über 30 % ökologisch bewirtschaftete Fläche (www.mugv.de, 2013).

Leitgedanke im Ökologischen Landbau ist, durch ressourcenschonendes Wirtschaften in allen Bereichen der Wertschöpfungskette unter Berücksichtigung ökologischer, ökonomischer und sozialer Interessen zur Ernährungssicherung und nachhaltigen Entwicklung unserer Kulturlandschaft beizutragen. Die optimierte Kreislaufwirtschaft in Bezug auf Stoff- und Energieflüsse mit flächenabhängiger Tierhaltung und starker Begrenzung externer Produktionsmittel sowie die Vielgestaltigkeit bei angebauten Kulturen, Tierarten und Betriebsformen tragen zur Stabilität der Agrar-Ökosysteme bei und bewirken, dass eine Vielzahl von Umweltleistungen systemimmanent erbracht werden (u. a. Gattinger et al., 2012; Haas, 2010; Hole et al. 2005; Kelm et al., 2008; Mondelaers et al., 2009; Tuck, 2014). Der Ökolandbau ist außerdem die Bewirtschaftungsform mit den höchsten Tierschutzstandards. Im Folgenden werden ausgewählte Bereiche für Ökosystemleistungen innerhalb des Systems Ökolandbau näher betrachtet (Infobox 5.10).

INFOBOX 5.10

Systemansatz statt Einzelinstrument

Grundidee im Ökologischen Landbau ist, die Produktivität des gesamten landwirtschaftlichen Betriebes durch Stimulierung der natürlichen Prozesse zu fördern bei weitgehendem Verzicht auf betriebsfremde Hilfsmittel. Mehrere Ökosystemleistungen können dadurch gleichzeitig erbracht werden.

Der Ökolandbau nutzt gezielt die Kapazitäten des Ökosystems, indem er die Bodenfruchtbarkeit als seine wichtigste Produktionsressource erhält und fördert.

Bsp. 1 Bodenschutz: Vielfältige Fruchtfolgen inkl. des Anbaus von mehrjährigem Leguminosen-Grasgemenge und Zwischenfrüchten fördern die Humusbildung und das Bodenleben. Krumenverluste durch Erosion sind deutlich reduziert.

Der Ökolandbau bewirkt – auch weil er ressourcenschonend wirtschaftet – geringere Trade-offs für Ökosystemleistungen wie z. B. den guten Zustand von Wasserkörpern. Er unterstützt dadurch wichtige Regulations- und Erhaltungsleistungen des Ökosystems.

Bsp. 2 Gewässerschutz: Der Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel und Wachstumsregulatoren schließt deren Gewässereintrag aus. Durch die flächengebundene Tierhaltung, den Verzicht auf mineralische Stickstoffdüngemittel und die starke Beschränkung von Tierarzneimitteln wird eine Gefährdung durch Rückstände ausgeschlossen bzw. Nährstoffüberschüsse werden deutlich reduziert.

Der Ökolandbau führt zu einem Angebot an kulturellen Werten wie Artenvielfalt auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen.

Bsp. 3 Arten- und Biotopschutz: Erhalt und Förderung von wildlebenden Tier- und Pflanzenarten sowie die Vielfalt von Kulturpflanzensorten und Nutztierrassen sind integraler Bestandteil im Produktionsprozess zur Sicherstellung einer nachhaltigen Bewirtschaftung. Gezielte Maßnahmen zur Nützlingsförderung als vorbeugender Pflanzenschutz dienen der Erhöhung der Selbstregulationsfähigkeit.

Darüber hinaus werden weitere, für die Gesellschaft relevante positive Wirkungen erzielt. So trägt der Ökolandbau durch die vergleichsweise hohe innerbetriebliche Wertschöpfung in vielen Betrieben zur Sicherung von Arbeitsplätzen im ländlichen Raum bei (BMELV, 2013). In Bezug auf die Lebensmittelqualität werden innerhalb des Bewirtschaftungssystems keine Pestizidrückstände verursacht, gentechnisch veränderte Organismen oder ihre Derivate dürfen nicht verwendet werden. Der Ökolandbau ist die einzige agrarische Landnutzungsform, die europaweit gesetzlich definiert ist (EG 834/2007 und 889/2008). Die für alle Betriebe obligatorischen, jährlichen Kontrollen garantieren die Einhaltung dieser Richtlinien.

Zitat: BMELV, 2013:
»Die Erzeugung ökologischer Produkte ist besonders umweltverträglich, schont die Ressourcen, entlastet die Agrarmärkte bei Überschusserzeugnissen und sichert – besonders im ländlichen Raum – Arbeitsplätze. Sie bedingt aber auch einen besonderen Bewirtschaftungsaufwand in der Landwirtschaft und eine höhere Arbeitsintensität bei der Verarbeitung. Öko-Produkte sind daher teurer als konventionelle Lebensmittel.«

Beispiel 1: Bodenschutz

Der Erhalt und die Steigerung der Bodenfruchtbarkeit sind für Ökobetriebe von herausragender Bedeutung. Fruchtbare Böden bieten Lebensraum für eine Vielzahl an Kleinstlebewesen, Tieren und Pflanzen. Studien belegen, dass die Anzahl an Regenwürmern, Bodeninsekten, Pilzen und Mykorrhizen deutlich erhöht ist im Vergleich zu konventionellen Systemen (u. a. Hole et al., 2005). Dadurch steigt die Selbstregulationsfähigkeit, z. B. gegen Schaderreger. Dies ist besonders wichtig für Ökobetriebe, da keine bzw. nur sehr eingeschränkte direkte Bekämpfungsmöglichkeiten erlaubt sind. Eine Studie, die auf einer umfangreichen Auswertung von 74 Betriebsvergleichen mit ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung beruht, zeigt signifikant höhere Kohlenstoff-Gehalte in ökologisch bewirtschafteten Betrieben (Gattinger et al., 2012), was positiv aus Sicht des Klimaschutzes zu bewerten ist.

Generell zeichnen sich Ökobetriebe durch eine vergleichsweise höhere Fruchtartenvielfalt aus. Je nach Standortsituation werden bis zu zehn (zum Teil sogar noch mehr) verschiedene Fruchtarten angebaut, während in der konventionellen Produktion zwei bis vier Fruchtarten dominieren (Armengot et al., 2011; Freyer, 2003). Da generell auf den Einsatz mineralischer Stickstoffdünger verzichtet wird, sind klein- und großkörnige Leguminosen die wesentliche Stickstoffquelle

und liefern außerdem wertvolle innerbetrieblich erzeugte Eiweißfuttermittel. Der Anbau von mehrjährigem Feldfutter (v. a. Kleegras) als tragende Säule im Ackerbau leistet einen entscheidenden Beitrag zum Humusaufbau und gleichzeitig zur Verringerung der Bodenerosion sowie zur Beikrautregulierung. Der Verzicht auf synthetische Pflanzenschutzmittel und mineralische N-Dünger, die mithilfe fossiler Energie hergestellt werden, bewirkt, dass je nach Kulturart flächenbezogen 20 bis 60 % und ertragsbezogen 20 bis 40 % weniger Energie verbraucht wird (Bockisch et al., 2000). Die leguminosenbasierte Stickstoffversorgung ist jedoch auch ein ertragsbegrenzender Faktor, weshalb die Optimierung der Nährstoffnachlieferung sowie die Minimierung von Nährstoffverlusten eine hohe Ertragsrelevanz haben.

Beispiel 2: Gewässerschutz

Die Reduzierung der Belastung des Grund- und Oberflächenwassers mit Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft ist nach wie vor ein wichtiges Handlungsfeld (COM, 2013). Viele Untersuchungen belegen, dass ökologische Bewirtschaftung nachweislich zum Gewässerschutz und damit auch zur Versorgung mit sauberem Grundwasser beiträgt (Haas, 2010; Kelm et al., 2008; Larsson und Granstedt, 2010). Systembedingt liegt ein niedrigeres Nährstoffniveau vor, und die Stickstoff- bzw. Phosphorüberschüsse und -verluste sind deutlich geringer als in konventionellen Vergleichsbetrieben. Die zulässige Höchstgrenze für die Ausbringung von Stickstoff entsprechend der Richtlinien der Bioverbände liegt außerdem bei maximal 112 kg N/ha und Jahr, während im Rahmen der Düngeverordnung bis zu 170 kg N/ha und Jahr erlaubt sind.

In dem Bericht der EU-Kommission zur Umsetzung der Nitratrichtlinie (COM, 2013) für den Zeitraum 2008 bis 2011 wird dargelegt, dass vor allem in den viehstarken Regionen Deutschlands der Stickstoffüberschuss in konventionellen Betrieben den gesetzlich vorgegebenen Grenzwert von 60 kg/ha deutlich übersteigt. Verstärkt wird diese Situation durch den Zuwachs an Biogasanlagen in den Viehhaltungsregionen, da diese vor allem Mais als Gärsubstrat für die Stromerzeugung verwenden (UBA, 2012). Die nährstoffreichen Gärreste können zusätzlich zu den ohnehin anfallenden Wirtschaftsdüngern auf die Felder ausgebracht werden, da die vorgeschriebenen Höchstmengen für Stickstoff nach der Düngeverordnung (170 kg/N/ha) nur für den Stickstoffanteil aus tierischen Wirtschaftsdüngern gelten (UBA, 2012).

Nach Darstellung des UBA (2011b) ist seit 2005 der Inlandsabsatz von Pflanzenschutzmitteln erneut angestiegen. Dies ist gerade hinsichtlich der Persistenz und der ungeklärten Wechselwirkungen von Pestiziden und ihren Metaboliten sehr problematisch (BÖLW, 2013). Vom Ökologischen Landbau geht dagegen kein Risiko der Kontamination von Grund- und Oberflächenwasser mit synthetischen Pflanzenschutzmitteln aus.

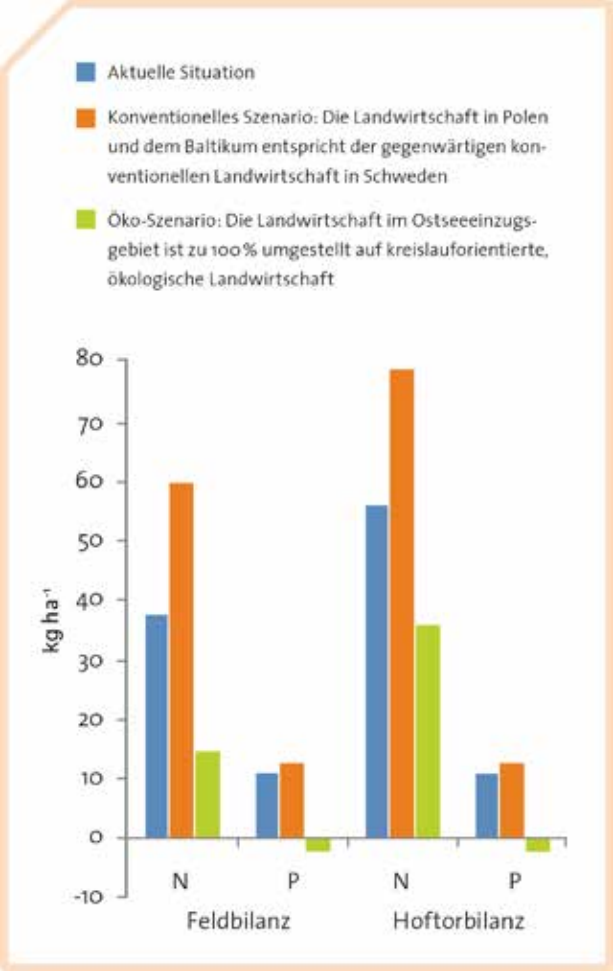
Am Beispiel der Ostsee können die Folgen einer starken Eutrophierung durch Nährstoffeinträge, die in bestimmten Regionen des Wassereinzugsgebietes v. a. durch die Konzentration von Tierbetrieben mit hohen Viehdichten verursacht werden (Granstedt, 2012), sehr eindrucksvoll erlebt werden. Erhöhtes Algenwachstum reduziert den Sauerstoffgehalt des Wassers. Die Areale mit extremem Sauerstoffmangel, in denen Fische und andere Meeresbewohner keinen Lebensraum mehr finden, umfassen mittlerweile ca. 20 % der Kern-Ostsee (HELCOM, 2013).

Berechnungen bezogen auf die Ostsee-Anrainerstaaten zeigen, dass durch Umstellung auf ökologische Bewirtschaftung mit enger Kopplung von landwirtschaftlicher Nutzfläche und Tierbesatz inkl. starker Limitierung des Futtermittelimportes, die Stickstoffüberschüsse deutlich gesenkt, die Phosphorüberschüsse vermieden (Abbildung 5.35) und die Pestizideinträge ausgeschlossen werden können (Granstedt, 2012).

Trotz dieser Potenziale hat der Ökologische Landbau immer noch eine Nischenstellung. Dies liegt u. a. daran, dass für bestimmte Produktionsbereiche zum Teil große Wissensdefizite vorliegen (z. B. Erhöhung der Konkurrenzkraft der Kulturpflanzen gegen Unkräuter, Gestaltung standortangepasster Fruchtfolgen, Umgang mit neuen oder verstärkt auftretenden Krankheiten im Pflanzenbau und in der Nutztierhaltung, Züchtung ertragsstabiler Sorten, Verbesserung der Rahmenbedingungen für die ökologische Pflanzenzüchtung) und vorhandenes Know-how häufig in zu geringem Maße in die Praxis einfließt. Außerdem mangelt es nach wie vor an konkreten politischen Weichenstellungen, die eine dauerhafte ökonomische Alternative bieten könnten.

Als Beispiel zur Verbesserung des Wissenstransfers in die Praxis wurden im Rahmen des EU-Projektes BERAS Implementation (Baltic Ecological Recycling Agriculture and Society) Handlungsempfehlungen zur Umstellung auf eine kreislauforientierte, ökologische Bewirtschaftung in Kooperation mit allen Ostsee-Anrainerstaaten erarbeitet (Stein-Bachinger et al., 2013, www.beras.eu). Sie umfassen Maßnahmen und Optimierungsstrategien zur Erhöhung der innerbetrieblichen Nährstoffeffizienz, Einschätzungshilfen für betriebswirtschaftliche Auswirkungen bei der Umstellung, Hinweise

ABBILDUNG 5.35 ▸ Berechnete Stickstoff- und Phosphorüberschüsse anhand von Feld- und Hoftorbilanzen im Ostseeeinzugsgebiet. (Larsson und Granstedt, 2010)



für Vermarktungsstrategien sowie persönliche Praxisberichte umstellender Betriebe in den verschiedenen Ländern. Software-Tools unterstützen die Planung, Bewertung und Verbesserung von Fruchtfolgen sowie der Stickstoffversorgung aus der N_2-Fixierung von Leguminosen (Reckling et al., 2013). Die Empfehlungen eignen sich auch zum Einsatz im Bildungssektor, auf Verwaltungsebene oder zur Politikberatung. Ein Netzwerk ökologisch bewirtschafteter Betriebe in allen Anrainerstaaten in Verbindung mit Lehr- und Beratungsstätten inkl. Museen dient dem Informationsaustausch und zu Demonstrationszwecken für die Öffentlichkeit (www.beras.eu).

Eine ökonomische Alternative, um den Aufwand der Umsetzung von zahlreichen Einzelmaßnahmen zum Gewässerschutz deutlich zu senken, wäre die Förderung der Umstellung auf ökologischen Landbau. In Deutschland gibt es bereits seit vielen Jahren einige erfolgreiche Beispiele. So unterstützen Wasserversorger (z. B. in Niedersachsen, München, Leipzig) die ökologische Wirtschaftsweise in ihren Einzugsgebieten, um v. a. Verwaltungskosten und Kosten für die Reinigung bzw. Aufbereitung von Trinkwasser zu sparen (BÖLW, 2013; Haas, 2010). Die Einführung einer Stickstoff- und Pestizidsteuer könnte ebenfalls positive Anreize setzen.

Beispiel 3: Arten- und Biotopschutz

Für den Erhalt und die Förderung der Artenvielfalt weist der Ökolandbau systemimmanent ein hohes Potenzial auf (Stein-Bachinger et al., 2010). Eine Vielzahl wissenschaftlicher Vergleichsuntersuchungen belegt, dass deutlich mehr wildlebende Tier- und Pflanzenarten vorkommen als auf konventionellen Flächen (Mondelaers et al., 2009; Rahmann, 2011; Tuck et al., 2014). Der steigende ökonomische Druck, dem Ökobetriebe in zunehmendem Maße ausgesetzt sind, trägt jedoch zur Intensivierung bei, was negative Auswirkungen auf die Artenvielfalt mit sich bringt. Auch können bestimmte Ziele des Naturschutzes nicht im Rahmen der praxisüblichen Bewirtschaftung erfüllt werden, denn landwirtschaftliche Bearbeitung findet häufig dann statt, wenn sich wildlebende Pflanzen und Tiere fortpflanzen. So können bspw. durch frühe und häufige Nutzung von Ackerfutter oder Grünland, das zur Erzeugung von qualitativ hochwertigem Futter für die Nutztiere benötigt wird, die Nester bodenbrütender Vögel wie Feldlerche oder Wiesenpieper zerstört oder Jungtiere getötet werden. Spätblühende Ackerwildkräuter können nicht zur Samenreife gelangen, wenn die Bodenbearbeitung, wie praxisüblich, direkt nach der Getreideernte stattfindet. Für das langfristige Überleben bestimmter wildlebender Tiere und Pflanze sind daher angepasste Bewirtschaftungsverfahren erforderlich, die häufig jedoch mit Ertrags- und Qualitätseinbußen oder zusätzlichen Aufwendungen verbunden sind.

Auch die Pflege oder Neuanlage von Landschaftselementen wie z. B. Hecken oder Kleingewässer ist aufwändig und erfordert ein zusätzliches Engagement der Landwirte, das über die Richtlinien der ökologischen Bewirtschaftung hinausgeht. Gerade in der Kombination von naturnahen Biotopen und ökologischer Bewirtschaftung in deren Umgebung liegt ein besonderes Potenzial für die Erhöhung der Artenvielfalt.

Zur Lösung bzw. Reduzierung derartiger bewirtschaftungsbedingter Zielkonflikte wurden umfangreiche, wissenschaftliche Untersuchungen in enger Kooperation mit Praktikern durchgeführt (Stein-Bachinger und Fuchs, 2012; Stein-Bachinger et al., 2010). Im Ergebnis konnte gezeigt werden,

dass große zusätzliche Wirkungen für den Arten- und Lebensraumschutz bereits durch einfache, auch kleinflächige und kostengünstige Maßnahmen erzielt werden können. Gründe dafür sind zum einen, dass häufig noch eine relativ große Artenvielfalt in Ökobetrieben vorhanden ist, zum anderen besteht bei vielen Landwirten die Bereitschaft, aktiv Naturschutzmaßnahmen umzusetzen (Oppermann et al., 2004). Wichtig dabei ist, dass wirtschaftliche Verluste entsprechend honoriert werden. Ein Praxishandbuch (Fuchs und Stein-Bachinger, 2008) bietet vielfältige Ansätze zur Entscheidungsunterstützung bei der Auswahl und Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen im Ackerbau unter Berücksichtigung betriebswirtschaftlicher Auswirkungen.

In Zukunft ist jedoch für Betriebe, die konkrete Leistungen für den Artenschutz erbringen, eine dauerhafte und verlässliche Honorierung dringend notwendig. Ebenso notwendig ist es, dass diese Leistungen gesellschaftlich anerkannt werden, z. B. durch mehr Transparenz für die Verbraucher. Die folgende Infobox zeigt neue Ansätze der Honorierung dieser gesellschaftlichen Leistungen durch Ökolandbau.

Das Konzept der Einführung eines Naturschutzstandards, das bisher für Nordostdeutschland entwickelt wurde, eignet sich auch nach entsprechender Anpassung für ein nationales Zertifizierungssystem von Ökobetrieben und kann als konkretes Beispiel für die Honorierung von Artenvielfalt jenseits staatlicher Programme fungieren. Die Forderung seitens des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU, 2012b), dass der Konsum von Gütern, die umwelt- und naturschutzgerecht hergestellt wurden, durch die Einführung eines Naturschutz-Siegels gefördert werden sollte, wird durch diese Initiative unterstützt.

Zusammenfassend entspricht die ökologische Landwirtschaft am ehesten dem Idealbild einer multifunktionalen und nachhaltigen Landbewirtschaftung. Durch die schonende Ressourcennutzung werden Folgekosten von der Allgemeinheit abgewendet. Dies wird durch die Agrarpolitik anerkannt. Bspw. sind Ökobetriebe vom Greening der Gemeinsamen Agrarpolitik ab 2015 befreit, da sie durch die Zertifizierung als Ökobetrieb diese Anforderungen bereits erfüllen. Darüber hinaus werden in vielen Ländern Ökobetriebe über Agrarumweltmaßnahmen für den Schutz von Ökosystemleistungen honoriert. Dies stellt eine kostengünstige und flächeneffiziente Alternative zur einzelmaßnahmen- bzw. einzelflächenbezogenen Förderung dar. Festzustellen ist allerdings, dass diese vergleichsweise kurzfristige Förderung sehr stark von politischen Entscheidungen abhängig ist. Eine langfristige Förderperspektive über 20 Jahre, wie sie z. B. im Rahmen des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) gewährt wurde, würde die Verbreitung des Ökolandbaus erheblich verbessern.

Insgesamt ist auch ein kritischer Blick auf die Entwicklung der ökologischen Landwirtschaft notwendig. Die Intensität der Bewirtschaftung weist eine große Bandbreite auf (u. a. Müller-Lindenlauf et al., 2010) und Einzelbeispiele zeigen, dass allgemein bekannte Leistungen nicht in jedem Fall erreicht werden. Zu berücksichtigen ist auch, dass die Erträge durchschnittlich um ca. 25 % geringer sind als in konventionellen Systemen bei zum Teil sehr großen Schwankungen je nach Region, Bodenqualität und Fruchtart (Seufert et al., 2012). Zur Verbesserung der Wettbewerbs- und Leistungsfähigkeit der Betriebe (z. B. Erhöhung der Produktivität unter Beibehaltung der hohen Umweltleistungen und Züchtung neuer, leistungsfähiger Sorten) und um ökologische Leistungen angemessen zu honorieren, kommt daher der Forschungsförderung des Ökolandbaus in Zukunft eine entscheidende Rolle zu. In diesem Zusammenhang muss auch berücksichtigt werden, dass die durch intensive, konventionelle Landbewirtschaftung verursachten enormen Kosten des Verlustes an Artenvielfalt, der Nitrat- und Pestizidbelastung der Gewässer etc. von der gesamten Gesellschaft zu tragen sind und sich nicht in den Produktpreisen widerspiegeln. Bei einer Gesamtbewertung des Ökologischen Landbaus in Bezug auf die Ernteerträge müssten daher die Auswirkungen der landwirtschaftlichen Praxis auf ein breiteres Spektrum an Indikatoren berücksichtigt werden (Tuck et al., 2014).

Zur Sicherstellung einer nachhaltigen Lebensmittelerzeugung bei steigenden Bevölkerungszahlen ist außerdem wichtig, dass ein Umdenken der Ernährungsgewohnheiten, u. a. eine Reduzierung des Fleischkonsums sowie der Lebensmittelverluste, wie dies im Projekt BERAS Implementation aufgezeigt wurden (www.beras.eu), erforderlich ist. Seitens des Sachverständigenrates für Umweltfragen wird sogar empfohlen, eine Reduktion der Lebensmittelverluste um mindestens 50 % bis 2025 als politisches Ziel festzuschreiben (SRU, 2012b). In Bezug auf die Nutztierarten und den Verzehr von Fleisch sei in diesem Zusammenhang darauf hingewiesen, dass den Wiederkäuern (Rindern, Schafen und Ziegen) im Ökolandbau eine zentrale Rolle zukommt, da sie ihren Grundfutterbedarf aus zellulosereichen Fruchtarten wie Gräsern und Klee bzw. Luzerne decken und damit nicht direkt in Nahrungskonkurrenz zum Menschen treten im Gegensatz zu Monogastern (Schweine und Geflügel).

INFOBOX 5.11

Durch Transparenz und Wertschätzung zu mehr Biodiversität

Die Entwicklung eines neuen Naturschutzstandards (»Landwirtschaft für die Artenvielfalt«) als Teil des Zertifizierungssystems für Ökobetriebe kann die Transparenz und Wertschätzung für spezifische Biodiversitätsleistungen fördern (Gottwald und Stein-Bachinger, 2015; Stein-Bachinger und Gottwald, 2013; www.landwirtschaft-artenvielfalt.de). Gemeinsam mit dem Handelspartner EDEKA soll dieses neue Naturschutzzertifikat für Vermarktungszwecke genutzt werden. Ein umfangreicher Katalog mit über 70 Naturschutzmaßnahmen auf gesamtbetrieblicher Ebene bildet die Grundlage für das Bewertungsverfahren anhand eines Punktesystems. Dies bietet den Landwirten eine hohe Flexibilität bei der Auswahl von Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität. Bestehende Leistungen werden außerdem »in Wert gesetzt«. Die Produkte werden anhand eines Logos erkennbar sein. Der Aufbau einer naturschutzfachlichen Beratung bewirkt zudem eine deutlich höhere Effizienz für den Naturschutz sowie eine höhere Akzeptanz seitens der Praxis. Informationsveranstaltungen und -materialien sollen die Wertschätzung seitens der Verbraucher fördern.

ABBILDUNG 5.36 ▸ Schutz von Braunkehlchen und Feldhasen durch Änderung der Schnittzeitpunkte und -technik im Kleegras. (Fotos: S. Körner, H. Knüwer)

ABBILDUNG 5.37 ▸ Spätblühende Ackerwildkräuter wie der Ackerschwarzkümmel (*Nigella arvensis*) können zur Samenreife gelangen, wenn die Bodenbearbeitung, z. B. kleinflächig am Schlagrand, später als praxisüblich erfolgt. (Foto: F. Gottwald)

ABBILDUNG 5.38 ▸ Tagfalter auf Luzerne und Rotklee in ungemähten Kleegrasstreifen am Schlagrand. (Fotos: F. Gottwald)

Die Zertifizierung ökologischer Betriebe stellt einen klar definierten, hohen Leistungsstandard dar, der insgesamt weit über die gesetzlichen Auflagen der konventionellen Landwirtschaft hinausgeht. Um flächenhaft Ökosystemleistungen zu fördern, besteht ökonomisch der Vorteil, dass mehrere Ziele effizienter und kostengünstiger erreicht werden können als durch die Förderung einzelner Maßnahmen, die nur auf ein bestimmtes Umweltziel bezogen sind (El-Hage Scialabba und Müller-Lindenlauf, 2010; Niggli et al., 2009; Sanders, 2013). Durch eine Kombination mit gezielten Maßnahmen auf besonders wertvollen Flächen können so gerade im Umfeld ökologisch bewirtschafteter Flächen effizient sehr hohe Ökosystemleistungen erzielt werden.

5.7.2 Paludikultur – ausgewogene Sicherung der Ökosystemleistungen genutzter Moore

Über Jahrhunderte hat die herkömmliche Landwirtschaft auf Moorböden die Standorte durch Absenkung der Wasserstände, Düngung und Kalkung verändert, um sie an verbreitete, für »trockene« Mineralböden entwickelte Kulturen und Produktionsverfahren anzupassen. Dabei werden die Moorböden im »Teufelskreis der Moornutzung« sukzessive degradiert und gehen langfristig als Produktionsstandorte verloren. Die Entwässerung führt neben sackungsbedingten Höhenverlusten, die vor allem bei Erstentwässerung auftreten, zu einer Oxidation der organischen Substanz in den durchlüfteten, oberen Torfhorizonten. Als Folge davon bewegt sich die Bodenoberfläche kontinuierlich auf den Grundwasserspiegel zu. Um diese Flächen bislang nutzbar zu halten, werden sie regelmäßig etwa alle 10 bis 15 Jahre nachentwässert. Nur bei Wasserständen nahe der Geländeoberfläche wird der Torfkörper als Produktionsgrundlage erhalten und es ist eine dauerhafte landwirtschaftliche Nutzung von Moorstandorten möglich.

Landnutzungskonzepte für nasse und wiedervernässte Moore werden als Paludikultur bezeichnet (Wichtmann und Joosten, 2007; Wichtmann und Wichmann, 2011). Der Begriff setzt sich – analog zu Agrikultur oder Silvikultur – aus den lateinischen Wörtern »palus« (Sumpf) und »cultura« (Anbau, Bearbeitung, Pflege) zusammen. Im Gegensatz zur entwässerungsbasierten Landwirtschaft erfordert Paludikultur dementsprechend a) Pflanzen, die an hohe Wasserstände angepasst sind, b) Landtechnik, die an Standorte geringer Tragfähigkeit angepasst ist, und c) Verwertungswege, die an die spezifischen Biomasseeigenschaften der (neuen) Kulturpflanzen angepasst sind. Neben traditionellen Nutzungsformen wie der Werbung von Schilfrohr zur Dachdeckung (Abbildung 5.39) oder der Mahd von Streuwiesen zählen hierzu auch neuartige Verfahren wie die Kultivierung von Torfmoosen zur Erzeugung eines qualitativ hochwertigen Substratrohstoffs für den professionellen Gartenbau (Gaudig et al., 2014), der Anbau von Rohrkolben (Schätzl et al., 2006), der dank seines Luftgewebes ein leichter Baustoff mit hervorragender Dämmwirkung ist, oder die Bereitstellung von Biomasse zur regionalen Energieerzeugung (Wichtmann et al., 2010). Paludikultur kann hinsichtlich der Nutzungsintensität und ihrer Wirkung für die Biodiversität eine große Bandbreite aufweisen, die von der Verwertung der aus Naturschutzgründen abgeschöpften Biomasse (z. B. Nasswiesenpflege, Fallbeispiel I) bis hin zur gezielten Etablierung bestimmter Arten bzw. Sippen mit einer intensiven Bestandesführung (z. B. Torfmooskultivierung, Fallbeispiel II) reicht.

Paludikultur dient nicht nur der dauerhaften Sicherung der Versorgungsleistung der Moorstandorte, sondern ermöglicht gleichzeitig die Wiederherstellung bzw. den Erhalt von standorttypischen Regulierungsleistungen (z. B. Kohlenstoffspeicher, Nährstoffrückhalt, Verdunstungskühlung), von Lebensraum für Feuchtgebietsarten sowie von kulturellen Leistungen (z. B. Torfköper als Archiv der Landschafts- und Menschheitsgeschichte). Eine ausführlichere Darstellung findet sich in TEEB-DE Band I, Kapitel »Wiedervernässung organischer Böden«. Für eine Quantifizierung und Inwertsetzung ausgewählter Ökosystemleistungen von Mooren (siehe Infobox 5.12 Moorfutures)

Eine Wiedervernässung der Moorstandorte für Klimaschutz, aber auch Bodenschutz, Gewässerschutz und Biodiversität, in Verbindung mit einer Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung ist großflächig weder realistisch noch wünschenswert. Für eine nachhaltige Bewirtschaftung nasser Moorstandorte wurde unter Leitung der Universität Greifswald das Konzept Paludikultur entwickelt. Nationale Anerkennung erfahren diese Arbeiten u. a. durch die Auszeichnung des Projektes »VIP-Vorpommern Initiative Paludikultur« mit dem Deutschen Nachhaltigkeitspreis 2013, der Wärmeerzeugung aus Niedermoorbiomasse mit dem Deutschen Lokalen Nachhaltigkeitspreis 2014 ZeitzeicheN (Kategorie Unternehmen) und der Torfmooskultivierung im bundesweiten Wettbewerb »Land der Ideen« 2014, der unter dem Motto »Innovationen querfeldein – Ländliche Räume neu gedacht« stand.

Praxisbeispiel I: Wärmeerzeugung aus Niedermoorbiomasse

Niedermoorböden sind grundwassergespeist und je nach Wasserstand, Nährstoffverfügbarkeit und Nutzungsregime von unterschiedlicher Vegetation dominiert. Während sich

ABBILDUNG 5.39 ▸ Die Ernte von Schilfbeständen zur Gewinnung von Dachreet erfordert Spezialtechnik, die mit großen Ballonreifen oder Raupenlaufwerken an die geringe Tragfähigkeit der nassen Moorböden angepasst ist. (Foto: S. Wichmann)

ABBILDUNG 5.40 ▸ Die Mahd eines Seggenbestandes (Seewiese bei Neukalen, Kummerower See) dient der Erhaltung einer offenen Kulturlandschaft, Naturschutzzielen und der Gewinnung von Energie-Biomasse zur dezentralen Wärmeerzeugung. (Foto: P. Schroeder)

einheitliche Bestände aus Schilf und Rohrkolben für eine hochwertige, stoffliche Verwertung eignen (s. o.), kommen heterogene bzw. von Seggen oder Rohrglanzgras bestimmte Bestände als Einstreu oder für eine energetische Verwertung in Frage. Der Landwirtschaftsbetrieb »Moorhof GmbH« am Kummerower See (Mecklenburg-Vorpommern) hat sich durch langfristige Verträge zur Pflege von Niedermoorgrünland verpflichtet. Der Viehbestand des Betriebes wurde reduziert, da die Mutterkühe mit dem durch Vernässungsmaßnahmen veränderten Pflanzenaufwuchs nicht mehr ausreichend versorgt werden konnten. Seit Juni 2014 erfolgt eine energetische Verwertung der Biomasse des Feucht- und Nassgrünlandes durch Wärmeerzeugung im Heizwerk der Agrotherm GmbH und Einspeisung in ein bestehendes Wärmenetz der Kleinstadt Malchin (www.niedermoor-nutzen.de). Der Energiegehalt der Biomasse von einem ha entspricht bei einem Ertrag von ca. 2,5 t Trockenmasse 1.000 l Heizöl oder 1,4 t Steinkohle und bei einem Ertrag von ca. 7 t 3.000 l Heizöl oder 4 t Steinkohle. Die dezentrale Verfeuerung von Niedermoorbiomasse ermöglicht den Erhalt landwirtschaftlicher Wertschöpfung und leistet einen Beitrag zur Energiewende, ohne dass durch Inanspruchnahme von Ackerland der Flächendruck und die Konkurrenz mit der Nahrungsmittelproduktion erhöht werden würde. CO_2-Emissionen werden dabei nicht nur durch den Ersatz fossiler Energieträger vermieden, sondern gleichzeitig durch die Reduzierung der Torfmineralisation nach Anhebung der Grundwasserstände des Niedermoorgrünlandes.

Praxisbeispiel II: Torfmooskultivierung auf ehemaligem Hochmoorgrünland

Torfmoose wachsen auf regenwassergespeisten Hochmoorböden und bilden Torf. Sie weisen ähnliche chemische und physikalische Eigenschaften auf wie gering zersetzter Hochmoortorf (Weißtorf), der allein in Deutschland mit einem Umfang von 3 Mio. m^3 für die Herstellung gartenbaulicher Kultursubstrate eingesetzt wird. Weißtorf wird wegen nahezu erschöpfter heimischer Ressourcen in zunehmendem Umfang aus Regionen wie dem Baltikum importiert. Bisher galt dieser fossile Rohstoff als nicht zu ersetzen und mit z. B. Kompost, Holzfaser und Kokosprodukten nur zu geringem Prozentsatz zu ergänzen. Gartenbauliche Versuche mit Torfmoosen, wie z. B. die industrielle Produktion von Weihnachtssternen in einem Substrat mit 80 % Torfmoos-Biomasse durch das Rosengut Langerwisch GmbH, weisen sie als vielversprechenden Torfersatzstoff aus. Die Machbarkeit großmaßstäbiger Kultivierung von Torfmoosen auf ehemaligem Hochmoorgrünland konnte vom Torfwerk Moorkultur Ramsloh und der Universität Greifswald auf einer 4 ha großen Versuchsfläche in der Nähe von Oldenburg (Niedersachsen) erfolgreich demonstriert werden. Einem relativ hohem Aufwand bei der Flächeneinrichtung und der Bestandesunterhaltung z. B. durch exaktes Wassermanagement, um sowohl ein Absinken des Wasserstandes als auch einen Überstau zu vermeiden, steht ein hochwertiger, nachwachsender

Substratrohstoff gegenüber, der fossilen Torf in vielen Anwendungen zu hohen Anteilen ersetzen kann. Mittlere Biomassezuwächse betragen ca. 3 bis 4 t Trockenmasse je ha und Jahr. Eine Ernte ist alle 3 bis 5 Jahre vorgesehen. Zusätzliche Erlöse sind bei Nutzung des im Torfmoosrasen wachsenden Sonnentaus als Heilpflanze möglich. Während die Umwandlung von niedersächsischem Hochmoorgrünland in Torfmooskultivierung standorttypische Ökosystemleistungen revitalisiert, reduziert der Ersatz von Torf zudem den Druck auf Moore weltweit.

Ansätze zur Verbesserung der Rahmenbedingungen

Mit dem heutigen Wissen über ökologische Prozesse und globale Herausforderungen wie den Klimawandel erscheint Paludikultur als zukunftsfähige Nutzung von Moorstandorten weltweit (Biancalani und Avagyan 2014; Joosten et al., 2012). Dennoch ist eine Umsetzung in Deutschland bisher auf traditionell nasse Nutzungsformen, die Pflege von naturschutzrelevanten Flächen und die Anlage von einzelnen Erprobungs- und Demonstrationsflächen beschränkt. Die Verantwortung liegt jedoch nicht beim einzelnen Landwirt, sondern bei der Gesellschaft. Folgende Hemmnisse bieten Lösungsansätze zur Verbesserung der Rahmenbedingungen:

- Gesellschaftliche Transferzahlungen unterstützen über Agrarpolitik und Energieförderung wie EU-Direktzahlungen (Flächenprämien), Agrar-Umwelt-Programme (z. B. Ökolandbau-Förderung), Investitionsbeihilfen (z. B. Stallneubauten) und das Erneuerbare-Energien-Gesetz die Fortführung herkömmlicher, entwässerungsbasierter Moornutzung und verhindern die Etablierung standortangepasster Alternativen.

- Es fehlen Anreiz- und Regelungsinstrumente, die die hohen volkswirtschaftlichen Schadenskosten torfzehrender Moornutzung berücksichtigen.

- Die Anerkennung von Paludikultur als landwirtschaftliche Nutzung und der Anspruch auf agrarpolitische Beihilfen ist noch nicht für alle Verfahren geklärt.

- Eine eventuelle Honorierung der Sicherung von Ökosystemdienstleistungen ist z. B. über Agrar-Umwelt- oder Agrar-Klima-Programme denkbar.

- Sowohl politische Entscheidungsträger als auch Landwirte fragen nach ökonomischen und ökologischen Erfahrungen mit Paludikultur, die jedoch nur bei langfristigen und großmaßstäbigen Erprobungen gesammelt und anschaulich vermittelt werden können. Hierfür sind eine über die ersten Erfahrungen von Demonstrationsflächen hinausgehende Einrichtung von Pilotbetrieben und eine umfassende, wissenschaftliche Begleitung erforderlich.

- Paludikultur erfordert die Anhebung der Wasserstände in größeren, hydrologischen Gebieten, die in aller Regel auf eine Vielzahl von Eigentümern aufgeteilt sind. Für eine großmaßstäbige Umsetzung sind planerische Instrumente wie Flurneuordnungsverfahren nutzbar. Eine Etablierung von Paludikultur auf Einzelflächen ohne unerwünschte Vernässungen benachbarter Flächen ist nur mit erheblichem Aufwand möglich und nur bei Spezialkulturen zu rechtfertigen (vgl. Fallbeispiel Torfmooskultivierung).

- Eine dauerhafte Sicherung der gesamten Breite von Ökosystemleistungen von Moorböden durch Wiedervernässung kann nur durch breite gesellschaftliche Unterstützung geschehen. Dies kann in Dialog-Prozessen mit allen relevanten Interessengruppen erarbeitet werden, um gemeinsam regional angepasste Lösungen zu finden.

Weitere Informationen:

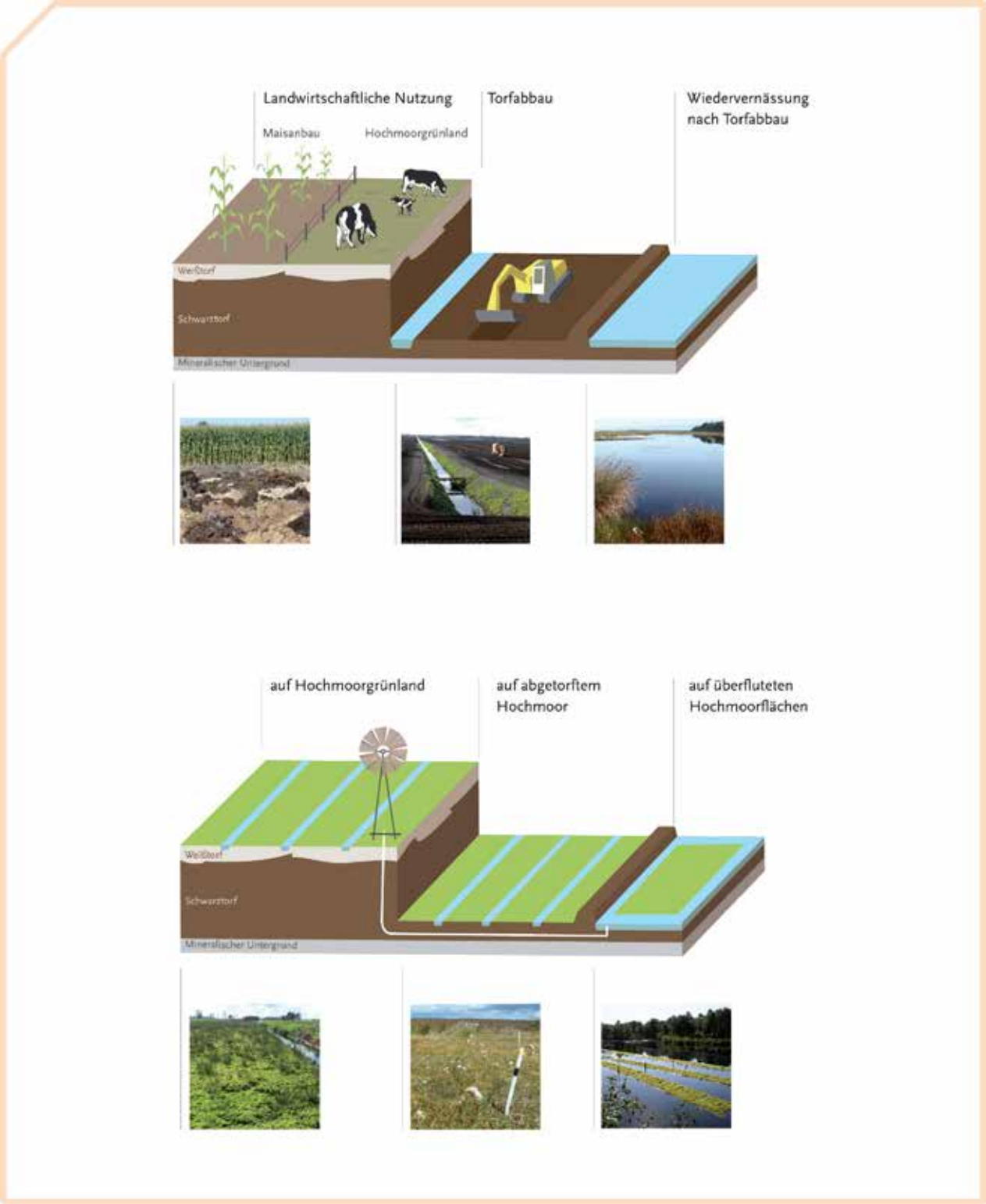
- www.paludikultur.de

- www.niedermoor-nutzen.de

- www.torfmooskultivierung.de

- Wichtmann, W., Schröder, C., Joosten, H., 2016. Paludikultur – Bewirtschaftung nasser Moore. Klimaschutz, Biodiversität, regionale Wertschöpfung. Schweizerbart, Stuttgart.

ABBILDUNG 5.41 ▸ Mosaik degradierter Hochmoore mit aktuellen Nutzungstypen (oben) und mit potenzieller Torfmooskultivierung (unten). (Quelle: Universität Greifswald)



INFOBOX 5.12

MoorFutures® – Kohlenstoffzertifikate mit Abbildung weiterer Ökosystemdienstleistungen und Biodiversität sind am Markt

von F. Tanneberger

Wiedervernässung und die damit einhergehende Regeneration der Moorflächen liefern neben der Reduzierung von Treibhausgasemissionen auch andere Ökosystemdienstleistungen wie z. B. Nährstoffrückhalt, regionale Wasser- und Klimaregulierung und auch die Erhöhung der moortypischen Biodiversität. Sie bieten somit eine gelungene Verbindung von Klima-, Umwelt- und Naturschutz, die bisher jedoch nicht in Kohlenstoff-Zertifikaten berücksichtigt wurde.

MoorFutures®, die 2011 von Mecklenburg-Vorpommern eingeführten ersten Kohlenstoffzertifikate aus Moorwiedervernässung auf dem freiwilligen Markt (www.moorfutures.de), wurden daher kürzlich weiterentwickelt (Joosten et al., 2013). Mit der neuen Version werden weitere Ökosystemdienstleistungen (Wasserqualitätsverbesserung, Hochwasserrückhalt, Grundwasseranreicherung, Verdunstungskühlung) und die Erhöhung der moortypischen Biodiversität, die assoziiert zu den Emissionsreduktionen auftreten können, abgebildet. Die Quantifizierung kann mit einem einfachen Normalverfahren oder einem aufwändigeren Premiumverfahren erfolgen.

Die entsprechenden neuen Methodologien unter dem MoorFutures-Standard wurden erstmals im wiedervernässten Polder Kieve (Mecklenburg-Vorpommern) getestet. In diesem Gebiet werden durch die Wiedervernässung im Vergleich zum Referenzszenario (Intensiv-Grünland) 773 t CO_2-Äq/Jahr eingespart. Die angebotenen 14,325 Zertifikate (ein Zertifikat entspricht 1 t CO_2-Äq) sind innerhalb von etwa 2 Jahren zu einem Preis von 35 €/Zertifikat vollständig verkauft worden. Die N-Austräge verringern sich durch die Wiedervernässung um etwa 900 kg/N/Jahr. Durch die erhöhte Verdunstung liegt der mittlere Kühlungseffekt der Fläche bei ~3 W m^2. Die wiedervernässten Flächen erreichen eine mittlere Aufwertung um 2,52 Biotopwertpunkte. Die Nutzung von MoorFutures-Zertifikaten als Ko-Finanzierung bei der Etablierung von effizienten Anbau- und Verwertungsverfahren auf wiedervernässten Mooren ist vielversprechend.

5.7.3 Win-win zwischen Energieproduktion und Naturschutz

Der Anbau von Agrargehölzen für eine energetische Nutzung bietet Optionen, den Gegensatz zwischen extensiver Nutzung und ökonomischer Tragfähigkeit zu überbrücken. Die mehrjährige Bodenruhe, der langjährige Verzicht auf Düngung und Pflanzenschutz, sowie die temporäre (hecken- oder vorwaldähnliche) Gehölzstruktur sind Charakteristika extensiver Nutzungssysteme, die eine positive naturschutzfachliche Wirkung der Agrargehölze nahelegen. Agrarholz mit schnellwachsenden Bäumen für die Energiegewinnung hat ein großes Potenzial, insbesondere in ausgeräumten Agrarlandschaften, zu einer Bereicherung der strukturellen Vielfalt und anderer Lebensraumressourcen und damit der Biodiversität beizutragen. Eine Etablierung von Agrarholz führt nicht von selbst und nicht ohne Beachtung einiger wichtiger Grundsätze für die Ausgestaltung und landschaftlichen Einordnung der Anlagen (BfN, 2010) zu einer Förderung der Biodiversität. Eine rein auf Ertragsmaximierung ausgerichtete Produktion von Agrarholz führt im Gegensatz dazu eher zu einem weiteren Verlust an Biodiversität.

Mit dem Anbau von Energiegehölzen wird ein wirtschaftlich verwertbares Produkt geschaffen. Die Erträge der Energiehölzer liegen bei 8 bis 12 t TM je ha und Jahr (Vetter, 2010) und sind damit vergleichbar mit bzw. liegen leicht unter den Erträgen der ertragreichsten Biogaskulturen (Ackergras, Getreide-Ganzpflanzensilage (9–11 t TM je ha) oder Silomais (13–15 t TM je ha) (DMK, 2014)). Die Wirtschaftlichkeit des Anbaus von Energiegehölzen liegt aktuell noch unter dem Anbau regionaltypischer standortangepasster Marktfrüchte (Tabelle 5.5). Allerdings berücksichtigt diese Auswertung nur die kurzfristig erzielbaren Erlöse. Zur langfristigen Wirtschaftlichkeit gibt es bislang wenig fundiertes Wissen.

Durchgeführte Begleituntersuchungen zum Anbau von Energiegehölzen (z. B. aus dem ELKE-Projekt) belegen deutliche Vorteilswirkungen der Energieholzanlagen die zum einen mittel- bis langfristig zu einer Aufwertung der Standortpotenziale für die landwirtschaftliche Produktion (Bodenfunktionen) und zum Zweiten zu einer Verbesserung der biotischen Landschaftspotenziale (Arten-, Habitat- und Strukturvielflat, Biotopverbund) in ausgeräumten Agrarlandschaften führen können (Wagener et al., 2013). Vom Anbau von Agrarholz auf Grenzertragsböden, auf Auengrünland oder in besonders strukturreichen Landschaften wird aufgrund zu erwartender negativer Effekte auf gefährdete Arten abgeraten (Anderson und Fergusson, 2006).

TABELLE 5.5 ▸ Annuitäten und entgangener Gewinn der Energieholzanlagen im Vergleich zu verschiedenen Vergleichsszenarien. (Quelle: ELKE Projekt, Wagener et al., 2013)

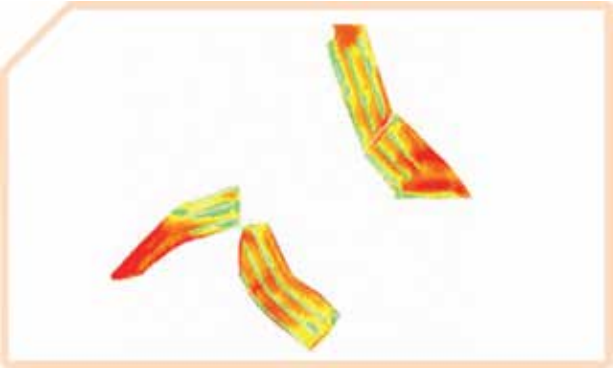
Standort	Vergleichsszenarien	Annuität je ha	Entgangener Gewinn *	Entgangener Gewinn **
Allendorf (flächige Anlage)	Marktfrucht reg. praxisüblich	546,22 €	– €	– €
	Milchvieh reg. praxisüblich	456,77 €	– €	– €
	Agrarholz (Pappel 4j.)	431,96 €	114,26 €	24,81 €
	ELKE (80 % Pappel, 10 % Erle; 10 % Blühstreifen)	330,77 €	215,44 €	126,00 €
Scheyern (Streifenanlage)	Integriert (praxisüblich)	1.096,63 €	– €	– €
	Ökologisch (praxisüblich)	991,74 €	– €	– €
	Agroforstsystem mit betr. integr. Fruchtfolge	945,62 €	151,01 €	46,12 €
	Agroforstsystem mit betr. ökol. Fruchtfolge	854,60 €	242,03 €	91,02 €

* gegenüber der standortbezogen vorteilhaftesten Referenz-Fruchtfolge ** gegenüber der standortbezogen nachteiligeren Referenz-Fruchtfolge

Die Energiegehölze durchwurzeln den Boden sehr intensiv, die mittleren Feinwurzelbiomassen von Weide und Pappel (34–44 bzw. 20–21,1 dt TM/ha) sind bereits im 3. Anlagejahr mit der von Luzernekleegras gebildeten Wurzelbiomasse (20,6 dt TM/ha) vergleichbar. Gegenüber typischen Marktfrüchten, wie Weizen (16–21 dt TM/ha) bzw. Kartoffeln (6,7–8 dt TM/ha-1) liegt die Wurzelmasse der Gehölze sogar deutlich höher. Pappel und Erle überschreiten spätestens nach drei Jahren Anbauzeit eine Durchwurzelungstiefe von einem Meter. Eine C_{org}-Anreicherung ist somit auch in tieferen Schichten (unterhalb des Ap-Horizontes) wahrscheinlich. Der geringere C-Umsatz in größeren Bodentiefen fördert gleichzeitig eine langfristige C-Akkumulation (Huber et al., 2013). Parallel werden unter Pappeln sehr hohe Regenwurmbiomassen und Individuenanzahlen vorgefunden, die etwa dreifach höher als unter Weizen liegen kann (Huber, 2013).

Der Anbau von Energiegehölzen in Streifen auf den Ackerflächen dient als wirksame Maßnahme zur Reduzierung der Bodendegradation durch Wassererosion. Die in Schichtlinie angepflanzten 8 m breiten Energieholzstreifen konnten in Untersuchungen von Birke (2012) auf den Untersuchungsflächen in Scheyern die potenziellen langjährigen mittleren Bodenabträge mindestens halbieren, von durchschnittlich 10,2 bzw. 14 (ohne Gehölzstreifen) auf 5,5 bzw. 6,5 t/ha/Jahr (mit den Gehölzstreifen). Abbildung 5.42 zeigt, dass quer

ABBILDUNG 5.42 ▸ Bodenabträge von vier Ackerschlägen (t/ha/Jahr) mit Berücksichtigung der Gehölzstreifen (Weide) (hellgrüne Streifen), im GIS berechnet. (Quelle nach: Birke, 2012)



zu den Hanglinien angelegte Energieholzstreifen (hellgrüne Streifen) die potenziellen erosiven Bodenabträge (je stärker der Rot-Ton, desto höher der potenzielle Bodenabtrag) deutlich senken können und damit auch die erosiv wirksamen Hanglängen verkürzen.

Aufgrund der Nutzungsvorgeschichte (Acker mit langjähriger Düngung, Kalkung und Pflanzenschutz) und der periodischen Störung durch die Ernte können Energiegehölze keine wesentlichen Beiträge für das Vorkommen von Rote-Liste-Arten

erbringen. Die zu erwartenden Vorteile liegen vielmehr in der Strukturbereicherung, in Beiträgen zum Biotopverbund und der Erhöhung funktionaler Aspekte der Biodiversität. Die Ergebnisse der Untersuchungen im ELKE-Projekt zeigen, dass Agrarholzbestände Lebensräume mit hoher Artendiversität (alpha-Diversität) darstellen, die Aufwertung ist besonders groß im Vergleich zu den Ursprungshabitaten, den Ackerflächen (Abbildung 5.43). Dies lässt sich sowohl durch die hohe strukturelle Diversität der Vegetation in den Agrarholzbeständen als auch durch die Stellung des Habitats am Beginn der sekundären Sukzession begründen und ergibt sich aus einer Mischung von Arten verschiedener Ausgangshabitate (Acker, Grünland, Ruderalflächen, Wald) (Baum et al., 2012). Agrarholzstreifen können in Agrarlandschaften zusätzliche Lebensräume schaffen für Pflanzenarten der Säumen und des natürlichen, regionalen Graslandes. Ihre Vorteilswirkungen sind in ausgeräumten Agrarlandschaften am stärksten, während sie in landwirtschaftlichen Marginallandschaften (vor allem grünlandgeprägten) teilweise auch zu Verlusten an Biodiversität führen können (Dauber et al., 2010). Agrargehölze bieten alternative Ausweich- bzw. Verbundhabitate für Waldarten unter den Arthropoden (Allegro und Sciaky, 2003) dar.

Untersuchungen zum Vorkommen von Brutvogelarten in Agrargehölzen zeigen (Abbildung 5.44), wie wichtig Gehölzstrukturen in der Landschaft für die Populationen der Offenlandarten sind. Typische Arten der Hecken und Feldgehölze, wie Goldammer, Dorngrasmücke, Gartengrasmücke und Amsel nutzen Energiegehölze bereits im 4. Standjahr regelmäßig. Die Energiegehölze erhöhten das Habitatangebot für diese Arten und wirken sich förderlich auf die Populationen aus (Krechel et al., 2013).

ABBILDUNG 5.43 ▸ Mittlere Artenanzahl der streifenförmigen Agrarhölzer (links) im Vergleich mit 7 Referenzbiotopen.
(Quelle nach: Glemnitz et al., 2013; SRC: short rotation coppice = Energieholz; P: Pappel, R: Robinie, W: Weide)

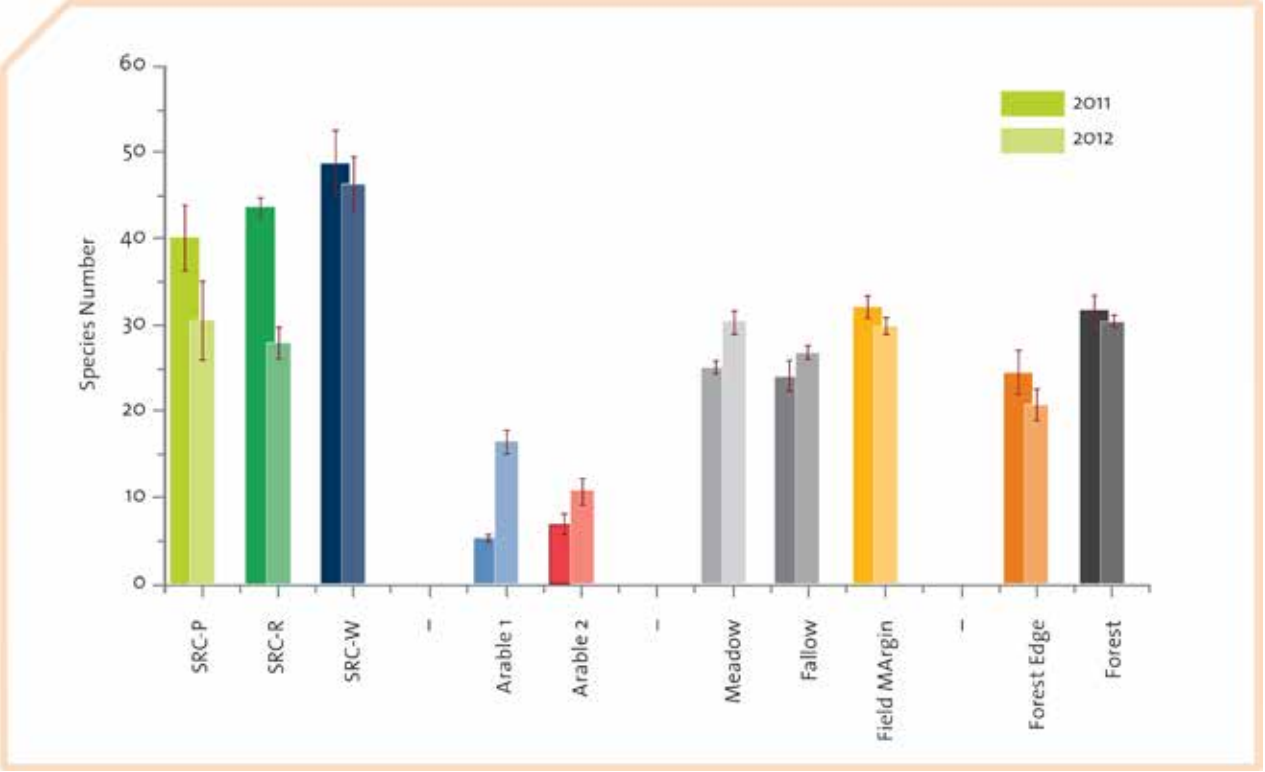
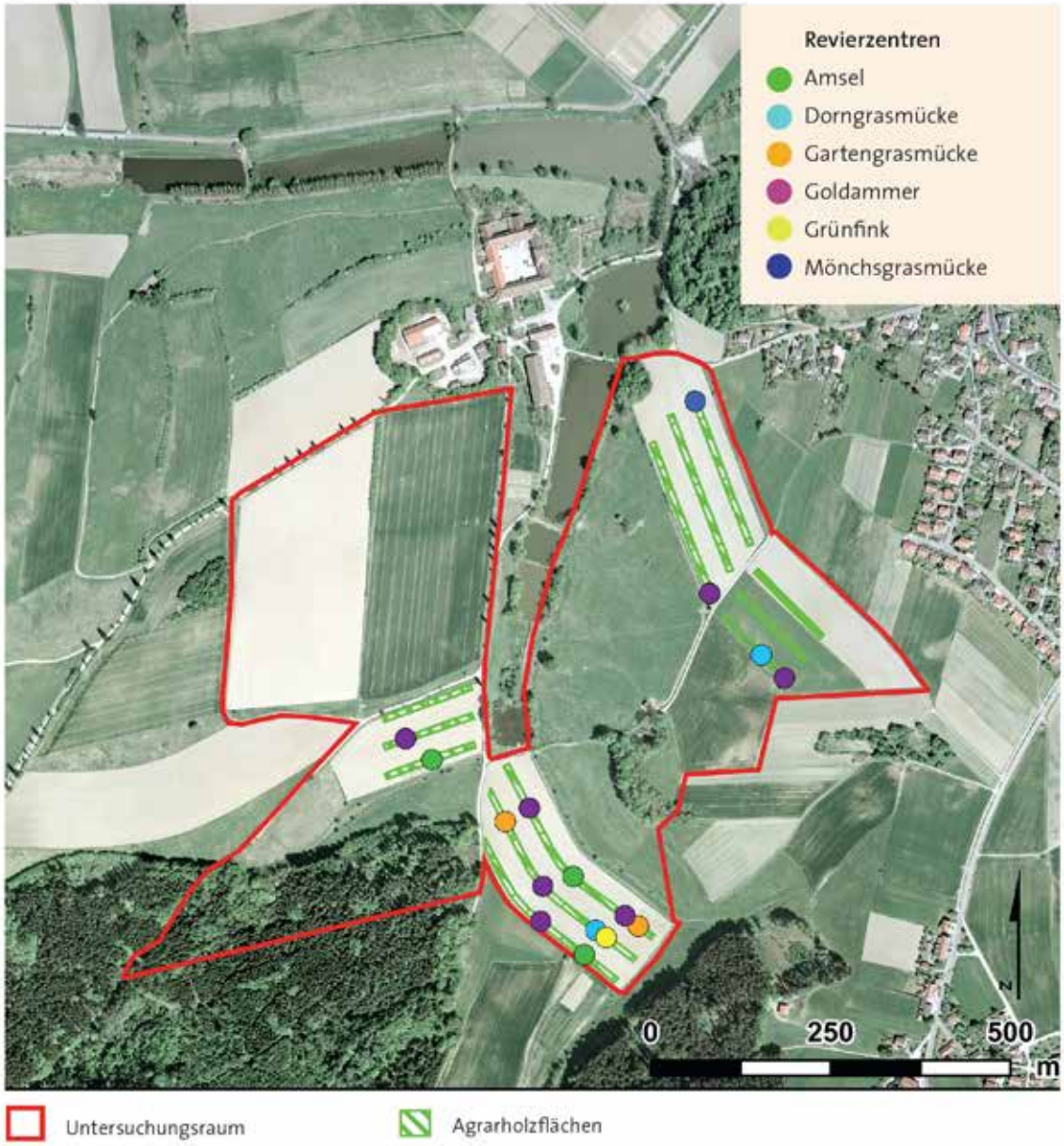


ABBILDUNG 5.44 ▸ Revierzentren von Brutvogelarten in streifenförmigem Agrarholz auf Ackerflächen (hellgrün).
(Quelle nach: Krechel et al., 2013, rot – Abgrenzung des untersuchten Bereiches)



5.8 FAZIT – SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DIE WEITERENTWICKLUNG VON INSTRUMENTEN ZUR STEUERUNG EINER NACHHALTIGEN LANDNUTZUNG

Eine über Jahrzehnte andauernde Intensivierung der Landwirtschaft hat einerseits zu einer enormen Steigerung der agrarischen Produktion geführt. Die auf Ertragsoptimierung gerichtete Landwirtschaft nutzt dabei verschiedene Möglichkeiten einer gezielten Verbesserung der Standortbedingungen für die landwirtschaftliche Produktion. Auf der anderen Seite sind mit dieser Veränderung zugunsten der Produktion marktfähiger Güter negative Einflüsse auf gesellschaftlich nachgefragte Ökosystemleistungen und die Biodiversität verknüpft. Darüber hinaus hat eine auf kurzfristige Ertragssteigerung ausgerichtete Landwirtschaft zu einer Verminderung der Bodenfruchtbarkeit sowie der für sie selbst nutzbaren ökosystemaren Regulierungsleistungen geführt, z. B. durch Erosion aber auch durch eine höhere Anfälligkeit für Schaderreger. Aus Sicht des individuell handelnden Landwirtes kann ein derartiges Vorgehen ökonomisch rational sein. Der Erhalt von Landschaftsstrukturelementen ist z. B. insbesondere auf Flächen hohen Ertragspotenzials mit hohen Opportunitätskosten verbunden. Selbst wenn der Landwirt die positiven Wirkungen von Landschaftsstrukturelementen wie die Verminderung der Winderosion durch Hecken berücksichtigt, könnte es sich in jedem Fall vor dem Hintergrund kurzfristiger Gewinne für ihn lohnen, die Flächen trotzdem nicht für den Erosionsschutz vorzuhalten. Hat er allein den Erosionsschutz im Blick sind darüber hinaus andere Maßnahmen kostengünstiger. Bei seiner Entscheidung spielen aktuell wahrscheinlich die sonstigen Ökosystemleistungen, die mit Hecken verbunden sind, keine Rolle. Eine systematische Offenlegung und nach Möglichkeit Quantifizierung der verschiedener Ökosystemleistungen und deren Nutzer könnte dazu beitragen, dass seine Entscheidungen auf der Basis der gesamten Nutzen bzw. Kosten gefällt werden. Eine an der Argumentation der Ökosystemleistung orientierte landwirtschaftliche (Naturschutz)Beratung, die versucht, den Nutzen und die Kosten tatsächlich auch quantitativ abzuschätzen, dürfte einen interessanten Ansatz liefern, um eine naturverträglichere Landwirtschaft voran zu bringen. Ein erhöhtes Bewusstsein für den privaten und gesellschaftlichen Nutzen, den ein angepasstes landwirtschaftliches Management erbringt, könnte die Akzeptanz und damit die Umsetzung von Ordnungsrecht verbessern aber auch die Bereitschaft für die Teilnahme an Agrarumweltmaßnahmen oder anderen freiwilligen Zahlungsansätzen im Sinne von sogenannten Payments for Ecosystem Services (PES) (Matzdorf et al., 2014) erhöhen. Die finanzielle Honorierung der Leistungen der Landwirtschaft für den Schutz und Verbesserung der Ökosystemleistungen und Biodiversität ist ein alternativer Ansatz um Zielsetzung oberhalb des ordnungsrechtlich geforderten zu erreichen. Das Kapitel 5 hat vielfältige bereits existierende Beispiele für derartige Honorierungsansätze gegeben. Das Konzept der Ökosystemleistungen und die vielfältigen Bemühungen einer besseren Quantifizierung dieser Leistungen kann dazu beitragen, die seit vielen Jahren in Deutschland und Europa bereits etablierten Agrarumweltmaßnahmen (vgl. Kapitel 5.2) im Sinne staatlicher PES gezielt auf diese Ökosystemleistungen auszurichten und deren Ausgestaltung weiter zu verbessern z. B. in Richtung einer ergebnisorientierten Honorierung. Nicht zuletzt die aktuelle Entwicklung im Bereich der Agrarlandschaften zeigt, dass die bisherigen Zahlungen negative Entwicklungen nicht aufhalten konnten (vgl. Kapitel 5.3).

Darüber hinaus sind durch die Entwicklung im Bereich der Eingriffsreglung (nach § 14–15 BNatSchG) in den letzten Jahren neue Optionen einer gezielten Honorierung für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen und Biodiversität hinzugekommen. Die Kompensationsmaßnahmen können jetzt flexibler angewendet werden, wodurch ähnliche Vorraussetzungen wie z. B. in den USA im Rahmen des dort gängigen Habitatbankings (auf der Rechtsgrundlage des Clean Water Act und Endagered Species Act) geschaffen wurden. In Verbindung mit der neuen Entwicklung, dass ein angepasstes landwirtschaftliches Management auch als Kompensation von Eingriffen gelten kann (sogenannte produktionsinternen Kompensation, vgl. Czybulka et al., 2012), stehen somit weitere Zahlungsmechanismen bereit, um Anreize für eine Landwirtschaft zu geben, gezielt auch Beiträge für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen zu leisten.

Nicht zuletzt könnte eine bessere Quantifizierung und damit höhere Transparenz bzgl. des sozialen und ökonomischen Nutzens des Naturschutzes die Bereitschaft des privaten Sektors steigern, sich hier stärker finanziell zu engagieren. Ob sich diese Erwartungshaltung erfüllt, müssen die nächsten Jahre zeigen. Mit verschiedenen PES-Ansätzen kann es gelingen, die erbrachte Leistung für die jeweiligen Landnutzer auch ökonomisch attraktiv zu machen.

Allerdings werden bei der Betrachtung der konkreten Herausforderung im Zusammenhang mit der PES-Anwendung schnell auch Grenzen deutlich. Eine dieser Herausforderungen liegt darin, dass die Ökosystemleistungen erst dann gesichert werden können, wenn der gesamte relevante Raum erreicht werden kann. Insbesondere die bspw. im Rahmen

von Agrarumweltmaßnahmen weit verbreiteten Zahlungen an individuelle Landwirte liefern für verschiedene Ökosystemleistungen daher allein keinen ausreichenden Steuerungsansatz. Das Beispiel der Niedermoorrenaturierung soll dies verdeutlichen. Um die Ökosystemleistungen von Mooren zu nutzen, müssen Moore – wie in den 1960er Jahren bei der Melioration – als eine hydrologisch abgegrenzte Raumeinheit betrachtet und großräumig beplant werden. Durch die Wiederherstellung eines naturnahen Wasser- und Stoffaustausches zwischen Einzugsgebiet und Niederung, der nicht durch Schöpfwerke, Deiche oder Grabensysteme gestört wird, ist es möglich, das Potenzial dieser Flächen für den Nährstoffrückhaltung oder für den vorsorgenden Hochwasserschutz zu nutzen. Der damit verbundene Anstieg der Wasserstände führt dazu, dass eine herkömmliche, intensive Grünlandnutzung oder eine – nicht standortgerechte – Ackernutzung nicht mehr möglich ist. In den Niederlanden wurde modelliert, dass ein Anheben der mittleren Entwässerungstiefen von 60 cm auf 50 cm mit jährlichen Kosten von 89 €/ha, ein Anheben auf 40 cm mit Kosten von 170 €/ha und auf 30 cm mit Kosten von 239 €/ha verbunden ist (de Vos et al., 2010). Allerdings sind nicht alle Betriebe und alle Flächen innerhalb des betrachteten Wasser- und Bodenverbands von den Wasserstandserhöhungen gleichermaßen betroffen.

Das Beispiel illustriert nur eine Herausforderung im Zusammenhang mit der PES-Anwendung. Die vielfältigen Optionen, die mit dem PES-Ansatz verbunden sind, sollten daher zum einen nicht dazu führen, eine zu hohe Erwartungshaltung an diesen Ansatz zu entwickeln, zum anderen muss sich vor Augen geführt werden, dass eine derartige Honorierung eine Ergänzung zu bestehendem Ordnungsrecht ist und die über viele Jahre gesellschaftlich ausgehandelten Sozialpflichtigkeit bzw. Ökologiepflichtigkeit (Czybulka, 1988) berücksichtigt werden muss. Die Verwendung des Ökosystemleistungsskonzeptes führt schnell zu einem Verständnis, dass für Leistungen gezahlt werden muss. Dies ist aber mitnichten so. Bestehen Trade-offs zwischen Ökosystemleistungen und im hier diskutierten Fall der Produktion landwirtschaftlicher Güter bedarf es bei der Wahl der geeigneten Instrumente einer Abwägung vor dem Hintergrund der Effizienz der Instrumente und der Verteilungsgerechtigkeit.

In der Praxis wird es auf einen effizienten und gesellschaftlich ausgehandelten Mix an Instrumenten ankommen. Dafür können die hier diskutierten unterschiedlichen Beziehungen der Landwirtschaft zu Ökosystemleistungen und Biodiversität Hilfestellung geben. So kann geschlussfolgert werden, dass die Landwirtschaft die Bodenfruchtbarkeit sowie die Regulationsleistungen optimal nutzen und erhalten soll, auch um unnötige negative Einflüsse auf andere Ökosystemleistungen und Biodiversität zu verhindern. Dies kann in jedem Fall gesellschaftlich eingefordert werden (Ordnungsrecht oder auch negative ökonomische Anreize) und durch Beratung unterstütz werden. Demgegenüber spricht viel dafür, dass insbesondere eine extensive Nutzung und die gezielte Erhaltung und Entwicklung der kulturellen Leistungen inklusive der Biodiversität der Kulturlandschaft durch eine Honorierung entlohnt werden (die landwirtschaftliche Nutzung / Pflege ist notwendig). Insbesondere der Aushandlungsprozess der Grenzen der Honorierungswürdigkeit von Maßnahmen, die zu einer Verminderung von negativen Effekten führen, ist anspruchsvoll. Auch hier sollte Beratung ein essenzieller Baustein sein und die kumulativen Wirkungen auf Ökosystemleistungen im positiven wie negativen Sinne berücksichtigt werden. Bei einem sehr hohen landwirtschaftlichen Ertragspotenzial wird es kaum möglich sein, PES-Ansätze zur Steuerung einzusetzen, da die Opportunitätskosten sehr hoch sind. Es ist kein Zufall, dass im Kapitel unter der Überschrift »Multifunktionale landwirtschaftliche Nutzung« (vgl. Kapitel 5.7) kein Beispiel für Hochertragsstandorte aufgezeigt werden konnte. Es stellt sich die Frage, ob dies überhaupt erstrebenswert ist. Das Konzept der Multifunktionalität ist eben standortabhängig. Nichtsdestotrotz sollte es auch in landwirtschaftlichen Gunstregionen gelingen, ein Mindestmaß an Ökosystemleistungen und Biodiversität bereit zu stellen. In der Diskussion um dieses Mindestmaß sollte dabei durchaus auch das Verhältnis zwischen Ökosystemleistungen / Biodiversität und dem Ertragspotenzial bzw. den landwirtschaftlichen Erträgen als ein Anhaltspunkt berücksichtigt werden, sofern wir anerkennen, dass die Produktion landwirtschaftlicher Güter gesellschaftliches Ziel ist.

LITERATUR

ALLEGRO G, SCIAKY R., 2003. Assessing the potential role of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators in poplar stands, with a newly proposed ecological index (FAI). Forest Ecology and Management 175: 275–284.

ANDERSON, G.Q.A., FERGUSSON, M.J., 2006. Energy from biomass in the UK: sources, processes and biodiversity implications. Ibis 148: 180–183.

ARMENGOT, L., JOSÉ-MARIA, L., BLANCO-MORENO, J.M., BASSA, M., CHAMORRO, L., SANS, F.X., 2011. A novel index of land use intensity for organic and conventional faming of Mediterranean cereal fields. Agronomy Sust. Developm. 31: 699–707.

AVIRON, S., NITSCH, H., JEANNERET, P., BUHOLZER, S., LUKA, H., PFIFFNER, L., POZZI, S., SCHÜPBACH, B., WALTER, T., HERZOG, F., 2009. Ecological cross compliance promotes farmland biodiversity in Switzerland. Frontiers in Ecology and the Environment 7 (5): 247–252.

BAUM, S., BOLTE, A., WEIH, M., 2012. High value of short rotation coppice plantations for phytodiversity in rural landscapes. GCB Bioenergy 4 (6): 728–738.

BARTOMEUS, I., POTTS, S.G., STEFFAN-DEWENTER, I., VAISSIÈRE, B.E., WOYCIECHOWSKI, M., KREWENKA, K.M., TSCHEULIN, T., ROBERTS, S.P.M., SZENTGYÖRGYI, H., WESTPHAL, C., BOMMARCO, R., 2013. Contribution of insect pollinators to crop yield and quality varies with agricultural intensification. PeerJ PrePrints. http://dx.doi.org/10.7287/peerj.preprints.184v1. CC-BY 3.0 Open Access.

BERGER, G., PFEFFER, H., VON ELSEN, T., GOTTWALD, F., HAMPICKE, K.-U., HAUK, M., HOFFMANN, J., KÄCHELE, H., LIERMANN, F., OPPERMANN, R., PLATEN, R., SAURE, C., SCHEIBE, D., 2011. Naturschutzbrachen im Ackerbau: Praxishandbuch für die Anlage und optimierte Bewirtschaftung kleinflächiger Lebensräume für die biologische Vielfalt. Natur & Text, Rangsdorf.

BGBL – BUNDESGESETZBLATT, 2013. Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 7 des Gesetzes vom 21. Januar 2013 (BGBl. I S. 95) geändert worden ist.

BGR – BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE. Ackerbauliches Ertragspotential der Böden in Deutschland. Download 25.11.2015 (http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Ressourcenbewertung-management/Ertragspotential/Ertragspotential_node.html).

BIANCALANI, R., AVAGYAN, A. (HRSG.), 2014. Towards climate-responsible peatlands management. Mitigation of Climate Change in Agriculture Series 9. FAO, Rome.

BIELING, C., PLIENINGER, T., 2012. Recording manifestations of cultural ecosystem services in the landscape. Landscape Research 38 (5): 649–667.

BIESMEIJER, J.C., ROBERTS, S.P.M., REEMER, M., OHLEMÜLLER, R., EDWARDS, M., PEETERS, T., SCHAFFERS, A.P., POTTS, S.G., KLEUKERS, R., THOMAS, C.D., SETTELE, J., KUNIN, W.E., 2006. Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. Science 313: 351–354.

BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2010. Bioenergie und Naturschutz – Synergien fördern, Risiken vermeiden. Eigenverlag.

BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2014. Grünland-Report: Alles im Grünen Bereich?. Eigenverlag, Bonn.

BIRKE, C., 2012. Abschätzung der Wirkung von Agroforstsystemen auf Bodenerosion durch Wasser am Beispiel der Versuchsstation Scheyern. Masterarbeit der Technischen Universität München. Freising-Weihenstephan, Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt (WZW).

BMEL – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT, 2015. Ökologischer Landbau in Deutschland. Download 19.11.2015 (http://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Nachhaltige-Landnutzung/Oekolandbau/_Texte/OekologischerLandbau-Deutschland.html#doc377838bodyText6).

BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERCHUTZ, 2012. Download 19.11.2015 (http://www.bmelv.de/DE/Landwirtschaft/Nachhaltige-Landnutzung/Oekolandbau/_Texte/D-Foerderung.html).

BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2013. Plattform zum Schutz der natürlichen Ressource Boden. Download: 10.01.2016 (http://www.bmelv.de/SharedDocs/Standardartikel/Landwirtschaft/LaendlicheRaeume/PlattformSchutzRessourceBoden.html).

BML – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN, 1996. Deutscher Waldbodenbericht 1996, Stand 2007, Berlin.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2010. Die Wasserrahmenrichtlinie, Auf dem Weg zu guten Gewässern, Berlin.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2013. Die Wasserrahmenrichtlinie – Eine Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme 2012, Berlin.

BMUB – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT, 2015. Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Vom Bundeskabinett am 4. Februar 2015 beschlossen.

BMU-BFN – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.), 2009. Auenzustandsbericht, Flussauen in Deutschland.

BOCKISCH, F.J., AHLGRIMM, H.J., BÖHME, H., BRAMM, A., DÄMMGEN, U., FLACHOWSKY, G., HEINEMEYER, O., HÖPPNER, F., MURPHY, D.P.L., ROGASIK, J., RÖVER, M., SOHLER, S., 2000. Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf den Energieeinsatz und bestimmte Schademissionen. Landbauforschung Völkenrode, SH 211.

BOYD, J. BANZHAF, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics 63 (2–3): 616–626.

BÖLW – BUND ÖKOLOGISCHE LEBENSMITTELWIRTSCHAFT, 2013. Zahlen, Daten, Fakten. Die Biobranche 2013. Download 19.11.2015 (http://www.boelw.de/uploads/media/pdf/Dokumentation/Zahlen__Daten__Fakten/ZDF_2013_Endversion_01.pdf).

BREEZE, T.D., BAILEY, A.P., BALCOMBE, K.G., POTTS, S.G., 2011. Pollination services in the UK: How important are honeybees? Agriculture, Ecosystems and Environment 142: 137–143.

BROGHAMMER, M., 2012. Streuobstwiesen als Kohlenstoffspeicher: Eine Fallstudie auf der Schwäbischen Alb. Diplomarbeit. Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Greifswald.

BUCKWELL, A. (HRSG.), 2014. The Sustainable Intensification of European Agriculture. Public Utility Foundation for Rural Investment Support for Europe (RISE). www.risefoundation.eu.

CARREE, 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., SZENTGYORGYI, H., TSCHEULIN, T., WESTPHAL, C., WOYCIECHOWSKI, M., VAISSIERE, B.E., 2009. Landscape context and habitat type as drivers of bee diversity in European annual crops. Agriculture, Ecosystems and Environment 133: 40–47.

CASTELL-EXNER, C., MEYER, V., 2010: Das Multi-Barrieren-Prinzip: Basis für eine sichere und nachhaltige Trinkwasserversorgung. energie/wasser-praxis 11/2010: 44–49.

CHEPIL, W.S., 1960. Conversion of relative field erodibility to annual soil loss by wind. Soil Sci. Soc. Proc., 24: 143–145.

COM, 2013. Download 19.11.2015 (http://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/reports.html).

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, G.R., SUTTON, P., VAN DER BELT, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387: 253–260.

CZYBULKA, D., 1988. Eigentum an Natur. Natur und Recht Heft 5: 214–220.

CZYBULKA, D., HAMPICKE, U., LITTERSKI, B. (HRSG.), 2012. Produktionsintegrierte Kompensation: rechtliche Möglichkeiten, Akzeptanz, Effizienz und naturschutzgerechte Nutzung. Berlin.

DAUBER, J., JONES, M.B., STOUT, J.C., 2010. The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. GCB Bioenergy 2: 289–309.

DESTATIS, 2012. Federal Statistical Office. Areas by type of use 1990–2009. Download 23.12.2013 (https://www.destatis.de/EN/FactsFigures/NationalEconomyEnvironment/Environment/EnvironmentalEconomicAccounting/LandUse/Tables/Areas.html).

DESTATIS, 2013. Federal Statistical Office. Farmland after the main crop groups and crops in a time comparison 1990–2009. Download 23.12.2013 (https://www.destatis.de/EN/FactsFigures/EconomicSectors /AgricultureForestryFisheries/FieldCropsGrassland/Tables/FarmlandAfterTheMainCropGroupsAndCropsInATimeComparison.html).

DAILY, G.C., 1997. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Island Press, Washington, DC.

DEUTSCHER IMKERBUND E.V., 2014. Download 19.11.2015 (http://www.deutscherimkerbund.de/index.php?start).

DE VOS, J.A., VAN BAKEL, P.J.T., HOVING, I.E., SMIDT, R.A., 2010. Raising surface water levels in peat areas with dairy farming: Upscaling hydrological, agronomical and economic effects from farm-scale to local scale. Agricultural Water Management 97: 1887–1897.

DMK – DEUTSCHES MAISKOMITEE, 2014. Flächenerträge von Körnermais und Silomais in Deutschland. Download 18.11.2014 (http://www.maiskomitee.de/web/intranet/print.html).

DUTTMANN, R., HERZOG, A., 2008. Weiterentwicklung und digitale Umsetzung des Verfahrens zur landesweiten Abschätzung der Winderosionsgefährdung des Bodens zur Umsetzung der Regelungen nach Cross Compliance. Gutacht. Im Auftr. Landesamt Natur & Umwelt Schleswig-Holstein.

EC, EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2009. Zusammenfassender Bericht über den Erhaltungszustand von Arten und Lebensraumtypen gemäß Artikel 17 der Habitatrichtlinie, KOM/2009/0358 endg. Download: 10.01.2016. (http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:52009DC0358&from=DE).

EICHHORN, M.P., PARIS, P., HERZOG, F., INCOLL, L.D., LIAGRE, F., MANTZANAS, K., MAYUS, M., MORENO, G., PAPANASTASIS, V.P., PILBEAM, D.J., PISANELLI, A., DUPRAZ, C., 2006. Silvoarable systems in Europe – past, present and future prospects. Agroforestry Systems 67: 29–50.

EL-HAGE SCIALABBA, N., MÜLLER-LINDENLAUF, M., 2010. Organic agriculture and climate change. Renewable Agriculture and Food Systems, 25: 158–169.

ENGEL, A., 2009. Weltagrarbericht: Synthesebericht. Hamburg University Press.

FISHER, B., TURNER, R.K., MORLING, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics 68: 643–653.

FLADE, M., 2012. Von der Energiewende zum Biodiversitäts-Desaster – zur Lage des Vogelschutzes in Deutschland. Die Vogelwelt 133: 149–158.

FNR – FACHAGENTUR FÜR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE, 2013. Daten und Fakten. Download 20.11.2015 (http://mediathek.fnr.de/grafiken/daten-und-fakten/bioenergie/biogas.html).

FREIBAUER, A., DRÖSLER, M., GENSIOR, A., SCHULZE, E.-D., 2009. Das Potential von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. Natur und Landschaft 84: 20–25.

FREIER, B., 2006. Die phytomedizinische und ökonomische Bewertung der natürlichen Regulation von Getreideblattläusen. Ber. BBA 132: 67–70.

FREYER, B., 2003. Fruchtfolgen. Konventionell – Integriert – Biologisch. Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart.

FRIELINGHAUS, M., SCHÄFER, H., 1999. Umsetzung des praktischen Bodenschutzes. In: Buchwald, K., Engelhardt, W. (Hrsg.), Umweltschutz – Grundlagen und Praxis. Schutz des Bodens. Bd. 4. Economica, Bonn: 96–117.

FUCHS, S., STEIN-BACHINGER, K., 2008. Naturschutz im Ökolandbau – Praxishandbuch für den ökologischen Ackerbau im nordostdeutschen Raum. Bioland Verlags GmbH, Mainz

FUMAGALLI, M., ACUTIS, M., MAZZETTO, F., VIDOTTO, F., SALI, G., BECHINI, L., 2011. An analysis of agricultural sustainability of cropping systems in arable and dairy farms in an intensively cultivated plain. European Journal of Agronomy 34(2): 71–82.

FUNK, R., 1995. Quantifizierung der Winderosion auf einem Sandstandort Brandenburgs unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationswirkung. ZALF-Bericht Nr. 16, Müncheberg.

FUNK, R., 2011A. Winderosion. In: Blume, H.-P., Horn, R., Thiele-Bruhn, S., Handbuch des Bodenschutzes. 4. Aufl., Wiley-VCH, Weinheim: 215–223.

FUNK, R., 2011B. Schutz vor Winderosion. In: Blume, H.-P., Horn, R., Thiele-Bruhn, S., Handbuch des Bodenschutzes. 4. Aufl., Wiley-VCH, Weinheim: 578–581.

GARIBALDI, L.A., STEFFAN-DEWENTER, I., KREMEN, C., MORALES, J.M., BOMMARCO, R., CUNNINGHAM, S.A., CARVALHEIRO, L.G., CHACOFF, N.P., DUDENHÖFFER, J.H., GREENLEAF, S.S., HOLZSCHUH, A., ISAACS, R., KREWENKA, K., MANDELIK, Y., MAYFIELD, M.M., MORANDIN, M.M., POTTS, S.G., RICKETTS, T.H., SZENTGYORGYI, H., VIANA, B.F., WESTPHAL, C., WINFREE, R., KLEIN, A.M., 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. Ecology Letters 14: 1062–1072.

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., CARIVEUA, D., CHACOFF, N.P., DUDENHÖFFER, J.H., FREITAS, B.M., GHAZOUL, J., GREENLEAF, S., HIPOLITO, 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., TSCHARNTKE, T., VERGARA, C.H., VIANA, B.F., WAGNER, T.C., WESTPHAL, C., WILLIAMS, N., KLEIN, A.M., 2013. Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. SCIENCE 339: 1608–1611.

GATTINGER, A., MULLER, A., HAENI, M., SKINNER, C., FLIESSBACH, A., BUCHMANN, N., MÄDER, P., STOLZE, M., SMITH, P., EL-HAGE SCIALABBA, N., NIGGLI, U., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. PNAS: 18226–18231. Download 19.11.2015 (www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1209429109).

GAUDIG, G., FENGLER, F., KREBS, M., PRAGER, A., SCHULZ, J., WICHMANN, S., JOOSTEN, H., 2014. Sphagnum farming in Germany – a review of progress. Mires and Peat 13: Art. 8.

GHAZOUL, J., 2013. Pollination Decline in Context. Science 340: 923–924.

GISI, U., SCHENKER, R., SCHULIN, R., STADELMANN, F.X., STICHER, H., 1997. Bodenökologie – 2. Auflage. Thieme, Stuttgart, New York.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E., DE GROOT, R., LOMAS, P.L., MONTES, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. Ecological Economics 69: 1209–1218.

GLEMNITZ, M., PLATEN, R., KRECHEL, R., KONRAD, J., WAGENER, F., 2013. Can short-rotation coppice strips compensate structural deficts in agrarian landscapes? Aspects of Applied Biology 118, Environmental management on farmland: 153–161.

GOTTWALD, F., STEIN-BACHINGER, K., 2015. Landwirtschaft für Artenvielfalt – Ein Naturschutzstandard für ökologisch bewirtschaftete Betriebe. Download 19.11.2015 (www.landwirtschaft-artenvielfalt.de).

GRANSTEDT, A., 2012. Farming for the Future – with a focus on the Baltic Sea Region. COMREC Studies in Envrionment and Development No. 6, ISBN 91-975017-2-7.

GREENLEAF, S.S., KREMEN, C., 2006. Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. Proceedings of the National Academy of Sciences 103: 13890–13895.

GUNTERN, J., LACHAT, T., PAULI, D., FISCHER, M., 2013. Flächenbedarf für die Erhaltung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen in der Schweiz. Forum Biodiversität Schweiz der Akademie der Naturwissenschaften SCNAT, Bern.

HAAS, G., 2010. Wasserschutz im Ökologischen Landbau – Leitfaden für Land- und Wasserwirtschaft. Bundesprogramm Ökologischer Landbau. BÖL-Bericht-ID 16897.

HAMPICKE, U., 2009. Die Höhe von Ausgleichszahlungen für die naturnahe Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen in Deutschland. Fachgutachten im Auftrag der Michael Otto Stiftung für Umweltschutz, Juni 2009.

HELCOM, 2013. Approaches and methods for eutrophication targets setting in the Baltic Sea region. Balt. Sea Environ. Proc. No. 133.

HERZOG, F., 1998. Streuobst: a traditional agroforestry system as a model for agroforestry development in temperate Europe. Agroforestry Systems 42: 61–80.

HOLE, D.G., PERKINS, A.J., WILSON, J.D., ALEXANDER, I.H., GRICE, F., EVANS, A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? Biological Conservation 122: 113–130.

HOLSTEN, B., OCHSNER, S., SCHÄFER, A., TREPEL, M., 2012. Praxisleitfaden für Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffausträgen aus dränierten landwirtschaftlichen Flächen. CAU, Kiel.

HOLZSCHUH, A., DORMANN, C.F., TSCHARNTKE, T., STEFFAN-DEWENTER, I., 2011. Expansion of mass-flowering crops leads to transient pollinator dilution and reduced wild plant pollination. Proceedings of the Royal Society B 278. doi: 10.1098/rspb.2011.0268.

HOLZSCHUH, A., DUDENHÖFFER, J.-H., TSCHARNTKE, T., 2012. Landscapes with wild bee habitats enhance pollination, fruit set and yield of sweet cherry. Biological Conservation 153: 101–107.

HUBER, J., 2013. Regenwürmer. In: Wagener, F., Heck, P., J. Böhmer (Hrsg.), Nachwachsende Rohstoffe als Option für den Naturschutz… Naturschutz durch Landbau?. Schlussbericht zu ELKE III., Umwelt-Campus Birkenfeld, Oktober 2013: 550–552.

HUBER, J., SCHMID, H., BIRKE, C., HÜLSBERGEN, K.-J., 2013. Einfluss von Agroforstsystemen auf den Humus- und Nährstoffhaushalt, die C-Sequestrierung und Bodenfunktionen. In: Wagener, F., Heck, P., J. Böhmer (Hrsg.), Nachwachsende Rohstoffe als Option für den Naturschutz…Naturschutz durch Landbau?. Schlussbericht zu ELKE III., Umwelt-Campus Birkenfeld, Oktober 2013: 162–178.

JARVIS, S.C., HATCH, D.J., ROBERTS, D. H., 1989. The Effects of Grassland Management on Nitrogen Losses from Grazed Swards through Ammonia Volatilization – the Relationship to Excretal-N Returns from Cattle. Journal of Agricultural Science 112: 205–216.

JENSEN, R., LANDGRAF, L., LENSCHOW, U., PATERAK, B., PERMIEN, T., SCHIEFELBEIN, U., SORG, U., THORMANN, J., TREPEL, M., WÄLTER, T., WREESMANN, H. & ZIEBARTH, M., 2012. Positionspapier – Potenziale und Ziele zum Moor- und Klimaschutz. Natur und Landschaft 87: 87–88.

JOOSTEN, H., TAPIO-BISTRÖM, M.-L., TOL, S., 2012. Peatlands-guidance for climate change mitigation through conservation, rehabilitation and sustainable use. 2nd edition. FAO, Rome.

JOOSTEN, H., BRUST, K., COUWENBERG, J., GERNER, A., HOLSTEN, B., PERMIEN, T., SCHÄFER, A., TANNEBERGER, F., TREPEL, M., WAHREN, A., 2013. MoorFutures®. Integration von weiteren Ökosystemdienstleistungen einschließlich Biodiversität in Kohlenstoffzertifikate – Standard, Methodologie und Übertragbarkeit in andere Regionen. BfN-Skript 350. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Bad Godesberg.

KELM, M., LOGES, R., TAUBE, F., 2008. Comparative analysis of conventional and organic farming systems: Nitrogen surpluses and losses. 16th IFOAM Organic World Congress, Modena: 312–315.

KERSEBAUM, K.-C., ZANDER, P., BARKUSKY, D., STEIDL, J., DEUMLICH, D., REUTTER, M., 2013. Berechnung von Wirkungs- und Kostenbandbreiten von landwirtschaftlichen Nährstoffreduzierungsmaßnahmen für die Ermittlung der Kosteneffizienz innerhalb einer vorgegebenen Matrix. Bericht für das Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg.

KLEIN, A.M., STEFFAN-DEWENTER, I., TSCHARNTKE, T., 2003. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. Proceedings of the Royal Society B 270: 955–961.

KLEIN, A.M., VAISSIERE, 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 (Review). Proceedings of the Royal Society B 274: 303–313.

KOLL, H., 2006. Landwirtschaft in Deutschland. ima. information.medien.agrar e. V., Bonn.

KRECHEL, R., SCHULZE, M., YOU, A., LUER, C., 2013. Vögel. In: Wagener, F., Heck, P., J. Böhmer (Hrsg.), Nachwachsende Rohstoffe als Option für den Naturschutz...Naturschutz durch Landbau?. Schlussbericht zu ELKE III., Umwelt-Campus Birkenfeld, Oktober 2013: 475–549.

KRETSCHMAR, H., PFEFFER, H., HOFFMANN, J., SCHRÖDL, G., FUX, I., 1995. Strukturelemente in Agrarlandschaften Ostdeutschlands. Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. ZALF-Bericht 19.

KREWENKA, K., HOLZSCHUH, A., TSCHARNTKE, T., DORMANN, C.F., 2011. Landscape elements as potential barriers and corridors for bees, wasps and parasitoids. Biological Conservation 144: 1816–1825.

KÜHBAUCH, W., 1995. Grenzen für die Verwertung von Stickstoff durch die Grasnarbe. In: Vorträge der 47. Hochschultagung der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Bonn vom 21. Februar 1995 in Bonn. Landwirtschaftsverlag GmbH: Münster-Hiltrup.

KÜHNE, S., ENZIAN, S., JÜTTERSONKE, B., FREIER, B., FORSTER, R., ROTHERT, H., 2000. Beschaffenheit und Funktion von Saumstrukturen in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Berücksichtigung im Zulassungsverfahren im Hinblick auf die Schonung von Nichtzielarthropoden. Mitt. Biolog. Bundesanst., Land- Forstwirtsch: 378.

LARSSON, M., GRANSTEDT, A., 2010. Sustainable goverance of the agriculture and the Baltic Sea – Agricultural reforms, food production and curbed eutrophication. Ecological Economics 69: 1943–1951.

LE FEON, 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 and Environment 137: 143–150.

LEUSCHNER, C., WESCHE, K., MEYER, S., KRAUSE, B., STEFFEN, K., BECKER, T., CULMSEE, H., 2013. Veränderungen und Verarmung in der Offenlandvegetation Norddeutschlands seit den 1950er Jahren: Wiederholungsaufnahmen in Äckern, Grünland und Fließgewässern – Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 25: 166–210.

LIND, B., STEIN, S., KÄRCHER, A. & KLEIN, M., 2008. Where have all the flowers gone? Grünland im Umbruch. Hintergrundpapier und Empfehlungen des BfN.

LOUIS, H., 1999. Eigentum und Entschädigung. Jahrbuch f. Naturschutz und Landschaftspflege 50: 179–192.

MATZDORF, B., BIEDERMANN, C., MEYER, C., NICOLAUS, K., SATTLER, C., SCHOMERS, S., 2014. Was kostet die Welt? Payments for Ecosystem Services in der Praxis. Erfolgreiche PES-Beispiele aus Deutschland, Großbritannien und den USA. ZALF, Müncheberg.

MATZDORF, B., REUTTER, M., 2014. Leistungen des Grünlandes – eine Auseinandersetzung mit dem Konzept der Ökosystemleistungen im Bereich der Landwirtschaft. In: Schröter-Schlaack, C., Wittmer, H., Mewes, M., Schniewind, I. (Hrsg.), Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis, Workshop IV Landwirtschaft. BfN-Skripten 359: 45–60.

MATZDORF, B., KAISER, T., ROHNER, M.-S., 2008. Developing biodiversity indicator to design efficient agri-environmental schemes for extensively used grassland. Ecological Indicators 8 (3): 256–269.

MEA – THE MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005. Ecosystems and Human Well-Being. Synthesis. Download 19.11.2015 (http://www.unep.org/maweb/en/index.aspx).

MEYER, S., LEUSCHNER, C., VAN ELSEN, T., 2008. Schutzäcker für die Segetalflora in Deutschland – Bestandsanalyse und neue Impulse durch das Projekt »Biodiversität in der Agrarlandschaft«. – Journal of Plant Diseases and Protection, Special Issue XXI: 363–368.

MEYERHOFF, J., ANGELI, D., HARTJE, V., 2012. Valuing the benefits of implementing a national strategy on biological diversity – The case of Germany. Environmental Science & Policy 23: 109–119.

MLR – MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LÄNDLICHEN RAUM BADEN-WÜRTTEMBERG, 2009. Streuobstwiesen in Baden-Württemberg. Daten, Handlungsfelder, Maßnahmen, Förderung, Stuttgart.

MONDELAERS, K., AERTSENS, J., VAN HUYLENBROECK, G., 2009. A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. British Food Journal, 111: 1098–1119.

MORANDIN, L.A., WINSTON, M.L., ABBOTT, V.A., FRANKLIN, M.T., 2007. Can pastureland increase wild bee abundance in agriculturally intense areas? Basic and Applied Ecology 8: 117–124.

MÜLLER, L., SCHINDLER, U., BEHRENDT, A., EULENSTEIN, F. & DANNOWSKI, R., 2007. The Müncheberg Soil Quality Rating. Field Manual for Detecting and Assessing Properties and Limitations of Soils for Cropping and Grazing. – Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF), Müncheberg. 1. Entwurf, Nov. 2007. Download 19.11.2015 (http://www.zalf.de/de/forschung/institute/lwh/mitarbeiter/lmueller/Documents/field_mueller.pdf).

MÜLLER-LINDENLAUF, M., DIETTERT, C., KÖPKE, U., 2010. Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. Livestock Science 128: 140–148.

NÄGELI, W. 1943. Untersuchungen über die Windverhältnisse im Bereich von Windschutzstreifen. Mitt. Schweiz. Anst. f. forstl. Versuchswesen, Bd. 23(1).

NETZWERK BLÜHENDE LANDSCHAFT, 2012. Eckpunkte für die Umsetzung einespraxisorientierten Blühflächenkonzepts. Download 03.06.2014 (http://www.bluehende-landschaft.de/nbl/nbl.5/index.html).

NEUFELDT, H., 2005. Carbon stocks and sequestration potentials of agricultural soils in the federal state of Baden-Württemberg, SW-Germany. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 168: 202–211.

NIGGLI, U., SCHMID, O., STOLZE, M., SANDERS, J., SCHADER, C., FLIESSBACH, A., MÄDER, P., KLOCKE, P., WYSS, G., BALMER, O., PFIFFNER, L., WYSS, E., 2009. Gesellschaftliche Leistungen der biologischen Landwirtschaft. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), CH-5070 Frick. Download 19.11.2015 (http://orgprints.org/15397).

NITSCH, H., OSTERBURG, B., ROGGENDORF, W., LAGGNER, B., 2012. Cross compliance and the protection of grassland – Illustrative analyses of land use transitions between permanent grassland and arable land in German regions. Land Use Policy 29: 440–448.

OPPERMANN, R., GELHAUSEN, J., MATZDORF, B., REUTTER, M., LUICK, R., STEIN, S., 2012. Gemeinsame Agrarpolitik ab 2014: Perspektiven für mehr Biodiversitäts- und Umweltleistungen der Landwirtschaft?; Empfehlungen für die Politik aus dem F&E Vorhaben »Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) 2013 und Erreichung der Biodiversitäts- und Umweltziele«.

OPPERMANN, R., HÖTKER, H., KRISMANN, A., BLEW, J., 2004. Wie viel Naturschutz leisten die Ökobetriebe jetzt und welche Perspektiven gibt es für die Zukunft? Ergebnisse einer bundesweiten Untersuchung. Landbauforschung Völkenrode 272: 83–86.

OSTERBURG, B., RÜHLING, I., RUNGE, T., SCHMIDT, T.G., SEIDEL, K., ANTONY, F., GÖDECKE, B., WITT-ALTFELDER, P., 2007. Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen nach Wasserrahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft. In: Osterburg, B, Runge, T. (Hrsg.), Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in die Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Landbauforschung Völkenrode. Sonderheft 307.

PAN/ IFAB/ INL – PLANUNGSBÜRO FÜR ANGEWANDTEN NATURSCHUTZ GMBH, INSTITUT FÜR AGRARÖKOLOGIE UND BIODIVERSITÄT UND INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE UND NATURSCHUTZ, 2011. Umsetzung des High Nature Value Farmland-Indikators in Deutschland – Ergebnisse eines Forschungsvorhabens (UFOPLAN FKZ 3508 89 0400) im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, München, Mannheim und Singen.

PLENUM, 2008. Regionalentwicklungkonzept PLENUM Schwäbische Alb 2008–2013. PLENUM, Reutlingen.

POTTS, S.G., BIESMEIJER, J.C., KREMEN, C., NEUMANN, P., SCHWEIGER, O., KUNIN, W.E., 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. Trends in Ecology and Evolution 25: 345–353.

RAHMANN, G., 2011. Biodiversity and Organic farming: What do we know? Agriculture and Forestry Research 3: 189–208.

RECKLING, M., STEIN-BACHINGER, K., BACHINGER, J., 2013. Schutz der Ostsee durch Umstellung auf ökologisch kreislauforientierte Landwirtschaft: Praxisleitfäden und Software-Tools als Umstellungshilfe. – Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau: 644–647.

REUTTER, M., MATZDORF, B., 2013. Leistungen artenreichen Grünlandes. In: Grunewald, K. & Bastian, O. (Hrsg.), Ökosystemdienstleistungen – Konzepte, Methoden, Fallbeispiele. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 216–224.

REUTTER, M., PIORR, H.-P., 2004. Hecken und Mauern in den Agrarlandschaften Deutschlands – Erfassungssysteme und ihre Nutzbarkeit für ein EU-weites Monitoring. In: Walz, U., Lutze, G., Schultz, A., Syrbe, R.-U. (Hrsg.), Landschaftsstruktur – Methoden und Anwendung im Kontext von naturräumlicher Vorprägung und Nutzung. IÖR-Schriften: 301–312.

RIECKEN, U., RIES, U., SSYMANK, A., 1994. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 41. Kilda Verlag, Greven.

RIECKEN, U., FINK, P., RATHS, U., SCHRÖDER, E., SSYMANK, A., 2006. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. Landwirtschaftsverlag, Münster. Naturschutz und Biologische Vielfalt 34.

RING, I., MEWES, M., 2013. Ausgewählte Finanzmechanismen: Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen und ökologischer Finanzausgleich. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.), Ökosystemdienstleistungen – Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg: 156–166.

RÖDER, N., GRÜTZMACHER, F., 2012. Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren – Vermeidungskosten und Anpassungsbedarf. Natur und Landschaft 87: 56–61.

SANDERS, J., 2013. Bioökonomie und Biolandbau – eine Standortbestimmung. Download 20.11.2015 (http://www.lel-bw.de/pb/site/lel/get/documents/MLR.LEL/PB5Documents/lel/Abteilung_1/Landinfo/Landinfo_extern/03_13/Landinfo_BioOekonomie%20und%20Biolan dbau_Standortbestimmung_Sanders_3_2013.pdf).

SCHALITZ, G., BECKMANN, J., 1998. Ökologische Aspekte der extensiven Weidehaltung und Überlegungen zu Bewertungsansätzen. In: Extensivweide in Agrarlandschaften Nordostdeutschlands. ZALF-Bericht Nr. 33: 79–99, Müncheberg.

SCHÄTZL, R., SCHMITT, F., WILD, U., HOFFMANN, H., 2006. Gewässerschutz und Landnutzung durch Rohrkolbenbestände. Wasser-Wirtschaft 11/2006: 24–27.

SCHRAMEK, J., OSTERBURG, B., KASPERCZYK, N., NITSCH, H., WOLFF, A., WEIS, M., HÜLEMEYER, K., 2012. Vorschläge zur Ausgestaltung von Instrumenten für einen effektiven Schutz von Dauergrünland. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.). Bonn, Bad Godesberg.

SCHROEDER, D., 1992. Bodenkunde in Stichworten – 5. Auflage. Bortraeger, Berlin, Stuttgart.

SEUFERT, V., RAMANKUTTY, N., FOLEY, J.A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. DoNature 485: 229–232.

SMUL – SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT, 2010. Das Ökokonto in Sachsen. Ein neues Instrument zur Kompensation von Eingriffen in Natur und Landschaft, Dresden.

SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, 2012A. Verantwortung in einer begrenzten Welt. Sachverständigenrat für Umweltfragen, Berlin.

SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, 2012B. Umweltgutachten 2012. Kurzfassung für Entscheidungsträger. Berlin. www.umweltrat.de. 12 S.

SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, 2015. Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem – Sondergutachten.

STATISTISCHES BUNDESAMT, 2014. Landwirtschaftlich genutzte Fläche und Anbaufläche (Feldfrüchte, Grünland, Gemüse, Erdbeeren) aus dem Ernte- und Betriebsbericht 2009 sowie Anbaufläche aus der Baumobstanbauerhebung 2012. Stand: 13.05.2014.

STEIDL, J., KALETTKA, T., EHLERT, V., ZANDER, P., SALTZMANN, J., AUGUSTIN, J., 2011. Funktionsnachweise und Bemessungsgrundlagen für naturraumangepasste Anlagen zum Rückhalt von Nährstoffen aus Abflüssen von landwirtschaftlichen Dränsystemen: Schlussbericht 2011; BLE Aktenzeichen 514-33.81/04HS039. Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung, Müncheberg.

STEIN-BACHINGER, K., FUCHS, S., 2012. Protection strategies for farmland birds in legume-grass leys as trade-offs between nature conservation and farmers' needs. Organic Agriculture 2: 145–162.

STEIN-BACHINGER K., FUCHS S., GOTTWALD F., HELMECKE A., GRIMM E., ZANDER P., SCHULER J., BACHINGER J. & GOTTSCHALL R., 2010. Naturschutzfachliche Optimierung des Ökologischen Landbaus – ‚Naturschutzhof Brodowin'. Naturschutz und Biologische Vielfalt 90. Landwirtschaftsverlag, Münster.

STEIN-BACHINGER, K., GOTTWALD, F., 2013. Grundlagen für einen Naturschutzstandard im Ökolandbau. Pilotprojekt in Mecklenburg-Vorpommern. Umweltstiftung WWF – Deutschland. Download 25.11.2015 (http://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/WWF-Studie_Landwirtschaft_fuer_Artenvielfalt.pdf).

STEIN-BACHINGER, K., RECKLING, M., HUFNAGEL, J., GRANSTEDT, A., 2013. Ecological Recycling Agriculture – Guidelines for farmers and advisors. Järna, Sweden. Vol I-IV. www.beras.eu.

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. Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI) für Ländliche Räume, Braunschweig. Download 25.09.2015 (http://literatur.ti.bund.de/digbib_extern/bitv/dn050574.pdf).

TREPEL, M., 2010. Assessing the cost-effectiveness of the water purification function of wetlands for environmental planning. Ecological Complexity 7: 320–326.

TUCK, S.L., WINQVIST, C., MOTA, F., ANHSTRÖM, J., TURNBALL, L.A., BENGTSSON, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. Journal of Applied Ecology 51 (3): 746–755.

UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2010. Gewässerschutz mit der Landwirtschaft. UBA, Dessau-Roßlau. Download 25.11.2015 (https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3894.pdf).

UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2011a. Daten zur Umwelt. Umwelt und Landwirtschaft. UBA, Dessau-Roßlau. Download 25.11.2015 (https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4056.pdf).

UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2011b. Daten zur Umwelt 2011. Umwelt und Landwirtschaft. Download: 10.01.2016 (www.uba.de/uba-info-medien/4056.html).

UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2012. Ostsee. Download 20.11.2015 (www.umweltbundesamt.de/daten/gewaesserbelastung/ostsee).

UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2014. Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2: Gewässergüte. UBA, Dessau-Roßlau. Download 19.11.2015 (https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/wawi_teil_02_2014_web_korr_25.7.2014_2.pdf).

VETTER, A., 2010. Ertragserwartungen bei Kurzumtriebsplantagen, IBC – International Biomass Conference Leipzig, 04.–05. Mai 2010.

WAGENER, F., HECK, P., BÖHMER, J. (HRSG.), 2013. Nachwachsende Rohstoffe als Option für den Naturschutz...Naturschutz durch Landbau?. Schlussbericht zu ELKE III., Umwelt-Campus Birkenfeld, Oktober 2013.

WELLER, F., 1996. Streuobstwiesen: Herkunft, heutige Bedeutung und Möglichkeiten der Erhaltung. In: Konold, W. (Hrsg.), Naturlandschaft – Kulturlandschaft. Die Veränderung der Landschaften nach der Nutzbarmachung durch den Menschen. ecomed, Landsberg, 137–160.

WELLER, F., 2006. XI – 2.11. Streuobstwiesen. In: Konold, W., Böcker, R., Hampicke, U. (Hrsg.), Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Wiley VCH, Weinheim: 1–42.

WESTRICH, P., FROMMER, U., MANDERY, 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: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). Naturschutz und biologische Vielfalt, Heft 70 (3): 373–416.

WHITTINGHAM, M.J., 2011. The future of agri-environment schemes: biodiversity gains and ecosystem service delivery? Journal of Applied Ecology, 48(3): 509–513.

WICHTMANN, W., JOOSTEN, H.,2007. Paludiculture: peat formation and renewable resources from rewetted peatlands. IMCG Newsletter 2007/3: 24–28.

WICHTMANN, W., WICHMANN, S., 2011. Paludikultur: standortgerechte Bewirtschaftung wiedervernässter Moore. Deutsche Gesellschaft für Moor- und Torfkunde (DGMT) e. V. Telma Beiheft 4: 215–234.

WICHTMANN, W., WICHMANN, S., TANNEBERGER, F., 2010. Paludikultur – Nutzung nasser Moore: Perspektiven der energetischen Verwertung von Niedermoorbiomasse. Naturschutz u. Landschaftspf. Brandenburg 19 (3, 4): 211–218.

WÜSTEMANN, H., 2011: Ökonomische Bewertung der Gewässerschutzwirkung von Naturschutzmaßnahmen. Working Paper on Management in Environmental Planning 30/2011. Technische Universität Berlin.

WÜSTEMANN, H., MEYERHOFF, J., RÜHS, M., SCHÄFER, A., HARTJE, V., 2014. Financial costs and benefits of a program of measures to implement a National Strategy on Biological Diversity in Germany. Land Use Policy 36: 307–318.

ZHANG, X., LIU, X., ZHANG, M., DAHLGREN, R.A., EITZEL, M., 2010. A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. Journal of Environmental Quality 39: 76–84.

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: 669–676.

6 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN VON WÄLDERN

KOORDINIERENDE AUTORINNEN UND AUTOREN
PETER ELSASSER, HEIKE KAWALETZ

AUTORINNEN UND AUTOREN
KRISTIN BORMANN, MATTHIAS BÖSCH, MARTIN LORENZ, CHRISTOPH MONING, ROLAND OLSCHEWSKI, ANNE RÖDL, BETTINA SCHRÖPPEL, PRISKA WELLER

GUTACHTERINNEN UND GUTACHTER
CHRISTINE FÜRST, PIERRE L. IBISCH, RAINER LUICK, GUDRUN SCHÜTZE, GEORG WINKEL UND EIN WEITERER ANONYMER GUTACHTER

6.1 Einleitung 153
6.2 Institutionelle Rahmenbedingungen 155
6.3 Ökosystemleistungen des Waldes und ihr ökonomischer Nutzen 157
6.3.1 Unterstützende Leistungen 157
6.3.2 Versorgungsleistungen 158
6.3.3 Regulierungsleistungen 160
6.3.4 Kulturelle Leistungen 163
6.4 Wie kann die Bereitstellung nicht marktgängiger Waldleistungen gestärkt werden? 166
6.4.1 Inwertsetzung und Vermarktung: Beispiele für privatwirtschaftliche Initiativen 166
6.4.2 Staatliche Maßnahmen zur Sicherung von Wald-Biodiversität und Ökosystemleistungen 168
6.5 Synopse und Fazit 171
Literatur 173

KERNAUSSAGEN

- Waldwirtschaft ist im Vergleich zu anderen flächenbeanspruchenden Landnutzungsformen (v. a. Landwirtschaft, Siedlungen und Verkehr) die naturnächste Form der Bodennutzung in Deutschland. Wälder erbringen neben Versorgungsleistungen – insbesondere mit Rohholz – unentgeltlich eine Vielzahl weiterer gesellschaftlich nachgefragter Ökosystemleistungen.

- Versorgungsleistungen der Wälder – insbesondere die Produktion von Rohholz – sind für private wie auch öffentliche Forstbetriebe sowie für die holzbasierte Wirtschaft des ländlichen Raumes eine wichtige Existenzbasis. Der Marktwert der Rohholzerzeugung in Deutschland summiert sich auf über 3,5 Mrd. €/Jahr; im weiteren Verlauf der Wertschöpfungskette steigt dieser Wert durch Verarbeitung des Holzes weiter um etwa das Zehnfache an.

- Viele weitere Ökosystemleistungen des Waldes (insbesondere Regulierende und Kulturelle) haben keine Marktpreise. Obwohl sie für die Forstbetriebe nicht einkommenswirksam sind, lässt sich ihr Nutzen für die Gesellschaft monetär beziffern. Deutschlandweite ökonomische Bewertungsstudien zeigen, dass der Nutzen aller Ökosystemleistungen des Waldes weitaus größer ist als nur die zu Marktpreisen bewertete Holzproduktion. Dazu tragen insbesondere die Erholungsleistung sowie bestimmte kulturelle Naturschutzleistungen mit jeweils etwa 2 Mrd. €/Jahr bei; der Nutzen der Kohlenstoff-Senkenleistung liegt demgegenüber deutlich niedriger. Zu weiteren Ökosystemleistungen des Waldes fehlen derartige Bewertungsstudien noch völlig bzw. liegen nur auf regionaler Ebene vor.

- Für den Wert der wohnortnahen Erholungs- sowie der Senkenleistung scheint es selbst bei einer Veränderung der derzeitigen Waldbewirtschaftung kaum noch Steigerungspotenziale zu geben. Solche Steigerungspotenziale könnten für weitere Ökosystemleistungen dagegen noch möglich sein, insbesondere im Bereich von Naturschutz und Landschaftsqualität. Ihre Realisierung ist allerdings i. d. R. kostenträchtig und erfordert Verzichte an anderer Stelle – oft Verzichte auf Rohholzproduktion sowie die damit verknüpften Einkommensmöglichkeiten der Betriebe.

- Gefahren für Biodiversität und Ökosystemleistungen der Wälder gehen weltweit wie national zu großen Teilen auf äußere Ursachen zurück: auf Klimaveränderungen, konkurrierende Landnutzungen, Emissionen aus Landwirtschaft und Verkehr, regional auch auf überhöhte Wildbestände und eine Übernutzung der Wasserspende.

- Der Erhalt der Waldfläche ist in Deutschland gesetzlich gesichert. Darüber hinaus können veränderte Rahmenbedingungen zu Veränderungen in der Waldbewirtschaftung führen, welche die Biodiversität der Wälder wie auch ihr Angebot spezifischer Ökosystemleistungen beeinträchtigen. Ganz unterschiedliche Beispiele dafür sind die Entwicklung der Lohnkosten und der allgemeinen Wirtschaftlichkeit der Forstbetriebe, die Gestaltung der Energie- und Klimapolitik, aber auch bestimmte Maßnahmen des Naturschutzes selbst.

- Zur Abwehr derartiger Gefahren und zur Stärkung gesellschaftlich erwünschter Ökosystemleistungen des Waldes stehen unterschiedliche politische und wirtschaftliche Instrumente zur Verfügung, die jeweils ihre eigenen Stärken und Schwächen haben, und die sich u. a. hinsichtlich Effektivität, Effizienz und auch bezüglich der jeweiligen Lastenverteilung unterscheiden. Insbesondere die Verwendung öffentlicher Finanzmittel zur Förderung der Waldwirtschaft sollte darauf konzentriert werden, Anreize zur Bereitstellung nicht marktgängiger Ökosystemleistungen des Waldes zu setzen.

6.1 EINLEITUNG

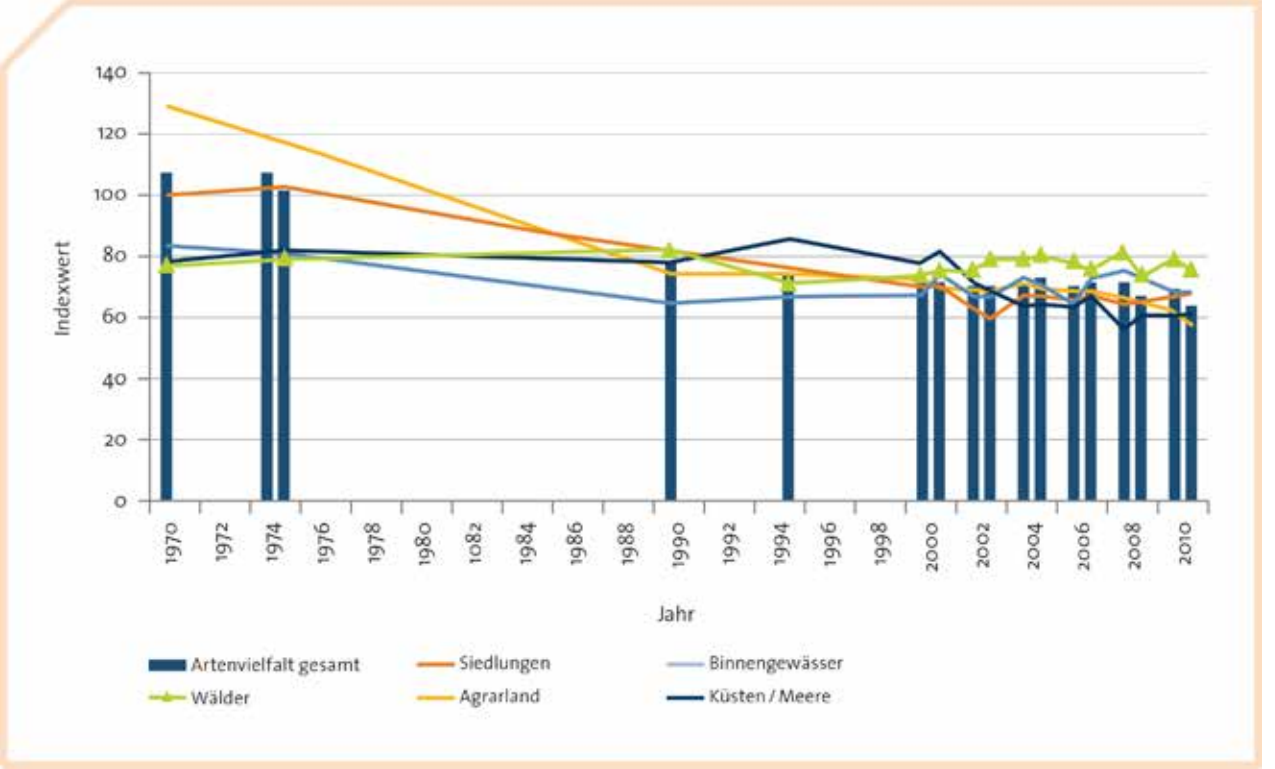
Wald ist fast überall in Mitteleuropa die natürliche Vegetation (Ellenberg, 1986). Nach Zeitzeugenberichten bestand das Naturkapital im alten Germanien noch vor 2000 Jahren hauptsächlich aus »furchteinflößenden Wäldern« und »scheußlichen Sümpfen«, je nach Region in unterschiedlicher Zusammensetzung (Tacitus, AD ~98). Seit langem stehen Wälder und Landschaften in ganz Mitteleuropa aber unter intensivem menschlichem Einfluss. In der heutigen Kulturlandschaft Deutschlands bedecken Wälder etwa ein Drittel der Fläche, mit leicht zunehmender Tendenz (der Flächenverbrauch für Siedlungen und Verkehrswege geht überwiegend

zu Lasten landwirtschaftlicher Flächen). »Kulturlandschaft« bedeutet hier in Bezug auf den Wald, dass unbeeinflusste Urwälder nicht mehr vorhanden sind; die hiesigen Wälder sind aber auch keine intensiv bewirtschafteten Plantagen aus Exoten im Schnellumtrieb, wie sie z. B. im Süd- oder Nordwesten Europas durchaus zu finden sind. Vielmehr handelt es sich in der Regel um mehr oder weniger naturnahe Wirtschaftswälder, die von den jeweiligen Eigentümern angelegt und gepflegt, aber auch im Sinne ihrer wirtschaftlichen Interessen überprägt und verändert worden sind. Darüber hinaus waren und sind die Wälder externen Einflüssen ausgesetzt, wie z. B. den Emissionen aus Verkehr, industriellen Quellen und aus der Landwirtschaft. Diese Emissionen können Schäden an den Wäldern hervorrufen und bedrohen ihre biologische Vielfalt. Gefährdungen der Biodiversität von Wäldern können auch vom Klimawandel, von Grundwasserabsenkungen sowie von überhöhten Wildbeständen ausgehen, etwa durch selektiven Verbiss des Baumnachwuchses.

Zusammenfassende Informationen über den derzeitigen Zustand der Wälder hinsichtlich ihrer Artenvielfalt und Landschaftsqualität sowie der diesbezüglichen Nachhaltigkeit gehen u. a. aus dem Indikator »Artenvielfalt und Landschaftsqualität« des Bundesamtes für Naturschutz hervor, welcher nach Landnutzungsformen differenziert ist (StBA, 2014). Danach sind Zustand und Entwicklungstendenz der Wälder insgesamt besser als bei allen anderen dort erfassten Lebensraumtypen: Während der Index der Artenvielfalt insgesamt in den letzten vier Jahrzehnten in Deutschland auf unter zwei Drittel des jeweiligen Ausgangswertes gesunken ist, ist der Teilindex für Wälder im selben Zeitraum auf vergleichsweise hohem Niveau stabil geblieben (vgl. Abbildung 6.1). Gleichwohl bleibt festzuhalten, dass das für 2015 angestrebte Ziel einer Verbesserung des Artenschutzzustandes auch in den Wäldern heute noch nicht erreicht ist.

Die Wälder in Deutschland werden zum weit überwiegenden Teil forstlich bewirtschaftet. Forstwirtschaft ist unter hiesigen Verhältnissen im Vergleich zur landwirtschaftlichen Nutzung extensiv: Forstliche Eingriffe in die Wälder finden in der Regel nur alle fünf bis zehn Jahre im Rahmen von Jungbestandspflege, Durchforstung oder Holzernte statt; Dünger und Pestizide werden nur in Sonderfällen und ohnehin nicht flächendeckend eingesetzt (nach den jeweiligen sektoralen

ABBILDUNG 6.1 ▸ Zeitliche Entwicklung von Artenvielfalt und Landschaftsqualität in Deutschland. (Quelle: nach Daten von StBA, 2014)



Gesamtrechnungen (BMELV, 2013) wendet die Forstwirtschaft im Vergleich zur Landwirtschaft weit weniger als ein Hundertstel solcher Chemikalien auf); und auch flächige Bodenbearbeitung ist selbst bei Pflanzungen oder bei der Förderung der natürlichen Regeneration der Waldbestände die Ausnahme. Forstliche Eingriffe wirken aufgrund der Langlebigkeit von Bäumen und Wäldern allerdings sehr dauerhaft. Aus dem gleichen Grunde spiegelt der heutige Waldzustand in hohem Maße auch Waldbehandlungsentscheidungen aus der Vergangenheit wider.

Angesichts der forstlichen Bewirtschaftung sowie der Investitionen, die bereits vor langer Zeit in die meisten heute existierenden Wälder geflossen sind, erweisen sich die aus Wäldern in Deutschland bezogenen Güter bzw. Leistungen nicht ausschließlich als Leistungen »der Natur« – vielmehr entspringen sie einer Kombination von Naturkapital und menschlichem Input. Im Folgenden wird dargestellt,

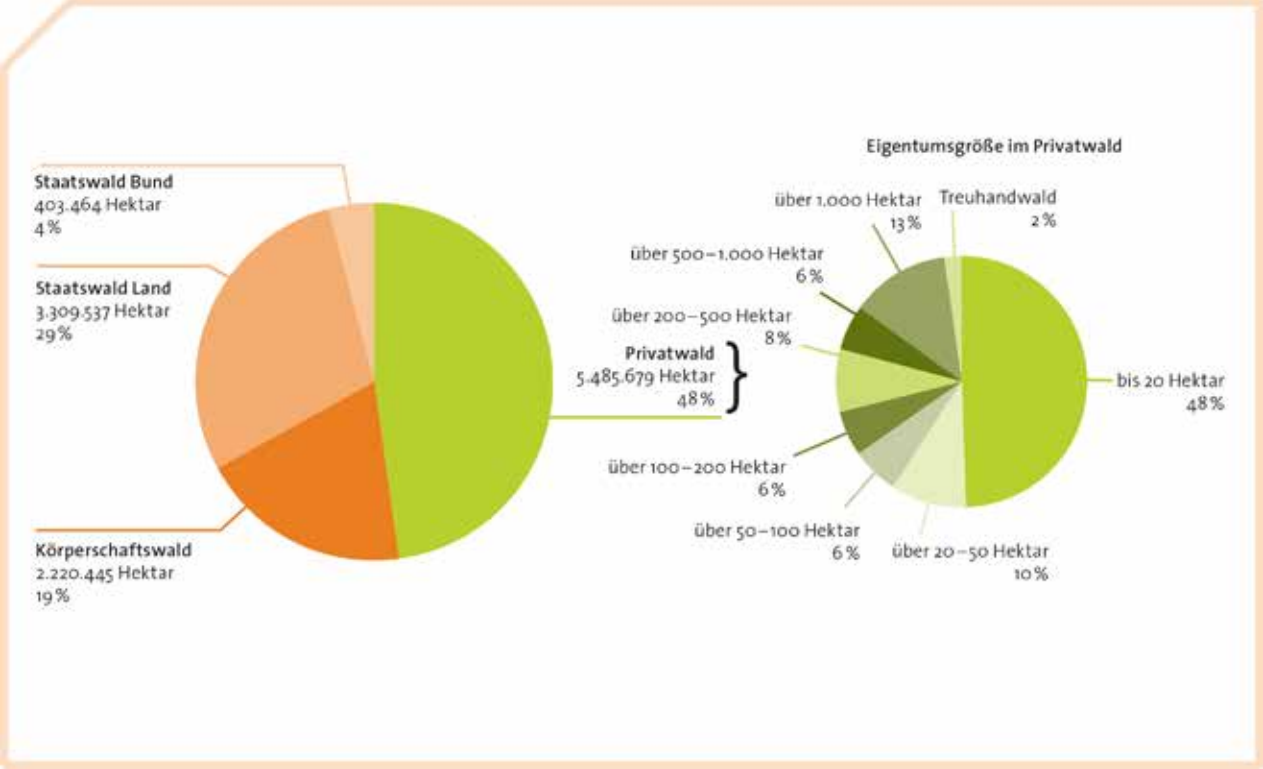
- welche Leistungen Wälder insbesondere für den ländlichen Raum erbringen,
- ob und wie diese Leistungen jeweils vor Beeinträchtigungen geschützt und gegebenenfalls verbessert werden können, und
- welchen Wert die Leistungen für Betriebe und Gesellschaft haben.

Zuvor wird das politisch-institutionelle Umfeld beschrieben, innerhalb dessen Naturkapital und Leistungen von Wäldern beeinflusst werden können.

6.2 INSTITUTIONELLE RAHMENBEDINGUNGEN

Art und Umfang des Leistungsangebotes von Wäldern hängen stark vom jeweiligen Standort ab, aber auch von den Waldeigentümern und den Zielen, die sie mit ihren Wäldern verfolgen. Die Eigentumsverteilung zwischen Privat-, Kommunal- und Staatswald ist im Wesentlichen historisch bedingt und regional unterschiedlich. Bundesweit betrachtet, findet sich knapp die Hälfte der Waldfläche (48 %) in privatem Eigentum (siehe Abbildung 6.2); in den dünner besiedelten ländlichen Räumen ist der Anteil des Privatwaldes noch höher (Bolte und Polley, 2010).

ABBILDUNG 6.2 ▸ Waldeigentumsverhältnisse in Deutschland. (Quelle: BMEL, 2014a)



Die Anzahl an privaten Waldeigentümern in Deutschland wird mit über zwei Millionen beziffert. Die vielschichtige Struktur der Privateigentümer lässt auf eine entsprechende Vielfalt der Waldbewirtschaftungsziele schließen (vgl. auch Weber, 2010): So gehört der mit Abstand größte Privatwald in Deutschland einer Naturschutzeinrichtung, der DBU Naturerbe GmbH; diese strebt an, bundesweit rund 60.000 ha (davon ca. 48.000 ha Wald) Naturschutzflächen des nationalen Naturerbes dauerhaft zu sichern und zu betreuen. Dabei sollen stark anthropogen beeinflusste Wälder in naturnahe überführt und naturnahe Wälder einer natürlichen Entwicklung ohne menschlichen Einfluss überlassen werden, um dort Strukturvielfalt und Artenreichtum zu erhalten und zu fördern. Die Finanzierung erfolgt über Bundesmittel (sowie derzeit noch aus dem Verkauf des in Nadelholzbeständen angesammelten Holzvorratskapitals). Andere großflächige Wälder sind im Besitz von Privatpersonen, für die die forstwirtschaftliche Nutzung einen wesentlichen Beitrag zur Einkommenserzielung leistet. Vermögens- und Einkommensziele spielen für diese Waldeigentümergruppe zwangsläufig eine wesentlich größere Rolle – und damit auch die Erhaltung und Nutzung des Holzvorratskapitals, auf das im Durchschnitt über 95 % ihrer Unternehmenserträge aus Waldwirtschaft zurückgehen (BMELV, 2012). Nach den Ergebnissen der dritten Bundeswaldinventur finden sich etwa 0,8 Mio. ha Wald in großflächigen Betrieben mit 200 bis 1.000 ha, weitere 0,7 Mio. ha in Betrieben über 1.000 ha Waldfläche (BMEL, 2014a). Auch für eine weitere Gruppe von Privatwaldbesitzern spielen Vermögenserhalt und Einkommen aus dem Wald eine wichtige Rolle: die Landwirte. Nach Angaben des Deutschen Bauernverbandes ist etwa ein Viertel der Privatwaldfläche in Deutschland sogenannter Bauernwald; über die Hälfte aller landwirtschaftlichen Betriebe bewirtschaftet auch Waldflächen (DBV, 2014). Schließlich ist ein sehr großer Teil der deutschen Waldfläche in Klein- und Kleinstbetrieben (unter 20 ha) zu finden, nämlich knapp 2,8 Mio. ha. Teilweise bewirken dort die geringen Flächengrößen und die Zersplitterung der Flächen Hemmnisse für die Bewirtschaftung, die Waldpflege sowie die Holzernte, denen staatlicherseits u. a. durch Förderung forstlicher Zusammenschlüsse begegnet wird. Andererseits scheint gerade in privaten Kleinbetrieben die geringere Bewirtschaftungsintensität und die Vielfalt der Eigentümerziele eine Strukturdiversität der Wälder zu begünstigen, welche nach Ergebnissen einer aktuellen Studie deutlich größer ist als in öffentlichen Wäldern (Schaich und Plieninger, 2013).

Der Wald außerhalb des privaten Eigentums wird manchmal zu »öffentlichem Wald« zusammengefasst. Dieser Begriff täuscht eine stärkere Einheitlichkeit vor als tatsächlich gegeben ist. Auch hier finden sich sehr unterschiedliche Eigentümer und Eigentümerziele: »Staatswald« ist überwiegend Wald im Eigentum der jeweiligen Bundesländer. Er umfasst mit ca. 3,3 Mio. ha etwa ein Drittel der Waldfläche. Analog zum Privatwald werden die Bewirtschaftungsziele für diese Wälder von den jeweiligen Eigentümern bestimmt, hier also der Bevölkerung der Länder, vertreten durch deren jeweilige Landesparlamente. Ein Fünftel des Waldes in Deutschland (ca. 2,2 Mio. ha) ist »Körperschaftswald« und gehört den diversen Gemeinden, kommunalen Stiftungen und Städten. Auch hier sind die Ziele heterogen – zu ihnen gehören zum einen bspw. die Bereitstellung von Erholungsmöglichkeiten für die Bevölkerung, zum anderen aber auch Einnahmen aus dem Holzverkauf zur Entlastung der kommunalen Finanzen. Über die Ziele der Waldbewirtschaftung entscheiden die jeweiligen Gemeindevertretungen im Rahmen der gesetzlichen Vorgaben. Staatswald des Bundes ist der einzige Wald, über dessen Bewirtschaftungsziele der Bund als Eigentümer direkt bestimmen kann. Er umfasst weniger als 4 % der Waldfläche (0,4 Mio. ha).

Indirekt kann der Bund die Waldwirtschaft in Deutschland und deren Produktion von Ökosystemleistungen über zwei Wege beeinflussen: Zum einen kann er die Ziele der jeweiligen Eigentümer über ordnungsrechtliche Regeln lenken. Dies ist im Bereich der Waldwirtschaft allerdings nur eingeschränkt möglich, weil hier verfassungsmäßig die Gesetzgebung des Bundes mit der der Länder konkurriert (Art. 70 und 74 GG) und die Länder zudem u. a. im Bereich von Naturschutz und Landschaftspflege von Bundesregelungen abweichen können (Art. 72 Abs.3 GG) – der ansonsten gegebene Vorrang des Bundesrechtes (nach Art.31 GG) gilt hier also nicht. Der zweite Weg besteht in der finanziellen Förderung von Waldwirtschaft bzw. spezifischen Ökosystemleistungen. Auch für die Ausgestaltung und Finanzierung dieser Förderung sind Bund und Länder gemeinsam zuständig (Art.91 GG); zudem beteiligt sich auch die EU an der Finanzierung. Die forstliche Förderung von Bund und Ländern wird im Rahmen der Gemeinschaftsaufgabe »Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes« (GAK) umgesetzt. Der aktuelle GAK-Rahmenplan 2014 bis 2017 (BMEL, 2014b) stellt insgesamt Fördermittel i.H.v ca. 9 Mrd. €/Jahr bereit (Jahr 2014), von denen 4,7 % (etwa 44 Mio. €/Jahr) auf den Förderbereich »Forsten« entfallen (BMEL, 2014c). Förderfähig sind Maßnahmen aus vier Bereichen:

1. Naturnahe Waldbewirtschaftung (Waldumbau, Jungbestandspflege und Bodenschutzkalkung einschließlich jeweiliger Vorarbeiten);

2. Forstwirtschaftliche Infrastruktur (Wegebau, Holzkonservierungsanlagen);

3. Forstwirtschaftliche Zusammenschlüsse (Förderung von Projekten zur Waldpflege, Mitgliederinformation und zur Zusammenfassung des Holzangebotes);

4. Erstaufforstung (Neuanlage von Wald auf bisher nicht forstwirtschaftlich genutzten Flächen).

Diese Maßnahmen zielen laut GAK-Rahmenplan grundsätzlich auf verbesserte Stabilität und Vitalität der Wälder, auf Schadensvermeidung sowie Verbesserung der forstlichen Produktionsbedingungen ab, haben aber auch Bedeutung für Ökosystemleistungen des Waldes (z. B. Erholungsmöglichkeiten, Boden- und Trinkwasserschutz) sowie für die Erhaltung der Biodiversität. Die Förderung ist in der Regel auf den Privat- und Kommunalwald begrenzt und erfolgt durch Anteilsfinanzierung der jeweiligen Kosten; es werden also nicht Gewinnanreize gesetzt, sondern lediglich (Teile der) Kosten erstattet (BMEL, 2014b). Spezielle Naturschutzleistungen (z. B. Alt-/Totholzschutz) oder Erholungseinrichtungen (z. B. Schutzhütten, Wander-/Reitwege) werden in Deutschland darüber hinaus nur in geringem Umfang gefördert. Insgesamt zeigt sich, dass die Forstwirtschaft (zumal die in den Wäldern erbrachten Ökosystemleistungen) in deutlich geringerem Umfang öffentlich gefördert wird als die Landwirtschaft. Dies zeigt auch ein Vergleich von Daten der jeweiligen Testbetriebsnetze (Möhring und Mestemacher, 2009): Bezieht man die Summe der ausgeschütteten Fördermittel auf die Fläche, so ergibt sich für Privatwaldbetriebe ein jährlicher Betrag von unter 15 €/ha. Die Fördersumme für die Landwirtschaft übersteigt diesen Betrag um mehr als das Dreißigfache. Diese Relation hat sich auch in neuerer Zeit nicht substanziell verändert (vgl. dazu die aktuellen Buchführungsergebnisse der landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Testbetriebe des BMELV, 2012).

6.3 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN DES WALDES UND IHR ÖKONOMISCHER NUTZEN

Ökosystemleistungen der Wälder können auf unterschiedliche Weise für Menschen nützlich sein; etwa durch die Bereitstellung konkreter Güter (z. B. sauberes Trinkwasser), durch die Reduzierung von Naturgefahren und deren Folgekosten (z. B. Hochwasser- und Lawinenschutz) oder auch durch das Erleben der Natur für Erholung und Wohlbefinden. Bei vielen dieser Ökosystemleistungen des Waldes sind zwei Eigenschaften besonders ausgeprägt, die sie im ökonomischen Sinn zu »öffentlichen Gütern« machen: Einerseits lassen sich zahlungsunwillige Nutzer nur schwer vom Konsum ausschließen (»Nicht-Ausschließbarkeit«); andererseits wird der individuelle Nutzen einer Leistung nicht beeinträchtigt, wenn sie durch mehrere Personen konsumiert wird (»Nicht-Rivalität«) (Bergen et al., 2013; vgl. auch Kapitel 2). Beide Eigenschaften verhindern das Entstehen von Märkten für diese Leistungen; dies nimmt den Waldbesitzern Einkommensmöglichkeiten wie auch die damit verbundenen Anreize, solche Leistungen gezielt bereitzustellen. Dies schließt allerdings nicht aus, zur Inwertsetzung einzelner Ökosystemleistungen spezifische marktgängige Produkte und Dienstleistungen zu entwickeln und anzubieten (deren Produktion und Vermarktung durchaus kostenträchtig sein kann). Beispiele hierfür sind u. a. der Verkauf von Kohlenstoff-Zertifikaten bei Aufforstungen und Möglichkeiten zur Freizeitgestaltung durch Übernachtungsangebote, Bildungszentren oder geführte Waldwanderungen (Mantau et al., 2001; Schäfer, 2013).

Im Folgenden werden Status Quo und Potenziale von Ökosystemleistungen des Waldes dargestellt, nach der gängigen Klassifikation unterteilt in Versorgungs-, Regulierungs- bzw. Erhaltungs- sowie kulturelle Leistungen (CICES, 2013). Zusätzlich wird zu Beginn kurz auf unterstützende Leistungen eingegangen, die die Voraussetzungen für alle Ökosystemleistungen darstellen.

6.3.1 Unterstützende Leistungen

Unterstützende Leistungen (oder auch Basisleistungen) entfalten ihren Nutzen für Menschen nicht unmittelbar, sondern indirekt über den Einfluss auf die Versorgungs-, Regulierungs- und kulturellen Leistungen. Sie werden als Grundlage aller anderen Ökosystemleistungen verstanden (MEA, 2003). Neben Bodenbildung und Nährstoffkreisläufen ist insbesondere die Photosynthese und die damit einhergehende Sauerstoffbildung und Kohlenstofffixierung eine Basisleistung der Wälder. Durch die geringe Eingriffsstärke in Wäldern im Vergleich zu landwirtschaftlichen Systemen können einige der unterstützenden Leistungen wie bspw. die Bodenbildung hier ungestörter und langfristiger ablaufen. Allerdings können solche Leistungen durch die Forstwirtschaft beeinträchtigt werden, etwa wenn Waldböden mit schweren Maschinen flächig und/oder zu ungünstigen Zeiten befahren werden. Zur Vermeidung von Boden- und Bestandsschäden ist es daher insbesondere auf empfindlichen Böden wichtig, bodenschonende Verfahren anzuwenden und ggf. ein System von »Rückegassen« einzurichten, auf denen sich Fahrzeuge zur Holzernte und zum Holztransport bewegen können (Thees und Olschewski, 2013).

Die Quantifizierung des ökonomischen Nutzens von unterstützenden Leistungen ist problematisch. Denn einerseits wären ohne die Leistungen – wie insbesondere die Photosynthese – keine anderen Ökosystemleistungen und grundsätzlich auch kein höheres Leben möglich: sie sind also unverzichtbar. Andererseits stiften unterstützende Leistungen selbst keinen unmittelbaren Konsumnutzen, sondern stellen vielmehr die Grundlage zur Herstellung anderer Güter dar. Diese »Vorleistungen« dürfen folglich nicht mit dem Wert der aus ihnen entstehenden Endprodukten aufsummiert werden, wenn Doppelzählungen vermieden werden sollen (Bastian et al., 2013).

6.3.2 Versorgungsleistungen

Rohholzproduktion

Versorgungsleistungen des Waldes sind die Grundlage für etliche Produkte, die als private Güter auf bereits bestehenden Märkten gehandelt werden können (Rohholzsortimente, Energierohstoffe und diverse »Nebennutzungen« wie Weihnachtsbäume, Wildbret etc.). Sie stehen daher bei wirtschaftlichen Betrachtungen oft im Vordergrund. Der Produktionswert der Rohholzproduktion in den deutschen Wäldern geht aus der Forstwirtschaftlichen Gesamtrechnung hervor (d. i. die gesamtwirtschaftliche Darstellung der ökonomischen Situation des Wirtschaftsbereiches Forstwirtschaft). Im Jahr 2011 betrug er ca. 3,5 Mrd. € (BMEL, 2014c). Der weit überwiegende Anteil des Produktionswertes wird durch Nadelstamm- und Nadelfaserholz erwirtschaftet (Abbildung 6.3).

Duncker et al. (2012) haben mithilfe einer Szenariomodellierung untersucht, welche Wirkungen von Waldbewirtschaftungssystemen unterschiedlicher Intensität auf diverse Ökosystemleistungen ausgehen. Verglichen wurden: 1) ein unbewirtschaftetes Naturreservat (»FMA 1«); 2) naturnahe Bewirtschaftung in einem Buchenbestand mit geringer Eingriffsstärke (»FMA 2«); 3) multifunktionale Forstwirtschaft in einem Buchen-Fichten-Mischbestand mittlerer Bewirtschaftungsintensität (»FMA 3«); 4) Altersklassenwirtschaft in einem Fichtenbestand hoher Bewirtschaftungsintensität (»FMA 4«); 5) Biomasseproduktion in einem intensiv bewirtschafteten Fichtenbestand (»FMA 5«). Im Laufe dieses Kapitels wird noch mehrfach auf diese Untersuchung hingewiesen. In Bezug auf den (vermarktungsfähigen) Holzzuwachs zeigt die Untersuchung erwartungsgemäß, dass dieser mit zunehmender Bewirtschaftungsintensität ansteigt: Ein unbewirtschaftetes Naturreservat (FMA 1) hat keinen vermarktungsfähigen Zuwachs, wohingegen in der extensiveren (FMA 2 und 3) bzw. intensiveren Forstwirtschaft (FMA 4 und 5) ein mittlerer Zuwachs von ca. 9 bzw. 14 m^3/ha und Jahr produziert wird. Dies entspricht, je nach Qualität des Holzes, Erlösen um die 1.000 €/ha und Jahr und darüber (vgl. zur Orientierung über Holzpreise z. B. LWK Niedersachsen, 2014). Durch die Weiterverarbeitung von Rohholz wird auf gesamtwirtschaftlicher Ebene eine erhebliche zusätzliche Wertschöpfung erzielt: Dieter (2008) berechnete für jede (zusätzliche) Einheit Rohholz, die für die Verarbeitung oder den Export eingesetzt wird, eine etwa zehnfache (zusätzliche) Wertschöpfung.

ABBILDUNG 6.3 ▸ Wert der Erzeugung forstwirtschaftlicher Güter im Jahr 2011. (verändert nach BMEL, 2014c)

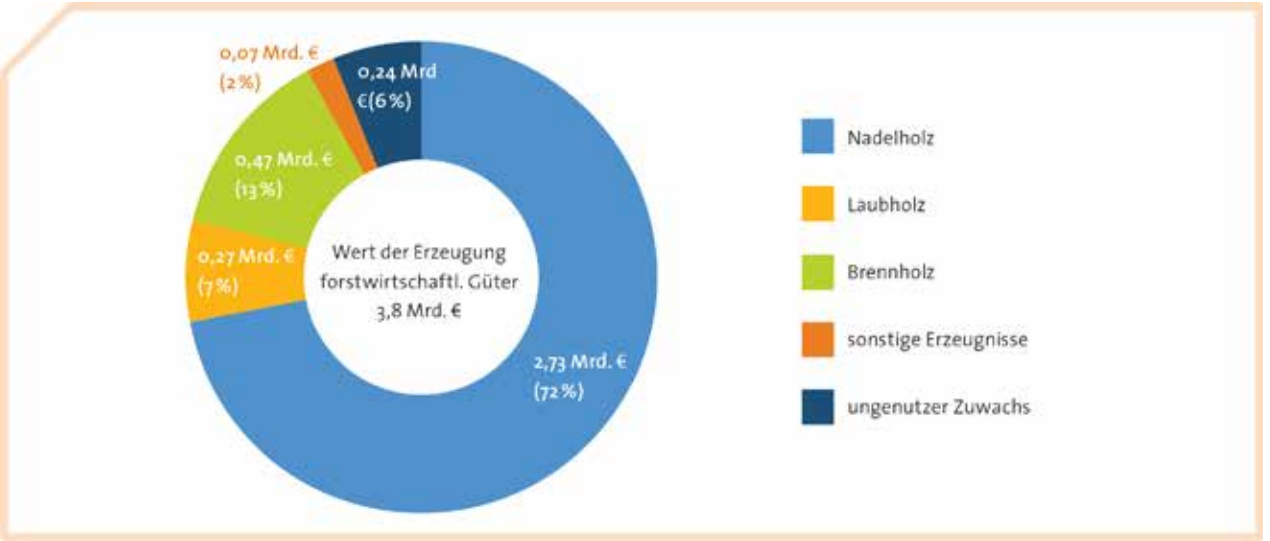


ABBILDUNG 6.4 ▸ Kulinarische Anziehungskraft von Wäldern. (Foto: Ramona Heim, Fotolia.com)

»Wilde« Nahrungsmittel: essbare Pflanzen und Pilze sowie jagdbare Wildtiere

Die internationalen TEEB-Berichte betonen wiederholt, wie wichtig u. a. die Nahrungsmittelversorgung aus den Wäldern weltweit für den Lebensunterhalt der ärmeren Bevölkerung in ländlichen Regionen sei, darüber hinaus auch für die Bekämpfung der Armut, die Gleichberechtigung von Frauen und Weiteres (z. B. TEEB, 2012: 12; TEEB, 2010: 21). Die Bedeutung der mitteleuropäischen Wälder für diese Ziele ist heute weniger existentiell. Gleichwohl ist das Sammeln von Pilzen, Beeren und anderen essbaren Pflanzenteilen in ganz Europa traditionell weit verbreitet – die Zahl der Sammler wird hier auf 65 Millionen und die der Konsumenten auf 100 Millionen geschätzt (Schulp et al., 2014), also etwa 20 % der Gesamtbevölkerung. Unter den rund 2.000 essbaren Wildpflanzen Mitteleuropas, die bei Fleischhauer et al. (2013) beschrieben werden, haben typische Waldarten wie Bärlauch und Tüpfelfarn bereits Eingang in die Haute Cuisine gefunden; kulinarisch anziehend wirken auch Waldsäume mit Schlehen, Brombeeren, Felsenbirnen oder Kornelkirschen, deren Blüten von Hummeln und deren herbstliche Früchte von Kindern umschwärmt werden. Zahlenangaben zu Sammelmengen und den entsprechenden Werten liegen nur lückenhaft vor. Für die deutsche Bevölkerung scheint die Bedeutung von Pilzen und Wildpflanzen gegenüber Spitzenreitern wie Italien, Frankreich, Schweden oder Finnland jedoch moderater zu sein (Schulp et al., 2014). Das Sammelrecht steht hier jedem zu, ist allerdings auf geringe Mengen für den eigenen Bedarf beschränkt (§39 Abs.3 BNatSchG sowie jeweilige Landesregelungen); gewerbliches Sammeln sowie auch die Verarbeitung sind von der Genehmigung der Eigentümer sowie der Naturschutzbehörden abhängig (a. a. O., Abs.4). Die rechtlichen Voraussetzungen für den Schutz wie auch eine Inwertsetzung dieser Versorgungsleistung sind damit gegeben – auch wenn Durchsetzung und Kontrolle schwierig sind (siehe z. B. dpa, 2013).

Auch jagdbares Wild lässt sich als Versorgungsleistung des Waldes betrachten, soweit die Jagd auf Wildbret als Nahrungsmittel gerichtet ist. Für die Jagd existiert ein eigener rechtlicher Regelungsbereich neben dem Wald- und Naturschutzrecht (Jagdgesetze des Bundes und der Länder), einschließlich entsprechender Verwaltung. Ökonomische Kennzahlen zum Aspekt »Versorgungsleistung« gehen aus den vermarkteten Jagdstrecken hervor. In der Jagdsaison 2012/13 haben die Jäger in Deutschland mehr als 45.000 t Wildbret von Schalenwild – das ist v. a. Reh- und Rotwild sowie Schwarzwild (Wildschweine) – auf den Markt gebracht. Deren Primärwert (bei direkter Abgabe durch den Jäger) betrug ca. 200 Mio. € (DJV, 2014b); im weiteren Verlauf der Wertschöpfungskette nimmt der Wert durch Weiterverkauf und verarbeitung noch deutlich zu. In vielen Fällen dient die Jagd (wie auch das Sammeln) jedoch in erster Linie der Freizeitgestaltung und könnte alternativ den kulturellen Ökosystemleistungen zugerechnet werden. Im Jagdjahr 2012/13 gab es in Deutschland etwa 362.000 Jagdscheininhaber (DJV, 2014a), also unter 0,5 % der Gesamtbevölkerung; der weit überwiegende Teil von ihnen dürfte den Freizeitjägern zuzurechnen sein.

Die ursprüngliche faunistische Biodiversität der hiesigen Wälder ist u. a. durch die Ausrottung vieler Großsäuger (z. B. Bär, Wolf, Wisent) gestört. Gleichzeitig haben Jäger oft ein Interesse an hohen Wildbeständen, insbesondere an Schalenwild. Diese größeren Pflanzenfresser profitieren von Winterfütterung und anderen Hegemaßnahmen, teils unzureichender Bejagung sowie von einem erhöhten Nahrungsmittelangebot in der Landwirtschaft (z. B. durch vermehrten Maisanbau). Schalenwild in zu hoher Dichte kann Biodiversität wie Ökosystemleistungen von Wäldern insbesondere durch das Abfressen nachwachsender junger Bäume empfindlich beeinträchtigen (siehe Infobox 6.1) – wobei allerdings kaum objektiv zu definieren ist, welche Wilddichten als »überhöht« gelten müssen und welche demgegenüber aus ökonomischer, waldbaulicher, jagdlicher und/und ökologischer Perspektive noch tragbar erscheinen (Scherzinger, 1996: 206 ff.).

INFOBOX 6.1

Gefährdung von Ökosystemleistungen durch überhöhte Wildbestände

In einem ausführlichen Gutachten haben Ammer et al. (2010) auf Risiken sowie ökologische und ökonomische Schäden überhöhter Bestände an Schalenwild hingewiesen. Danach schädigt deren Verbiss die Biodiversität der betroffenen Wälder auf dreierlei Weise:

- durch den Biomasseentzug, der besonders die vitalen und wuchskräftigen nachwachsenden Bäumchen trifft;
- durch das Absterben von Keimlingen und mehrfach verbissenen Pflanzen;
- durch Entmischung der nachwachsenden Baumverjüngung v. a. durch Rehe, die bspw. seltene Laubbäume gegenüber den meisten Nadelgehölzen bevorzugen.

Dies verringert die Baumartenvielfalt und führt auch zu einer Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse in der sonstigen Vegetation der Wälder; es wirkt zudem kaskadenartig fort auf die hieran gebundenen Artengruppen (so zeigte eine Untersuchung drastisch reduzierte Bestände bestimmter Singvogelarten bei anhaltendem Wildverbiss). Auswirkungen auf Ökosystemleistungen bestehen darüber hinaus in verringerter Bodenfruchtbarkeit und reduzierter Kohlenstoffspeicherung aufgrund des Biomasseentzugs, in Bodenschutzwäldern auch in der Beeinträchtigung oder dem Verlust ihrer Schutzwirkung aufgrund ausbleibender Waldverjüngung. Das Problem der Entmischung ist besonders dort virulent, wo Nadelbaumreinbestände in naturnähere Mischbestände umgebaut werden sollen: Sterben die eingebrachten Laubbäume durch Wildverbiss ab, so vermindert dies mit der Baumartenvielfalt auch die Stabilität der Wälder und deren Anpassungsfähigkeit an den Klimawandel. Ökonomische Folgen bestehen nicht nur in der entwerteten Investition in den Waldumbau und dem Verlust an Holzzuwachs, sondern auch in einer beeinträchtigten Risikostreuung.

6.3.3 Regulierungsleistungen

Wälder spenden sauberes Wasser und Sauerstoff, binden Kohlenstoff und schützen die Bevölkerung weiterhin gegen verschiedene Naturgefahren wie z. B. Hochwasser, Lawinen, Steinschlag und Bodenerosionen. Als vergleichsweise intakte Ökosysteme spielen die Wälder in Deutschland daher auch bei den Regulierungsleistungen eine große Rolle.

Trinkwasserbereitstellung

Wälder haben eine erhebliche Bedeutung für den Wasserkreislauf. Große zusammenhängende Waldgebiete beeinflussen die Niederschlagsbildung durch ihren Einfluss auf großklimatische Vorgänge. Der Verlust großer Waldgebiete kann deshalb negative Auswirkungen auf die globale Niederschlagsverteilung haben (Ellison et al., 2012).

In Deutschland hat Wald vor allem Einfluss auf Menge und Qualität des Grundwassers. Trinkwasser wird zu 70 % aus Grund- bzw. Quellwasser gewonnen (StBA, 2013; vgl. auch Kapitel 8.5). Etwa zwei Drittel des aus Grundwasser gewonnenen Trinkwassers werden unter Waldbeständen gewonnen (Alfter, 2010). Damit haben Wälder einen beträchtlichen Einfluss auf die Bereitstellung und Qualität von Trinkwasser.

Durch die meist hohen Niederschläge – bis auf einige Ausnahmen v. a. im Nordosten des Landes – besteht in Deutschland überwiegend Wasserüberschuss. Quantitative Unterschiede zwischen unterschiedlichen Waldbeständen in Bezug auf Oberflächenabfluss und Sickerwassermenge lassen sich zwar in begrenztem Rahmen feststellen (Duncker et al., 2012); wo Wasser mengenmäßig nicht knapp ist, haben solche Unterschiede aber keine große Bedeutung.

In qualitativer Hinsicht haben Wassereinzugsgebiete mit einem hohen Bewaldungsanteil deutlich geringere Stickstoff- und Phosphorausträge als größtenteils landwirtschaftlich genutzte Einzugsgebiete (Benning und Feger, 2013). Die geringere Schadstoffbelastung von Trinkwasser, das unter Wald gewonnen wurde, ist u. a. auf den Verzicht von Pflanzenschutz- und Düngemitteln im Wald zurückzuführen (Bürgi und Spjevak, 2009; NLWKN, 2010). Außerdem sind der Wasserabfluss unter Waldbeständen und die Umsatzrate von organischem Material reduziert, u. a. infolge höherer Verdunstung, niedrigerer Temperaturen und geringerer Bodenbearbeitung. Zusammen mit der Filterwirkung des Waldbodens ergibt sich eine geringere Auswaschung von Schadstoffen in das Grundwasser als unter Freiland (Lorz et al., 2007).

Jedoch bewirkt das Auskämmen von Luftschadstoffen durch das Kronendach im Wald höhere Schadstoffdepositionen als im Freiland. Aus der Landwirtschaft und aus dem Verkehr stammende Stickstoffdepositionen können zur Akkumulation von Stickstoff in Waldböden sowie zu Bodenversauerung und zu Nitratauswaschung führen. Dies zeigt sich in Untersuchungen der Bodenlösung auf mehr als 100 über Mittel, West- und Nordeuropa verteilten Waldmonitoringflächen (De Vries et al., 1999, 2001). Auf etwa einem Fünftel dieser Flächen überstiegen die Nitratkonzentrationen im Unterboden den gesetzlich festgelegten Grenzwert für Trinkwasser von 50 mg/l (TrinkwV, 2001), was von den Autoren als Hinweis auf eine Gefährdung der Filterwirkung des Waldes gewertet wird. Heute bereitet vor allem die Anreicherung von Stickstoff in den Waldböden Sorge. Wo eine Sättigung erreicht wird, besteht die Gefahr erhöhter Auswaschung von Nitrat. Lorenz et al. (2008) zeigen, dass die kritischen Eintragsraten (critical loads) für die Akkumulation von Stickstoff im Boden auf etwa zwei Dritteln von 186 untersuchten Probeflächen des Waldmonitorings in Europa überschritten werden.

Da Laubbäume im Winter keine Blätter haben, kämmen sie weniger Schadstoffe aus. Entsprechend ist das Grundwasser unter Laubwäldern oft weniger stark nitratbelastet als unter Nadelwäldern. Durch die gezielte Entwicklung von Nadelwäldern hin zu laubbaumreicheren Beständen kann die Nitratbelastung des Wassers weiter gesenkt werden (Lukes und Wilpert, 2001). Die positive Wirkung des Waldes auf die Trinkwasserqualität könnte damit weiter erhöht werden, auch wenn die genauen Wechselwirkungen zwischen Transpirationsraten, Durchwurzelungstiefe und Abfluss unter Mischbeständen im Vergleich zu Nadelwäldern noch nicht abschließend geklärt sind (Armbruster et al., 2004).

Die Filterfunktion des Waldes kann, je nach örtlichen Voraussetzungen, erhebliche finanzielle Einsparungen bei der Wasseraufbereitung bewirken, die allerdings bisher kaum systematisch untersucht worden sind. In den Vogesen ist mit ökonometrischen Methoden ermittelt worden, dass 1 ha Wald im Vergleich zu 1 ha landwirtschaftlicher Fläche zu Kosteneinsparung bei der Wasseraufbereitung i. H. v. durchschnittlich 138 €/m³ führte (Abildtrup et al., 2013). Solche Leistungen für die Wasserbereitstellung werden jedoch bislang selten vergütet (Merker, 2010); insbesondere gibt es bisher nur wenige Einzelbeispiele für geltende Wasserschutz-Dienstleistungsverträge zwischen Versorgungsunternehmen und der Forstwirtschaft (siehe z. B. Harzwasserwerke, 2015). Teilweise müssen die Waldeigentümer sogar Abgaben an die Wasserversorger bezahlen, die mit der Finanzierung der Gewässerunterhaltung begründet werden (von Alvensleben, 2010; von Bockum, 2008). Die bisher geleisteten Zahlungen von Wasserversorgungsunternehmen an die Forstbetriebe beschränken sich zudem i. d. R. auf Entschädigungsleistungen (Merker, 2010). Anreize für die Forstwirtschaft zu einem erhöhten Leistungsangebot sind damit nicht verbunden.

Kohlenstoffbindung

Die Kohlenstoffbindung von Wäldern stellt gerade in Bezug auf die Thematik des Klimawandels eine besonders wichtige Regulierungsleistung dar. Im Gegensatz zur landwirtschaftlichen Pflanzen- und Tierproduktion emittieren Wälder und Waldbewirtschaftung keine nennenswerte Menge an Treibhausgasen, sofern die Bewirtschaftung nachhaltig erfolgt und die Wälder nicht gerodet werden. Vielmehr waren in der jüngeren Vergangenheit die Wälder in Europa generell sogar Kohlenstoffsenken (Goodale et al., 2002; Pan et al., 2011). Auch in Deutschland tragen die Wälder derzeit als Senke zur Verbesserung der nationalen Emissionsbilanz bei (siehe dazu ausführlicher das Kapitel »Wälder« im TEEB-Bericht »Naturkapital und Klimapolitik«, Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2015). Der Kohlenstoff wird im Wald in der ober- und unterirdischen Biomasse, im Boden, in der Streuauflage und dem Totholz gespeichert. Hinzu kommen der Speicher in den Holzprodukten (mit unterschiedlich langen Lebensdauern) sowie das Substitutionspotenzial, das bei der Verwendung von Holzprodukten anstatt energieintensiverer Produkte entsteht (z. B. der Bau von Holzhäusern anstatt Häusern in Massivbauweise). Die Senkenleistung ist im Rahmen des UNFCCC im Kyoto-Protokoll unter den Artikeln 3.3 (Aufforstung, Wiederaufforstung und Entwaldung) und 3.4. (Änderungen in der Waldbewirtschaftung) auf die nationalen Emissionsbilanzen anrechenbar (UNFCCC, 1997). Seit Beginn der zweiten Verpflichtungsperiode 2013 kommt auch die

Anrechnung von Veränderungen der Holzproduktespeicher hinzu (UNFCCC, 2011). Veränderungen in der Waldbewirtschaftung und Holzverwendung schlagen sich demnach in der nationalen Emissionsbilanz nieder.

In Abhängigkeit von der Baumart binden neu angelegte Mischwälder in Deutschland in den ersten 20 Jahren durchschnittlich bereits zwischen 5 und 20 t CO_2/ha und Jahr; in den folgenden 20 Jahren wird die jährliche Kohlenstoffbindung aufgrund der Wachstumsdynamik der Bäume sogar mehr als verdoppelt (Paul et al., 2009). Durch die Baumartenwahl kann der Umfang der Kohlenstoffspeicherung im Wald beeinflusst werden. Schnellwüchsige fremdländische Nadelbaumarten wie die Douglasie oder Küstentanne binden im Rahmen einer forstlichen Bewirtschaftung durch ihr Wachstum mit rund 16 – 21 t CO_2/ha und Jahr deutlich mehr Kohlenstoff als die heimischen Baumarten Eiche (8,4 t CO_2/ha und Jahr), Buche (11,7 t CO_2/ha und Jahr) oder Fichte (11,4 t CO_2/ha und Jahr) (Wördehoff et al., 2012). Neben der höheren Kohlenstoffbindung ist auch der finanzielle Ertrag aufgrund der schnellen Wuchsleistung bei den erstgenannten Nadelbaumarten höher als bei heimischen Laubbaumarten. Allerdings führt der Anbau fremdländischer (Nadel-)Baumarten zu Konflikten mit Forderungen des Waldnaturschutzes.

Bei einer Fortführung der derzeitigen Waldbewirtschaftung in Deutschland ist für die nähere Zukunft eine jährliche Nettosenke von 22,41 Mio. t CO_2 prognostiziert worden (Bundesrepublik Deutschland, 2011). Dieser Wert berücksichtigt die Speicherveränderungen in der Baumbiomasse und im Holzproduktespeicher, nicht aber in Totholz, Böden und Streu sowie auch keine Substitutionspotenziale; er unterschätzt also die reale Senkenleistung. Jede Änderung der bisherigen Waldbewirtschaftung oder der Art der Holznutzung kann eine Änderung der Senkenleistung des Sektors nach sich ziehen. Mögliche Änderungen wären z. B. die Veränderung von Umtriebszeiten (d. h. der Zeitraum von der Bestandesbegründung bis zur Endnutzung eines Baumes), Flächenstilllegungen, Veränderung des Totholzanteils, Veränderung der Baumartenwahl, eine verstärkte materielle oder energetische Nutzung von Holz oder Effizienzsteigerungen im Bereich der Holzverwendung. Die Auswirkungen dieser einzelnen Maßnahmen auf die Emissionsbilanz sowie die resultierenden Kosten hängen maßgeblich von der Dauer der Betrachtungsperiode, den betrachteten Bereichen (Waldspeicher, Holzprodukte und Substitution) sowie den Umsetzungsmöglichkeiten ab. Bei gesamthafter Betrachtung scheint es derzeit jedoch kaum möglich, die Speicherleistung insgesamt substanziell zu steigern, da eine Erhöhung der Vorräte in den Wäldern zu Lasten von Holzproduktspeicherung sowie Substitutionspotenzialen geht und vice versa. Dies lässt die Schlussfolgerung zu, dass sich die derzeitige Waldbewirtschaftung in Bezug auf die Kohlenstoffspeicherung des Gesamtsystems für den Zeitraum 2013 bis 2020 nahe an einem Maximum befindet (siehe dazu ausführlicher Elsasser et al., 2015; Rüter et al., 2011).

Da die Klimaschutzleistung der Wälder global auf die Atmosphäre wirkt, verteilt sich der unmittelbare Nutzen dieser Ökosystemleistung auf die gesamte Weltbevölkerung. Er lässt sich anhand vermiedener klimabedingter Schäden monetär beziffern – allerdings nur sehr grob, da für die Schätzung weltweiter (heutiger und zukünftiger) Schadenssummen enorme Informationslücken bestehen, die entsprechend vorsichtige Annahmen nötig machen. In der erwähnten Naturkapital Deutschland-Studie »Naturkapital und Klimapolitik« wird von weltweiten Schadenskosten von mindestens 80 €/t CO_2 ausgegangen (Ring et al., 2015). Legt man diese Annahme zugrunde, so beträgt der weltweite Nutzen der Senkenleistung der deutschen Wälder knapp 2 Mrd. €/Jahr (ausführlicher dazu Elsasser et al., 2015). Den Forstbetrieben kommt dies allerdings finanziell nicht unmittelbar zugute, da die Senkenleistung der Wälder weder im Europäischen Emissionshandelssystem angerechnet wird noch über andere staatliche Institutionen in ein privat handelbares Gut überführt worden ist. Forstbetriebe profitieren allenfalls indirekt über die staatliche Energie- und Klimapolitik, wenn sich infolge einer gesteigerten Nachfrage nach erneuerbaren Energien auch die Holzpreise erhöhen. Dies bietet finanzielle Anreize zugunsten der Holzproduktion, nicht aber zugunsten der Senkenleistung. Die deutsche Volkswirtschaft insgesamt profitiert dagegen auch finanziell von der Senkenleistung der Wälder – zumindest soweit sie im Rahmen des Kyoto-Protokolls angerechnet wird – da dadurch auf kostenverursachende Emissionsreduktionen in anderen Sektoren verzichtet werden kann. Für die erste Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls wurde dieser finanzielle Wert der Wald-Senkenleistung auf 91 Mio. €/Jahr beziffert (Elsasser, 2008).

Weitere Schutzleistungen

Wälder können je nach Standort weitere Regulierungsleistungen erbringen, etwa zur Verbesserung des lokalen Klimas, zum Schutz vor Lärmquellen, vor Bodenerosion und Lawinen sowie vor Hochwasser. Da insbesondere über die ökonomische Dimension solcher Leistungen nur wenig Material verfügbar ist, werden diese Leistungen hier nur kurz angesprochen.

Lokale Klimaschutzleistungen von Wäldern wirken im Gegensatz zur Kohlenstoffbindung nur kleinräumig. Für Siedlungsgebiete kann u. U. die Filter-, Frischluft- und Kühlfunktion von Wäldern sehr wesentlich sein. Am Beispiel zweier Weinbaulagen wurde die kleinklimatische Schutzleistung des Waldes für angrenzende Weinbaubetriebe monetär bewertet (Löwenstein, 2000). Diese unentgeltliche Schutzleistung dient der Qualitätssicherung in der Weinproduktion durch Schutz vor Kaltluft und Frost. Die durch sie vermiedenen jährlichen Umsatzeinbußen betrugen in diesem Beispiel ca. 17,5 % des jährlichen Umsatzes der Weinbaulagen. Dieser Wert kann mit der maximalen Zahlungsbereitschaft der Winzer für die Anlage und den Erhalt des Schutzwaldes gleichgesetzt werden.

Hochwasserschutzleistungen von Wäldern beruhen auf unterschiedlichen Mechanismen (siehe z. B. Busch et al., 1989): Der Abfluss in den Hochwasserquellgebieten wird durch Transpiration und Interzeption der Bäume, ihren mechanischen Widerstand gegenüber dem auf den Boden gelangenden und dem dort abfließenden Wasser sowie durch die Wasseraufnahme der Streu- und Humusschicht gebremst; darüber hinaus wird die Schneeschmelze um ein bis drei Wochen verzögert, sodass das Schmelzwasser gleichmäßiger abfließt. Die Versickerung ist zudem erhöht – bei Starkregen gegenüber Feldböden um ein bis zwei Zehnerpotenzen –, weil die Böden ein höheres Porenvolumen haben, in der Regel weniger mechanisch verdichtet und tiefer durchwurzelt sind. Auen und insbesondere Auenwälder (siehe Kapitel 8) dienen als natürliche Überschwemmungsflächen, da intakte Auensysteme in der Lage sind, erhöhte Wasserstände auszugleichen (Schwanke et al., 2009). Allerdings sind in Deutschland bereits zwei Drittel aller natürlichen Auen-Überschwemmungsflächen verloren gegangen (BMU/BfN, 2009), und ein Großteil der ca. 61.000 ha umfassenden Wälder in rezenten Flussauen besitzt keinen Auwaldcharakter mehr. Lediglich rund 5.700 ha naturnahe Hartholzauwälder sind heute bundesweit noch erhalten geblieben, was weniger als 1 % des ursprünglichen Bestandes entspricht (BMU/BfN, 2009; vgl. auch Kapitel 8). Durch die Überflutung ehemaliger Überschwemmungsflächen – und heutiger Siedlungsgebiete – entstehen hohe Kosten: Der wirtschaftliche Schaden des Hochwassers im Sommer 2013 wird auf bis zu ca. 7 Mrd. € geschätzt (BMI, 2013). Die finanziellen Aufwendungen für technische Hochwasserschutzmaßnahmen (z. B. Deicherhöhungen) können durch Renaturierung von Auenwäldern erheblich reduziert werden.

Eine wichtige Aufgabe von Gebirgswäldern ist der Schutz von Bevölkerung und Infrastruktur vor Schneelawinen. Durch den Baumbestand wird der Schnee am Hang stabilisiert; eine bereits ins Rutschen geratene Lawine kann allerdings auch durch einen Gebirgswald nicht aufgehalten werden. In einer Studie von Olschewski et al. (2011) wurde die Zahlungsbereitschaft der lokalen Bevölkerung für den Schutz vor Lawinen in Andermatt, einem Ort in den Schweizer Alpen, bestimmt. Dabei sollten die Teilnehmer aus verschiedenen Alternativen zur Wiederherstellung der Lawinenschutzleistungen eines zerstörten Waldes wählen. Wie die Ergebnisse zeigten, ist die Bevölkerung bereit, einmalig umgerechnet etwa 350 €/Haushalt für die Lawinenschutzmaßnahmen zu zahlen. Die Studie zeigte weiterhin, dass waldbauliche Maßnahmen die kosteneffizienteste Lösung für den Lawinenschutz darstellen, vorausgesetzt, dass die Anfälligkeit des Waldes gegenüber Sturmereignissen nachhaltig vermindert werden kann.

6.3.4 Kulturelle Leistungen

Walderholung

Kulturelle Ökosystemleistungen umfassen vielfältige Aspekte der ästhetischen Qualität und des kulturellen Erbes von Landschaften, bis hin zur einer möglichen spirituellen Bedeutung (siehe z. B. Daniel et al., 2012). Zu den kulturellen Ökosystemleistungen der Wälder zählen u. a. die Erholung für die Bevölkerung sowie die Ästhetik von Natur und Landschaft in Wohn- , Ausflugs- und Feriengebieten, von denen nicht zuletzt positive Wirkungen auf die menschliche Gesundheit ausgehen (Cervinka et al., 2014). Über 75 % der Bevölkerung Deutschlands unternimmt jährlich einen oder mehrere Waldbesuche in der Nähe des jeweiligen Wohnortes; im Bevölkerungsdurchschnitt ergeben sich 27,5 Besuche pro Person und Jahr (Elsasser und Weller, 2013). Erholungsleistungen des Waldes fallen zum Teil »automatisch«, d. h. als Kuppelprodukte der Produktion privater Güter an: bspw. werden Waldwege, die der Holzproduktion bzw. -bereitstellung dienen, gleichzeitig auch von den erholungssuchenden Waldbesuchern genutzt (Dieter et al., 2010); das Bundeswaldgesetz garantiert dabei jedermann das Betreten des Waldes zum Zwecke der Erholung (§14 BWaldG). Bei intensiver Erholungsnutzung kommt es aber oft zu Konflikten zwischen unterschiedlichen Besuchergruppen (z. B. Spaziergängern, Mountainbikern, Reitern), sowie auch zwischen Erholungs- und anderen Leistungsansprüchen: starker Besucherverkehr behindert Holznutzungs- und Jagdmöglichkeiten, umgekehrt gefährden Jagdausübung und Holzernte die Besucher; Holztransporte beeinträchtigen die Nutzbarkeit von Waldwegen auch für Wanderer, und eine Anreicherung der Wälder mit

ABBILDUNG 6.5 ▸ Totholz als Gefahrenquelle. (Foto: Peter Elsasser)

Altbeständen und Totholz ist zwar Naturschutzzielen förderlich, führt aber zu zusätzlichen Risiken für die Waldbesucher. Eine genauere Quantifizierung und Monetarisierung dieser unterschiedlichen Leistungen und Konfliktpotenziale in den jeweiligen konkreten Gebieten würde helfen, das Ausmaß derartiger Zielkonflikte und deren ökonomische Dimension besser zu bestimmen. Eine Voraussetzung dafür ist, den Wert der Erholungsleistung überhaupt beziffern zu können.

Tatsächlich hat sich eine Reihe von Studien in der Vergangenheit diesem Thema gewidmet. Als Zahlungsbereitschaft von Urlaubern für den Aufenthalt in unterschiedlichen waldgeprägten Feriengebieten wurden in den 1990er Jahren – abhängig von der jeweiligen Urlaubsdauer – knapp 13 bis etwa 28 € / Person und Aufenthalt ermittelt; auf den einzelnen Besuchstag umgerechnet sind dies etwa 2 bis 4,40 € / Person und Tag (Bergen und Löwenstein, 1992; Elsasser, 1996; Löwenstein, 1994). Für Übernachtungsgäste im Bayerischen Wald ergab eine aktuelle Studie deutlich höhere Werte, nämlich etwa 10 bis 20 € / Person und Tag je nach Rechenmodell (Mayer, 2013, 2014). Bei allen genannten Werten handelt es sich um Konsumentenrenten, d. h. der genannte monetäre Nutzen kommt den jeweiligen Besuchern selbst zugute. Daneben profitiert die Wirtschaft der ländlichen Räume von den Ausgaben der Urlauber. Im zitierten Fallbeispiel des Bayerischen Waldes betrugen diese Ausgaben knapp 20 € / Person und Tag (Mayer, 2014). Ähnliche Größenordnungen werden auch aus anderen deutschen Großschutzgebieten berichtet (Job et al., 2005; Mayer et al., 2010).

Erholungsleistungen erbringen Wälder nicht nur für Urlauber, sondern auch im Alltag, insbesondere für die wohnortnahe Wochenend- und Feierabenderholung. Nach den Ergebnissen einer aktuellen Untersuchung beträgt die Zahlungsbereitschaft der Besucher für Waldbesuche im Wohnumfeld im Mittel ca. 32 € / Besucher und Tag (Elsasser und Weller, 2013). Der auf die Gesamtbevölkerung Deutschlands aggregierte Erholungswert wohnortnaher Wälder liegt um 2 Mrd. € / Jahr. Unterschiede in den Zahlungsbereitschaften der Bewohner urbaner und ländlicher Räume sind dabei gering und nach den bisherigen Erkenntnissen statistisch nur vereinzelt nachzuweisen. Sie sind weitgehend durch unterschiedliche Einkommen, Entfernungen zum Wald und die entsprechenden Besuchshäufigkeiten erklärbar.

Angesichts der vielfältigen Leistungsansprüche an die Wälder stellt sich die Frage, ob sich der Erholungsnutzen direkt oder indirekt (durch eine Förderung anderer Ökosystemleistungen des Waldes) beeinflussen und ggf. steigern lässt. Zumindest durch pauschale Maßnahmen scheint dies jedoch kaum möglich zu sein. Zwar konnten in der zitierten Untersuchung (Elsasser und Weller, 2013) viele Befragte Verbesserungswünsche benennen, wenn diese unverbindlich abgefragt wurden; diese Verbesserungswünsche waren aber teilweise nicht miteinander kompatibel (z. B. Wünsche nach vermehrten Erholungsangeboten gegenüber Wünschen nach größerer Naturnähe der Wälder). Diesem Problem ließe sich zwar durch geeignete Besucherlenkungskonzepte begegnen; es zeigte sich jedoch ebenfalls, dass selbst eine Waldgestaltung entlang individueller Idealvorstellungen nach den vorliegenden Ergebnissen weder zu spürbar erhöhter Nachfrage nach Waldbesuchen noch zu einer substanziellen Erhöhung des monetären Nutzens führen würde. Dies lässt darauf schließen, dass das Potenzial der bestehenden deutschen Wälder in Bezug auf die Qualität der Erholungsleistungen weitgehend ausgeschöpft ist. Im Gegensatz zur Qualität scheint hingegen die räumliche Verteilung von Wäldern, d. h. ihre Nähe zu Siedlungsgebieten und ihre Erreichbarkeit, einen stärkeren Einfluss auf den Erholungswert zu haben (Dieter et al., 2010). Hier kann die zunehmende Zersiedelung der Landschaft gerade entlang der Siedlungsgrenzen erhebliche Einbußen für den Erholungswert bewirken.

Ästhetische Landschaftsqualität

Eine weitere kulturelle Ökosystemleistung von Wäldern besteht in ihrem Beitrag zur ästhetischen Wirkung von Landschaften. Im Verbund mit Äckern, Feldern, Wiesen, Hecken und Gewässern prägen Wälder das typische Bild der mitteleuropäischen Kulturlandschaft; örtlich können darüber hinaus Bäume, Gehölzstreifen und Wälder optische Landschaftsschäden durch Bauwerke und viele sonstige technische Anlagen kaschieren. Da der Einfluss von Wäldern auf das jeweilige Landschaftsbild stark von den lokalen Voraussetzungen abhängig ist – einschließlich der Erwartungen, Gewohnheiten und der traditionellen Prägung der ansässigen Bevölkerung –, lassen sich trotz vielversprechender Ansätze (z. B. Gruehn und Roth, 2008) derzeit noch kaum allgemeingültige Aussagen über Wirkung und Wert von Wäldern in Bezug auf die ästhetische Landschaftsqualität treffen (vgl. z. B. Boll und von Haaren, 2014).

Gleichwohl gibt es international wie national einige Studien, die über Auswirkungen veränderter Waldanteile sowie veränderter Waldgestaltungen auf die Wahrnehmung der Landschaft in einzelnen Regionen Aufschluss geben. Ein Übersichtsartikel (Edwards et al., 2010) legt nahe, dass europaweit die Baumdimensionen sowie die Flächengröße von Erntebeständen diesbezüglich die stärksten Einflüsse haben – erstere positiv, letztere negativ; in Mitteleuropa kommt der Wechsel zwischen unterschiedlichen Waldbeständen als wichtiger positiver Einflussfaktor hinzu. Mittleres Gewicht haben die Naturnähe von Waldsäumen, Variation in Bezug auf Standraum und Größe der Einzelbäume sowie der Überschirmungsgrad; weitere Elemente scheinen sich dagegen nur schwach auf Landschaftsqualität und deren Wahrnehmung auszuwirken (explizit wurden hier die Dichte der Bestände und der Bodenvegetation, Totholzanteile, Ernteresiduen sowie die Anzahl unterschiedlicher Baumarten in einem Bestand genannt).

Am Beispiel der nordostdeutschen Tiefebene wurde der Einfluss waldbaulicher Veränderungen auf die Landschaftsqualität auch ökonomisch abgeschätzt. Hier wurden in einer Bevölkerungsbefragung die Präferenzen für unterschiedliche, durch Bilder vermittelte Wohnumgebungen untersucht (Elsasser et al., 2010a, 2010b). Die Bilder zeigten unterschiedliche regionaltypische Landschaften im Sommer- sowie im Winterzustand, nämlich jeweils einen Kiefern-, einen Laub- und einen Mischwald mit hoher bzw. niedriger Strukturvielfalt sowie schließlich eine Wiese ohne jeden Baumbestand. Es zeigte sich: Durch Laub- und Mischwälder geprägte Wohnumgebungen wurden im Sommerzustand deutlich höher bewertet als solche mit Kiefernreinbeständen; die zusätzlichen Zahlungsbereitschaften betrugen hier zwischen rund 40 und 85 €/Haushalt und Jahr. Wiesen die gezeigten Wälder außerdem eine hohe Strukturvielfalt auf, so war dies den Befragten zusätzlich etwa 20 €/Haushalt und Jahr wert. Im Winterzustand war hingegen keine generelle Bevorzugung von Laub- und Mischwäldern nachzuweisen; Strukturvielfalt erwies sich im Winter aber als noch wertvoller (mit einer diesbezüglichen Zahlungsbereitschaft zwischen 90 und 160 € / Haushalt und Jahr). Selbst das am schlechtesten bewertete Waldbild, der homogene Kiefernwald, wurde aber jeweils deutlich einer Situation ohne jeden Wald vorgezogen (letztere hätte zu einer Nutzeneinbuße zwischen ca. 40 und 160 € / Haushalt und Jahr geführt).

Naturgenuss als kulturelle Ökosystemleistung

Vielfalt von Arten, Lebensgemeinschaften und Ökosystemen ist Teil des übergeordneten Naturkapitals und per se keine »Leistung« – sie bildet vielmehr die Grundlage für die Existenz unserer Gesellschaft (Ring, 2013). Naturgenuss kann dagegen den kulturellen Leistungen zugeschrieben werden. Die Anerkennung und Wertschätzung von Ökosystemen, Landschaften und einzelnen Arten beinhaltet auch, sie zur Sicherstellung vielfältiger menschlicher Bedürfnisse zu schützen.

Über den ökonomischen Wert unterschiedlicher Naturschutzmaßnahmen im Wald liegen mehrere Schätzergebnisse für Gesamtdeutschland vor. Auch solche Maßnahmen sind allein noch keine Ökosystemleistungen; die für sie ermittelten Zahlungsbereitschaften können aber als Indikatoren für den Wert der entsprechenden Leistungen interpretiert werden. Für ein Paket aus fünf Biodiversitätsschutzmaßnahmen (Totholzerhalt, verringerte Wilddichte, zusätzliche Schutzgebiete, naturnahen Waldumbau und Vernetzung fragmentierter Waldbestände) wurden deutschlandweit durchschnittliche Zahlungsbereitschaften von etwa 48 €/ Haushalt und Jahr ermittelt; aggregiert auf die Gesamtbevölkerung ergibt dies knapp 1 Mrd. €/Jahr (Küpker et al., 2005). Zu noch etwas höheren Ergebnissen kamen Meyerhoff et al. (2012): Sie haben die Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung in Deutschland für ein Bündel von Maßnahmen untersucht, welche aus den Zielen der Nationalen Biodiversitätsstrategie für unterschiedliche Ökosysteme abgeleitet wurden, darunter auch für Wälder. Die für Wälder beschriebenen Maßnahmen umfassten das Zulassen natürlicher Waldentwicklung auf 430.000 ha, einen Umbau in naturnahe Laub- oder Mischbestände auf 700.000 ha, die Erhöhung der Strukturvielfalt durch Totholzanreicherung, Biotopbäume

ABBILDUNG 6.6 ▸ Naturschutz – zum Nutzen der Menschen oder als Selbstzweck? (Foto: Martina Berg, fotolia.com)

und Waldränder auf 220.000 ha sowie den Schutz aller bestehenden Nieder- und Mittelwälder (100.000 ha). Es zeigte sich, dass auf diese waldbezogenen Maßnahmen eine Zahlungsbereitschaft von aggregiert 2,22 Mrd. €/Jahr entfiel (innerhalb des Gesamtpakets nahmen Maßnahmen in Wäldern damit auch den höchsten Stellenwert ein).

Wie bei anderen Ökosystemleistungen auch, sind bei Änderungen der Waldbewirtschaftung zugunsten von Naturschutz und Biodiversität Zielkonflikte und Wechselwirkungen mit anderen Ökosystemleistungen möglich. Setzen diese Maßnahmen bspw. Holznutzungsverzichte voraus, so schränkt dies Versorgungsleistungen ein, und bedeutet damit i. d. R. auch finanzielle Verluste für die Forstbetriebe und für die Gesellschaft insgesamt. Für die Umsetzung von FFH-Maßnahmen im Wald haben Rosenkranz et al. (2014) solche finanzielle Auswirkungen näher beziffert. Nach ihren Ergebnissen führt die Umsetzung geplanter FFH-Maßnahmen zu betrieblichen Einkommensverlusten von jährlich durchschnittlich 31 bis 39 €/ha. Ein Vergleich der Größenordnung dieser Ergebnisse mit den im vorstehenden Abschnitt genannten Zahlungsbereitschaften lässt vermuten, dass konkrete Naturschutzmaßnahmen auch dann per Saldo gesamtwirtschaftlich vorteilhaft sein können, wenn sie (begrenzte) Holznutzungsverzichte vorrausetzen.

6.4 WIE KANN DIE BEREITSTELLUNG NICHT MARKTGÄNGIGER WALDLEISTUNGEN GESTÄRKT WERDEN?

Der vorstehende Abschnitt hat gezeigt, dass Wälder über ihre Rohholzproduktion hinaus etliche Leistungen erbringen, die für die Gesellschaft einen hohen (ökonomisch bezifferbaren) Wert haben – auch wenn viele dieser Leistungen derzeit nicht marktgängig sind. Soll das Angebot an solchen Leistungen verstärkt werden, dann bietet sich an, ihren ökonomischen Wert auch den Waldeigentümern zugänglich zu machen, und damit wirtschaftliche Anreize für ein verstärktes Leistungsangebot zu schaffen. Hierzu existieren bereits einige privatwirtschaftliche Initiativen, die durch staatliche Maßnahmen flankiert und ergänzt werden können.

6.4.1 Inwertsetzung und Vermarktung: Beispiele für privatwirtschaftliche Initiativen

Einzelne Betriebe versuchen erfolgreich, auch bislang nicht marktgängige Ökosystemleistungen privatwirtschaftlich zu vermarkten – bzw. genaugenommen: Güter und Leistungen zu vermarkten, welche wesentlich auf Ökosystemleistungen des Waldes basieren. Chancen dafür bietet bspw. die Klimaschutzleistung aufgrund des Zertifikatehandels mit freiwilligen Emissionsreduktionen. Hier werden klimafreundliche Waldbewirtschaftungsmaßnahmen von Dritten (mit-)finanziert, die auf diese Weise einen Beitrag zur Reduktion ihres CO_2-Fußabdruckes leisten wollen, ohne dazu rechtlich verpflichtet zu sein. Es wird geschätzt, dass der weltweite Handelsumfang für solche freiwilligen CO_2-Reduktionszertifikate aus Waldprojekten im Jahr 2012 etwa 28 Mio. t CO_2 umfasste, für die insgesamt 216 Mio. US$ gezahlt wurden (Peters-Stanley et al., 2013). Die meisten dieser Projekte liegen außerhalb Europas. Aber auch in Deutschland gibt es entsprechende Beispiele. So bietet das Land Mecklenburg-Vorpommern über seinen Tourismusverband »Waldaktien« an, mit denen die auf Urlaubsreisen entstehenden Emissionen durch Aufforstung und Pflege von »Klimawäldern« kompensiert werden können. Mit dem Kauf einer Waldaktie zum Preis von 10 € wird jeweils eine Aufforstungsfläche von 10 m^2 finanziert, welche die durchschnittlichen Emissionen einer vierköpfigen Familie bei einem Urlaub in Mecklenburg-Vorpommern ausgleichen soll (www.waldaktie.de). Ähnliche Ansätze, hier in Bezug auf die Trinkwasserschutzleistung, verfolgt der Verein Trinkwasserwald e. V.: Mit seiner Hilfe können Großverbraucher von Trinkwasser diesen Wasserverbrauch kompensieren, indem sie geeignete Waldumbaumaßnahmen finanzieren und so zu einer Erhöhung der Trinkwasserspende der Wälder beitragen (www.trinkwasserwald.de).

INFOBOX 6.2

Trade-offs zwischen unterschiedlichen Ökosystemleistungen bei naturnahem Waldumbau

»Waldumbau« zugunsten von Naturnähe und Widerstandskraft der Wälder ist ein verbreitetes Anliegen in der deutschen Forstwirtschaft (Knoke et al., 2008), das von Bund und Ländern über die GAK auch finanziell gefördert wird. Öffentliche wie private Forstbetriebe investieren in umfangreiche Maßnahmen, um strukturarme Nadelwälder in stabilere und naturnähere Laub- und Laubmischwälder umzuwandeln. Dies wird u. a. mit positiven Wirkungen auf Biodiversität und vielfältige Ökosystemleistungen begründet (vgl. Fritz, 2006).

Trade-offs zwischen Biodiversitätsschutzmaßnahmen (interpretierbar als Indikatoren für kulturelle Ökosystemleistungen, siehe oben) und Holzproduktion wurden im Rahmen einer Nutzen-Kosten-Analyse in der Lüneburger Heide und im Solling für das niedersächsische Programm zur langfristigen ökologischen Waldentwicklung (LÖWE) analysiert (Meyerhoff et al., 2006). Ein Kernelement des Umbauprogramms besteht in der Erhöhung des Laubbaumanteils von 30 bzw. 40 % auf jeweils 60 %. Dieser Waldumbau geht langfristig mit verringerten Holzerträgen einher – die entsprechenden Einbußen ließen sich auf 43,10 bzw. 57,80 €/ha und Jahr beziffern. Dem wurde die Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für die dadurch erhöhte Biodiversität i. H. v. 5,50 bis 14,60 €/Haushalt und Jahr (je nach Region und Bewertungsansatz) gegenübergestellt. Auf den Hektar umgerechnet reichte diese Zahlungsbereitschaft zwar knapp an die Höhe der Einbußen heran, konnte diese aber allein nicht vollständig kompensieren; ein positiver Gesamtsaldo wäre erst bei Berücksichtigung weiterer Leistungen möglich, welche von den Autoren diskutiert, aber nicht bewertet werden konnten.

Ein weiterer Direktvergleich zwischen unterschiedlichen Ökosystemleistungen geht aus der bereits zitierten regionalen Studie aus der Nordostdeutschen Tiefebene hervor (Elsasser et al., 2010b). Hier wurde untersucht, wie sich ein Waldumbau vormals durch Kiefern geprägter Bestände in »klimaplastische Laubmischwälder« bis zum Jahr 2100 auf den Wert der Holz- und Biomasseproduktion, des Landschaftsbildes sowie der Senkenleistung auswirkt (auch hier wurden also nur einige wichtige, nicht aber alle betroffenen Ökosystemleistungen bewertet). Es zeigte sich, dass die positiven Einflüsse dieses Waldumbaus auf das Landschaftsbild im Vergleich zu einem Status quo bis etwa zum Jahr 2060 die verringerten Erträge kompensierten, teilweise sogar leicht übertrafen. Nach diesem Zeitpunkt dominierte aber die verringerte Holz- und Biomasseproduktion das Ergebnis und bewirkte im Jahr 2100 per Saldo einen Nutzenentgang zwischen etwa 30 und 50 Millionen €/Jahr, selbst ohne Berücksichtigung von Investitionskosten des Waldumbaus. Darüber hinaus wurden schwach positive Wirkungen zwar auch für die Senkenleistung der Wälder (Holzprodukte) ermittelt – selbst unter extremen Annahmen über die auf Kohlenstoffmärkten zu erwartenden Preise beeinflusste der Wert dieser Leistung den Gesamtsaldo aber nicht nennenswert.

Ein aktuelles Beispiel für die private Vermarktung kultureller Ökosystemleistungen durch einen Forstbetrieb ist das Projekt »Wilde Buche« des kommunalen Forstbetriebes Hümmel/Rheinland-Pfalz. Die Gemeinde verzichtet seit mehreren Jahren auf forstliche Eingriffe in einem ca. 60 ha großen Buchenwaldkomplex. Um dennoch Einnahmen zu generieren, wurde ein Geschäftsmodell entwickelt, mit dem sich Unternehmen und Organisationen finanziell am Projekt beteiligen und so den Schutz der Waldfläche für mindestens 50 weitere Jahre gewährleisten können. Das Projekt »Wilde Buche« stellt im Gegenzug ein Marketingpaket zur Verfügung, mit dem die Unternehmen ihr Engagement im Rahmen ihrer Corporate Social Responsibility-Aktivitäten kommunizieren können (FFS, 2013).

Eine weitere Möglichkeit der Vermarktung von Ökosystemleistungen des Waldes ist die Anlage von Ökokonten, welche vor dem Hintergrund derzeitiger Bestimmungen des Naturschutz- und Baurechtes ermöglicht wird (§200a BauGB; §§16 ff. BNatSchG). Auf solchen Ökokonten können sich Forstbetriebe »Ökopunkte« für bestimmte freiwillig durchgeführte naturschutzfachliche Aufwertungsmaßnahmen im Wald gutschreiben lassen. Diese Ökopunkte können anschließend an Dritte verkauft werden, die aufgrund von Eingriffen in Natur und Landschaft zu einer entsprechenden Kompensation verpflichtet sind – etwa Kommunen, Straßenbauverwaltungen oder Energieunternehmen, die ausgleichspflichtige Projekte durchgeführt haben. Für solche Ökokonten gibt es inzwischen viele Beispiele. Ein konkretes Beispiel ist das Modellprojekt »Ökokonto für private Grundbesitzer in

Rheinland-Pfalz«, an dem ein privater Forstbetrieb, das zuständige Ministerium und eine Kreisverwaltung beteiligt sind. Zur Einrichtung des Ökokontos wurde für die verfügbaren Flächen eine Bestandsaufnahme durchgeführt, das ökologische Aufwertungspotenzial beurteilt und kartiert sowie mit der Genehmigungsbehörde abgestimmt. Die so generierten Ökopunkte werden erst dann verkauft und konkreten ausgleichspflichtigen Projekten zugeordnet, sobald ein entsprechender Bedarf entsteht; die Einrichtung des Ökokontos stellt für den Waldbesitzer also ein Investitionsrisiko dar. Im vorliegenden Beispiel erfolgt die Zahlung als Einmalzahlung mit Berücksichtigung der Inflationsrate; die vertragliche Sicherung ist auf max. 30 Jahre festgelegt, unter Berücksichtigung des Vorlaufs der Maßnahme. Seit dem Start des Projektes 1996 konnten Umweltleistungen auf einer Waldfläche von 60 ha vermarktet werden (Emmert, 2013).

Mantau et al. (2001) haben bereits vor einigen Jahren gezeigt, dass mit geeigneten Marketingstrategien eine ganze Reihe von Ökosystemleistungen des Waldes vermarktet werden können, und dafür auch eine Fülle von Fallbeispielen aus verschiedenen europäischen Ländern dokumentiert. Alleine die Beispiele aus Deutschland decken bereits sämtliche Kategorien von Ökosystemleistungen ab: Versorgungsleistungen (Wildfleisch, Weihnachtsbäume); Regulierungsleistungen (Trinkwassersponsoring, Vertragswasserschutz); sowie etliche Fallbeispiele für kulturelle Leistungen: Verpachtungen von Reit-, Fahrrad- und Motorradstrecken, Skiabfahrten und Loipen; Organisation von Sportveranstaltungen (Reiten, Skilanglauf, Jagd, Angeln); Natur- und Umweltbildung (Fachexkursionen, Walderlebnisurlaube, Survivaltraining, Managerseminare, Wald- und Bergführungen für Urlauber, Waldbildungseinrichtungen); Umweltsponsoring zugunsten von Aufforstungen, Naturwäldern, Landschaftspflege sowie Naturschutz im Wald. Beispiele aus neuerer Zeit finden sich insbesondere bei Matzdorf et al. (2014).

Ein weiteres Potenzial zur Inwertsetzung von Waldleistungen bietet die forstliche Nachhaltigkeitszertifizierung: Durch die Vergabe von Gütesiegeln an besonders umweltverträglich und nachhaltig wirtschaftende Forstbetriebe könnte sich der Schutz der Biodiversität und der damit verbundenen Leistungen auch in den Holzpreisen niederschlagen und so dementsprechende wirtschaftliche Anreize setzen. Die Wurzeln dieses Ansatzes gehen auf das Engagement zum Schutz der Tropenwälder zurück (Burger, 1999). In Mitteleuropa konnten positive Einflüsse auf die Produktpreise bisher kaum bestätigt werden (Seidl et al., 2009), anders als dies z. B. beim landwirtschaftlichen Bio-Siegel der Fall ist; selbst Zertifizierungsunternehmen nennen als Argumente für eine Zertifizierung nicht höhere Holzpreise, sondern an erster Stelle die Sicherung des Marktzugangs (PEFC, 2015).

6.4.2 Staatliche Maßnahmen zur Sicherung von Wald-Biodiversität und Ökosystemleistungen

Die Beispiele des letzten Abschnittes zeigen, dass oft selbst solche Ökosystemleistungen des Waldes marktgängig gemacht werden können, für die bislang noch keine Märkte etabliert sind. Dies unterstützt gleichzeitig die Sicherung dieser Ökosystemleistungen im gesellschaftlichen Interesse – denn die Vermarktungsmöglichkeiten bieten auch den Forstbetrieben einen Anreiz zum Schutz und zur Förderung der jeweiligen Ökosystemleistungen. Dennoch handelt es sich hier weitgehend um Nischenmärkte, die schwerlich in der Lage sind, sämtliche Ansprüche der Gesellschaft an die Ökosystemleistungen des Waldes in optimaler Menge und Qualität bereitzustellen und dadurch einen umfassenden Schutz der Biodiversität zu gewährleisten. Wie lässt sich diese Lücke füllen? Antworten auf diese Frage sind zunächst davon abhängig, ob etwaige Gefährdungen der Biodiversität und der Leistungsfähigkeit der Wälder ihre Ursachen innerhalb oder außerhalb des Forstsektors haben.

Potenzielle Gefahren für die Biodiversität der Wälder

Weltweit wie auch national wird die Biodiversität der Wälder zu großen Teilen durch externe Einflüsse bedroht: von globalen und regionalen Klimaveränderungen; von Flächenansprüchen konkurrierender Landnutzungen, die weltweit zu Waldflächenverlusten und national immerhin zu Zerschneidungen von Lebensräumen und Waldflächenverschiebungen führen; von Emissionen aus Verkehr und Landwirtschaft; regional von überhöhten Wildbeständen und von Grundwasserabsenkungen, die auf Übernutzung der Trinkwasser-Versorgungsleistung zurückgehen (vgl. das Beispiel »hessisches Ried« in Kapitel 8 dieses Berichts). Diese Probleme lassen sich nicht durch sektoral begrenzte Gegenmaßnahmen lösen, d. h. durch veränderte Waldbewirtschaftung; dazu bedarf es vielmehr einer sektorübergreifenden Nachhaltigkeitspolitik (die in diesem Kapitel nicht vertieft werden kann, siehe für erste Schlussfolgerungen Kapitel 12.4 dieses Berichts).

Aber auch die Waldbewirtschaftung selbst nimmt Einfluss auf die Zusammensetzung der bereitgestellten Ökosystemleistungen der Wälder. Im Vergleich zu Urwäldern sind im bewirtschafteten Wald die jüngeren Stadien grundsätzlich über- und die Alters- und Zerfallsstadien unterrepräsentiert, da die (meisten) Bäume mit Erreichen der Hiebsreife geerntet werden – mit entsprechenden Folgen für die an die jeweiligen

Stadien gebundenen Lebensgemeinschaften. Darüber hinaus haben wirtschaftliche Argumente es begünstigt, die Anbaufläche lukrativer Baumarten (insbesondere der Fichte) über deren natürliches Verbreitungsgebiet hinaus auszudehnen, zu Lasten etwa der Buchen-Anbaufläche: Fichten erreichen in der Regel früher ihr wirtschaftliches Erntealter, haben einen höheren Massenzuwachs, und ihr Holz trifft auch auf eine stärkere Marktnachfrage. Zusätzlich zu diesen bereits in der Vergangenheit wirksamen Faktoren können auch heutige Änderungen der Rahmenbedingungen unerwünschte Folgen für bestimmte Ökosystemleistungen des Waldes haben. Dafür gibt es unterschiedliche Beispiele:

- Steigende Lohnkosten erhöhen den Rationalisierungsdruck auf die Betriebe (retrospektiv dazu Hamberger, 2003). Dies begünstigt insbesondere in der Holzernte Mechanisierungstendenzen, die ihrerseits Bodenschäden durch (unsachgemäße) Befahrung sowie ästhetisch unerwünschte Schematisierungen von Waldbeständen bewirken können. Auch Personalabbau und Verwaltungsreformen in fast allen Landesforstverwaltungen sind im Zusammenhang mit Personalkosteneinsparungen zu sehen. Die dadurch bedingte Extensivierung kann sich zwar in Einzelfällen auch positiv auf den Naturhaushalt auswirken (z. B. bei Verzicht auf wirtschaftlich wie ökologisch zweifelhafte Investitionen), sie schränkt aber auch die Spielräume dafür ein, personalintensive Umweltmaßnahmen im Wald selbst durchzuführen, Waldbesitzer im Interesse naturschonender Bewirtschaftung zu beraten sowie den Vollzug nachhaltiger Bewirtschaftung zu kontrollieren.

- Die ansteigende Nachfrage nach Bioenergie infolge der nationalen und europäischen Energie- und Klimapolitik steigert auch die Holznachfrage. Dies schafft u. a. einen Anreiz zur Nutzung bisher im Wald belassener Biomasseanteile (z. B. bei Vollbaumnutzung), der steigende Nährstoffentzüge zur Folge hätte (vgl. z. B. Hagemann et al., 2008; Meiwes, 2010).

- Aber auch Maßnahmen im Interesse des Naturschutzes können sich negativ auf einzelne Ökosystemleistungen des Waldes auswirken (vgl. dazu auch Reichholf, 2006; Scherzinger, 1996). So zeichnet sich bereits heute ab, dass die derzeitige Begünstigung von Laubbäumen bei der Walderneuerung und bei Waldumbaumaßnahmen die bereits bestehenden Engpässe bei der Versorgung mit Nadelholz, insbesondere mit Fichte, künftig verschärfen dürfte (BMEL, 2014a; Dieter, 2008). Ein Beispiel für die Beeinträchtigung kultureller Leistungen bietet die Massenvermehrung von Borkenkäfern im Nationalpark Bayerischer Wald ab den 1990er Jahren, die im Kerngebiet aus Naturschutzgründen nicht bekämpft wurden und denen ein Großteil der Altbestände im den Hochlagen des Nationalparks zum Opfer gefallen ist (für eine populäre Darstellung siehe Dilloo, 2006).

Mögliche Gegenmaßnahmen

Entsprechend der vielfältigen Ursachen möglicher Beeinträchtigungen von Ökosystemleistungen des Waldes, der Konkurrenzbeziehungen zwischen einigen dieser Leistungen sowie der unterschiedlichen diesbezüglichen Interessen gibt es kein Universalkonzept zum Schutz sämtlicher Wald-Ökosystemleistungen. Unstrittig ist, dass ein solcher Schutz in erster Linie den Erhalt des Waldes voraussetzt – eine Bedingung, die in Deutschland gesetzlich vorgegeben ist (§9 BWaldG) und angesichts des stetigen leichten Anstiegs der Waldfläche offenkundig auch realisiert wird (BMEL, 2014a). Darauf aufbauend gibt es zur weiteren Stärkung gesellschaftlich erwünschter Waldleistungen mehrere – teils ergänzende, teils alternative – Möglichkeiten:

1) Bereitstellung von Ökosystemleistungen durch den Staat selbst;

2) Integration in die ordnungsrechtlichen Mindestanforderungen; sowie

3) die Gestaltung entsprechender Anreizsysteme.

Staatliche Bereitstellung von Ökosystemleistungen des Waldes

Zunächst scheint es naheliegend, staatliche (und ggf. kommunale) Forstbetriebe zur Bereitstellung solcher Ökosystemleistungen zu verpflichten, für deren Bereitstellung die privaten Betriebe keinen Anreiz haben. Dieser Gedanke liegt etwa der Forderung in der bundesdeutschen Biodiversitätsstrategie (BMU, 2007) zugrunde, das angestrebte Ziel einer »natürlichen Waldentwicklung« auf 5 % der Waldfläche primär durch staatliche Forstbetriebe der jeweiligen Bundesländer umsetzen zu lassen; er beeinflusst auch teilweise die Rechtsauffassung der Gerichte (vgl. z. B. die Begründung zum Grundsatzurteil des Bundesverfassungsgerichts zum Absatzfondsgesetz (BVerfG, 1990)).

Dieser Weg der staatlichen Bereitstellung weist mehrere Probleme auf. Einerseits ist nicht überall dort Staatswald anzutreffen, wo die Schutzwürdigkeit von Ökosystemleistungen oder der Bedarf an ihnen hoch ist, da die räumliche Verteilung des Staatswaldes im Wesentlichen durch historische

Zufälligkeiten bedingt ist (siehe oben); staatliche Bereitstellung kann also grundsätzlich nur dort erfolgen, wo sich passenderweise Staatswald befindet. Zum zweiten ist die Annahme zumindest zweifelhaft, dass eine öffentliche Verwaltung die Bedürfnisse der Gesellschaft grundsätzlich besser als Private bedienen könne – auch in staatlichen Forstbetrieben gibt es Zielkonflikte zwischen konkurrierenden Ökosystemleistungen sowie Eigeninteressen der jeweiligen Akteure. Es kann daher zwar zweckmäßig sein, nicht marktgängige Ökosystemleistungen staatlich zu finanzieren; dies bedeutet aber nicht zwangsläufig auch eine Bereitstellung durch den Staat. Zum Dritten kann die staatliche Bereitstellung von Ökosystemleistungen deren Vermarktungspotenziale untergraben, sofern es solche Potenziale gibt (Mantau, 1996; vgl. auch sinngemäß Giesen und Besgen, 1998): Stellt ein staatlicher Betrieb Leistungen gratis zur Verfügung und finanziert deren Kosten aus dem staatlichen Budget, so können private Anbieter ihre Preisforderungen nicht mehr auf dem Markt durchsetzen. In diesem Fall wird kein zusätzliches Angebot an Ökosystemleistungen geschaffen, sondern lediglich dessen Finanzierung von den privaten Nachfragern auf die Gesellschaft verlagert.

Ordnungsrechtliche Mindestanforderungen

Eine Alternative zur staatlichen Bereitstellung besteht in der Vorgabe ordnungsrechtlicher Mindestanforderungen, welche ein bestimmtes Niveau gesellschaftlich erwünschter Ökosystemleistungen konkretisieren. Für die Waldbewirtschaftung gelten bereits Mindestanforderungen gemäß den Bundes- und Landeswaldgesetzen sowie den entsprechenden Naturschutzgesetzen (insbesondere die speziellen Artenschutzbestimmungen in §44 BNatSchG). Die waldgesetzlichen Anforderungen umfassen im Wesentlichen die Pflicht zur Walderhaltung (§9 BWaldG) und ggf. Wiederaufforstung (§11 Abs. 1 Satz 2 BWaldG) sowie die Pflicht zur ordnungsgemäßen und nachhaltigen Bewirtschaftung (§11 Abs. 1 Satz 1 BWaldG). Was diese Pflicht konkret bedeutet, wird über die Forsteinrichtung festgelegt (dies ist das forstliche Inventur- und Planungssystem, das von den Landeswaldgesetzen für staatliche und körperschaftliche sowie z. T. auch für private Forstbetriebe ab einer bestimmten Mindestgröße vorgeschrieben ist). Sowohl die Planung als auch deren Vollzug werden in regelmäßigen Abständen staatlich überprüft. In den verschiedenen Schutzgebietskategorien des Naturschutzes treten regional ggf. weitere rechtliche Anforderungen hinzu.

Seit mehr als zehn Jahren wird diskutiert, zusätzlich zu den genannten, teilweise allgemein gehaltenen ordnungsrechtlichen Mindestanforderungen explizit Regeln der »guten fachlichen Praxis« zu etablieren, wie sie (in §5 BNatSchG) für die Landwirtschaft, nicht aber für die Forstwirtschaft aufgestellt worden sind (u. a. Elsasser, 2004; Nüßlein, 2003; SRU, 2002; Thoroe et al., 2003; Winkel und Volz, 2003a, 2003b). In dieser Diskussion geht es nicht nur darum, die jeweiligen Anforderungen eindeutiger zu spezifizieren, sondern auch um die Frage, auf welchem Niveau sie festgeschrieben werden sollten: Bis zu diesem Niveau hätten Forstbetriebe die entsprechenden Ökosystemleistungen verpflichtend zu liefern; darüber hinaus müssten die Leistungen ggf. bezahlt bzw. staatlich gefördert werden. Letzten Endes steht hierbei also nicht in Frage, ob und wie viele Ökosystemleistungen bereitgestellt werden, sondern wer die Kosten dafür trägt. Diese Frage ist wissenschaftlich nicht eindeutig zu beantworten. Vielmehr geht es hier um eine politische Aushandlung, die zwischen den Eckpunkten des grundgesetzlichen Eigentumsschutzes auf der einen und der Sozialpflichtigkeit des Eigentums auf der anderen Seite angesiedelt ist. Gleichwohl sprechen die folgenden Überlegungen dafür, ordnungsrechtliche Mindestanforderungen an die Waldwirtschaft vergleichsweise niedrig anzusetzen und darüberhinausgehende Ansprüche an Ökosystemleistungen ggf. finanziell zu fördern (Elsasser, 2004): 1. Von ordnungsrechtlichen Vorschriften gehen keine wirtschaftlichen Anreize aus, sich Naturschutzziele zu eigen zu machen und möglicherweise auch überzuerfüllen; 2. Detaillierte ordnungsrechtliche Vorschriften sind angesichts der Ausdehnung und der oft verstreuten Lage von Waldflächen nur schwierig zu kontrollieren; und 3. können wechselnde standörtliche Voraussetzungen nur bedingt durch ordnungsrechtliche Vorschriften berücksichtigt werden, sodass das erzielbare Niveau an Ökosystemleistungen tendenziell niedriger ist als bei flexibleren Instrumenten. Unter Effektivitäts- und Effizienzgesichtspunkten sind ordnungsrechtliche Instrumente ökonomischen Instrumenten oft unterlegen. Zudem erscheint es auch im Vergleich zu den vielfach geringeren ordnungsrechtlichen Anforderungen an die Landwirtschaft (in Bezug z. B. auf Düngemittel- und Pestizideinsatz) unzweckmäßig, die Wettbewerbsfähigkeit der Forstwirtschaft gegenüber anderen Landnutzungsformen weiter einzuschränken.

Finanzielle Anreize

Die dritte Möglichkeit, gesellschaftlich erwünschte Ökosystemleistungen zu gewährleisten, besteht in der Setzung finanzieller Anreize (über staatliche Förderung, oder spiegelbildlich dazu über Abgaben, falls z. B. eine bestimmte Mindestausstattung mit biodiversitätsrelevanten Strukturen nicht erreicht wird). Allerdings gibt es auch hier wesentliche

Hindernisse. Abgabenlösungen stehen im Wesentlichen die gleichen Verteilungs- und Kontrollprobleme entgegen, wie sie schon oben für ordnungsrechtliche Mindestanforderungen beschrieben wurden. Im Falle der finanziellen Förderung steht es Waldbesitzern frei, auf derartige Anreize zu reagieren oder nicht; teilweise werden sie auch gar nicht von den Förderangeboten erreicht (u. a. aufgrund organisatorischer Probleme, z. B. im Kleinstprivatwald). Eine flächendeckende Sicherung der Biodiversität sowie die Versorgung mit den entsprechenden Ökosystemleistungen werden sich also allein durch finanzielle Förderung nicht bewerkstelligen lassen. Darüber hinaus ist der Spielraum für finanzielle Anreize durch staatliche (und private) Budgetgrenzen eingeschränkt. In dieser Hinsicht erscheint es sinnvoll, die Verwendung öffentlicher Fördermittel auf die Bereitstellung solcher, von der Gesellschaft nachgefragter Ökosystemleistungen zu konzentrieren, für die als öffentliche Güter die Marktsteuerung versagt.

Hierfür hat bereits das »Nationale Waldprogramm« – im Konsens aller beteiligten Stakeholder – ein dreistufiges Konzept vorgeschlagen (NWP, 2003): Danach sollten in Stufe 1 Ökosystemleistungen, die lediglich die Neuanlage bzw. den Erhalt von Wald voraussetzen, über (regional differenzierte) Flächenprämien gefördert werden. In Stufe 2 wären Leistungen, die darüber hinaus eine bestimmte Waldbewirtschaftung voraussetzen, bei Vorliegen entsprechender Gesamtbetriebskonzepte zu fördern (hierfür könnten Betriebskonzepte einer Waldzertifizierung genutzt werden, falls vorhanden; anderenfalls wären sie separat zu erstellen). In Stufe 3 wären weiter darüber hinausgehende Leistungen über einzelvertragliche Regelungen sicherzustellen.

6.5 SYNOPSE UND FAZIT

Wälder in Deutschland sind gleichzeitig Naturelemente, Wirtschaftsgüter und Produktionsfaktoren. Heute ist etwa ein Drittel der Landesfläche mit Wäldern bedeckt, die seit Jahrhunderten unter menschlichem Einfluss stehen und auch heute zum weit überwiegenden Teil forstlich bewirtschaftet werden – allerdings weit weniger intensiv als landwirtschaftliche Flächen. Welche Ökosystemleistungen sie im Einzelnen erbringen, hängt vom Standort ab, aber auch von den Zielen ihrer jeweiligen Eigentümer. Eine nähere Betrachtung zeigt:

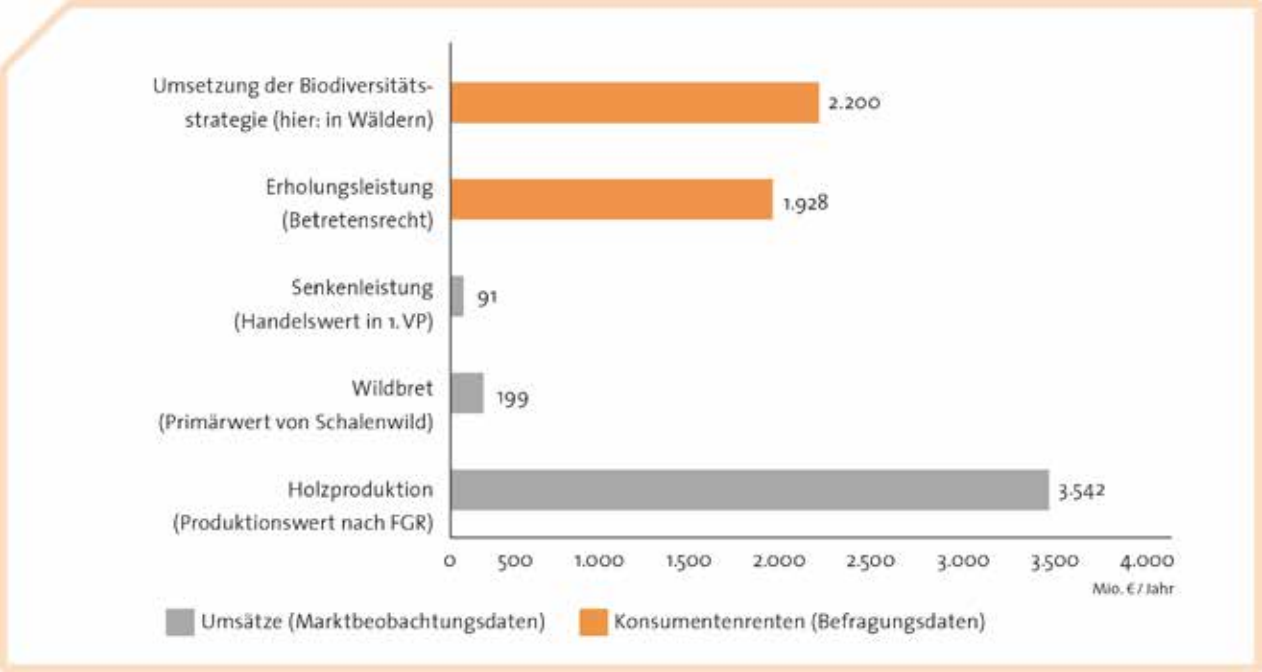
- Für viele private, aber auch für kommunale und staatliche Betriebe sowie für die holzbasierte Wirtschaft des ländlichen Raumes sind Versorgungsleistungen der Wälder sehr wichtig, insbesondere die Produktion von Rohholz (sowie daher auch der Erhalt des Holzvorratskapitals). Der weit überwiegende Teil der Erträge aus der Waldwirtschaft geht auf Holznutzung zurück; insgesamt summiert sich der Marktwert der Rohholzerzeugung in Deutschland auf mehr als 3,5 Mrd. €/Jahr. Weitere Versorgungsleistungen wie etwa Erlöse durch Vermarktung von Wildbret spielen im Vergleich dazu nur eine geringe Rolle (Jagd in Deutschland dürfte zu weiten Teilen den Freizeitbetätigungen und damit den kulturellen Ökosystemleistungen zuzurechnen sein).

- Neben Versorgungsleistungen liefern Wälder jedoch eine große Zahl von regulierenden und kulturellen Leistungen. Bei den meisten dieser Leistungen handelt es sich um »öffentliche Güter«, für die funktionsfähige Märkte fehlen. Sie kommen daher den Forstbetrieben finanziell nicht zugute; ihr ökonomischer Nutzen für die Gesellschaft lässt sich aber beschreiben und auch durch entsprechende Bewertungsstudien abschätzen.

- Es existieren bereits einige deutschlandweite ökonomische Bewertungsstudien für Waldleistungen. Auch wenn diese Studien sich methodisch und theoretisch nicht immer en détail vergleichen lassen, zeigen sie doch eindeutig, dass insbesondere der Nutzen der Erholungsleistung sowie bestimmter kultureller Naturschutzleistungen mit jeweils etwa 2 Mrd. €/Jahr finanziell durchaus im Bereich des Rohholzproduktionswertes liegen (siehe Abbildung 6.7). Ferner liegen für die Kohlenstoff-Senkenleistung der deutschen Wälder verschiedene Schätzungen vor (siehe Elsasser et al., 2015). Trotz unterschiedlicher Ergebnisse kommen sie jedoch im Verhältnis zu den vorgenannten Leistungen alle zu deutlich geringeren Werten für die hiesige Bevölkerung (in der Abbildung ist daraus der finanzielle Vorteil der in der ersten Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls anrechnungsfähigen Menge herausgegriffen). Ferner wurde eine Reihe weiterer monetärer Bewertungsstudien durchgeführt – allerdings nicht für Deutschland insgesamt, sondern in Form lokaler und regionaler Fallstudien. Insgesamt gibt es in Bezug auf den Wert nicht vermarkteter Ökosystemleistungen noch erheblichen Forschungsbedarf.

- Bereits die vorliegenden Informationen zeigen aber, dass der Nutzen aller Ökosystemleistungen der Wälder zusammen weitaus größer ist als nur die zu Marktpreisen bewertete Holzproduktion. Allerdings spielt gerade die Holzproduktion sowie die nachgelagerte Holzverarbeitung eine wichtige Rolle für den ländlichen Raum. Durch verschiedene Marketingstrategien wird versucht, auch öffentliche Güter des Waldes marktgängig zu machen und damit auch

ABBILDUNG 6.7 ▸ Aggregierte monetäre Werte verschiedener Ökosystemleistungen des Waldes in Deutschland nach unterschiedlichen Bewertungsmethoden. (Quelle: eigene Zusammenstellung auf Basis von BMEL, 2014c ; DJV, 2014b; Elsasser, 2008; Elsasser und Weller, 2013; Meyerhoff et al., 2012)



regional besser in Wert zu setzen (hier wurden dafür Beispiele wie u. a. der freiwillige Kohlenstoffmarkt und die Vermarktung von Naturschutzleistungen durch Ökopunkte genannt). Auch wenn diese Vermarktungsstrategien für einzelne Betriebe von großer Bedeutung sein können, so stellen sie insgesamt derzeit jedoch eher Nischenmärkte dar, welche kaum sämtliche gesellschaftliche Ansprüche an den Schutz der Biodiversität im Wald und an Menge und Qualität der damit verbundenen Ökosystemleistungen sichern können.

- Für bestimmte Ökosystemleistungen des Waldes scheint es selbst durch eine Veränderung der derzeitigen Waldbewirtschaftung kaum Steigerungspotenziale zu geben – insbesondere für die Erholungs- und die Kohlenstoffspeicherleistung. Für andere nicht marktgängige Leistungen (insbesondere im Bereich von Naturschutz und Landschaftsqualität) gibt es dagegen Steigerungspotenziale, deren Realisierung allerdings u. U. zwangsläufig einen Verzicht auf andere Leistungen bedeutet (insbesondere an Rohholzproduktion).
- Ansprüche der Gesellschaft an Schutz und gesteigerte Versorgung mit nicht marktgängigen Ökosystemleistungen können durch verschiedene Maßnahmen unterstützt werden: durch eine bessere Nutzung von Vermarktungspotenzialen für diese Leistungen, durch staatliche Bereitstellung, durch Präzisierung bzw. Anhebung ordnungsrechtlicher Mindestanforderungen oder durch entsprechende finanzielle Anreize. Jede dieser Möglichkeiten hat spezifische Stärken und Schwächen. Angesichts des im Vergleich zur Landwirtschaft sehr geringen Umfangs der finanziellen Förderung im Waldbereich sprechen viele Argumente dafür, die Kosten von Leistungsansprüchen der Gesellschaft an die Waldwirtschaft auch von der Gesellschaft tragen zu lassen und sie nicht den Betrieben aufzubürden. Hierfür wäre eine entsprechende (Um-) Gestaltung des Fördersystems zweckmäßig; öffentliche Fördermittel sollten in die Förderung öffentlicher Güter und Leistungen des Waldes gelenkt werden, nicht aber in die Produktion von Gütern, für die bereits funktionsfähige Märkte existieren.

LITERATUR

ABILDTRUP, J., GARCIA, S. STENGER, A., 2013. The effect of forest land use on the cost of drinking water supply: A spatial econometric analysis. Ecological Economics 92: 126–136.

ALFTER, D., 2010. Position des DFWR zu Wald und Wasser. Beitrag zur Tagung: Wälder ohne Wasser? Wasser ohne Wälder? Download 25.09.2013 (http://www.waldwasser.de/index.html)

AMMER, C., VOR, T., KNOKE, T., WAGNER, S., 2010. Der Wald-Wild-Konflikt. Analyse und Lösungsansätze vor dem Hintergrund rechtlicher, ökologischer und ökonomischer Zusammenhänge. BfN, DFWR, ANW, Berlin, Bonn: Gutachten.

ARMBRUSTER, M., SEEGERT, J., FEGER, K.-H., 2004. Effects of changes in tree species composition on water flow dynamics – Model applications and their limitations. Plant and Soil 264 (1–2): 13–24.

BASTIAN, O., GRUNEWALD, K., SYRBE, R.-U., 2013. Klassifikation von ÖSD. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.). Ökosystemdienstleistungen – Konzepte, Methoden, Fallbeispiele. Springer, Berlin, Heidelberg: 48–56.

BAUGB BAUGESETZBUCH VOM 23.6.1960 (Baugesetzbuch in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. September 2004 (BGBl. I S. 2414), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 20. November 2014 (BGBl. I S. 1748) geändert worden ist).

BENNING, R., FEGER, K.-H., 2013. Der Beitrag von Waldflächen zur Sicherung der Rohwasserqualität in einem mesoskaligen Talsperreneinzugsgebiet. In: Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität Freiburg und Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (Hrsg.). Ausgleichs- und Reaktorfunktionen von Waldböden im Stoff- und Wasserkreislauf. Freiburger forstliche Forschung Band 96. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg: 1–10.

BERGEN, V., LÖWENSTEIN, W., 1992. Die monetäre Bewertung der Fernerholung im Südharz. In: Bergen, V., Löwenstein, W., Pfister, G. (Hrsg.). Studien zur monetären Bewertung von externen Effekten der Forst- und Holzwirtschaft. Schriften zur Forstökonomie 2. Sauerländer's, Frankfurt: 1–60.

BERGEN, V., LÖWENSTEIN, W., OLSCHEWSKI, R., 2013. Forstökonomie – Ansätze für eine vernünftige Umwelt- und Landnutzung, 2. Auflage. Vahlens Handbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. Vahlen, München.

BMEL – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (HRSG.), 2014A. Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. BMEL, Berlin.

BMEL – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (HRSG.), 2014B. Rahmenplan der Gemeinschaftsaufgabe »Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes« für den Zeitraum 2014–2017. BMEL, Bonn.

BMEL – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (HRSG.), 2014C. Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2013. Landwirtschaftsverlag, Münster.

BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2012. Testbetriebsnetz: Buchführungsergebnisse Forstwirtschaft – Ergebnisse 2012: 10. Privatwaldbetriebe nach Reinertrag. Download 09.05.2014 (http://www.bmelv-statistik.de/de/testbetriebsnetz/buchfuehrungsergebnisse-forstwirtschaft/)

BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (HRSG.), 2013. Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2012. Landwirtschaftsverlag, Münster.

BMI – BUNDESMINISTERIUM DES INNERN, 2013. Bericht zur Flutkatastrophe 2013. Katastrophenhilfe, Entschädigung, Wiederaufbau. Download 18.12.2014 (http://www.bmi.bund.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/2013/kabinettbericht-fluthilfe.pdf)

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2007. Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. BMU, Bonn.

BMU/BFN – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.), 2009. Auenzustandsbericht: Flussauen in Deutschland. BMU, Bonn.

BNATSCHG – BUNDESNATURSCHUTZGESETZ, GESETZ ÜBER NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE VOM 29.7.2009 (Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 4 Absatz 100 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist).

BOLL, T., VON HAAREN, C., 2014. Wie sensibel reagiert die Stadtbevölkerung auf Veränderung ihrer Erholungslandschaft? Eine Untersuchung in der Metropolregion Hamburg zur voraussichtlichen Akzeptanz einer Ausweitung des Dendromasseanbaus. Naturschutz und Landschaftsplanung 46 (5): 137–144.

BOLTE, A., POLLEY, H., 2010. Der Wald in Zahlen. In: Depenheuer, O., Möhring, B. (Hrsg.): Waldeigentum. Zustand und Perspektiven. Bibliothek des Eigentums 8. Springer, Berlin Heidelberg: 57–69.

BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND, 2011. Submission of information on forest management reference levels by Germany. Download 20.08.2015 (http://unfccc.int/files/meetings/ad_hoc_working_groups/kp/application/pdf/awgkp_germany_2011.pdf)

BÜRGI, A., SPJEVAK, S., 2009. Grundwasserschutz im Wald kostet! Wald und Holz 90 (2): 30–33.

BURGER, D., 1999. Forstliche Zertifizierung: praktische Umsetzung nachhaltiger Entwicklung. Entwicklung + ländlicher Raum 33 (5): 25–28.

BUSCH, K.-F., UHLMANN, D., WEISE, G. (HRSG.), 1989. Ingenieurökologie. Jena.

BVERFG – BUNDESVERFASSUNGSGERICHT, 1990. BVerfGE 82, 156 (BVerfG Urteil vom 31.05.1990 (2 BvL 12, 13/88, 2 BvR 1436/87) §§1, 10 Abs. 4 des Absatzfondsgesetzes in der Fassung der Bekanntmachung vom 8. November 1976 (BGBl. 1 S. 3109), zuletzt geändert durch Art. 15 des Subventionsabbaugesetzes vom 26. Juni 1981 (BGBl. 1 S. 537)). Karlsruhe.

BWALDG – BUNDESWALDGESETZ, GESETZ ZUR ERHALTUNG DES WALDES UND ZUR FÖRDERUNG DER FORSTWIRTSCHAFT (BUNDESWALDGESETZ) VOM 2.5.1975 (BWaldG BGBl I, S. 1037), zuletzt geändert 31.7.2010.

CERVINKA, R., HÖLTGE, J., PIRGIE, L., SCHWAB, M., SUDKAMP, J., HALUZA, D., ARNBERGER, A., EDER, R., EBENBERGER, M., 2014. Zur Gesundheitswirkung von Waldlandschaften. Bundesforschungszentrum für Wald, Wien. BFW-Berichte 147/2014.

CICES – COMMON INTERNATIONAL CLASSIFICATION OF ECOSYSTEM SERVICES, 2013. (Version 4.3) Download 18.10.2014 (http://cices.eu/)

DANIEL, T.C., MUHAR, A., ARNBERGER, A., AZNAR, O., BOYD, J.W., CHAN, K.M.A., COSTANZA, R., ELMQVIST, T., FLINT, C.G., GOBSTER, P.H., GRÊT-REGAMEY, A., LAVE, R., MUHAR, S., PENKER, M., RIBE, R.G., SCHAUPPENLEHNER, T., SIKOR, T., SOLOVIY, I., SPIERENBURG, M., TACZANOWSKA, K., TAM, J., VON DER DUNK, A., 2012. Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. Proceedings of the National Academy of Sciences 109 (23): 8812–8819.

DBV – DEUTSCHER BAUERNVERBAND (HRSG.), 2014. Situationsbericht 2014/15. Trends und Fakten zur Landwirtschaft. DBV, Berlin.

DE VRIES, W., REINDS, G.J., DEELSTRA, H.D., KLAP, J.M., VEL, E., 1999. Intensive Monitoring of Forest Condition in Europe. 1999 Technical Report. UNECE, EC, Genf, Brüssel.

DE VRIES, W., REINDS, G.J., VAN DER SALM, C., DRAIJERS, G.P.J., BLEEKER, A., ERISMAN, J.W., AUEE, J., GUNDERSEN, P., VAN DOBBEN, H., DE ZWART, D., DEROME, J., VOOGD, J.C.H., VEL, E., 2001. Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 2001. UNECE, EC, Genf, Brüssel.

DIETER, M., 2008. Analyse der Wertschöpfung durch Holznutzung aus gesamtwirtschaftlicher Perspektive. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 179 (10/11): 202–207.

DIETER, M., ELSASSER, P., KÜPPERS, J.-G., SEINTSCH, B., 2008. Rahmenbedingungen und Grundlagen für eine Strategie zur Integration von Naturschutzanforderungen in die Forstwirtschaft. Arbeitsbericht OEF 2008/2. von-Thünen-Institut, Hamburg.

DIETER, M., ELSASSER, P., THOROE, C., 2010. Ökonomischer Wert und gesellschaftliche Leistungen der Wälder. In: Depenheuer, O., Möhring, B. (Hrsg.). Waldeigentum. Zustand und Perspektiven. Bibliothek des Eigentums 8. Springer, Berlin, Heidelberg: 117–138.

DILLOO, R., 2006. Das neue Grün im Bayerischen Wald. National Geografic Deutschland (6): 158–168.

DJV – DEUTSCHER JAGDVERBAND, 2014A. Jagdscheininhaber in der Bundesrepublik Deutschland. Download 18.12.2014 (http://www.jagdverband.de/sites/default/files/4811_A5_stat_05_jagdscheininhaber.pdf)

DJV – DEUTSCHER JAGDVERBAND, 2014B. Primärwert der Jahresjagdstrecke in Deutschland 2012/13. Download 1.12.2014 (www.jagdverband.de/sites/default/files/4811_A5_stat_03_primaerwert.pdf)

DPA – DEUTSCHE PRESSE-AGENTUR GMBH, 2013. Pilzdiebe plündern Wälder – Strafe bis 10.000 Euro. Die Welt vom 15.10.2013 (Wissen/Natur und Umwelt). Download 19.12.2014 (http://www.welt.de/120913719)

DUNCKER, P.S., RAULUND-RASMUSSEN, K., GUNDERSEN, P., KATZENSTEINER, K., DE JONG, J., RAVN, H.P., SMITH, M., ECKMÜLLNER, O., SPIECKER, H., 2012. How forest management affects ecosystem services, including timber production and economic return: synergies and trade-offs. Ecology and Society 17 (4): 50.

EDWARDS, D., JAY, M., JENSEN, F.S., LUCAS, B., MARZANO, M., MONTAGNÉ, C., PEACE, A., WEISS, G., 2010. Public Preferences for Silvicultural Attributes of European Forests. Scotland: Forest Research, UK. EFORWOOD Report D2.3.3.

ELLENBERG, H., 1986. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 4. Aufl. Verlag Ulmer, Stuttgart.

ELLISON, D., FUTTER, M.N., BISHOP, K., 2012. On the forest cover–water yield debate: from demand- to supply-side thinking. Global Change Biology 18 (3): 806–820.

ELSASSER, P., 1996. Der Erholungswert des Waldes. Monetäre Bewertung der Erholungsleistung ausgewählter Wälder in Deutschland. Schriften zur Forstökonomie 11. Sauerländer's, Frankfurt.

ELSASSER, P., 2004. Naturschutz versus Forstwirtschaft? – Vorschläge zur Umsetzung der »Guten fachlichen Praxis«. Allgemeine Forst Zeitschrift 59 (3): 131–133.

ELSASSER, P., 2008. Wirtschaftlicher Wert der Senkenleistung des Waldes unter KP-Artikel 3.4 und Ansätze zu dessen Abgeltung in der ersten Verpflichtungsperiode. Arbeitsbericht OEF 2008/6. von-Thünen-Institut, Hamburg.

ELSASSER, P., BÖSCH, M., LEEFKEN, G., MÖHRING, B., PISTORIUS, T., ROCK, J., RÜTER, S., SCHRÖPPEL, B., 2015. Klimaschutz als Ökosystemleistung des Waldes in Deutschland: Wie tragen deutsche Wälder zum Schutz der Atmosphäre bei? In: Naturkapital Deutschland – TEEB DE: Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte. Hrsg. von Hartje, V., Wüstemann, H., Bonn, A., Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Berlin, Leipzig: 148–170.

ELSASSER, P., ENGLERT, H., HAMILTON, J., 2010A. Landscape benefits of a forest conversion programme in North East Germany: Results of a choice experiment. Annals of Forest Research 53 (1): 37–50.

ELSASSER, P., ENGLERT, H., HAMILTON, J., MÜLLER, H.A., 2010B. Nachhaltige Entwicklung von Waldlandschaften im Nordostdeutschen Tiefland: Ökonomische und sozioökonomische Bewertungen von simulierten Szenarien der Landschaftsdynamik. Arbeitsbericht vTI-OEF 2010/1. von-Thünen-Institut, Hamburg.

ELSASSER, P., WELLER, P., 2013. Aktuelle und potenzielle Erholungsleistung der Wälder in Deutschland: Monetärer Nutzen der Erholung im Wald aus Sicht der Bevölkerung. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 184 (3/4): 83–95.

EMMERT, E., 2013 Verzinsung aktiver Naturschutzmaßnahmen – Ökokonto im Privatwald. Vortrag auf der DVS-Tagung »Umweltleistungen im Wald – gute Beispiele aus der Praxis«. 18. und 19. September 2013 in Mannheim/Viernheim.

FFS – FOREST FINANCE SERVICE GMBH, 2013. Waldreservat »Wilde Buche«. Download 28.11.2013 (http://www.wildebuche.de/home/)

FLEISCHHAUER, S.G., GUTHMANN, J., SPIELBERGER, R., 2013. Enzyklopädie essbare Wildpflanzen. 2000 Pflanzen Mitteleuropas. Bestimmung, Sammeltipps, Inhaltsstoffe, Heilwirkung, Verwendung in der Küche. AT Verlag, Aarau.

FRITZ, P. (HRSG.), 2006. Ökologischer Waldumbau in Deutschland. Fragen, Antworten, Perspektiven. Oekom, München.

GIESEN, R., BESGEN, N., 1998. Öffentliche Forstdienstleistungen und Wettbewerbsrecht. Agrarrecht 22 (10): 329–336.

GOODALE, C.L., APPS, M.J., BIRDSEY, R.A., FIELD, C.B., HEATH, L.S., HOUGHTON, R.A., JENKINS, J.C., KOHLMAIER, G.H., KURZ, W.A., LIU, S., NABUURS, G.-J., NILSSON, S., SHVIDENKO, A.Z., 2002. Forest carbon sinks in the northern hemisphere. Ecological Applications 12 (3): 891–899.

GRUEHN, D., ROTH, M., 2008. New Approaches in Visual Landscape Assessment and Modelling. Quality of Life and Aesthetic Value of Landscape, International Landscape Architecture Conference Proceedings. Latvia University of Agricultur, Jelgava, Latvia.

GRUNDGESETZ FÜR DIE BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND, 1949. Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland zuletzt geändert 11. Juli 2012.

HAGEMANN, H., BILKE, G., MURACH, D., SCHULTE, A., 2008. Bilanzierung und Bewertung von Nährelemententzügen durch Vollbaumnutzungsstrategien bei der Kiefer (Pinus sylvestris) in Brandenburg. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 42 (1): 16–25.

HAMBERGER, J., 2003. Wie Mechanisierung und Umweltvorsorge die Forstwirtschaft veränderten. LWF aktuell (39): 33–36.

HARZWASSERWERKE, 2015. Freiwillige Vereinbarungen zum Wasserschutz. Download 20.08.2015 (http://www.harzwasserwerke.de/index2.html?freiwillig.html~haupt)

JOB, H., HARRER, B., METZLER, D., HAJIZADEH-ALAMDARY, D., 2005. Ökonomische Effekte von Großschutzgebieten. Untersuchung der Bedeutung von Großschutzgebieten für den Tourismus und die wirtschaftliche Entwicklung der Region. Bundesamt für Naturschutz (BfN) Skripten 135. BfN, Bonn.

KNOKE, T., AMMER, C., STIMM, B., MOSANDL, R., 2008. Admixing broadleaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. European Journal of Forest Research 127 (2): 89–101.

KÜPKER, M., KÜPPERS, J.-G., ELSASSER, P., THOROE, C. (HRSG.), 2005. Sozioökonomische Bewertung von Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt der Wälder. Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie 2005/01. BFH, Hamburg.

LÖWENSTEIN, W., 1994. Reisekostenmethode und Bedingte Bewertungsmethode als Instrumente zur monetären Bewertung der Erholungsfunktion des Waldes – Ein ökonomischer und ökonometrischer Vergleich. Schriften zur Forstökonomie 6. Sauerländer's, Frankfurt.

LÖWENSTEIN, W., 2000. Monetäre Bewertung kleinklimatischer Wirkungen des Waldes auf angrenzende Weinbaulagen. In: Bergen, V. (Hrsg.). Ökonomische Analysen von Schutz-, Erholungs- und Rohholzleistungen des Waldes in Rheinland-Pfalz, LFV Rheinland-Pfalz, Mainz. Mitteilungen 17/2000: 1–28.

LORENZ, M., NAGEL, H.-D., GRANKE, O., KRAFT, P., 2008 Critical loads and their exceedances at intensive forest monitoring sites in Europe. Environmental Pollution 155 (3): 426–435.

LORZ, C., VOLK, M., SCHMIDT, G., 2007. Considering spatial distribution and functionality of forests in a modeling framework for river basin management. Forest Ecology and Management 248 (1–2): 17–25.

LUKES, M., WILPERT, K.V., 2001. Stoffbilanzierung im Düngeversuch Ochsenhausen – Ansatzpunkte zu einer Validierung der Stoffflussberechnung. In: Chemische und physikalische Schlüsselprozesse der Speicher-, Regler- und Reaktorfunktionen von Waldböden. Freiburger Forstliche Forschung 33. FVA, Freiburg.

LWK – LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN, 2014. Aktuelle Holzpreise im Privatwald Niedersachsen. Download 20.11.2014 (http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/forstwirtschaft/nav/0/article/15277.html)

MANTAU, U., 1996. Konstruktionsfehler im Nachhaltigkeitsdenken. Allgemeine Forst Zeitschrift 51 (23): 1274–1276,1278.

MANTAU, U., MERLO, M., SEKOT, W., WELCKER, B., 2001. Recreational and environmental markets for forest enterprises. A new approach towards marketability of public goods. CABI Publishing, Wallingford, UK.

MATZDORF, B., BIEDERMANN, C., MEYER, C., NICOLAUS, K., SATTLER, C., SCHOMERS, S., 2014. Was kostet die Welt? Payments for Ecosystem Services in der Praxis. Erfolgreiche PES-Beispiele aus Deutschland, Großbritannien und den USA. Oekom, München.

MAYER, M., 2013. Kosten und Nutzen des Nationalparks Bayerischer Wald. Eine ökonomische Bewertung unter Berücksichtigung von Tourismus und Forstwirtschaft. Oekom, München.

MAYER, M., 2014. Can nature-based tourism benefits compensate for the costs of national parks? A study of the Bavarian Forest National Park, Germany. Journal of Sustainable Tourism 22 (4): 561–583.

MAYER, M., MÜLLER, M., WOLTERING, M., ARNEGGER, J., JOB, H., 2010. The economic impact of tourism in six German national parks. Landscape and Urban Planning 97 (2): 73–82.

MEA – THE MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (HRSG.), 2003. Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. The Millennium Ecosystem Assessment Series. Island Press, Washington, D.C.

MEIWES, K.-J., 2010. Nährstoffe: Schieflage im Waldboden? Land & Forst (30): 48–49.

MERKER, K., 2010. Entwicklung von Märkten – unternehmerische Umsetzung am Beispiel Trinkwasser in Niedersachsen. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 161 (9): 368–373.

MEYERHOFF, J., ANGELI, D., HARTJE, V., 2012. Valuing the benefits of implementing a national strategy on biological diversity – The case of Germany. Environmental Science & Policy 23: 109–119.

MEYERHOFF, J., HARTJE, V., ZERBE, S. (HRSG.), 2006. Biologische Vielfalt und deren Bewertung am Beispiel des ökologischen Waldumbaus in den Regionen Solling und Lüneburger Heide. Forschungszentrum Waldökosysteme, Göttingen.

MÖHRING, B., MESTEMACHER, U., 2009. Gesellschaftliche Leistungen der Wälder und der Forstwirtschaft und ihre Honorierung. In: Seintsch, B., Dieter, M. (Hrsg.). Waldstrategie 2020. Tagungsband zum Symposium des BMELV, 10.–11. Dez. 2008, Berlin. Forestry Research Sonderheft 327. Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Braunschweig: 65–73.

NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE, 2015. Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte. Hrsg. Von Hartje, V., Wüstemann, H., Bonn, A. Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Berlin, Leipzig.

NLWKN – NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (HRSG.), 2010. Nitratausträge unter Wald. Untersuchungen auf Standorten mit hohen luftbürtigen Stickstoffeinträgen. NLWKN-Veröffentlichungsreihe »Grundwasser« 9. NLWKN, Hannover.

NÜSSLEIN, S., 2003. »Gute fachliche Praxis« sägt am Grundpfeiler forstlicher Nachhaltigkeit. Allgemeine Forst Zeitschrift 58 (22): 1151–1152.

NWP – NATIONALES WALDPORGRAMM DEUTSCHLAND, 2003. 2. Phase: Vom Nationalen Forstprogramm zum Nationalen Waldprogramm. BMVEL Bonn.

OLSCHEWSKI, R., BEBI, P., TEICH, M., WISSEN HAYEK, U., GRÊT-REGAMEY, A., 2011. Lawinenschutz durch Wälder – Methodik und Resultate einer Zahlungsbereitschaftsanalyse. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 162 (11): 389–395.

PAN, Y., BIRDSEY, R.A., FANG, J., HOUGHTON, R.A., KAUPPI, P.E., KURZ, W.A., PHILLIPS, O.L., SHVIDENKO, A., LEWIS, S.L., CANADELL, J.G., CIAIS, P., JACKSON, R.B., PACALA, S.W., MCGUIRE, A.D., PIAO, S., RAUTIAINEN, A., SITCH, S., HAYES, D., 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. Science 333 (6045): 988–993.

PAUL, C., WEBER, M., MOSANDL, R., 2009. Kohlenstoffbindung junger Aufforstungsflächen. Karl Gayer Institut, Freising.

PEFC – PROGRAMME FOR THE ENDORSEMENT OF FOREST CERTIFICATION SCHEMES, 2015. PEFC für Waldbesitzer: Vorteile und Chancen. Download 12.02.2015 (https://pefc.de/pefc-fuer-waldbesitzer/vorteile-und-chancen.html)

PETERS-STANLEY, M., GONZALES, G., YIN, D., 2013. State of the Forest Carbon Markets 2013: Covering New Ground. Forest Trends. Ecosystem Marketplace, Washington D.C.

REICHHOLF, J.H., 2006. Die Zukunft der Arten. Neue ökologische Überraschungen, 2. Auflage. C.H. Beck, München.

RING, I., 2013. Das Konzept der Ökosystemleistungen und seine Anwendung auf Wälder – ökonomische Bewertung und umweltpolitische Instrumente. In: Ring, I. (Hrsg.). Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop III: Wälder. BfN-Skripten 334. BfN, Bonn: 8-23.

RING, I., WÜSTEMANN, H., BONN, A., GRUNEWALD, K., HAMPICKE, U., HARTJE, V., JAX, K., MARZELLI, S., MEYERHOFF, J., SCHWEPPE-KRAFT, B., 2015. Methodische Grundlagen zu Ökosystemleistungen und ökonomischer Bewertung. In: Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2015. Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte. Hrsg. Von Hartje, V., Wüstemann, H., Bonn, A. Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Berlin, Leipzig: 20–65.

ROSENKRANZ, L., SEINTSCH, B., WIPPEL, B., DIETER, M., 2014. Income losses due to the implementation of the Habitats Directive in forests — Conclusions from a case study in Germany. Forest Policy and Economics 38: 207–218.

RÜTER, S., ROCK, J., KÖTHKE, M., DIETER, M., 2011. Wie viel Holznutzung ist gut fürs Klima? CO_2-Bilanzen unterschiedlicher Nutzungsszenarien 2013 bis 2020. Allgemeine Forst Zeitschrift 66 (15): 19–21.

SCHÄFER, A., 2013. Ökonomische Bewertung von Biodiversität und Ökosystemleistungen in Wäldern. In: Ring, I. (Hrsg.). Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop III: Wälder. BfN-Skripten 334. BfN, Bonn: 31–39.

SCHAICH, H., PLIENINGER, T., 2013. Land ownership drives stand structure and carbon storage of deciduous temperate forests. Forest Ecology and Management 305 (0): 146–157.

SCHERZINGER, W., 1996. Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer, Stuttgart.

SCHULP, C.J.E., THUILLER, W., VERBURG, P.H., 2014. Wild food in Europe: A synthesis of knowledge and data of terrestrial wild food as an ecosystem service. Ecological Economics 105 (0): 292–305.

SCHWANKE, K., PODBREGAR, N., LOHMANN, D., FRATER, H., 2009. Hochwasser – immer häufiger »Land unter«? In: Schwanke, K., Podbregar, N., Lohmann, D., Frater, H. (Hrsg.). Naturkatastrophen. Wirbelstürme, Beben, Vulkanausbrüche – Entfesselte Gewalten und ihre Folgen. Springer, Berlin, Heidelberg: 134–150.

SEIDL, I., EIGENMANN, A., BIRCHER, N., 2009. FSC-Zertifizierung: Wertschöpfungskette ist undicht. Wald und Holz (8): 27–29.

SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, 2002. Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle. Metzler-Poeschel, Stuttgart.

STBA – STATISTISCHES BUNDESAMT, 2013. Öffentliche Wasserversorgung 2010. Fachserie 19, Reihe 2.1.1. Wiesbaden. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.

STBA – STATISTISCHES BUNDESAMT, 2014. Nachhaltige Entwicklung in Deutschland: Indikatorenbericht 2014. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.

TACITUS, P.C. (AD ~98). Germania. De origine et situ Germanorum liber.

TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2010. Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren: Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese. Download 20.08.2015 (http://doc.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Synthesis%20report/Synthesis_German.pdf)

TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2012. The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Local and Regional Policy and Management. Earthscan, London, Washington, D.C.

THEES, O., OLSCHEWSKI, R., 2013. Ökonomische Überlegungen zum physikalischen Bodenschutz im Wald. In: Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) (Hrsg.). Forum für Wissen 2013. Bodenschutz im Wald: Ziele – Konflikte – Umsetzung. WSL-Berichte 6. WSL, Birmensdorf: 31–44.

THOROE, C., DIETER, M., ELSASSER, P., ENGLERT, H., KÜPPERS, J.-G., ROERING, H.-W., 2003. Untersuchungen zu den ökonomischen Implikationen einer Präzisierung der Vorschriften zur nachhaltigen, ordnungsgemäßen Forstwirtschaft bzw. von Vorschlägen zur Konkretisierung der guten fachlichen Praxis in der Forstwirtschaft. Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie 2003/3. BFH, Hamburg.

TRINKWV – TRINKWASSERVERORDNUNG, 2001. Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001).

UNFCCC – UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE, 2011. Decision 2/CMP.7 (Land use, land-use change and forestry).

UNFCCC – UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE, 1997. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Download 04.12.2014 (http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf und http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpger.pdf)

VON ALVENSLEBEN, R., 2010. Gewässerunterhaltung und Wald in Nordostdeutschland – Analyse der Rechtsentwicklung aus hydrologischer und ökonomischer Sicht. In: Depenheuer, O., Möhring, B. (Hrsg.). Waldeigentum. Zustand und Perspektiven. Bibliothek des Eigentums 8. Springer, Berlin, Heidelberg: 251–270.

VON BOCKUM, M., 2008. Die Gewässerunterhaltung durch Wasserverbände und die Kostentragung durch deren Mitglieder – exemplarisch dargestellt anhand der Rechtslage in Brandenburg, Studien zur Rechtswissenschaft 210. Kovac, Hamburg.

WEBER, N., 2010. Forstpolitische Betrachtungen zum Waldeigentum. In: Depenheuer, O., Möhring, B. (Hrsg.). Waldeigentum. Zustand und Perspektiven. Bibliothek des Eigentums 8. Springer, Berlin, Heidelberg: 295–319.

WINKEL, G., VOLZ, K.-R., 2003A. Gute fachliche Praxis in der Forstwirtschaft: Zur Diskussion um ein wissenschaftliches Gutachten. Allgemeine Forst Zeitschrift 58 (22): 1146–1150.

WINKEL, G., VOLZ, K.-R., 2003B. Naturschutz und Forstwirtschaft: Kriterienkatalog zur »Guten fachlichen Praxis«. Angewandte Landschaftsökologie 52. Landwirtschaftsverlag, Münster.

WÖRDEHOFF, R., SPELLMANN, H., EVERS, J., AYDIN, C.T., NAGEL, J., 2012. Kohlenstoffstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen.

ABBILDUNG 6.8 ▸ **Wald in der Eifel.** (Foto: Thomas Hendele, Bingen am Rhein)

7 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN VON KÜSTEN UND MEEREN

KOORDINIERENDER AUTOR
RALF DÖRING

AUTORINNEN UND AUTOREN
DAIJA ANGELI, CHRISTINE BERTRAM, BENJAMIN BURKHARD, CHRISTIAN FISCHER, WOLFGANG GÜNTHER, ANDREAS KANNEN, JÜRGEN MEYERHOFF, ANJA MÜLLER, FELIX MÜLLER, KATRIN REHDANZ

GUTACHTER
MARTIN QUAAS UND ZWEI WEITERE ANONYME GUTACHTER

7.1 Aktueller Zustand und wesentliche Herausforderungen 181
7.2 Ökosystemleistungen von Küsten und Meeren 182
7.3 Aktuelle institutionelle Rahmenbedingungen 186
7.4 Ökosystemleistungen der Meere im Spannungsfeld ökonomischer Nutzungen 188
7.4.1 Tourismus 188
7.4.2 Fischerei 190
7.4.3 Eutrophierung als wichtigstes Problem in der Ostsee 192
7.4.4 Offshore-Windparks 195
7.4.5 Schifffahrt 200
7.5 Fazit 200
Literatur 202

KERNAUSSAGEN

- Die Ökosystemleistungen des Meeres sind besonders wichtig für Tourismus und Fischerei (allgemein kulturelle und Versorgungsleistungen). Für beide Aspekte sind allerdings bisher nicht alle volkswirtschaftlichen Kosten und Nutzen einer Erhaltung der Ökosystemleistungen berücksichtigt worden.
- Das Meer ist zunehmenden Nutzungen und Belastungen ausgesetzt, die z. T. negative Auswirkungen auf die Bereitstellung von Ökosystemleistungen haben.
- Das Meer stellt Versorgungsleistungen bereit, die die Fischerei nutzt. Fischerei gilt allerdings gleichzeitig als einer der wichtigsten Belastungsfaktoren. Auf der anderen Seite hat die Fischerei positive externe Effekte auf andere Leistungen bzw. Sektoren wie Erholungsleistungen und Tourismus, da Häfen mit Fischereifahrzeugen Touristen anziehen bzw. längeres Verweilen im Ort zu höherer Wertschöpfung führt.
- Die Offshore-Windenergie nimmt an Bedeutung zu, die Auswirkungen der Energiegewinnung auf Ökosystemleistungen sind noch nicht vollständig absehbar.
- Eutrophierung und Klimawandel stellen weitere wichtige Belastungsfaktoren dar.
- Bisher wurde nur sehr selten eine Bewertung von Ökosystemleistungen des Meeres vorgenommen. Die vorhandenen Studien zeigen aber, dass Handlungsentscheidungen damit sehr gut unterstützt werden könnten, z. B. bei Strategien zur Vermeidung von Eutrophierung.
- In einer ökonomischen Bewertungsstudie wurden hohe Zahlungsbereitschaften für eine Verbesserung der Eutrophierungssituation in der Ostsee ermittelt.

7.1 AKTUELLER ZUSTAND UND WESENTLICHE HERAUSFORDERUNGEN

Die deutsche Küste und küstennahe Bereiche des Meeres stellen vielfältige Ökosystemleistungen zur Verfügung (z. B. Versorgungsleistungen (Fisch), Erholungsleistungen für Touristen oder Regulierungsleistungen). Sie sind aber auch zunehmenden Nutzungsansprüchen ausgesetzt. Bis vor einigen Jahrzehnten waren Fischerei, Tourismus und Schifffahrt die wichtigsten Meeres- und Küstennutzer. Hinzu kamen negative Einflüsse auf das Ökosystem durch Einträge von Nähr- und Schadstoffen. In der Zwischenzeit sind durch Öl- und Gasförderung, Sand- und Kiesabbau und insbesondere die Offshore-Windenergie weitere Nutzungen hinzugekommen, die z. B. die Wertschöpfung in der Fischerei bei weitem übertreffen und große Meeresgebiete beanspruchen. Der Tourismus kann nach wie vor als wichtigster Nutzer von Ökosystemleistungen im Bereich der Küste, der unmittelbar am Meeresrand liegt, gelten.

Diese zunehmenden Nutzungsansprüche führen zu Konkurrenz um Fläche vor allem in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ). In dieser Zone hat Deutschland ausschließliche Ressourcennutzungsrechte nach dem UN-Seerechtsübereinkommen. Die deutsche AWZ ist dabei verglichen mit anderen Nord- und Ostseeanrainerstaaten eher klein (siehe Abbildung 7.1 und 7.2 in Abschnitt 7.3).

Die Meeres- und Küstenökosysteme sind außerdem durch den Klimawandel starken Veränderungen unterworfen. So ist nach derzeitigem Kenntnisstand bis zum Jahr 2100 mit einem Meeresspiegelanstieg von 20 bis 80 cm an den norddeutschen Küsten zu rechnen. Die Sturmintensität an Nord- und Ostsee kann bis Ende des Jahrhunderts bis zu 14 % zunehmen. Außerdem wird in Folge des starken CO_2-Ausstoßes eine Versauerung der Meere projiziert (WBGU, 2006).

Durch eine für die Zukunft erwartete weitere Erwärmung des Wasserkörpers können sich außerdem die Verbreitungsgebiete von Tier- und Pflanzenarten verschieben, was zu Veränderungen im gesamten Nahrungsnetz führen kann. So könnten an wärmere Wassertemperaturen angepasste Arten in die südliche Nordsee einwandern. Arten, die im Ballastwasser

von Schiffen transportiert werden, könnten möglicherweise häufiger überleben (Kröncke et al., 2012). Vorläufige Ergebnisse lassen außerdem vermuten, dass in einem wärmeren Klima vermehrte Anstrengungen zur Eindämmung der Überdüngung notwendig sein könnten (Meier et al., 2012). Für die Ostsee werden außerdem ein zunehmender Süßwassereinstrom und ein verringerter Einstrom schwereren salz- und sauerstoffreichen Nordseewassers erwartet. Dies könnte dazu führen, dass weitere Bereiche der bodennahen Wasserschichten sauerstoffarme Zonen werden und sich die Laichbedingungen z. B. für den Dorsch verschlechtern (Österblom et al., 2007).

Herausforderungen für die nachhaltige Bereitstellung der Ökosystemleistungen der deutschen Meere und Küsten ergeben sich zum Großteil aus den heutigen und zukünftigen Belastungen. Die EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) zählt in ihrem Anhang III, Tabelle 2 insgesamt acht Belastungsbereiche auf. Für die deutsche Nordsee und das Wattenmeer bzw. die Ostsee unterscheidet sich die Relevanz der verschiedenen Belastungen zum Teil erheblich. Während für die Nordsee derzeit insbesondere physische Schädigungen durch Abschürfungen (z. B. durch kommerzielle Fischerei), Unterwasserlärm, biologische Störungen durch die selektive Entnahme von Arten sowie die Anreicherung von Nährstoffen und organischem Material (Eutrophierung) eine hohe Relevanz haben, hat für die Ostsee die Belastung durch Eutrophierung die derzeit größte Bedeutung (Interwies et al., 2013).

Im Folgenden werden zunächst die Ökosystemleistungen von Nord- und Ostsee beschrieben. Im Anschluss werden einige Nutzungen wie Fischerei und Offshore-Windenergie näher erläutert und mit Eutrophierung und Klimawandel zwei wesentliche Belastungen dargestellt werden.

7.2 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN VON KÜSTEN UND MEEREN

Küsten- und Meeresökosysteme stellen eine Reihe von Ökosystemleistungen zur Verfügung, von denen Menschen profitieren. Die Bereitstellung von Lebensmitteln und die kulturelle Leistung »Erholung« sind hier besonders hervorzuheben. Die Nutzung von Ökosystemleistungen führt aber oft gleichzeitig zu Beeinträchtigungen anderer Ökosystemleistungen (Trade-offs, siehe auch Kapitel 2.1 dieses Berichts).

Die Ökosystemleistungen, die Nord- und Ostsee bereitstellen, unterliegen einem starken Nutzungsdruck (Swedish EPA, 2009). Um diesem Trend entgegenzuwirken, wurden in den letzten Jahren verschiedene Maßnahmen ergriffen, von denen die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) der Europäischen Union den vermutlich größten Einfluss hatte. Die Einführung der WRRL als integrierte Gewässerschutzpolitik mit Fokus auf dem Ökosystemansatz hat u. a. die Bewertung der Ökosystemleistungen von Gewässern stark vorangetrieben. Aber auch in anderen aktuellen Maßnahmen spielen die Ökosystemleistungen von Nord- und Ostsee eine Rolle: So verfolgt das Integrierte Küstenzonenmanagement (IKZM) das Ziel, unter dem Leitbild der Nachhaltigkeit Nutzungskonflikte zu vermeiden oder zu reduzieren und den Küstenbereich als ökologisch intakten und wirtschaftlich prosperierenden Lebensraum für den Menschen zu entwickeln und zu erhalten (IKZM, 2013). IKZM soll laut EU-Empfehlung an allen europäischen Küsten angewendet werden (EC, 2015). Der Baltic Sea Action Plan (BSAP) verfolgt ebenfalls einen Ökosystemansatz und will die natürlichen Ökosysteme der Ostsee erhalten und die nachhaltige Nutzung von Ökosystemgütern und -leistungen ermöglichen (HELCOM, 2007). Der Plan wurde von allen Anrainerstaaten verabschiedet und zielt vor allem auf die Bekämpfung von Eutrophierung und schädlichen Substanzen sowie auf den Schutz der Biodiversität und den Erhalt maritimer Aktivitäten ab (IKZM, Inte-grierte Meerespolitik (IMP) z. B. weisen auf Ökosystemleistungen hin, ohne das Konzept direkt zu erwähnen).

Es wird deutlich, dass dem Ökosystemansatz und dem Ökosystemleistungskonzept eine hohe Relevanz im heutigen Management von Meeren, Ozeanen und Küsten zukommen. Die folgenden Tabellen (siehe Tabellen 7.1 bis 7.3) geben eine Übersicht über die verschiedenen Ökosystemleistungen, die in Nord- und Ostsee sowie an deren Küsten eine Rolle spielen. Die langfristige Bereitstellung dieser Ökosystemleistungen basiert auf wichtigen Strukturen und Prozessen in Ökosystemen (Ökosystemfunktionen) (Kandziora et al., 2013), auf die hier jedoch nicht näher eingegangen werden soll. Die Ökosystemleistungen wurden in die Kategorien regulierende, Versorgungs- und kulturelle Leistungen untergliedert.

Die Tabellen 7.1 bis 7.3 vermitteln einen Eindruck von der Vielzahl und Bandbreite der Ökosystemleistungen, die in Nord- und Ostsee und an deren Küsten bereitgestellt werden. Einige sollen im Folgenden kurz diskutiert werden.

Globale Klimaregulierung hat im Watt der Nordsee eine besondere Relevanz, da das Sediment hier aufgrund der hohen Produktivität einen wichtigen mittelfristigen Kohlenstoff-Speicher darstellt (Beck und Brumsack, 2012). Auch die regulierenden Ökosystemleistungen Wasserreinigung und Nährstoffregulierung spielen im Wattenmeer, u. a. bedingt durch

TABELLE 7.1 ▸ Regulierende Ökosystemleistungen der Nord- und Ostsee und ihren Küsten.
(Quelle: nach Kandziora et al., 2013)

CICES Kategorien	Abschnitt	Definition	Potenzielle Indikatoren
Regulierung von physikalischen, chemischen, biologischen Bedingungen	Globale Klimaregulierung	Langzeitspeicherung von Treibhausgasen in Ökosystemen	Quelle-Senke von Wasserdampf, Methan, CO_2 (t C/ha pro Jahr), Menge gespeicherter Spurengase in marinen Systemen/Vegetation/Böden (t C/ha)
	Lokale Klimaregulierung	Veränderungen in lokalen klimatischen Komponenten wie Temperatur, Wind, Einstrahlung und Niederschlag aufgrund von Ökosystemeigenschaften	Temperatur (°C), Albedo (%), Niederschlag (mm), Wind (Bft), Temperaturamplituden (°C),
	Naturkatastrophenkontrolle	Schutz vor und Ausgleich von Fluten, Stürmen, Feuern und Lawinen	Anzahl verhinderter Katastrophen (n/a) und ihrer Auswirkungen, Natürliche Barrieren (Dünen, Mangroven, Sümpfe o.ä.) (%, ha)
	Schädlings- und Krankheitskontrolle	Kapazität eines Ökosystems, Krankheiten und Epidemien von Pflanzen und Tieren zu kontrollieren und so für geringere Anfälligkeit zu sorgen	Populationen krankheits- und pestkontrollierender Organismen (n/ha)
	Abfallregulierung	Kapazität eines Ökosystems, organisches Material in Wasser und Böden zu filtern und abzubauen	Menge und Anzahl abbauender Organismen (n/ha), Abbaurate (kg/ha pro Jahr)
	Wasserhaushaltsregulierung	Kapazität eines Ökosystems, die Komponenten des Wasserhaushalts funktional aufrecht zu erhalten	Evapotranspiration (mm/a), Wasserbilanzen (mm/a), Wasseraustausch
Abbau von Abfällen, toxischen Substanzen und anderen Belastungen	Lufteinhaltung	Kapazität von Ökosystemen, toxische und andere Elemente aus der Atmosphäre zu filtern	Luftqualitätsamplituden (ppb), Abweichungen von Luftstandards (ppb), Schadstoffgehalt der Luft
	Wasserreinigung	Fähigkeit eines Ökosystems, Wasser zu reinigen (z. B. von Sedimenten, Pestiziden oder Krankheitserregern)	Wasserqualitätsindikatoren wie Sedimentfracht (g/l), ges. gelöste Feststoffe (mg/l)
	Erosionskontrolle	Bodenretention und Kapazität, Boden-, Wind- und Wassererosion zu vermeiden	Verhinderte Erosionsereignisse, erosionshemmende Küstenstrukturen
Erhaltung von Stoffflüssen	Nährstoffregulierung	Kapazität eines Ökosystems zur Durchführung des Nährstoffkreislaufs (von z. B. N, P) und zum Nährstoffrückhalt	Wasserqualitätsindikatoren wie N (mg/l), P (mg/l), elektrische Leitfähigkeit (µS/cm), Umsatzgeschwindigkeit von Nährstoffen wie (y^{-1}), Sedimentgehalte

TABELLE 7.2 ▸ Versorgungsleistungen an Nord- und Ostsee und ihren Küsten. (Quelle: nach Kandziora et al., 2013)

CICES Kategorien	Abschnitt	Definition	Potenzielle Indikatoren
Nahrungsmittel	Fisch, Meeresfrüchte und essbare Algen	Fang von Fisch, Meeresfrüchten/ Algen für Nahrungsmittel, Fischmehl und Fischöl	Gefangener Fisch, Meeresfrüchte, Algen (t/ha pro Jahr, kJ/ha pro Jahr) Tierproduktion (t C/ha pro Jahr, kJ/ha pro Jahr), Gewinn (Euro/ha/ pro Jahr)
	Aquakultur	Produktion/Ertrag von Fisch, Meeresfrüchten und Algen aus mariner Aquakultur	Produzierter Fisch, Meeresfrüchte, Algen (t/ha pro Jahr, kJ/ha pro Jahr) Tierproduktion (t C/ha pro Jahr, kJ/ha pro Jahr), Gewinn(Euro/ha pro Jahr)
	Wildprodukte	Fischfang von Freizeitanglern, Naturschmucksammlung (z. B. Muscheln)	Anzahl der jeweilig gesammelten Objekte, Anzahl der genutzten Wildarten zu Ernährungszwecken (kg/ha pro Jahr, kJ/ha pro Jahr), Fischfang (kg/ha pro Jahr), Gewinn (Euro/ha pro Jahr)
Stoffe	Biochemikalien und Medizin	Nutzung natürlicher Produkte als Medizin, Kosmetik und/oder in der Biochemie.	Menge/Anzahl der genutzten Produkte (kg/ha pro Jahr, n/ha pro Jahr) Nettoprimärproduktion (t C/ha pro Jahr, kJ/ha pro Jahr), Gewinn (Euro/ha pro Jahr)
	Mineralien*	Nahe oder über der Oberfläche abgetragene Mineralien (z. B. Sand zu Bauzwecken, Steine).	Abgetragene Mineralien (t/ha pro Jahr)
Energie	Biomasse zur Energiegewinnung*	Pflanzen, die zur Energiegewinnung genutzt werden (z. B. Algen)	Geerntete Pflanzen (t/ha pro Jahr, kJ/ha pro Jahr), Nettoprimärproduktion (t C/ha pro Jahr, kj/ha pro Jahr), Gewinn (Euro/ha pro Jahr)
	Abiotische Energieressourcen*	Zur Energieumwandlung genutzte Energiequellen (z. B. Windenergie)	Umgewandelte Energie (kWh/ha), Produzierte Elektrizität (kWh/ha)

* Diese Leistungen werden oft nicht als Ökosystemleistungen gefasst; allerdings können sie von hoher Bedeutung für politische Entscheidungen, Meeresnutzungsstrategien und Szenarios auf lokalem und regionalem Maßstab sein.

den Tidenhub, eine wichtige Rolle. Die Naturkatastrophenkontrolle ist an beiden Küsten wichtig – Küstenvorländer, Dünen und Deiche schützen Anwohner vor Sturmfluten und vermeiden so regelmäßig Schäden durch Hochwasser.

Im Hinblick auf die verschiedenen Versorgungsleistungen besitzt die deutsche Fischerei sowohl in Nord- als auch in der Ostsee eine hohe politische Relevanz, auch wenn sich die Erträge verglichen mit anderen europäischen Ländern eher in den unteren Rängen bewegen (EuroStat, 2013). Eine wichtige Rolle spielt, vor allem in der Ostsee, der Fischfang von Freizeitanglern, zusammengefasst unter der Ökosystemleistung »Wildprodukte« in Tabelle 7.2. Das Sammeln von Treibholz oder Bernstein sind weitere Aspekte dieser Ökosystemleistung. Mineralien wie Öl oder der Abbau von Sand sind vor allem lokal von Bedeutung. Die Ölgewinnung hat insbesondere in der Nordsee (Mittelplate) einen hohen Stellenwert. Die Nutzung abiotischer Energieressourcen hat eine zunehmende Relevanz. Der Bau von Off- und Onshore-Windenergieanlagen vor und an der Küste ist in beiden Meeren keine Seltenheit mehr und wird in Zukunft einen noch größeren Einfluss auf die Meeresumwelt sowie die Bereitstellung von Ökosystemleistungen (z. B. Energie, Fischerei, Landschaftsästhetik) (Busch et al., 2011) an der Küste haben.

TABELLE 7.3 ▸ Kulturelle Ökosystemleistungen an Nord- und Ostsee und ihren Küsten. (Quelle: nach Kandziora et al., 2013)

CICES Kategorien	Abschnitt	Definition	Potenzielle Indikatoren
Physische und mentale Interaktionen mit Ökosystemen und Landschaften (Umweltbedingungen)	Erholung und Tourismus	Sich auf die lokale Umwelt beziehende Freiluftaktivitäten und Tourismus (einschließlich Sport, Freizeit)	Anzahl Besucher/Einrichtungen (z. B. Hotels (n/ha, n/Einrichtung pro Jahr), Umfrageergebnisse zu Natur- und Freizeitpräferenzen (Angeln, Sport), Umsatz des Tourismussektors (€/ha pro Jahr)
	Landschaftsästhetik und Inspiration	Visuelle Qualität der Ökosysteme als Quelle der Inspiration für Kunst, Folklore, nationale Symbole, Architektur, Werbung und Technologie	Präferenzen aus Umfrageergebnissen, Anzahl von Kunstwerken, die das jeweilige Ökosystem porträtieren (n/Ökosystemtyp), Reisekostenabschätzungen, Zahlungsbereitschaften
	Kulturelles Erbe und kulturelle Diversität	Wertschätzung der Erhaltung von historisch wichtigen (kulturellen) Ökosystemen und Formen der Nutzung (Kulturerbe)	Umfrageergebnisse zu Präferenzen, Anzahl Beschäftigter in traditionellen Landnutzungsformen (n/ha)
	Naturerbe und Biodiversität	Existenzwert von Natur und Arten an sich, über ökonomischen oder menschlichen Nutzen hinaus	Anzahl gefährdeter, geschützter und/oder seltener Arten/Habitate (n/ha), Zahlungsbereitschaften
Spirituelle, symbolische und andere Interaktionen mit Ökosystemen und Landschaften (Umweltbedingungen)	Wissenssysteme	Umweltbildung basierend auf Ökosystemeigenschaften, z. B. im Schulzusammenhang; traditionelles Wissen	Anzahl von Umweltbildungseinrichtungen und/oder Anzahl von Veranstaltungen und deren Besucher (n/ha pro Jahr)
	Religiöse und spirituelle Erfahrungen	Mit lokaler Umgebung verknüpfte spirituelle oder emotionale Werte für Menschen/Religionen	Anzahl spiritueller Objekte und Anzahl Besucher (n/ha, n/Objekt pro Jahr)

Bei den kulturellen Ökosystemleistungen an den deutschen Küsten sind vor allem Erholung und Tourismus hervorzuheben und werden aufgrund ihrer Bedeutung in Abschnitt 7.4.1 näher betrachtet.

Wissenssysteme spielen ebenfalls eine wichtige Rolle an beiden Küsten. Es gibt eine Vielzahl von Bildungs- und Forschungseinrichtungen, Nationalparks und Schutzgebieten. Der Nordsee kommt hier mit dem »Weltnaturerbe Wattenmeer« eine Sonderrolle zu, was sich auch in der Anzahl wissenschaftlicher Veröffentlichungen widerspiegelt. So wurden bei einer Ende 2013 durchgeführten Recherche mehr als 5.000 wissenschaftliche Artikel mit »Baltic Sea« (Ostsee) und mehr als 9.700 Veröffentlichungen mit »North Sea« (Nordsee) im Titel gefunden.

Die Bereitstellung von Raum und Wasserwegen wird in einigen Klassifikationen als Ökosystemleistungen aufgezählt, ist aber in der Regel unabhängig von Ökosystemfunktionen und wurde daher, trotz ihrer Relevanz in beiden Meeren, nicht in die Betrachtung mit einbezogen. Ähnliches gilt für den Erhalt von Habitaten und Biodiversität, die eher den Ökosystemfunktionen zuzuordnen sind (Kandziora et al., 2013) und daher nicht in die Kategorien der Ökosystemleistungen fallen. Bei den genetischen Ressourcen, die in einigen Klassifikationen als Ökosystemleistung aufgelistet werden, gilt entsprechendes. Sie werden jedoch eher zu den Ökosystemstrukturkomponenten gezählt und stellen keine direkten für den Menschen nutzbaren Leistungen bereit.

7.3 AKTUELLE INSTITUTIONELLE RAHMENBEDINGUNGEN

Nach dem UN-Seerechtsübereinkommen sind die deutschen Meeresgewässer in vier unterschiedliche Zonen unterteilt:

- Innere Gewässer – z. B. der Greifswalder Bodden
- Bis 3 Seemeilen: Hoheitsgewässer über deren Nutzung allein Deutschland bzw. das Küstenbundesland entscheiden können.
- Von 3 bis 12 Seemeilen: Hoheitsgewässer, in denen andere Staaten keinen Zugang haben. Nach EU-Fischereirecht muss Deutschland aber Fischern anderer Länder Zugang gewähren, wenn sie traditionell hier gefischt haben.
- Von 12 bis 200 Seemeilen (bzw. inzwischen Rand des Festlandssockels) die Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ), in der Deutschland die Ressourcennutzungsrechte hat (siehe Abbildungen 7.1 und 7.2).

Die Ressourcennutzungsrechte an Fischbeständen, Ölvorkommen oder Sand- und Kiesablagerungen liegen damit beim jeweiligen Küstenstaat und es kann von Gemeinschaftseigentum durch die Bevölkerung der Küstenstaaten gesprochen werden.

Allerdings gelten inzwischen einige Verordnungen und Gesetze, die die Nutzung der Ressourcen regeln. Dabei gilt z. B. für die Nutzung der Fischbestände die Gemeinsame Fischereipolitik der EU (bei allen regulierten Arten) oder das deutsche Bergrecht wenn es um die Ausbeutung von Öl-, Sand- oder Kiesvorkommen geht.

Die Fischerei hat dabei keine Rechte an einem bestimmten Gebiet sondern nur an einer bestimmten Nutzungsmenge oder der Nutzung einer bestimmten Anzahl von Fanggeräten. In deutschen Gewässern jenseits der 3-Seemeilenzone fischen auch Fangfahrzeuge anderer Staaten, insbesondere niederländische und dänische Fahrzeuge. Daher müssen Regelungen, die für diese Fahrzeuge gelten sollen, auf europäischer Ebene beschlossen werden. Nach deutschem Recht dürfen diese Fahrzeuge nicht reguliert werden.

Im Gegensatz dazu bedeutet die Zuweisung von Nutzungsrechten nach dem Bergrecht, dass andere Nutzungen eingeschränkt oder aus Sicherheitsgründen ausgeschlossen werden können. Gleiches gilt für genehmigte Windparks deren Betreiber andere Nutzungen ausschließen können.

Auf EU-Ebene sind in den letzten Jahren verschiedene Verordnungen zu einer gemeinsamen Meerespolitik erlassen worden und zusätzlich sollen die Mitgliedsstaaten nun eine Meeresraumordnung erlassen (siehe hierzu Kapitel 10.9.2 dieses Berichts). Insbesondere sind hier die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) sowie die Vogelschutz- und FFH-Richtlinie zu nennen, die den Schutz von Ökosystemleistungen in den europäischen Meeren zum Ziel haben. Die MSRL fordert dabei, den »guten Zustand« der Umwelt zu erhalten bzw. wiederherzustellen. Dieser gute Umweltzustand wird derzeit definiert und Referenzwerte für Indikatoren festgelegt (u. a. für die Bewirtschaftung der Fischbestände nach dem maximalen Dauerertrag). Der gute Umweltzustand würde natürlich auch eine gute Qualität bzw. Verbesserung der Bereitstellung von Ökosystemleistungen des Meeres bedeuten.

In der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) und den Küstengewässern sind Schutzgebiete ausgewiesen worden (Natura 2000-Gebiete). Die Ausschließliche Wirtschaftszone ist dabei das einzige Gebiet in Deutschland, für das der Bund Schutzgebiete ausweisen muss (Naturschutz ist sonst Ländersache). Da die Vogelschutz- und FFH-Richtlinie ein Netzwerk von Schutzgebieten fordert, war der Bund verpflichtet entsprechend der zu erhaltenden Schutzgüter Natura 2000–Gebiete auszuweisen. Gleiches galt für die Länder innerhalb der 12-Seemeilen-Zone. 2015 befinden sich z. T. noch Schutzgebietsverordnungen, vor allem aber Managementpläne für diese Gebiete, in der Erarbeitung und in den Küstenregionen finden Diskussionen zu deren Ausgestaltung statt.

Erst vor einigen Jahren wurde eine Verordnung zur Raumordnung in Nord- und Ostsee erlassen, die »Festlegungen zur wirtschaftlichen und wissenschaftlichen Nutzung, zur Gewährleistung der Sicherheit und Leichtigkeit des Verkehrs sowie zum Schutz der Meeresumwelt treffen« (§ 17 Abs. 3 S. 2 ROG) sollen. Hierzu gehörten jetzt auch Vorranggebiete für einzelne Nutzungen (siehe Abbildung 7.5 bzw. Kapitel 10.9 dieses Berichts) u. a. Windkraft, Schifffahrtsrouten oder den Sand- und Kiesabbau. Die Pläne für Nord- und Ostsee liegen mittlerweile vor (vgl. www.bsh.de).

ABBILDUNG 7.1 ▸ Ausschließliche Wirtschaftszone in der Nordsee. (Quelle: BSH, o.J.a.)

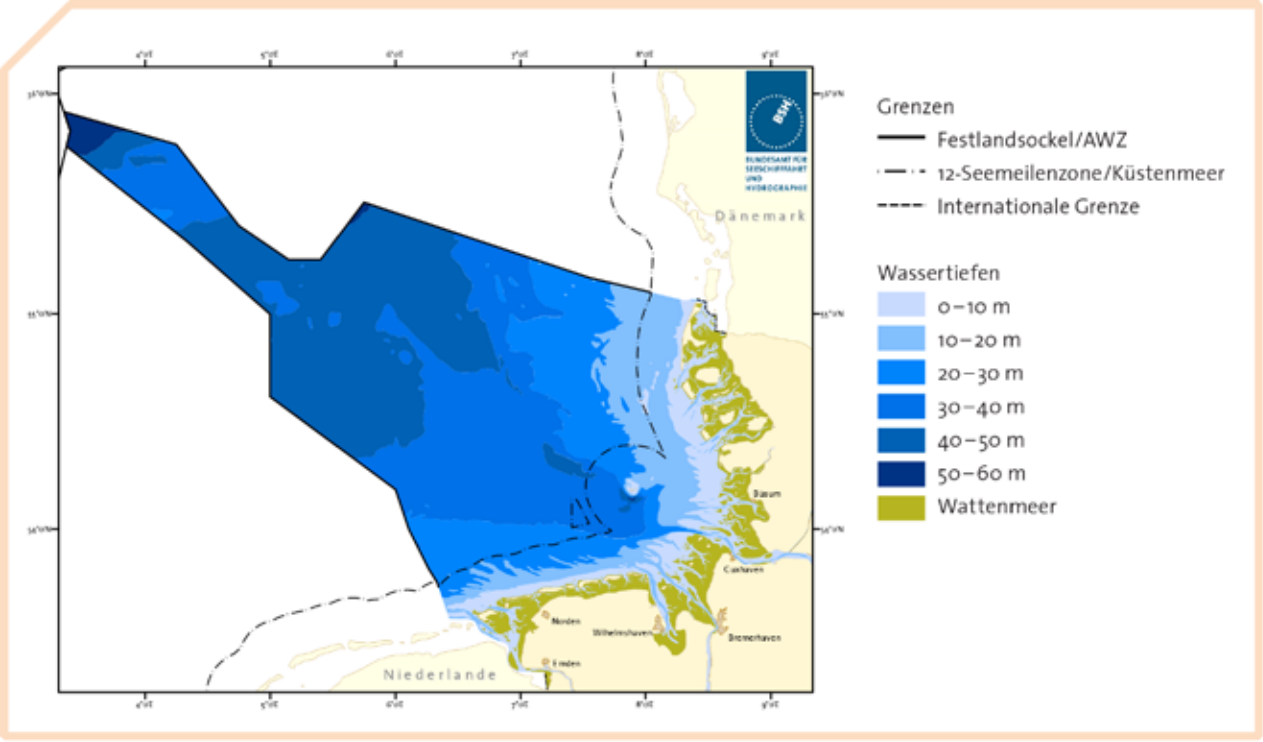
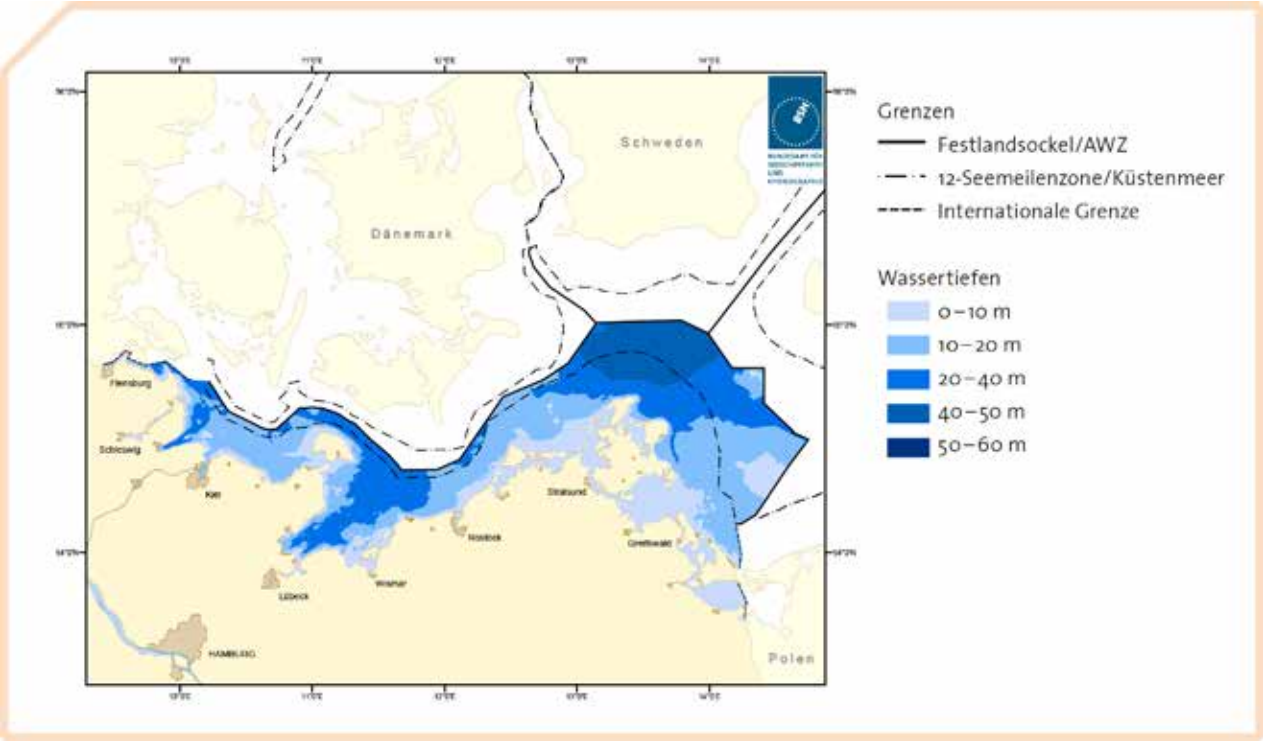


ABBILDUNG 7.2 ▸ Ausschließliche Wirtschaftszone in der Ostsee. (Quelle: BSH, o.J.b.)



7.4 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN DER MEERE IM SPANNUNGSFELD ÖKONOMISCHER NUTZUNGEN

7.4.1 Tourismus

Tourismus ist ein bedeutender Wirtschaftsbereich an der Küste. Die deutsche Nord- und Ostseeküste verzeichnete im Jahr 2012 mehr als 50 Mio. Übernachtungen in Beherbergungsbetrieben ab 10 Betten (vgl. Tabelle 7.4). Hinzu kommen je nach Region teilweise noch einmal ebenso viele Übernachtungen auf Campingplätzen, in Beherbergungsbetrieben mit weniger als 10 Betten sowie in privaten Unterkünften.

TABELLE 7.4 ▸ Übernachtungen in Beherbergungsbetrieben an der deutschen Nord- und Ostseeküste.
(Quelle: Beherbergungsstatistik der Statistischen Landesämter, eigene Zusammenstellung)

Übernachtungen in Beherbergungsbetrieben (ohne Camping) ab 9 Betten (2012: ab 10 Betten) (Mio.)	2002	2007	2012
Mecklenburg-Vorpommern (Rügen/Hiddensee, Vorpommern, Ostseeküste)	17,0	19,1	19,1
Schleswig-Holstein (Ostseeküste)	8,8	10,3	11,0
Schleswig-Holstein (Nordseeküste)	7,5	8,4	8,4
Niedersachsen (Nordseeküste und Ostfriesische Inseln)	11,0	10,6	12,3
Deutsche Küsten zusammen	44,3	48,4	50,8
Deutschland insgesamt	338,5	361,8	407,2
darin: Anteil der deutschen Küsten	13,1 %	13,4 %	12,5 %

Im Segment der Tagesreisen entfielen auf die Küstenregionen in Deutschland aus dem deutschen Markt mehr als 140 Millionen Aufenthaltstage im Jahr 2006 (Maschke, 2007). Eine besonders hohe Zahl an Tagesreisen finden wir an der Ostseeküste, nicht zuletzt wegen der relativen Nähe zu den Metropolen Hamburg und Berlin. Auch im klassischen Urlaubsreisemarkt (Urlaubsreisen ab 5 Tage Dauer) sind die Küsten hoch relevant und von steigender Bedeutung: Im Jahr 2012 wurden allein in Deutschland 7,5 Mio. Urlaubsreisen an den deutschen Küsten verbracht. Ihr Marktanteil stieg von 2002 bis 2012 von 28,0 auf 36,2 % (vgl. Tabelle 7.5).

TABELLE 7.5 ▸ Urlaubsreisen aus Deutschland ab 5 Tage Dauer an die deutsche Nord- und Ostseeküste.
(Quelle: FUR (2003, 2008, 2013) auf Basis der deutschen Wohnbevölkerung in Deutschland ab 14 Jahre)

Urlaubsreisen (5 Tage und mehr) der Deutschen (Mio.) / Region	2002	2007	2012
Ostsee Mecklenburg-Vorpommern	2,1	2,7	3,3
Ostsee Schleswig-Holstein	1,2	1,1	1,3
Nordsee Schleswig-Holstein	0,9	1,2	1,1
Nordsee Niedersachsen	1,3	1,2	1,8
Deutsche Küsten zusammen	5,4	6,2	7,5
Deutschland insgesamt	19,3	19,8	20,7
darin: Anteil der deutschen Küsten	28,0 %	31,3 %	36,2 %

Die Nachfrage nach Natur im Urlaub ist dabei konstant hoch. Für 53 % der Deutschen ist »Natur erleben (schöne Landschaft, reine Luft und sauberes Wasser)« ein besonders wichtiges Urlaubsmotiv (FUR, 2013). Für Gäste an der deutschen Nord- und Ostsee liegt dieser Wert mit gut 61 % sogar noch höher. Diese Motivation schlägt sich auch in den Urlaubsaktivitäten nieder. Knapp die Hälfte der Küstengäste haben während ihrer Haupturlaubsreise sehr häufig oder häufig Naturattraktionen besucht. Für gut ein Viertel von ihnen war ihre Haupturlaubsreise u. a. auch ein Natururlaub; für 6 % (Nordseeurlauber) bzw. 8 % (Ostseeurlauber) war er dies sogar in erster Linie (vgl. Tabelle 7.6).

TABELLE 7.6 ▸ Bedeutung von Natur im Küstentourismus.
(Quelle: FUR,2013; auf Basis der deutschen Wohnbevölkerung in Deutschland ab 14 Jahre.)

Anteil der Befragten in %	Bevölkerung	Nordseeurlauber in den letzten 3 Jahren (2010–2012)	Ostseeurlauber in den letzten 3 Jahren (2010–2012
Reisemotiv »Natur erleben (Schöne Landschaft, reine Luft und sauberes Wasser)« besonders wichtig	53,1	61,6	61,1
Reiseart der Hauptur-laubsreise Natururlaub (Mehrfachnennungen möglich)	18,9	26,6	29,2
Reiseart der Hauptur-laubsreise in erster Linie Natururlaub	5,0	6,3	8,0
Im Urlaub in den letzten 3 Jahren sehr häufig oder häufig Naturattraktionen besucht	37.0	48,3	45.3

Natur wird entsprechend als ein zentrales touristisches Angebotselement an der Küste genutzt. Als wertvolle Alleinstellungsmerkmale gegenüber Binnenlanddestinationen werden regelmäßig das Meer, die Küste und die maritime Atmosphäre genannt.

Neben Versorgungs- und Regulierungsleistungen für die Gäste an der Küste liefert die Natur dabei als kulturelle Dienstleistungen vor allem zweierlei:

1. Kernelemente der touristischen Grundausstattung (schöne Landschaft, Strand und Meer als Kulisse, (sauberes) Wasser als Voraussetzung für Badeurlaub und Wassersport) und

2. inhaltliche Themen für Reiseangebote und Aktivitäten (Naturerlebnisreisen, Naturinfozentren, Naturerlebnisräume, Naturbeobachtungen, ...)

Während Natur von den meisten Gästen als Grundausstattung erwartet wird, bietet die fachkundige Inszenierung und Präsentation von Natur die Möglichkeit zusätzlicher Wertschöpfung. Dafür werden jedoch Erlebnisorte mit erlebenswerter Natur und »Erlebnishelfer« benötigt, z. B. attraktive Lebensräume, Biodiversität, Beobachtungsmöglichkeiten, Naturinformationssysteme, Infozentren, meereskundliche Ausfahrten, Naturführer oder geschulte Reiseleiter.

Eine besondere Bedeutung kommt in diesem Zusammenhang den Schutzgebieten an der Küste zu. So hat die gesamte Nordseeküste Deutschlands Nationalparkstatus und gehört zum Weltnaturerbe Wattenmeer. Auch an der deutschen Ostseeküste existieren neben kleineren Schutzgebieten zwei Nationalparke, ein Biosphärenreservat und drei Naturparke in unmittelbarer Küstennähe. In allen diesen Gebieten gibt es mehr oder weniger vielfältige Naturerlebnisangebote, die wichtige Aktivposten für den Tourismus darstellen. Aktuelle Studien liefern genauere Informationen zu den ökonomischen Effekten der touristischen Inwertsetzung von Meeres- und Küstennatur. Im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer bspw. bewirken die Nationalpark-Touristen einen Bruttoumsatz von mehr als 115 Mio. € jährlich und sichern damit mehr als 3.360 Arbeitsplätze (Job et al., 2009). Für das Schleswig-Holsteinische Wattenmeer ergeben entsprechende Berechnungen einen Bruttoumsatz von 167 Mio. € und über 4.700 Arbeitsplätze (Job et al., 2014). Weitere interessante Daten und Bewertungen über die sozio-ökonomische Entwicklung eines Küstennationalparks liefert bspw. das sozioökonomische Monitoring (SÖM Watt) der Nationalparkverwaltung in Schleswig-Holstein (LKN, 2014) (http://www.nationalpark-wattenmeer.de/sh/wissen/sozioooekonomie).

Eine indirekte Wirkung von Ökosystemleistungen auf den Küstentourismus besteht schließlich über die Fischerei. Sie prägt die maritime Atmosphäre an der Küste und erbringt touristische Leistungen (Fischverkauf, Ausfahrten), die ohne die Meeresnatur nicht möglich wären (vgl. Abschnitt 7.4.2 sowie Schmücker und Schmüdderich, 2010). Ähnliches wäre auch bei einer touristischen Nutzung von Offshore-Windparks (vgl. Abschnitt 7.4.4) z. B. durch Sporttaucher und Sportangler (künstliche Riffe) oder Besichtigungsfahrten denkbar. Allerdings stehen solchen potenziell positiven Effekten Befürchtungen gegenüber, Offshore-Windparks könnten durch eine Einschränkung des ungestörten Blicks über das Meer auch Gäste vergrämen oder als Barriere für Wassersportler den Tourismus an der Küste negativ beeinflussen. Eine schwerwiegende Beeinträchtigung der touristischen Nachfrage durch Windparks konnte indes empirisch bisher nicht nachgewiesen werden (NIT, 2014)

Der Tourismus profitiert aber nicht nur von Ökosystemleistungen der Küsten und Meere. Er hat je nach Ausprägung auch negative Auswirkungen auf Küstenökosysteme. Hierzu zählen Flächeninanspruchnahme und -versiegelung, mechanische, akustische und optische Störungen der Flora und Fauna sowie auch Verschmutzungen der Landschaft, des Wassers und der Luft. Dies führt für Tourismus einerseits zu Konflikten mit den Zielen des Umwelt- und Naturschutzes, bedeutet aber andererseits auch eine Gefährdung der eigenen Erwerbsgrundlagen. Vor diesem Hintergrund drängen vorausschauende Tourismuskonzeptionen und -akteure auf eine nachhaltige Tourismusentwicklung, die die Ökosystemleistungen nicht negativ beeinträchtigt und aktiv Verantwortung für den Schutz und Erhalt von Natur und Umwelt übernimmt. Ein gutes Beispiel hierfür liefert die trilaterale Strategie »Nachhaltiger Tourismus in der Destination Weltnaturerbe Wattenmeer« (Gemeinsames Wattenmeersekretariat, 2014). In diesem Dokument werden gemeinsame Perspektiven für die Entwicklung eines nachhaltigen Tourismus an den Wattenmeerküsten von Dänemark, Deutschland und den Niederlanden aufgezeigt, die gleichzeitig zum Schutz und Erhalt des Weltnaturerbes beitragen. Entwickelt wurde diese Strategie in enger Zusammenarbeit von Naturschutzverwaltungen, Tourismus- und Marketingorganisationen, Regionalregierungen sowie Umweltverbänden in den drei Wattenmeerstaaten. Die Strategie verdeutlicht das Potenzial für den Tourismus im Wattenmeer und zeigt, wie gleichzeitig durch den Schutz des Wattenmeeres und den Erhalt des »Außergewöhnlichen Universellen Wertes« des Weltnaturerbes die Beteiligten und die Region gesellschaftlich, wirtschaftlich und ökologisch profitieren können.

Fazit: Tourismus ist ein zentraler Wirtschaftsfaktor für die Küstenregionen in Deutschland. Intakte Natur (wie sauberes Wasser, vielfältige Flora und Fauna sowie schöne Landschaft) ist dabei ein wesentlicher, unverzichtbarer Bestandteil des »Betriebskapitals« im Küstentourismus und wertvoller Träger der emotionalen Ansprache von Urlaubsgästen. Ihr Erhalt ist von existenzieller Bedeutung für den Tourismus an Nord- und Ostsee. Gleichzeitig hat Tourismus aber teilweise auch beachtliche negative Auswirkungen auf Küstenökosysteme. Diese gilt es – nicht zuletzt auch im ökonomischen Interesse des Tourismus – aufzuheben und künftig zu vermeiden.

7.4.2 Fischerei

Die lebenden Meeresressourcen (Fisch-, Muschelbestände, Krebstiere usw.) stellen eine der wichtigsten Ökosystemleistungen in Form von Versorgungsleistungen dar (siehe Tabelle 7.2) und die Fischerei als Nutzer stellt ein hochwertiges Nahrungsmittel zur Verfügung. Die Fischerei wird aber auch als einer der zentralen Belastungsschwerpunkte der Meeresökosysteme genannt. Probleme sind die Überfischung einzelner Bestände und der negative Einfluss auf Nicht-Zielarten und Habitate. Somit liegt eine klare Abwägungssituation vor, da Trade-offs zwischen Nutzungsumfang (Menge an heute gefangenem Fisch) und Schutz des Ökosystems (inkl. der Vermeidung von Überfischung) zur Erhaltung der zukünftigen Nutzungsmöglichkeiten bestehen können.

Noch 2009 hat die EU-Kommission im Grünbuch zur Reform der Fischereipolitik 88 % der Fischbestände als nicht auf dem

INFOBOX 7.1

Fallbeispiel Projekt UNDINE

Ein Beispiel für die touristische Inwertsetzung von Meereslebensräumen liefert das aus Mitteln der EU (INTERREG IV A) geförderte Projekt UNDINE (UNderwater DIscovery and Nature Experience). Unter Federführung des BUND Landesverbands Schleswig-Holstein und gemeinsam mit erfahrenen deutschen und dänischen Partnern aus Umweltbildung, Naturschutz und Tourismus geht das Projekt der Ostsee auf den Grund. Übergeordnetes Ziel von UNDINE ist es, die faszinierende Unterwasserwelt der Ostsee in der Fehmarn-Belt-Region für Gäste, Segler, Taucher und Einheimische besser zu erschließen und sichtbar zu machen. Dazu werden attraktive und informative Kurzfilme zu Unterwasserlebensräumen und entsprechenden Schutzgebieten zusammengestellt, via Internet und offline als DVDs und CD-ROMs vertrieben und in Bildungsangeboten vorgestellt sowie Unterwasserlehrpfade mit Begleitmaterialien entwickelt und umgesetzt. So wird die Unterwassernatur als Standortqualität der Region Fehmarn Belt und als touristische Attraktion in Wert gesetzt und gleichzeitig die notwendige Sensibilität für die Schutzbedürftigkeit der Lebensräume geschaffen (www.undine-balitc.eu).

Weitere Praxisbeispiele: Tauchgondeln (http://www.tauchgondel.de/), Projekt »fisch(er)leben« (http://www.fischerleben-sh.de/), Multimar Wattforum, Ringelganstage (http://www.ringelganstage.de/), Naturerbezentrum Rügen http://www.nezr.de/de/index.php), Meeresmuseum Stralsund, Meeresbürger-Netzwerk (www.meeresbuerger.de), Ostsee-Info-Center Eckernförde (http://www.ostseeinfocenter.de/) und viele weitere mehr.

Niveau des maximalen Dauerertrags (maximum sustainable yield – MSY) befischt bezeichnet (EC, 2009). Diese Situation hat sich seitdem jedoch erheblich verbessert und 2013 wurden noch 39 % nicht auf diesem Niveau bewirtschaftet (Cardinale et al., 2013). Grund für diese positive Entwicklung sind u. a. langfristige Managementpläne für Bestände, u. a. auch die für Deutschland wichtigen Arten Nordseescholle und Ostseedorsch. Die EU hat die Befischung auf dem Niveau des maximalen Dauerertrages als Ziel für die Gemeinsame Fischereipolitik festgelegt.

Als negative Effekte der Fischerei auf Meeresökosysteme werden insbesondere die Beschädigung oder Zerstörung von Bodenhabitaten durch schwere Grundschleppnetze genannt. Die Fischerei schädigt sich damit z. T. selbst, da Regulierungs- und Versorgungsleistungen reduziert werden, die essenziell zur Regenerierung der Fischbestände für zukünftige Nutzungen sein können. Die Nutzung von Baumkurren zum Fang von Plattfischen wird hier als besonders negativ hervorgehoben. Einige Fangtechniken führen außerdem zu hohen Beifängen an Jungfischen oder Nichtzielarten (u. a. Fische, Krebse, Meeressäuger oder Vögel). Das Ausmaß der negativen ökologischen Auswirkungen hängt jedoch stark von der Art der eingesetzten Fangtechnik und deren saisonalem und gebietsspezifischem Einsatz ab.

Im Jahr 2012 hat die deutsche Flotte rund 77.800 t Fisch mit einem Erlös von ca. 149,8 Mio. € angelandet (STECF, 2013). Insgesamt hatte die deutsche Flotte 2012 noch rund 1.500 Fahrzeuge, die meisten davon aber unter 10 m Länge, und rund 1.200 Beschäftigte. Die Wertschöpfung belief sich auf etwa 70 Mio. € und somit ist der Sektor verglichen z. B. mit dem Tourismus ökonomisch nur noch von geringer Bedeutung für die Küstenregionen.

Reduzierte Fangmöglichkeiten in den letzten Jahren (Einschränkung der Fischerei zur Beendigung der Überfischung und der Verlust von Fangmöglichkeiten durch die Ausweisung der ausschließlichen Wirtschaftszone durch viele Staaten) haben zu einem starken Abbau der Flotte geführt. Sollten sich durch die Einführung langfristiger Managementpläne die Erfolge beim Bestandsaufbau fortsetzen bzw. auch bei weiteren Beständen steigende Fangmöglichkeiten ergeben, dürften sich die Bedingungen für die deutsche Fischerei wieder verbessern. Es gibt jedoch auch Gründe, dass dies nicht unbedingt der Fall sein muss. Grundsätzlich würden höhere Bestände größere Fänge ermöglichen und dies zunächst für höhere Erlöse in der Fischerei sprechen (bei gleichem Aufwand wäre mehr Fisch im Netz). Jedoch zeigt sich bei der

ABBILDUNG 7.3 ▸ Fischerboote in Neuharlingersiel (Ostfriesland). (Foto: Markus Lindner, pixabay.com)

Nordseescholle und Ostseedorsch, dass größere Fänge auch zu Preisabschlägen führen können, die letztlich für konstante, sogar sinkende Erlöse sorgen. Bei beiden Beständen führt dies zu einer Nichtausschöpfung der maximal zulässigen Fangmenge.

Neben der direkten Nutzung einer Ökosystemleistung hat die Fischerei allerdings auch indirekte Effekte auf kulturelle Leistungen an der Küste. Es lässt sich beobachten, dass Touristen eher den Anblick vieler kleiner Fischerboote in den Häfen wertschätzen als den von großen Fangfahrzeugen. Daher ist für die Küste in Deutschland insbesondere die Erhaltung der Krabbenfischerei an der Nordsee (siehe Infobox 7.2) und die der kleinen Küstenfischerei an der Ostseeküste wichtig.

Die Umweltauswirkungen der Fischerei sollen in Zukunft verringert werden, u. a. durch Reduzierung des Rückwurfs von Beifängen. Außerdem ist durch die Ausweisung von Natura 2000-Gebieten im Meer mit einem zunehmenden saisonalen und gebietsspezifischen Verbot des Einsatzes bestimmter Fangmethoden zu rechnen. In vielen Fällen kann sicher auf ein Totalverbot verzichtet werden, dafür muss die Fischerei dann Maßnahmen ergreifen, die die negativen Auswirkungen auf Schutzgüter deutlich reduziert (z. B. keine Stellnetzfischerei über Muschelbänken, die Meeresenten als Nahrungsquelle dienen).

Nach dem neuen Europäischen Fischereifonds können auch Maßnahmen wie der Einsatz selektiverer Fangtechnik, energiesparender Antriebe oder zur Verbesserung der Vermarktungsbedingungen gefördert werden, Schiffsneubauten jedoch nicht mehr.

Zukünftig ist zusätzlich davon auszugehen, dass der Bau weiterer Windparks (insbesondere in der Nordsee) Einfluss auf die räumliche Verteilung des Fischereiaufwandes und somit auch auf die Intensität der Befischung haben wird.

INFOBOX 7.2

Nutzungskonflikte bei der Krabbenfischerei

Die Krabbenfischerei ist die wichtigste deutsche Küstenfischerei an der Nordseeküste mit einer langen Tradition in der Nutzung einer nur im Wattenmeer zahlreich vorkommenden Krebsart (Crangon Crangon). Neben den direkten Erlösen hat die Fischerei aber sehr große indirekte Effekte insbesondere auf den Tourismussektor (inkl. Gastronomie). Für den Ort Greetsiel wurde errechnet, dass bei einem vollständigen Abzug der Krabbenkutter ein Wertschöpfungsverlust von gut 3 Mio. € oder rund 20 % zu verzeichnen wäre (Schmücker und Schmüdderich, 2010).

Die Krabbenfischerei findet dabei fast ausschließlich in den Nationalparken Niedersächsisches, Hamburgisches und Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer statt. So ist nach § 9 des niedersächsischen Nationalpark-Gesetzes (NWattNPG i. d. F. vom 11.7.2001) die Krabbenfischerei bis auf wenige Gebiete selbst in der Ruhezone zugelassen.

Die Krabbenfischerei steht aber in der öffentlichen Diskussion in der Kritik gerade für ihre negativen Auswirkungen auf das Ökosystem und vieler Ökosystemleistungen im Wattenmeer. In den feinmaschigen Netzen verfangen sich viele andere Organismen und die eingesetzten Baumkurren wühlen z. T. den Meeresboden um. Dies sehen insbesondere Umweltverbände als so gravierend an, dass sie die Krabbenfischerei nicht im Einklang mit den hohen Schutzkategorien des Nationalparks sehen.

Die Krabbenfischerei hat begonnen, auf diese Kritik zu reagieren und beteiligt sich u. a. an Forschungsvorhaben zum Einsatz beifangminimierender und bodenschonender E-Baumkurren (Kratzer, 2012). Seit einigen Jahren läuft auch ein Zertifizierungsverfahren des Marine Stewardship Council (MSC). Der MSC ist das wichtigste unabhängige Zertifizierungssystem für die Bestätigung nachhaltiger Meeresfischereien. Durch die Besonderheiten des Krabbenbestandes (sehr kurzlebige Spezies) und die Tatsache, dass es kein übergeordnetes Management der Fischerei seitens der EU gibt (u. a. da Spezies nicht in Gefahr der Übernutzung), ist eine Zertifizierung allerdings schwierig. Derzeit ist daher unklar, ob die Zertifizierung erfolgreich abgeschlossen werden kann.

Die in Zukunft zu erwartenden Einschränkungen der Fischerei in Natura 2000-Gebieten (inkl. Nationalparken) und Windparks wird aller Voraussicht nach zu Erlösverlusten in der Fischerei führen (Berkenhagen et al., 2010). Da noch keine Managementpläne verabschiedet und auch viele der Windparks noch in der Planungsphase sind, sind genaue Berechnungen derzeit noch nicht verfügbar.

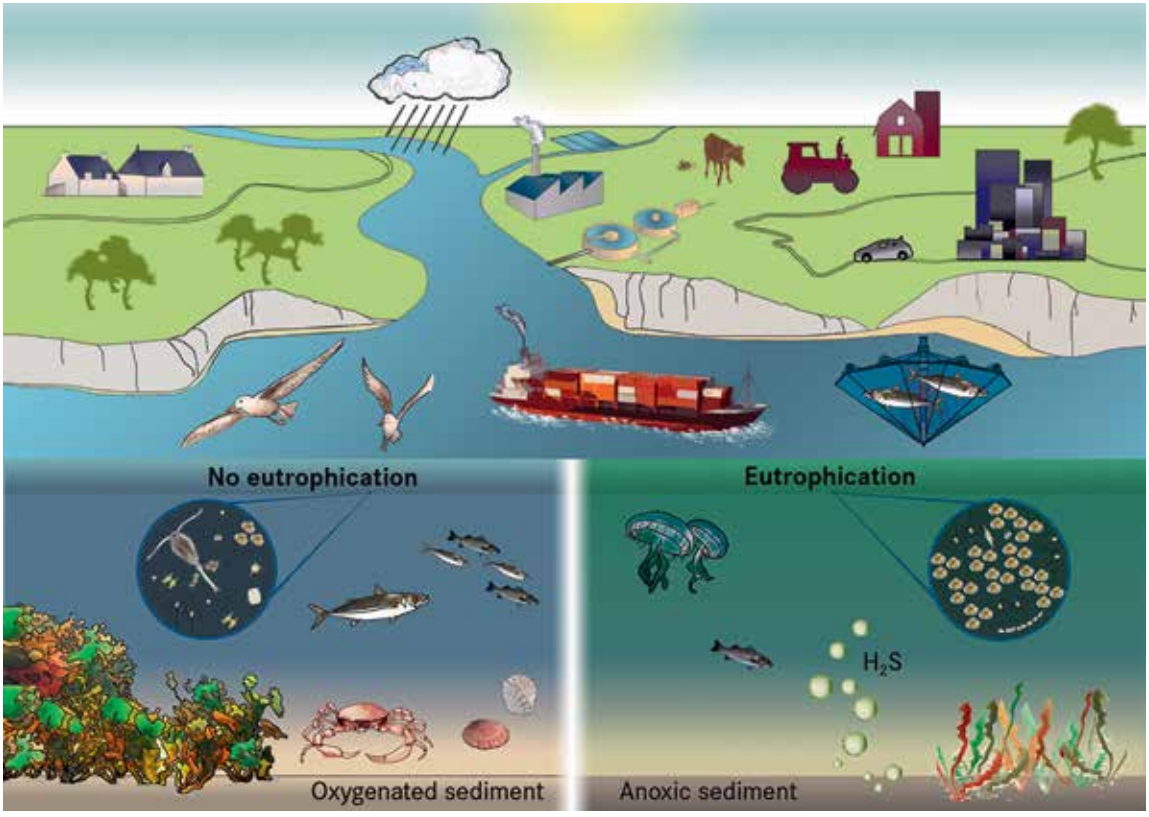
Die Krabbenfischerei ist ein gutes Beispiel dafür, dass die Nutzung einer Ökosystemleistung negative Auswirkungen auf andere Ökosystemleistungen im Meer haben kann. Zusätzlich dürften die indirekten positiven Effekte auf die Wertschöpfung der Küstenregion deutlich die direkte Wertschöpfung des Sektors überschreiten.

7.4.3 Eutrophierung als wichtigstes Problem in der Ostsee

Die Eutrophierung der Meeresumwelt umfasst die »Anreicherung des Wassers mit Nährstoffen, insbesondere mit Stickstoff- und/oder Phosphorverbindungen, die zu einem vermehrten Wachstum von Algen und höheren Formen des pflanzlichen Lebens und damit zu einer unerwünschten Beeinträchtigung des biologischen Gleichgewichts und der Qualität des betroffenen Gewässers führt« (EWG, 1991). Die unerwünschten Effekte der Eutrophierung beinhalten Veränderungen der Struktur und die Funktionalität des gesamten marinen Ökosystems sowie die Reduzierung der Ökosystemintegrität. Verursacher sind insbesondere Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft, aus städtischen Abwässern/Kläranlagen und aus der Atmosphäre sowie der Eintrag organischen Materials und die Aufschwemmung durch Sand- und Kiesentnahme (HELCOM, 2009; Interwies et al., 2013; OSPAR, 2010). Abbildung 7.4 zeigt die Hauptursachen der Eutrophierung sowie die wichtigsten Unterschiede zwischen einem durch Eutrophierung belasteten und einem unbelasteten marinen Ökosystem.

Die Helsinki-Kommission (HELCOM) kommt in einer aktuellen Einschätzung zu dem Schluss, dass trotz bereits eingeleiteter Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen ein guter Zustand der Ostsee in Bezug auf Eutrophierung

ABBILDUNG 7.4 ▸ Vereinfachte schematische Darstellung der Quellen von Nährstoffeinträgen in marine Ökosysteme sowie der Auswirkungen von Eutrophierung durch Nährstoffanreicherung. (Quelle: OSPAR, 2010)



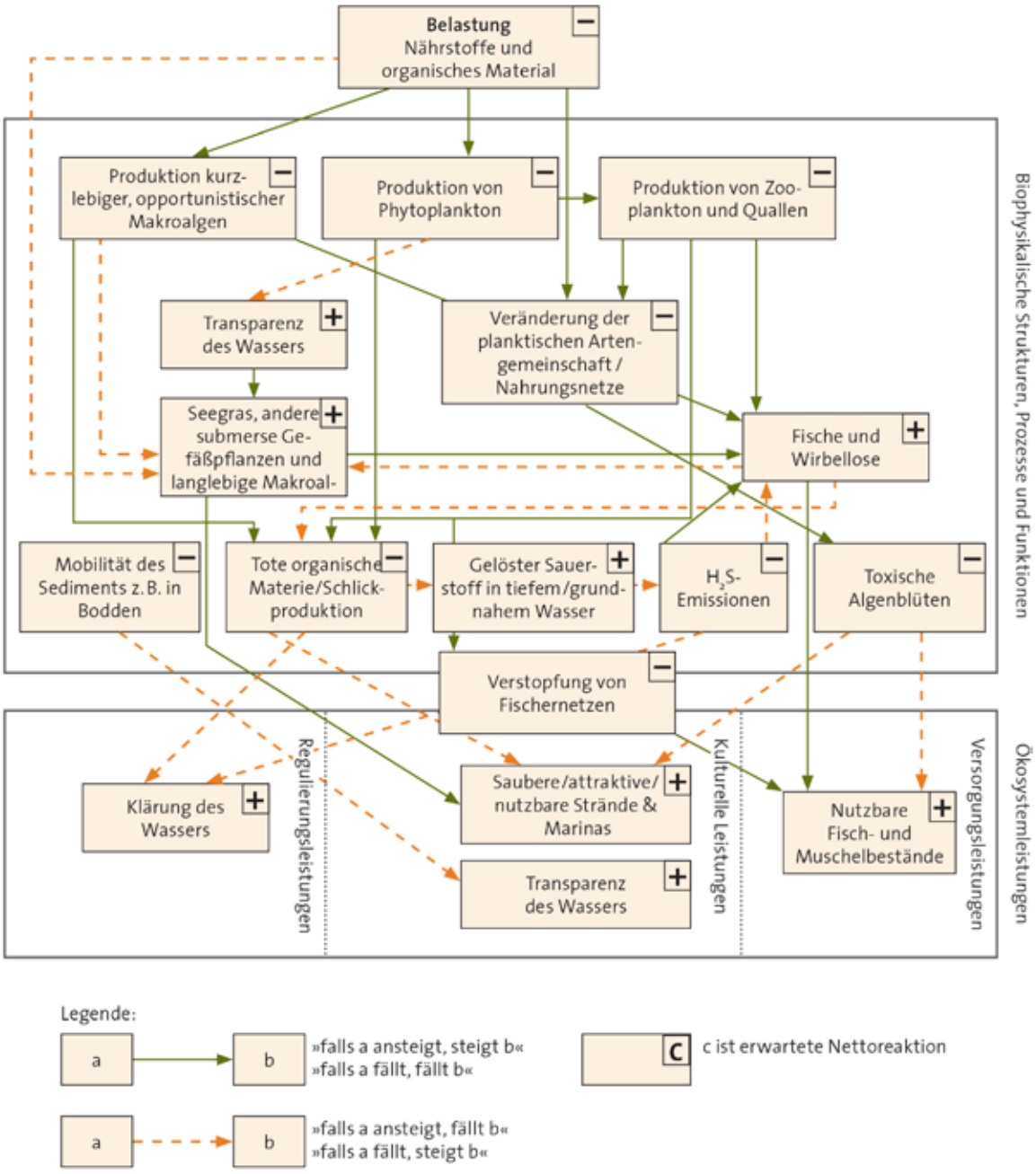
bislang nicht erreicht werden konnte und eine weitere Reduzierung notwendig sein wird. So war fast die gesamte Ostsee im Zeitraum von 2007 bis 2011 durch die Auswirkungen der Eutrophierung beeinträchtigt. Lediglich die freien Gewässer des Bottnischen Meerbusens sowie einzelne Gewässerabschnitte in Finnland (Kvarken) und Deutschland (Orther Bucht) konnten einen guten ökologischen Zustand erreichen (HELCOM, 2013).

Auswirkungen einer Reduzierung der Eutrophierung

Eine Reduzierung der Eutrophierung hätte also zahlreiche positive Effekte. Abbildung 7.5 stellt die komplexen Zusammenhänge und Folgen einer Reduzierung der Belastung der Meeresumwelt durch den Eintrag von Nährstoffen und organischem Material dar. Die folgende Beschreibung der Effekte basiert auf dem Bericht von Interwies et al. (2013).

Ein geringerer Eintrag von Nährstoffen und organischem Material führt zunächst zu geringeren Nährstoffkonzentrationen in der Wassersäule. Dies hat folgende direkte Effekte: Verringerte Produktion von Phytoplankton, verringerte Verschiebungen in der Planktonartengemeinschaft und geringeres Wachstum von kurzlebigen opportunistischen Makroalgen. Weitere Effekte sind eine verbesserte Transparenz des Wassers und eine Erholung von reduzierten Seegras- und Makrophytenbeständen. Zudem führt eine verringerte Produktion von toter organischer Materie zu besserer Sauerstoffsättigung im grundnahen bzw. Tiefenwasser und in der Folge zu geringerer Produktion von giftigem Schwefelwasserstoff (H_2S). Verringerte Eutrophierung verringert auch die Wahrscheinlichkeit von toxischen Algenblüten und verbessert die Lebensbedingungen für viele wirbellose Tierarten und Fische. Außerdem führt eine Verringerung der Eutrophierung der Meeresumwelt zu einer geringeren Verschlickung des Sediments.

ABBILDUNG 7.5 ▸ Auswirkungen der Reduzierung der Eutrophierung auf die Ökosystemleistungen der Meere.
(Quelle: Interwies et al., 2013)



Allerdings hat eine Reduzierung der Eutrophierung ambivalente Auswirkungen auf die Bestände von Fischen und anderen Lebewesen. Einerseits wirkt sich die erhöhte Sauerstoffkonzentration im Wasser positiv auf Populationen von Grundfischen (z. B. Dorsch) aus, andererseits kann sich die geringere Algenproduktion negativ auf die Heringspopulationen auswirken, da sich diese von Plankton ernähren. Die Verringerung der Eutrophierung könnte also durch die Veränderung der Artenzusammensetzung zu negativen Effekten bei einzelnen Fischereien führen (z. B. Hering). Insgesamt kann aber davon ausgegangen werden, dass weniger Nitrat und Phosphat in den Gewässern zu positiven Effekten auf die Bestände von Fischen und anderen Meereslebewesen führt (EUKOM, 2011; HELCOM, 2009; OSPAR, 2010).

Bezogen auf die Klassifikation der Ökosystemleistungen ist es also wahrscheinlich, dass sich durch die Reduzierung des Eintrags von Nährstoffen die Versorgungsleistungen der Meere verbessern. Durch die Erhöhung der Fisch- und Muschelbestände können sich so positive Effekte für die kommerzielle Fischerei aber auch für die Freizeitangelei ergeben.

Positive Veränderungen kultureller Ökosystemleistungen resultieren aus einem höheren Erholungswert sowie gesteigerter Attraktivität für eine touristische Nutzung. Der steigende Erholungswert ergibt sich u. a. aus der verbesserten Sauberkeit von Stränden und Marinas, da es nicht zu übermäßiger Algenproduktion kommt, die unansehnliche Schaummassen und unangenehme Gerüche mit sich bringen kann.

Eine Reduzierung der Eutrophierung kann außerdem die Regulierungsleistung der Meere positiv beeinflussen. So können bspw. Gesundheitsrisiken, die durch das Baden in belasteten Gewässern oder den Verzehr von kontaminiertem Fisch oder Schalentieren entstehen, abnehmen. Diese Risiken entstehen durch die Produktion von toxischen Algenblüten und die Emission von H_2S.

Durch die geringere Nitrat- und Phosphatkonzentration wird außerdem insgesamt die Resilienz und zukünftige Existenz des Ökosystems Meer unterstützt, da weniger Beeinträchtigungen der Artenzusammensetzung vorliegen. So verbessern sich durch eine geringere Eutrophierung vielfältige Ökosystemleistungen des Meeres.

Vorhandene Bewertungsstudien

Im europäischen Raum gibt es für einzelne Länder oder Regionen eine Vielzahl von monetären Bewertungsstudien. Diese decken vor allem den Ostseeraum, und hier insbesondere Schweden und Finnland, ab (eine Darstellung des aktuellen Standes vorhandener Bewertungsstudien im europäischen Raum findet sich in Bertram und Rehdanz, 2013). Die vorhandenen Studien zur monetären Bewertung von Eutrophierungseffekten arbeiten vor allem mit den Methoden der kontingenten Bewertung oder Choice-Experimenten (siehe Infobox 7.3) oder auch mit indirekten Methoden wie der Reisekostenmethode (siehe Kapitel 2.4 und Anhang zu Kapitel 2 dieses Berichts für eine Erläuterung verschiedener ökonomischer Bewertungsmethoden). Für den Nordseeraum gibt es noch großen Forschungsbedarf, auch aufgrund der komplexeren naturräumlichen Gegebenheiten, was sich in der geringen Anzahl verfügbarer Studien widerspiegelt.

Eine Reduzierung der Eutrophierung in der Ostsee setzt voraus, dass die Einträge von Stickstoff und Phosphor in die Ostsee verringert werden. Um die Ziele des BSAP zu erreichen, müssten die Stickstoffeinträge im Ostseeraum um 102.625 t (-15 %) und die Phosphoreinträge um 10.555 t (-32 %) pro Jahr im Vergleich zu den durchschnittlichen Einträgen der Jahre 2004 bis 2008 sinken. Diese Verringerungen können durch verschiedene Maßnahmen erreicht werden. So könnten zum einen die Einträge aus der Landwirtschaft verringert werden, indem z. B. weniger anorganischer Dünger verendet wird oder weniger Vieh gehalten wird. Zum anderen könnte z. B. die Effektivität von Kläranlagen verbessert werden, um die Einträge aus dieser Quelle zu verringern. Diese Maßnahmen sind jedoch auch mit Kosten verbunden, wobei insbesondere die Verringerung des Viehbestandes hohe Kosten nach sich ziehen würde. Eine günstigere Möglichkeit, Stickstoffeinträge zu reduzieren, kann z. B. in der Anlage von Feuchtgebieten bestehen. Geht man davon aus, dass die Reduktionsziele des BSAP auf die günstigste Weise erreicht werden, so belaufen sich die geschätzten Kosten für den gesamten Ostseeraum auf ca. 2,3 Mrd. € pro Jahr. Auf Deutschland entfallen davon ca. 480 Mio. € pro Jahr (BalticSTERN, 2013).

7.4.4 Offshore-Windparks

Die geplante großflächige Entwicklung von Windparks im Meer zählt aktuell zu den größten Veränderungen in Nord- und Ostsee. Im Oktober 2014 waren in Deutschland 146 Offshore-Windenergieanlagen (WEA) in sieben Windparks mit einer Leistung von über 628 MW in Betrieb, der größte Teil von ihnen in der Nordsee (IWR, 2014). Davon können rund 200.000 Haushalte mit Strom versorgt werden (BMU, 2013). Diese Situation wird sich in den nächsten Jahren deutlich ändern. In der Nordsee befinden sich zurzeit sechs Windparks im Bau, weitere 20 sind genehmigt und 44 weitere befinden

INFOBOX 7.3

Zahlungsbereitschaftsstudie zur Eutrophierung in der Ostsee

Die Ostsee ist als Binnenmeer mit begrenztem Wasseraustausch besonders von Umweltbelastungen betroffen, als problematisch wird vor allem die Eutrophierung angesehen. Während eine Reihe internationaler und europäischer Abkommen existieren, die den Schutz der Meeresumwelt regeln, ist das seit 1974 bestehende und 1992 überarbeitete Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes (Helsinki-Übereinkommen) von besonderer Bedeutung für die Ostsee. Die Helsinki-Kommission, das geschäftsführende Organ des gleichnamigen Übereinkommens, beschloss 2007 den Baltic Sea Action Plan (BSAP). Als Ziel formuliert der Aktionsplan einen guten ökologischen Zustand des Meeres bis zum Jahr 2021. Dabei zielt er u. a. darauf ab, für die Ostsee einen Zustand zu erreichen, der von Eutrophierung unbeeinflusst ist (HELCOM, 2007). Ein solcher Zustand würde Nutzen für die Gesellschaft mit sich bringen, wie etwa eine erhöhte Aufenthaltsqualität an und in der Ostsee oder auch das Wissen darum, dass sich das Meer in einem verbesserten Zustand befindet.

Die im Folgenden vorgestellte Studie zielte darauf ab, den gesellschaftlichen Nutzen einer verbesserten Wasserqualität durch die Umsetzung des BSAP zu ermitteln und als Grundlage für Entscheidungen über Meeresumweltpolitik zur Verfügung zu stellen. Im Rahmen des Vorhabens BalticSun wurde im Herbst 2011 eine Bevölkerungsumfrage in allen Ostseeanrainerstaaten durchgeführt (Ahtiainen et al., 2013). In der Erhebung wurden den Befragten zwei Szenarien zur Verbesserung der Wasserqualität bis zum Jahr 2050 infolge eines verringerten Nährstoffeintrags, basierend auf dem BSAP, vorgelegt. Eines der Umweltqualitätsziele, im Folgenden »Programm HBSAP«, sieht eine 50-prozentige Zielerreichung vor, während durch das »Programm BSAP« eine 100-prozentige Zielerreichung angestrebt wird. Zum Vergleich wurde jeweils ein business-as-usual-Szenario als Referenz vorgelegt. Die Zahlungsbereitschaft für beide Programme wurde mithilfe einer Zahlkarte (Payment Card) erhoben. Zusätzlich wurden potenzielle Determinanten der Zahlungsbereitschaft wie die Nutzung der Ostsee zur Erholung, Wissen über den heutigen Umweltzustand der Ostsee, Einstellungen gegenüber der Umwelt sowie soziodemografische Merkmale erfasst.

Im Rahmen der deutschen Teilstudie wurden im Oktober 2011 1.463 Personen aus dem Online-Panel des Umfrageinstituts LINK Institut für Markt- und Sozialforschung GmbH befragt. Ein Großteil der Befragten (82,9 %) hat die Ostsee vor dem Zeitpunkt der Umfrage mindestens einmal zu Freizeitzwecken besucht. Einen Besuch in den nächsten fünf Jahren planen 35,1 % »bestimmt« und 31,9 % »wahrscheinlich«; nur 2,1 % schlossen einen Besuch an der Ostsee aus. Die Befragten sorgen sich mehrheitlich um den Umweltzustand der Ostsee (54,1 %) und eine große Mehrheit der Befragten ist der Meinung, dass zum Schutz der Ostsee ein internationales Abkommen nötig ist (82,6 %). Mit dem Problem der Eutrophierung der Ostsee waren über 60 % der Befragten vor der Befragung vertraut; die Phänomene der Eutrophierung waren jedoch unterschiedlich gut bekannt.

Insgesamt waren 55,7 % der Befragten bereit, einen finanziellen Beitrag zur Verbesserung der Wasserqualität durch eine Verringerung der Eutrophierung zu leisten. Als Hauptgrund für ihre Zahlungsbereitschaft gaben über die Hälfte der zahlungsbereiten Personen (52,9 %) an, dass ihnen die Existenz von gesunden Meeresökosystemen und Pflanzen und Tieren wichtig sei.

Zur Auswertung der Zahlungsbereitschaften wurden zwei Modelle verwendet. Mithilfe eines Logit-Models wurde untersucht, welche Merkmale einer Person die generelle Zahlungsbereitschaft positiv beeinflussen (siehe Angeli und Meyerhoff, 2013). Zweitens wurde eine Intervall-Regression durchgeführt, um die Höhe der Zahlungsbereitschaft zu schätzen. Die Auswertung für das Programm BSAP, das für die Umweltpolitik relevantere Programm, ergibt eine mittlere Zahlungsbereitschaft von 47,40 € pro Person und Jahr, basierend auf den Mittelwerten der Intervalle der Zahlkarte bzw. 48,20 € basierend auf der Intervallregression. Als konservativeres Maß ergibt sich für den Median eine Zahlungsbereitschaft von 30,30 € pro Jahr für das Programm BSAP.

Hochrechnungen der individuellen Zahlungsbereitschaft ergeben eine gesamte Zahlungsbereitschaft zwischen 440 Mio. und 1,1 Mrd. € für die Bundesrepublik Deutschland pro Jahr. Die Summe von 440 Mio. € pro Jahr, ermittelt auf Grundlage des Medians unter Einbeziehung der Unsicherheit und eine Korrektur um den Faktor Bildung, kann als untere Grenze angesehen werden. Für eine Verbesserung der Wasserqualität der Ostsee dürfte sich somit angesichts der aufgezeigten Größenordnung des Nutzens ein beträchtlicher Spielraum für ökonomisch begründbare Maßnahmen ergeben.

sich im Genehmigungsverfahren. In der Ostsee existieren zwei Windparks mit 22 WEA, weitere vier Windparks sind genehmigt und werden wahrscheinlich in den nächsten fünf Jahren realisiert (vgl. Tabelle 7.7) (IWR, 2014).

TABELLE 7.7 ▸ Übersicht der im Betrieb, im Bau, genehmigten und im Genehmigungsverfahren befindlichen Windparks. (Quelle: IWR, 2014)

	Nordsee	Ostsee	Summe
WP im Betrieb	5 (124 WEA mit 577,5 MW)	2 (22 WEA mit 50,8 MW)	7 (146 WEA mit 628,3 MW)
WP im Bau	6	1	7
WP genehmigt	20	3	23
WP im Genehmigungsverfahren	44	11	55

Darüber hinaus befinden sich weitere Windparks in Planung (IWR, 2014). Die Strategie der Bundesregierung zur Nutzung der Offshore-Windenergie aus dem Jahre 2002 sah vor bis zum Jahr 2030 Windenergieanlagen mit einer Leistung von 20.000 bis 25.000 MW zu installieren. Die Stromproduktion aus diesen Anlagen sollte auf ca. 70 bis 85 Mrd. Kilowattstunden (kWh) pro Jahr steigen (BMU, 2002). Nach der Reform des EEG, die seit August 2014 in Kraft ist, soll der Anteil der erneuerbaren Energien bis 2025 zwischen 40 und 45 % und bis 2035 zwischen 55 und 60 % betragen. In diesem Zusammenhang werden für jede Erneuerbare-Energien-Technologie konkrete Mengenziele (sog. Ausbaukorridore) festgelegt. Ziel ist es, bis 2020 eine Leistung von 6,5 GW und bis 2030 von 15 GW zu installieren. Ähnliche Entwicklungen finden in anderen Staaten, insbesondere im Nordseeraum, statt (3E et al., 2011). Im Gegensatz zu Schottland und anderen Regionen spielen Wellen-, Gezeiten- oder Strömungskraftwerke derzeit keine Rolle in der deutschen Nord- und Ostsee.

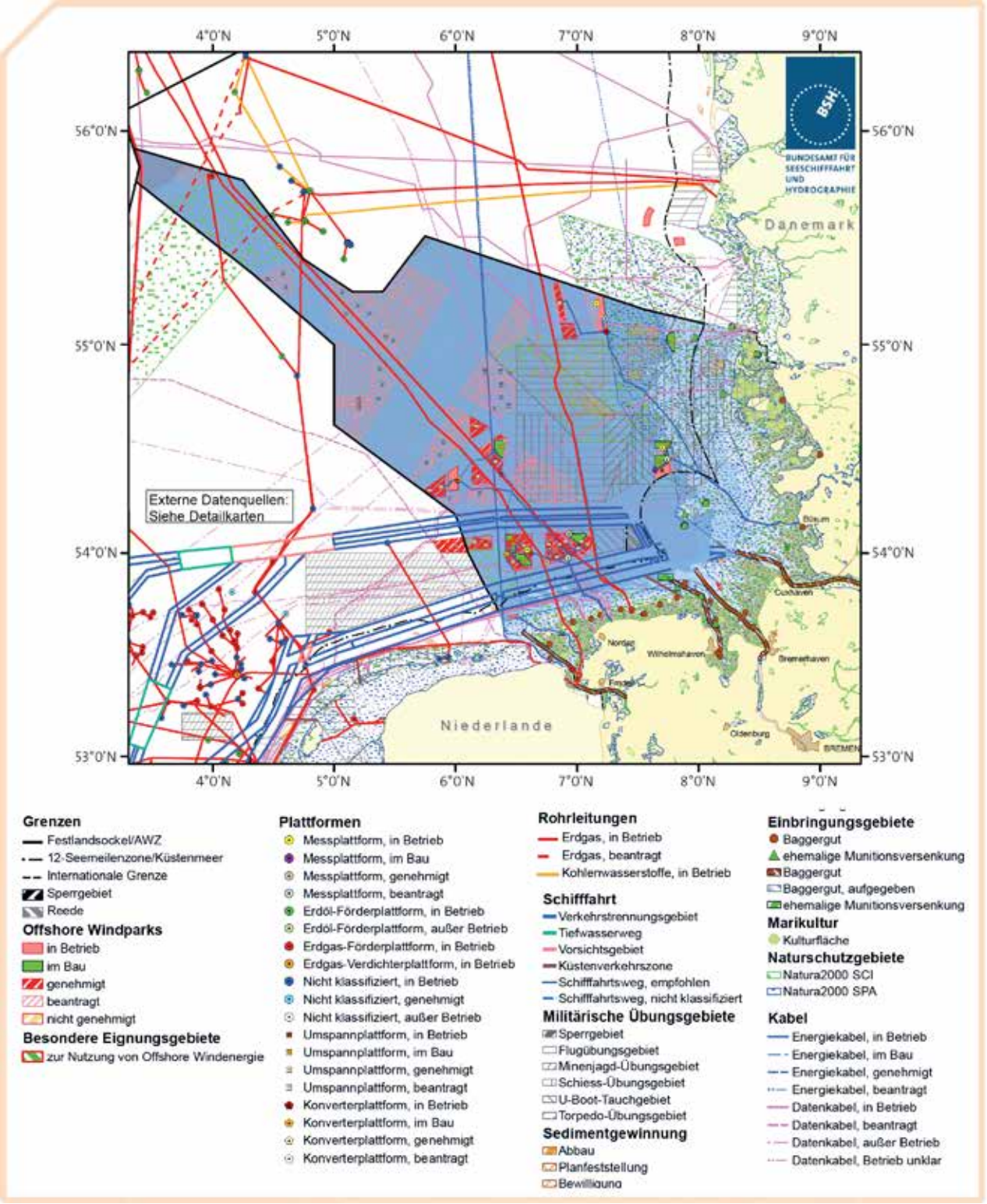
Um Strom aus Offshore-Windparks zu gewinnen, werden der Wind als natürliche Ressource sowie Flächen und somit Raum genutzt. Weil der Raum in den Ausschließlichen Wirtschaftszonen (AWZ) Deutschlands, in denen der überwiegende Teil der Windparks entstehen sollen, begrenzt ist, müssen die anderen Meeresnutzungen berücksichtigt und mögliche Nutzungskonflikte gelöst werden (BMU, 2002). Für die Koordination der verschiedenen Nutzungsansprüche wird die Meeresraumplanung als Instrument der Raumordnung eingesetzt (vgl. Kapitel 10). Diese wird fachplanerisch ergänzt durch den Bundesfachplan Offshore (BFO).

Neben tatsächlichen oder potenziellen Konflikten mit anderen Nutzungen haben Offshore-Windparks sowohl positive als auch negative Auswirkungen auf die biotische und abiotische Umwelt und damit auch auf diverse ÖSL. Es gibt also auch hier Trade-offs zwischen zunehmendem Ausbau der Windkraft mit Reduzierung von CO_2-Emissionen und negativen Auswirkungen auf die Meeresumwelt. Wird der CO_2-Ausstoß pro erzeugter Kilowattstunde zwischen den Energieträgern verglichen, so schneiden Windenergieanlagen deutlich besser ab als Erdgas- oder Kohlekraftwerke (Statista, 2010). Die Offshore-Windenergie fördert also die Wende hin zur Stromerzeugung aus regenerativen Energiequellen und unterstützt somit auch die Klimaschutzpolitik. Einen umfassenden Bericht zu den Auswirkungen der Offshore-Windkraft auf die verschiedenen Kategorien von Ökosystemdienstleistungen haben Lange et al. (2010) basierend auf den Ergebnissen des BMBF-Verbundvorhabens »Zukunft Küste – Coastal Futures« (2004 – 2010) erstellt.

In den meisten Fällen sind Aussagen zu Auswirkungen von Offshore-Windparks auf Ökosystemleistungen des Meeres von erheblichen Unsicherheiten und fehlenden Daten geprägt. Während der Bauphase führt die Störung vorhandener Strukturen und Prozesse zu einer erhöhten Trübung des Wassers und Sauerstoffmangel durch aufgewirbelte Sedimente mit potenziellen Auswirkungen auf die Nettoprimärproduktion. Wie das System nach einer solchen Störung reagiert, ist jedoch nicht klar (Mangi, 2013). Gleiches gilt für sog. Wake-Effekte, d. h. Veränderungen des Windfeldes und sich daraus ergebende eventuelle Turbulenzprozesse, die bis in die Wassersäule und den Meeresboden wirken können. Dies beeinflusst wiederum eine Reihe von Ökosystemprozessen, die sich auf Regulierungs- und Versorgungsleistungen des Ökosystems auswirken. Wie stark diese Effekte sind, ist bisher unklar und könnte nur über Langzeitbeobachtungen an bereits gebauten Windparks in Verbindung mit Modellierungsstudien festgestellt werden.

Umfangreiche Untersuchungen von Gill (2005), Inger et al. (2009) und Linley et al. (2007) zeigen, dass der Bau von Windenergieanlagen zu einer Veränderung von Sand- und

ABBILDUNG 7.6 ▸ Karte zu sämtlichen Nutzungen und Schutzgebieten (inkl. beantragter, genehmigter, im Bau befindlicher und gebauter Offshore-Windparks). (Quelle: BSH, 2013)



Kieshabitaten hin zu Felshabitaten mit entsprechenden Veränderungen bei faunistischen Populationen führt. Nach einer Studie von Dalias und Scourzic (2008) bewirkt die Veränderung der Habitate um die Windturbinen herum eine Erhöhung der Artenvielfalt und Biomasse. Der Effekt künstlicher Riffe durch die Fundamente der WEA sowie der Kolkschutz sorgen bei benthischen Populationen, also den Lebewesen der Bodenzone eines Gewässers, für eine Veränderung hin zu Festbodenpopulationen mit einer erhöhten Artenvielfalt und Biomasse.

Weitere viel diskutierte ökologische Effekte betreffen Schweinswale und Seehunde, ggf. auch Fische. Viele Walarten haben ein empfindliches Gehör, welches durch die Geräusche, die während der Bauphase von Windkraftanlagen entstehen, gestört werden kann, ggf. auch dauerhaft (Mangi, 2013). Inwieweit dies nach Abschluss der Bauphase weiter wirkt, ist jedoch unklar. Durch technische Maßnahmen zur Schallminderung während des Baus, insbesondere während des Rammens der Pfähle wird versucht, diese Effekte zu vermindern.

Snyder und Kaiser (2009) berichten, dass die Populationen von Seehunden und Kegelrobben vor und nach dem Bau des dänischen Offshore-Windparks Nysted keine Veränderungen zeigten. Auch der Betrieb schien keinen Einfluss auf die Populationen zu haben. Allerdings führten die Servicefahrten an einem der Fundamente zu einem Rückgang der Seehunde an einem nahegelegenen Aufzuchtort, was aber keine feststellbaren Auswirkungen auf den Gesamtbestand hatte (Snyder und Kaiser, 2009). Die in Deutschland geplanten Windparks liegen außerhalb des Wattenmeeres, der Kernzone des Verbreitungsgebietes der Seehunde. Auf der offenen See gehen Seehunde teilweise gezielt auf Nahrungssuche in den Windparks, die wahrscheinlich als künstliche Riffe fungieren (Russell et al., 2014).

Einen großen Einfluss haben Windparks auf Seevögel, einerseits wegen der Gefahr von Kollisionen der Vögel mit den Anlagen, andererseits durch die Barrierewirkung der Anlagen, die manche Vogelarten viel Energie beim Ausweichen kostet. Weiterhin können durch die Windparks entscheidende Habitate für die Vögel verloren gehen, die sie vorher als Rastplätze und zur Nahrungssuche genutzt haben (Mangi, 2013). Zurzeit bieten Nord- und Ostsee noch so viel Raum, dass die Seevögel den einzelnen Windparks ausweichen können und die Mortalitätsrate noch gering ist (vgl. Snyder und Kaiser, 2009). Dabei ist das Verhalten der Seevögel artabhängig, d. h. während bestimmte Arten durch einen Windpark hindurchfliegen, weichen andere dem Windpark aus und wieder andere fliegen über den Windpark hinweg. Busch et al. (2013) stufen daher vor allem die kumulativen Auswirkungen vieler Windparks gegenüber einem einzelnen als relevant ein, da viele Windparks sowohl die Barrierewirkung verstärken als auch einen Verlust geeigneter Nahrungsplätze sowie den Zugang zu Brutplätzen bewirken können. Letzteres gilt besonders bei einem räumlichen Nebeneinander von Windparks und regelmäßig befahrenen Seeverkehrswegen (Mendel und Garthe, 2010).

Bei den Versorgungsleistungen besteht hauptsächlich ein Konflikt mit der Fischerei als weiterer Meeresnutzung. Positive Synergien könnten durch eine Kombination von Offshore-Windparks mit extensiver Marikultur entstehen (Buck et al., 2010). Aufgrund einer relativ kleinen räumlichen Abdeckung durch einzelne Offshore-Windparks werden die Auswirkungen auf die Fischerei oft als klein oder vernachlässigbar eingestuft. Mangi (2013) verweist auf Studien, die gezeigt haben, dass die Fangquote zwar während der Bauphase sank, sich aber drei Jahre nach dem Bau wieder erholte. Kumulative Effekte werden sich vor allem dann zeigen, wenn der geplante Ausbau der Windenergie auf See (siehe oben) großflächig voranschreitet, wobei einige Fischereiformen stärker betroffen sein werden als andere (Berkenhagen et al., 2010). Entscheidend ist dabei, dass Fischereifahrzeuge ebenso wie andere Schiffe nicht durch die Windparks fahren dürfen um Kollisionen zu vermeiden. Für einige Fischarten könnten Windparks daher auch als Rückzugsräume und Quasi-Schutzgebiete wirken. In Zusammenhang mit den oben beschriebenen Habitatveränderungen und einer klimainduzierten Erwärmung des Meerwassers könnte sich jedoch langfristig auch die Artenzusammensetzung verändern.

Von wesentlicher Bedeutung für die Akzeptanz von Offshore-Windkraft, v. a. in der lokalen Öffentlichkeit, sind nicht zuletzt die Auswirkungen auf kulturelle Ökosystemleistungen. Hierfür ist insbesondere von Bedeutung, dass Offshore-Windparks auch als Symbol für eine Industrialisierung des Meeres stehen (Gee, 2010). So ergab eine im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes »Zukunft Küste – Coastal Futures« durchgeführte Befragung von Anwohnern der Nordseeküste Schleswig-Holsteins, dass einige der Befragten Windparks als unvereinbar mit ihrem Verständnis des Meeres als einer offenen und natürlichen Wildnis ansehen. Hauptgrund sind die von den Befragten erwarteten ästhetischen Auswirkungen (Gee, 2010). Andere argumentieren wiederum, dass Windparks als erneuerbare Quelle zur Erzeugung von Strom wünschenswert sind und die visuellen Aspekte weniger relevant

sind (Gee, 2010; Hübner und Pohl, 2015). Allerdings sind diese Argumentationen allesamt sehr subjektiv und können auf allgemeine Einstellungen und Werte von Menschen zurückgeführt werden (Gee, 2013; Ratter und Gee, 2012). Die Befragungsergebnisse zeigen aber auch, dass die Argumentationsmuster wesentlich umfassender sind als es einfache Umfragen zur Unterstützung erneuerbarer Energien nahelegen. Zugleich wird deutlich, welche Bedeutung kulturellen Ökosystemleistungen wie der Ästhetik des Meeres, Inspiration, Identität und Naturerbe, aber auch dem Existenzwert der Natur und der Meereslandschaft zugewiesen werden.

7.4.5 Schifffahrt

Die Schifffahrt stellt einen der wichtigsten Sektoren der Meeresnutzung dar. Allerdings stehen hier nicht die Nutzung einer Ökosystemleistung im Mittelpunkt, sondern die negativen Einflüsse der Schifffahrt auf die Meeresumwelt. Über die deutschen Seehäfen wurden im ersten Halbjahr 2013 insgesamt 148 Mio. t an Waren umgeschlagen. Der Export hat mit einem Warenvolumen von 58,9 Mio. t daran einen Anteil von rund 40 %. Die Länder der Europäischen Union stellen die wichtigsten Partner im internationalen Handel dar. Im Hinblick auf den seewärtigen Handelsverkehr sind jedoch die Volksrepublik China, USA und Japan die wichtigsten Handelspartner. Die folgende Tabelle zeigt exemplarisch für 2009 den wertmäßigen Außenhandel im Seeverkehr.

Die Schifffahrt hat vor allem durch Verunreinigen der Gewässer durch Ölrückstände, Müll aber auch den Schadstoffeintrag negativen Einfluss auf die Ökosystemleistungen der Nord- und Ostsee. Eine zunehmende Belastung stellt dabei die Nutzung von Schweröl als Schiffstreibstoff dar. Es kommt zum Ausstoß von Schadstoffen, vorwiegend Stickstoffoxide, aber auch Schwefeldioxide, Kohlendioxide und Rußpartikel. Hinzu kommt der Ausstoß von Schwermetallen. Dies führt zu Luft- und Wasserverschmutzung. Neben der Schifffahrt gibt es aber natürlich weitere Schadstoffeinträge ins Meer.

Der Eintrag von Schadstoffen hat zum einen Auswirkungen auf die Anreicherungen von Schadstoffen in marinen Nahrungsketten und Fischen, was sich gesellschaftlich wiederum auf die Verwertbarkeit und Vermarktung von Fischen auswirkt. Weitere ökologische Probleme sind als Folge des Ballastwasseraustauschs das Einschleppen nicht einheimischer Arten. Die mögliche massive Vermehrung nicht einheimischer Arten hat eine Veränderung der Biomasse, Abundanz und Primärproduktion zur Folge. Damit verändern sich auch die natürlichen Prozesse. Vor allem die Verbreitung der chinesischen Wollhandkrabbe und des Schiffsbohrwurms führt zu großen ökologischen und ökonomischen Schäden, die aber nicht leicht zu beziffern sind.

7.5 FAZIT

Bisher wurde die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen nur in sehr geringem Umfang im Meereskontext angewendet. Das Ökosystemleistungskonzept kann aber besonders zur Beschreibung bestehender Nutzungen (z. B. ökonomische Kennzahlen und externe Effekte der Krabbenfischerei), den Synergien zwischen Nutzungen (z. B. Fischerei und Tourismus) und von Nutzungskonflikten (z. B. sollte Offshore-Windkraft oder eine andere Nutzung bevorzugt werden) herangezogen werden. Es können damit Trade-offs zwischen verschiedenen Nutzungen systematisch dargestellt werden. Die heute vorhandenen Studien zeigen, dass

TABELLE 7.8 ▸ Außenhandel Deutschlands im Seeverkehr. (Quelle: Flottenkommando der Marine, 2010)

Land	VR China	USA	Japan	Brasilien	GUS	Indien		Südafrika	Mexiko	Australien
Gesamtumsatz (in Mio. Euro)	82,8	83,4	25,3	12,3	45,1	12,6	14,4	8,8	7,8	7,6
Umsatz im Seeverkehr (in Mio. Euro)	57,9	41,8	13,5	9,4	9,3	8,2	7,2	5,7	5,7	5,3
Anteil (in %) des Gesamtumsatzes der Handelswaren	70	50,1	53,5	76,8	20,6	65,1	49,7	65,0	72,8	69,4

ABBILDUNG 7.7 ▸ Offshore-Windkraftanlagen in der Ostsee bei Lillgrund, südlich der Öresund-Brücke.
(Foto: Benjamin Burkhard)

Handlungsentscheidungen gut unterstützt werden können (z. B. bei der Vermeidung von Eutrophierung). Allerdings fehlt eine systematische Bilanzierung und Bewertung der Ökosystemleistungen bisher und es liegen nur Erkenntnisse bezüglich einzelner Nutzungsbereiche vor (z. B. Klimawandelfolgen, Fischerei oder Schifffahrt).

Für den Schutz von Meeres- und Küstenökosystemen vor den Auswirkungen des Klimawandels gilt, wie für alle anderen Bereiche auch, dass verstärkt Anstrengung zur Reduktion von globalen Treibhausgasemissionen unternommen werden müssen. Dabei ist allerdings auch zu berücksichtigen, dass einige dieser Maßnahmen, wie bspw. der Ausbau von Offshore-Windkraft, auch negative Effekte auf die Bereitstellung anderer Ökosystemleistungen der Meere haben können.

Die Fischerei ist ein bedeutender Nutzer von Ökosystemleistungen (Versorgungsleistungen) und hat gleichzeitig negative Auswirkungen auf andere Ökosystemleistungen (vor allem unterstützende Leistungen). Zusätzlich hat die Fischerei indirekte positive Effekte auf die Wertschöpfung der Küstenregion, die deutlich die direkte Wertschöpfung des Sektors überschreiten.

Die Reduzierung des Eintrags von Nährstoffen würde die Versorgungsleistung der Meere verbessern. Durch die Erhöhung der Fisch- und Muschelbestände können sich so positive Effekte ergeben. Als weitere Folge geringerer Nitrat- und Phosphatkonzentration wird außerdem insgesamt die Resilienz und zukünftige Existenz des Ökosystems Meer unterstützt, da weniger Beeinträchtigungen der Artenzusammensetzung vorliegen. So verbessern sich durch eine geringere Eutrophierung vielfältige Ökosystemleistungen des Meeres.

Tourismus ist ein zentraler Wirtschaftsfaktor für die Küstenregionen in Deutschland. Intakte Natur (wie sauberes Wasser, vielfältige Flora und Fauna sowie schöne Landschaft) ist dabei ein wesentlicher, unverzichtbarer Bestandteil des »Betriebskapitals« im Küstentourismus und wertvoller Träger der emotionalen Ansprache von Urlaubsgästen. Ihr Erhalt ist von existenzieller Bedeutung für den Tourismus an Nord- und Ostsee. Gleichzeitig hat Tourismus aber teilweise auch beachtliche negative Auswirkungen auf Küstenökosysteme. Diese gilt es – nicht zuletzt auch im ökonomischen Interesse des Tourismus – aufzuheben und künftig zu vermeiden.

Notwendig wäre die Ausarbeitung eines Gesamtkonzepts für Meere und Küsten zur Integrierung in die Küsten- und Meeresplanung. Die monetären und nicht-monetären Bewertungen könnten so mit ökosystemaren Konsequenzen verknüpft werden. Ein weiterer Vorteil solch einer systematischen Gesamtbewertung wäre die Möglichkeit der Integration in Meeresschutzstrategien.

LITERATUR

3E, SENERGY ECONNECT, SINTEF, DENA, FORWIND, IEO, NTUA, 2011. Offshore Electricity Grid Infrastructure in Europe. A Techno-Economic Assessment. Download 11.09.2015 (http://www.offshoregrid.eu/images/FinalReport/offshoregrid_fullfinalreport.pdf)

AHTIAINEN, H., HASSELSTRÖM, L., ARTELL, J., ANGELI, D., CZAJKOWSKI, M., MEYERHOFF, J., ALEMU, M., DAHLBO, K., FLEMING-LEHTINEN, V., HASLER, B., HYYTIÄINEN, K., KARLÕSEVA, A., KHALEEVA, Y., MAAR, M., MARTINSEN, L., NÕMMANN, T., OSKOLOKAITE, I., PAKALNIETE, K., SEMENIENE, D., SMART, J., SÖDERQVIST, T., 2013. Benefits of meeting the Baltic Sea nutrient reduction targets – Combining ecological modelling and contingent valuation in the nine littoral states. Working Paper. MTT Agrifood Research Finland.

ANGELI, D., MEYERHOFF, J., 2013. Der ökonomische Wert einer verbesserten Wasserqualität in der Ostsee. Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht 4: 435–458.

BALTICSTERN SECRETARIAT, 2013. State of the Baltic Sea – Background Paper. Rapport 2013: 4. Download 22.09.2015 (http://www.stockholmresilience.org/download/18.416c425f13e06f977b14a55/1381790136304/BalticSTERN_State+of+the+Baltic+Sea.pdf)

BECK, M., BRUMSACK, H.-J., 2012. Biogeochemical cycles in sediment and water column of the Wadden Sea: The example Spiekeroog Island in a regional context. Ocean & Coastal Management 68: 102–113.

BERKENHAGEN, J., DÖRING, R., FOCK, H.O., KLOPPMANN, M.H.F., PEDERSEN, S.A., SCHULZE, T., 2010. Decision bias in marine spatial planning of offshore wind farms: Problems of singular versus cumulative assessments of economic impacts on fisheries. Marine Policy 34: 733–736.

BERTRAM, C., REHDANZ, K., 2013. On the environmental effectiveness of the EU Marine Strategy Framework Directive. Marine Policy 38: 25–40.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2002. Strategie der Bundesregierung zur Windenergienutzung auf See. Download 26.08.2013 (http://www.loy-energie.de/download/Bundesregierung,%20windenergie_strategie_br,%2001-2002.pdf)

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2013. Offshore-Windenergie. Ein Überblick über die Aktivitäten in Deutschland. Download 22.08.2013 (http://www.offshorelink.de//sites/offshorelink.de/files/documents/Offshore_Stiftung-20130423_broschuere_offshore_wind.pdf)

BSH – BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE, 2013. Nordsee: Sämtliche Nutzungen und Schutzgebiete. Download 27.08.2013 (http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Wirtschaft/CONTIS-Informationssystem/ContisKarten/NordseeSaemtliche-NutzungenSchutzgebiete.pdf)

BSH – BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE, O.J.A. Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone in der Nordsee - Kartenteil - Download 10.01.2016 (http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Raumordnung_in_der_AWZ/Dokumente_05_01_2010/Karte_Nordsee.pdf)

BSH – BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE, O.J.B. Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone in der Ostsee - Kartenteil - Download 10.01.2016 (http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Raumordnung_in_der_AWZ/Dokumente_05_01_2010/Karte_Ostsee.pdf)

BUCK, B.H., EBELING, M.W., MICHLER-CIELUCH, T., 2010. Mussel Cultivation as a Co-Use in Offshore Wind Farms: Potentials and Economic Feasibility. Aquaculture Economics & Management 14: 255–281.

BUSCH, M., GEE, K., BURKHARD, B., LANGE, M., STELLJES, N., 2011. Conceptualizing the link between marine ecosystem services and human well-being: the case of offshore wind farming. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 7 (3): 190–203.

BUSCH, M., KANNEN, A., GARTHE, S., JESSOPP, M., 2013. Consequences of a cumulative perspective on marine environmental impacts: Offshore wind farming and seabirds at North Sea scale in context of the EU Marine Strategy Framework Directive. Ocean & Coastal Management 71: 213–224.

CARDINALE, M., DÖRNER, H., ABELLA, J.A., ANDERSEN, J.L., CASEY, J., DÖRING, R., KIRKEGAARD, E., MOTOVA, A., ANDERSON, J., SIMMONDS, E.J., STRANSKY, C., 2013. Rebuilding EU fish stocks and fisheries, a process under way? Marine policy 39: 43–52.

DALIAS, N., SCOURZIC, T., 2008. Suivi scientifique des recifs artificiels de Capbreton, Soustons/Vieux-Boucau, Messanges/Azur/Moliets, OCEANIDE.

EC – EUROPEAN COMMISSION, 2009. Grünbuch zur Reform der Gemeinsamen Fischereipolitik, Brüssel.

EC – EUROPEAN COMMISSION, 2015. Integrated Coastal Management. Download 25.08.2015 (http://ec.europa.eu/environment/iczm/home.htm)

EUROSTAT – STATISTISCHES AMT DER EUROPÄISCHEN UNION, 2013: Fischereistatistik der Europäischen Kommission. Download 10.01.2016 (http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Fishery_statistics/de)

EWG – EUROPÄISCHE WIRTSCHAFTSGEMEINSCHAFT, 1991. Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, Der Rat der Europäischen Gemeinschaften. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften.

FLOTTENKOMMANDO DER MARINE, 2010. Jahresbericht 2010 – Fakten und Zahlen zur maritimen Abhängigkeit der Bundesrepublik Deutschland. 23. Auflage, Glücksburg.

FUR – FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT URLAUB UND REISEN, 2003. Reiseanalyse. FUR, Kiel.

FUR – FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT URLAUB UND REISEN, 2008. Reiseanalyse. FUR, Kiel.

FUR – FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT URLAUB UND REISEN, 2013. Reiseanalyse. FUR, Kiel.

GEE, K., 2013. Trade-offs between seascape and offshore wind farming values: An analysis of local opinions based on a cognitive belief framework. Download 11.09.2015 (http://hdl.handle.net/11858/00-1735-0000-001D-AFA3-F)

GEE, K., 2010. Offshore wind power development as affected by seascape values on the German North Sea coast. Land Use Policy 27: 185–194.

GEMEINSAMES WATTENMEERSEKRETARIAT, 2014. Nachhaltiger Tourismus in der Destination Weltnaturerbe Wattenmeer, Wilhelmshaven. Download 22.09.2015 (http://www.waddensea-worldheritage.org/sites/default/files/downloads/tourism-strategy-german-2014-12-19.pdf)

GILL, A.B., 2005. Offshore renewable energy: Ecological implications of generating electricity in the coastal zone. Journal of Applied Ecology 42: 605–615.

HELCOM – HELSINKI COMMISSION, 2007. HELCOM Baltic Sea Action Plan. Adopted on 15 November 2007 in Krakow, Poland by the HELCOM Extraordinary Ministerial Meeting. HELCOM, Helsinki.

HELCOM – HELSINKI COMMISSION, 2009. Eutrophication in the Baltic Sea – An Integrated Thematic Assessment of the Effects of Nutrient Enrichment and Eutrophication in the Baltic Sea region. Baltic Sea Environment Proceedings No. 115B.

HELCOM – HELSINKI COMMISSION, 2013. HELCOM Thematic assessment. Eutrophication status in the Baltic Sea 2007–2011. A concise thematic assessment. HELCOM, Helsinki.

HÜBNER, G., POHL, J., 2015. Mehr Abstand – mehr Akzeptanz? Ein umweltpsychologischer Studienvergleich. Herausgegeben von der FA Wind. Download 11.09.2015 (http://www.fachagentur-windenergie.de/fileadmin/files/Akzeptanz/FA-Wind_Abstand-Akzeptanz_Broschuere_2015_web.pdf)

IKZM – INTEGRIERTES KÜSTENZONENMANAGEMENT IN DEUTSCHLAND, 2013. IKZM – Was ist das? Download 27.11.2013 (http://www.ikzm-strategie.de/ikzm.php)

INGER, R., ATTRILL, M.J., BEARHOP, S., BRODERICK, A.C., GRECIAN, W.J., HODGSON, D.J., MILLS, C., SHEEHAN, E., VOTIER, S.C., WITT, M.J., GODLEY, B.J., 2009. Marine renewable energy: Potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. Journal of Applied Ecology 41: 821–833.

INTERWIES, E., ANGELI, D., BERTRAM, C., DWORAK, T., FRIEDRICH, R., GÖRLITZ, S., HIEBENTHAL, C., KUGLER, U., MEYERHOFF, J., PREISS, P., RUMOHR, H., REUMANN-SCHWICHTENBERG, J., REHDANZ, K., 2013. Methodische Grundlagen für sozio-ökonomische Analysen sowie Folgenabschätzungen von Maßnahmen einschließlich Kosten-Nutzen Analysen nach EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL). UBA Texte 01/2013. Umweltbundesamt, Dessau.

IWR – INTERNATIONALES WIRTSCHAFTSFORUM REGENERATIVE ENERGIEN, 2014. Startseite. Download 22.08.2014 (ehemals http://www.offshore-windenergie.net, jetzt http://www.erneuerbare-energien.de/EE/Navigation/DE/Technologien/Windenergie-auf-See/Vorhaben/Intro/intro.html)

JOB, H. ET AL., 2014. Regionalökonomische Effekte des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Unveröff. Bericht, Nationalparkverwaltung/LKN-SH Tönning.

JOB, H., WOLTERING, M., HARRER, B., 2009. Regionalökonomische Effekte des Tourismus in deutschen Nationalparken, Bonn.

KANDZIORA, M., BURKHARD, B., MÜLLER, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators – A theoretical matrix exercise. Ecological Indicators 28: 54–78.

KRATZER, I., 2012. Pulse beam trawling vs. traditional beam trawling in German shrimp fishery: a comparative study. Master-Arbeit Universität Rostock.Download 10.01.2016 (http://www.opalesurfcasting.net/IMG/pdf/Masterarbeit.pdf)

KRÖNCKE, I., BOERSMA, M., CZECK, R., DIPPNER, J.W., EHRICH, S., EXO, O., HÜPPOP, O., MALZAHN, A., MARENCIC, H., MARKERT, A., MILLAT, G., NEUMANN, H., REISS, H., SELL, S.F., SOBOTTKA, M., WEHRMANN, A. WILTSHIRE, K.H., WIRTZ, K., 2012. Auswirkungen auf Marine Lebensräume. In: Moosbrugger, V., Brasseur, G., Schaller, M., Stribrny, B. (Hrsg.).Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland. WBG, Darmstadt: 106–127.

LANGE, M., BURKHARD, B., GARTHE, S., GEE, K., KANNEN, A., LENHART, H., WINDHORST, W., 2010. Analyzing Coastal and Marine Changes: Offshore Wind Farming as a Case Study. Zukunft Küste – Coastal Futures Synthesis Report. LOICZ Research & Studies No. 36. GKSS Research Center, Geesthacht.

LINLEY, E.A.S., WILDING, T.A., BLACK, K., HAWKINS, A.J.S., MANGI, S., 2007. Review of the reef effects of offshore wind farm structures and their potential for enhancement and mitigation. Report from PML Applications Ltd. and Scottish Association for Marine Science to BERR.

LKN – LANDESBETRIEB FÜR KÜSTENSCHUTZ, NATIONALPARK UND MEERESSCHUTZ SCHLESWIG-HOLSTEIN, NATIONALPARKVERWALTUNG, 2014. SÖM – Bericht 2014 – Sozioökonomische Monitorung in der Nationalparkregion, Tönning.

MANGI, S. C., 2013. The Impact of Offshore Wind Farms on Marine Ecosystems: A Review Taking an Ecosystem Services Perspective. Download 27.08.2013 (http://ieeexplore.ieee.org/xpl/articleDetails.jsp?arnumber=6457405)

MASCHKE, J., 2007. Tagesreisen der Deutschen. München.

MEIER, H.E.M., MÜLLER-KARULIS, B., ANDERSSON, H., DIETERICH, C., EILOLA, K., GUSTAFSSON, B.G., HÖGLUND, A., HORDOIR, R., KUZNETSOV, I., NEUMANN, T., RANJBAR, Z., SAVCHUK, O.P., SCHIMANKE, S., 2012. Impact of Climate Change on Ecological Quality Indicators and Biogeochemical Fluxes in the Baltic Sea: A Multi-Model Ensemble Study. Ambio 41 (6): 558–573.

MENDEL, B., GARTHE, S., 2010. Kumulative Auswirkungen von Offshore-Windkraftnutzung und Schiffsverkehr am Beispiel der Seetaucher in der Deutschen Bucht. Coastline Reports 15/2010: 31–44.

NIT – INSTITUT FÜR TOURISMUS- UND BÄDERFORSCHUNG IN NORDEUROPA GMBH, 2014. Tourismus, Erneuerbare Energien und Landschaftsbild. Bevölkerungsrepräsentative Studie auf Basis der Reiseanalyse RA 2014, Kiel.

ÖSTERBLOM, H., HANSSON, S., LARSSON, U., HJERNE, O., WULFF, F., ELMGREN, R., FOLKE, C., 2007. Human-induced Trophic Cascades and Ecological Regime Shifts in the Baltic Sea. Ecosystems 10: 877–889.

OSPAR – OSLO AND PARIS CONVENTIONS, 2010. Quality Status Report 2010. OSPAR Commission, London.

RATTER, B., GEE, K., 2012. Heimat – A German concept of regional perception and identity as a basis for coastal management in the Wadden Sea. Ocean and Coastal Management 68: 127–137.

RUSSELL, DEBORAH J.F., BRASSEUR, S.M.J.M., THOMPSON, D., HASTIE, G.D., JANIK, V.M., AARTS, G., MCCLINTOCK, B.T., MATTHIOPOULOS, J., MOSS, S.E.W., MCCONNELL, B., 2014. Marine mammals trace anthropogenic structures at sea. Current Biology 14: 638–639.

SCHMÜCKER, D. J., SCHMÜDDERICH, S., 2010. Gutachten zur Bedeutung und zum Einfluss der Fischerei auf den Wirtschaftsfaktor »Tourismus« – Teilbericht OZ 4. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Emden. Download 24.08.2015 (http://www.portal-tideems.de/pdf/Planfeststllngsul_Auemsvertief/K_Gutachten_zur_Auswirkung_auf_die_Nutzung/K2_Tourismus_OZ4_2010_02_26.pdf)

SNYDER, B., KAISER, M. J., 2009. Ecological and economic cost-benefit analysis of offshore wind energy. Renewable Energy 34: 1567–1578.

STATISTA, 2010. CO_2-Emissionen bei der Stromerzeugung in Deutschland nach Art der Erzeugung im Jahr 2010 (in Gramm pro Kilowattstunde). Download 27.08.2013 (http://de.statista.com/statistik/daten/studie/233868/umfrage/co2-emissionen-bei-der-stromerzeugung-nach-erzeugungsart/)

STECF – SCIENTIFIC, TECHNICAL AND ECONOMIC COMMITTEE FOR FISHERIES, 2013. Annual Economic Report on the EU fishing fleet (STECF-13-15). Ispra (JRC).

SWEDISH EPA – SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2009. What's in the sea for me? Ecosystem Services Provided by the Baltic Sea and Skagerrak. Report 5872.

WBGU – WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN, 2006. Die Zukunft der Meere – zu warm, zu hoch, zu sauer. Sondergutachten, Wissenschaftler Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, Berlin.

ABBILDUNG 7.8 ▸ Das Wattenmeer: faszinierender Lebensraum und Touristenmagnet. (Foto: Hans Braxmeier, Neu-Ulm)

8 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN VON GEWÄSSERN UND AUEN

KOORDINIERENDE AUTOREN UND AUTORIN

STEPHAN VON KEITZ, ALEXANDRA DEHNHARDT, BERND KLAUER, MATHIAS SCHOLZ

MIT BEITRÄGEN VON

ANDREAS ANLAUF, JAN BARKMANN, BARBARA BIRZLE-HARDER, JUTTA DEFFNER, ELMAR FUCHS, MICHAEL GERISCH, PETER HAASE, JÜRGEN MEYERHOFF, CAROLIN SCHMIDT-WYGASCH, UWE SCHRÖDER, ALMUT SIEWERT

GUTACHTERINNEN UND GUTACHTER

JENS ARLE, ANN KATHRIN BUCHS, WERNER KONOLD, ACHIM SCHÄFER, GUDRUN SCHÜTZE, HERWIG UNNERSTALL

8.1	Ökosystemleistungen von Gewässern – wesentliche Herausforderungen	207
8.2	Biodiversität von Gewässern und Auen	209
8.3	Zustand von Gewässern und Auen	210
8.4	Trinkwasser	214
8.5	Der Wert der biologischen Selbstreinigung von Gewässern und Auen	217
8.6	Leistungen von Gewässern und Auen für die Erholungsnutzung und den Tourismus	219
8.7	Renaturierungsmaßnahmen an Gewässern und in Auen	224
8.8	Fazit	232
	Literatur	233

KERNAUSSAGEN

- Naturnahe Gewässer und Auen erbringen als multifunktionale Ökosysteme eine Vielzahl gesellschaftlich nachgefragter Ökosystemleistungen: Als »Nieren« der Landschaft tragen sie zur Wasserqualität bei, sie bieten Lebensraum für viele Tier- und Pflanzenarten sowie Retentionsraum für einen vorsorgenden Hochwasserschutz und haben durch ihren Strukturreichtum einen sehr hohen Erholungs- und Erlebniswert.

- Die meisten dieser Ökosystemleistungen haben als öffentliche Güter keinen Marktpreis. Ihr Nutzen und Wert für die Gesellschaft wurde daher in der Vergangenheit bei Entscheidungen häufig nicht berücksichtigt. In den letzten Jahrhunderten gingen die meisten ehemaligen Auenbereiche durch Begradigungen und Ausdeichungen, intensive landwirtschaftliche Nutzungen und Siedlungsentwicklung verloren und wurden in ihrem Zustand degradiert.

- Angesichts des naturfernen Zustandes der meisten Gewässerökosysteme in Deutschland besteht ein hoher Renaturierungsbedarf, schon allein um den gesetzlichen Auftrag der Erreichung eines guten Gewässerzustands zu erreichen. Allerdings stehen viele Nutzungen und Ökosystemleistungen in Gewässern und Auen miteinander in Konkurrenz. Die Umsetzung von Renaturierungen führt daher häufig auch zu Interessenskonflikten bspw. zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft oder Naturschutz und Erholung.

- Auen und Gewässer sind ein gemeinsames Handlungsfeld verschiedener sektoraler Politiken, der Landwirtschafts-, Naturschutz-, Klima- und Gewässerpolitik. Eine sorgfältige Abwägung der verschiedenen Nutzen und Betrachtung von Synergien und Zielkonflikten ist daher in einem integrierten Management notwendig.

8.1 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN VON GEWÄSSERN – WESENTLICHE HERAUSFORDERUNGEN

Gewässer und Auen halten für den Menschen zahlreiche, sich ergänzende Vorteile im Sinne von Ökosystemleistungen bereit (Costanza et al., 1997; MA, 2005; Mehl et al., 2013; Posthumus et al., 2010; Scholz et al, 2012; Tockner und Stanford, 2002; Trepel, 2009; Turner et al., 2008; vgl. auch Abbildung 8.1). Diese Ökosystemleistungen ermöglichten bereits früh in der Menschheitsgeschichte die Entwicklung von Hochkulturen an den großen Flüssen, z. B. in Mesopotamien die Reiche des »Zweistromlandes« zwischen Euphrat und Tigris oder die ägyptischen Pharaonenreiche am Nil. Unstrittig ist auch, dass Wasser eine der wertvollsten Ressourcen darstellt, die nicht nur für das Leben und die Gesundheit, sondern auch für das Fortbestehen zahlreicher Wirtschaftszweige wie z. B. Landwirtschaft, Transport und Energieerzeugung unverzichtbar ist.

Insbesondere natürliche und naturnahe Gewässer und Auen erbringen derartige Leistungen, indem sie

a) Hochwasser aufnehmen und damit eine schadlose Abführung ermöglichen,

b) große Mengen an Wasser speichern und eine starke klimatische Ausgleichsfunktion übernehmen (Verdunstungskälte, Frischluftzufuhr in urbanen Gebieten etc.),

c) ausgleichend auf Prozesse des Landschaftswasserhaushalts wirken und somit zur Sicherung von Oberflächen- und Grundwasserentnahmen beitragen,

d) die Folgen durch Starkniederschläge intensivierter Prozesse der Erosion des Bodens abmildern (Stoffrückhalt) und

e) bei Trockenheit Rückzugsraum für feuchteliebende Organismen bilden können,

f) Landschaften über weite Strecken miteinander verbinden und somit eine Funktion als lineare Biotopverbundsysteme wahrnehmen sowie

g) eine Quelle für Erholung und Inspiration darstellen.

Wesentliche ökologische Prozesse in Auen, die diesen Ökosystemleistungen zugrunde liegen, werden vor allem durch den Wechsel von Überflutung und Trockenheit bestimmt. Gewässerausbau, Entwässerung und Deichbau haben zu einem

ABBILDUNG 8.1 ▸ Wichtige Ökosystemleistungen der Fließgewässer und Auen. (Grafik BIOTA, Hintergrundfoto: Krumme Spree bei Plattkow; Bildautorin: Isabell Hiekel, Aufnahme vom 11.03.2009)

beschleunigten Wasserabfluss aus der Fläche geführt und die Wahrscheinlichkeit von Extremereignissen – Trockenheit und Hochwasser – verstärkt. Diese Entwicklung wird sich im Zuge des Klimawandels verstärken und weit reichende Auswirkungen auch auf die Ökosystemleistungen haben (siehe auch Dehnhardt et al., 2015).

Gewässer und Auen werden in Deutschland bereits seit Jahrhunderten intensiv genutzt. Der Gewässerschutz in Deutschland und Europa ist daher schon seit längerer Zeit ein wichtiger Bereich der Umweltpolitik. Wesentliche Regelungen enthält insbesondere die im Jahr 2000 in Kraft getretene Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Nach der Bestandsaufnahme der WRRL befinden sich rund 90 % aller Oberflächengewässer in Deutschland in einem Zustand fernab des europaweit gesetzten Ziels eines »guten Zustands«. Schon jetzt zeichnet sich ab, dass nach Ende des 1. Bewirtschaftungszyklus mehr als 80 % der Oberflächengewässer und 30 % des Grundwassers im Jahr 2015 keinen guten Zustand aufweisen werden (Richter und Völker, 2010, 2013). Diese Zahlen liefern einen Vorgeschmack darauf, dass im Gewässerschutz noch erhebliche Anstrengungen erforderlich sind, Nutzungs- und Schutzaspekte aquatischer Ökosysteme aus gesamtgesellschaftlicher Perspektive gegeneinander abzuwägen.

Auf den ersten Blick spielen Ökosystemleistungen bei der Umsetzung der WRRL keine Rolle. Ökosystemleistungen spielen jedoch dann eine wichtige Rolle, wenn bspw. ausnahmsweise Absenkungen vom Hauptziel der Richtlinie eines guten Gewässerzustandes mit der Unverhältnismäßigkeit der Kosten einer Zielerreichung begründet werden sollen. Eine solche Unverhältnismäßigkeitsprüfung sollte auch die Veränderungen der Ökosystemleistungen in Betracht ziehen.

Gerade vor dem Hintergrund der Entwicklung naturnaher bzw. ökologisch funktionsfähiger Gewässerlandschaften

gewinnen daher die Ökosystemleistungen in der gesellschaftlichen Wahrnehmung zunehmend an Bedeutung.

In diesem Beitrag werden beispielhaft einige dieser Ökosystemleistungen näher beleuchtet. Zunächst wird in Abschnitt 8.2 auf die Bedeutung von Flussauen und Gewässern für die biologische Vielfalt und in Abschnitt 8.3 auf den ökologischen Zustand von Flussauen eingegangen. Abschnitt 8.4 betrachtet die Bereitstellung von Trink- und Brauchwasser aus Grundwasser, Abschnitt 8.5 die Selbstreinigung der Gewässer durch die Nährstoffretention und Abschnitt 8.6 die Ökosystemleistung Erholung. Schließlich wird in Abschnitt 8.7 auf Renaturierungsmaßnahmen an Gewässern und in Auen eingegangen und mit Boxen zum Bundesprogramm »Blaues Band Deutschland«, zur Wahrnehmung von Renaturierungsmaßnahmen und zur naturnahen Uferentwicklungen an der Tideelbe veranschaulicht. Die Nutzung »Wasserkraft« wird in einer Box im Abschnitt 8.3 behandelt. Inwieweit diese Gewässernutzungen, die Auswirkungen auf die Bereitstellung von Ökosystemleistungen haben und als solche zu betrachten sind, ist nach wie vor Gegenstand der Diskussion. Im ersten Naturkapital Deutschland TEEB DE-Bericht zu »Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte« wurden die Ökosystemleistungen der Fließgewässer und Auen insbesondere im Kontext des Rückhalts von Treibhausgasen durch die Auen und die Leistung der Auen für den vorsorgenden Hochwasserschutz behandelt (Dehnhardt et al., 2015).

8.2 BIODIVERSITÄT VON GEWÄSSERN UND AUEN

Hydro- und Morphodynamik, Böden und Vegetation sind in Gewässern und Auen eng miteinander verbunden. Überflutungen tragen zur vielfältigen Geländegestalt einer natürlichen Aue bei, da das Wechselspiel von Erosion und Sedimentation ein vielgestaltiges Relief aus höheren und tieferen Flächen schafft und somit Lebensräume zerstören kann, aber gleichzeitig auch neue gestaltet. Kleinräumig kommt es in Deutschland auch heute noch zur Entstehung und Veränderung neuer Flächen in und an Bächen und Flüssen oder zur Verlagerung von Sedimenten infolge von Überschwemmungen, wie die Bilder nach extremen Hochwasserereignissen an Donau, Elbe und Mulde oder Saale im Sommer 2002 und 2013 zeigten. Das Wasser formt Flächen und ist zugleich ein essenzieller Überlebensfaktor für die Tier- und Pflanzenwelt. Die Hydrodynamik des Flusses (Hoch- und Niedrigwasser) bestimmt entscheidend den Grundwasserkörper (Grundwasserflurabstand) wie auch die Überflutungshäufigkeit in der Aue, und diese wirkt als besiedlungsbestimmender Faktor auf Tiere und Pflanzen ein (Dister, 1985; Henle et al., 2006; Ilg et al., 2008; Leyer, 2004; Scholz et al., 2005, 2009). Die hydrologischen Verhältnisse sind aber stets mit weiteren Parametern, wie denen des Wasserkörpers und des Bodens, gekoppelt, z. B. dessen pH-Wert, Nährstoff- und Sauerstoffgehalt. Bedingt durch die Nährstoffverfügbarkeit und die zumeist gute Wasserversorgung ist ein üppiges Pflanzenwachstum möglich (Dister, 1985; Härdtle et al., 2006). Als weiteres Resultat ist somit auch eine gute Nahrungsgrundlage für eine Vielzahl von Tieren vorhanden. Dauerhaft überleben können Pflanzen und Tierarten in Gewässern und der Aue allerdings nur, wenn sie sich mit speziellen Strategien an diese besonderen Standortbedingungen (z. B. der Abflussdynamik mit immer wieder auftretenden »Extremereignissen«) angepasst haben. So findet nach jedem Hochwasser eine diesbezügliche Artenselektion statt, die zu einer charakteristischen standorttypischen Zusammensetzung der Auenlebensgemeinschaft führt. Die Dynamik zwischen hohen und niedrigen Abflüssen sowie die geomorphologisch verändernde Kraft des fließenden Wassers mit einer Vielfalt an Substraten führen zu einer großen Vielfalt an Lebensräumen für Tier- und Pflanzenarten auf engstem Raum (Naiman und Bilby, 1998; Naiman und Decamps, 1997; Townsend, 1996). Flussauen werden daher als »Hot-Spots« der Biodiversität in der Landschaft angesehen (Gerritsen et al., 2006; Hughes et al., 2005; Robinson et al., 2002; Scholz et al., 2005, 2012; Ward et al., 1999).

Die vielfältige Nutzung von Flüssen und ihren Auen als Wasserstraße oder zur Energiegewinnung, als Produktionsfläche für Land und Forstwirtschaft, aber auch als Siedlungsraum, hat zu einem erheblichen Verlust an Auen und zu erheblichen Beeinträchtigungen der Auenbiozönosen und des Naturhaushaltes geführt (siehe Abschnitt 8.3). Deshalb werden die meisten naturnahen Lebensraumtypen der Fließgewässer und Auen sowie eine Vielzahl von Tier- und Pflanzenarten national, aber auch international, einem hohen Gefährdungsstatus zugeordnet (z. B. Ellwanger et al., 2012; Haupt et al., 2009; Riecken et al., 2010). Die verbliebenen Flüsse und Flussauen gehören dennoch zu den artenreichsten Ökosystemen Mitteleuropas und besitzen somit für die Biodiversität in Deutschland einen hohen Wert mit einer Vielzahl an bundesweit geschützten Arten und Lebensräumen. So weisen bspw. naturnahe Hartholz-Auenwälder der Mittelelbe eine doppelt so hohe Brutvogeldichte wie Nadel- oder Pappelforste auf und eine zehnmal höhere Siedlungsdichte wie Grün- und Ackerland (Scholz et al., 2012). Die naturschutzfachliche Bedeutung von Gewässern und Auen spiegelt sich auch in den hier vorkommenden Arten und Lebensraumtypen (LRT) wider, die in den Anhängen I und II der FFH-Richtlinie aufgeführt sind und hier ihren Verbreitungsschwerpunkt haben. Insgesamt sind etwa 50 % der

rezenten Flussauen in Deutschland Teil des Natura 2000-Netzes, 75 % aller Flüsse haben Anteil am europäischen Schutzgebietssystem. Der Flächenanteil aller betrachteten FFH-Lebensraumtypen in Flussauen summiert sich auf 132.400 ha, was allerdings nur 9 % der morphologischen Auen entspricht. Den größten Flächenanteil besitzen magere Flachland-Mähwiesen (LRT 6510), Erlen-Eschen-Auenwälder und Weiden-Auenwälder (LRT 91E0), natürlich eutrophe Seen mit Verlandungsvegetation (LRT 3150) und Hartholz-Auenwälder (LRT 91F0) (Scholz et al., 2012). Der hohe Flächenanteil von Fließgewässern und Auen am europäischen Schutzgebietssystems Natura 2000 heben als Indikator für die biologische Vielfalt (siehe auch Nachhaltigkeitskriterien der Biodiversitäts-Strategie – BMU, 2010) die naturschutzfachliche Bedeutung und gesellschaftliche Wertigkeit von Gewässern und Auen hervor.

8.3 ZUSTAND VON GEWÄSSERN UND AUEN

Deutschlandweit hat der Verlust an fließgewässer- und auentypischen Lebensräumen und Arten dramatische Ausmaße erreicht (Ellwanger et al., 2012). Auch der ökologische Zustand von Fließgewässern und Auen zeigt deutliche bis sehr deutliche Veränderungen an den meisten Gewässern und Auen auf (Brunotte et al., 2009, Richter und Völker, 2010).

Obwohl sich der chemische Zustand in den meisten Gewässern Deutschlands in den letzten Jahrzehnten – insbesondere durch den Bau von Kläranlagen – deutlich verbessert hat, zeigt die Bestandsaufnahme der WRRL, dass nur etwa 10 % der betrachteten naturnahen Fluss- und Bachabschnitte in einen »guten« oder »sehr guten« ökologischen Zustand eingestuft sind (siehe Abbildung 8.2 und Abbildung 8.3 links). Mehr als die Hälfte der Flüsse und Bäche sind »erheblich verändert« oder »künstlich«, von denen nur 3 % das »gute ökologische Potenzial« erreichen. Europaweit befinden sich weniger als 40 % der Flüsse in einem guten Zustand (EU KOM, 2012).

Die häufigsten Ursachen, dass ein »guter ökologischer Zustand« der Fließgewässer und Bäche nicht erreicht wird, sind hydromorphologische Belastungen, wie die Verbauung, Begradigung und auch die durch Wehre unterbrochene Durchgängigkeit der Fließgewässer (siehe auch Infobox 8.1 zur Wasserkraftnutzung in Deutschland) sowie die zu hohen, meist aus der Landwirtschaft stammenden Nährstoffbelastungen (EU-KOM, 2012; Richter und Völker, 2010, 2013; UBA, 2014). Auch der Lebensraumverlust in Auen ist als die Folge des Rückgangs an naturnahen Überschwemmungsflächen durch Eingriffe in die Hydromorphologie der Fließgewässer (z. B. Ausbau, Tieferlegung, Entwässerung, Ausdeichung) und intensive Landnutzungen zu betrachten. Gemäß dem Auenzustandsbericht, mit dem erstmals für 79 Flüsse Deutschlands eine Übersicht zum Auenverlust und zur Landnutzung der rezenten Auen und Altauen (d. h. morphologischen Auen)

ABBILDUNG 8.2 ▸ Zustand der Gewässerstruktur von Fließgewässern und der rezenten Auen in Deutschland. (Quelle nach: Gewässerstruktur nach Richter und Völker, 2010; nach Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Auenzustand nach BMU und BfN, 2009; Gewässerstruktur: 33.000 km große und ausgewählte Flüsse; Auenzustand: Flüsse mit Einzugsgebieten größer 1.000 km²)

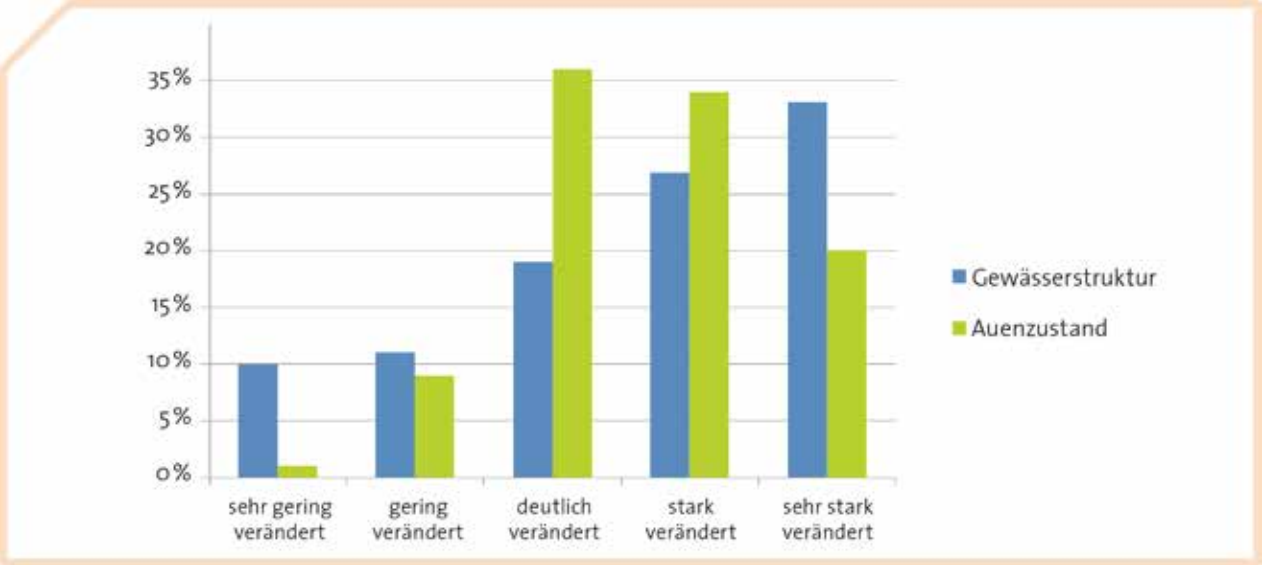
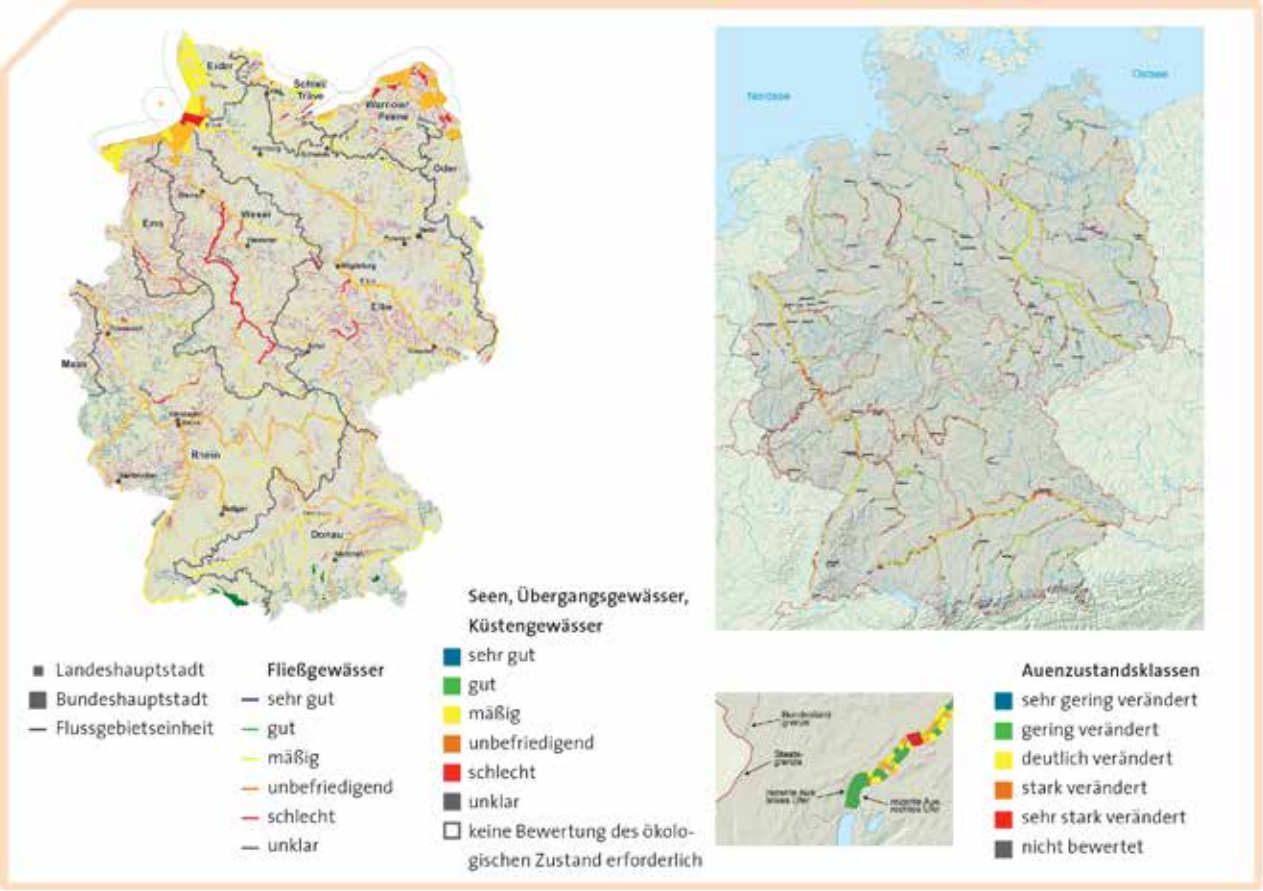


ABBILDUNG 8.3 ▸ Ökologischer Zustand/ökologisches Potenzial der Oberflächenwasserkörper in Deutschland.
(Links, Quelle: Berichtsportal WasserBLick 2016/BfG, Bearbeitung: UBA/LAWA) und **Zustand der rezenten Flussauen in Deutschland.**
(Rechts, Quelle: BuroGlobalMap (c) EuroGeoGraphics, VG1000, GN250, DLM1000 (c) GeoBasis-DE / BKG (2014), SRTM 90m Digital Elevation Data (c) CGIAR Consortium for Spatial Information, Bundesamt für Naturschutz (BfN), 2009, aus Brunotte et al., 2009)



vorliegt, sind zwei Drittel der ehemaligen Überschwemmungsgebiete durch Deichbau und andere Hochwasserschutzmaßnahmen verloren gegangen. Nur noch rund ein Drittel der morphologischen Auen können damit bei Hochwasserereignissen überflutet werden. An vielen Abschnitten der großen Ströme in Deutschland stehen heute nur noch ca. 10 % bis 20 % der ursprünglichen Überschwemmungsflächen bei Hochwasser zur Verfügung (BMU und BfN, 2009; Brunotte et al., 2009). Die rezenten Auen der untersuchten Flüsse werden zu einem Drittel intensiv als Acker-, Siedlungs-, Verkehrs- und Gewerbeflächen genutzt, 47 % werden als Grünland bewirtschaftet, nur auf 13 % sind noch Wälder vorhanden (Abbildung 8.3 und 8.4).

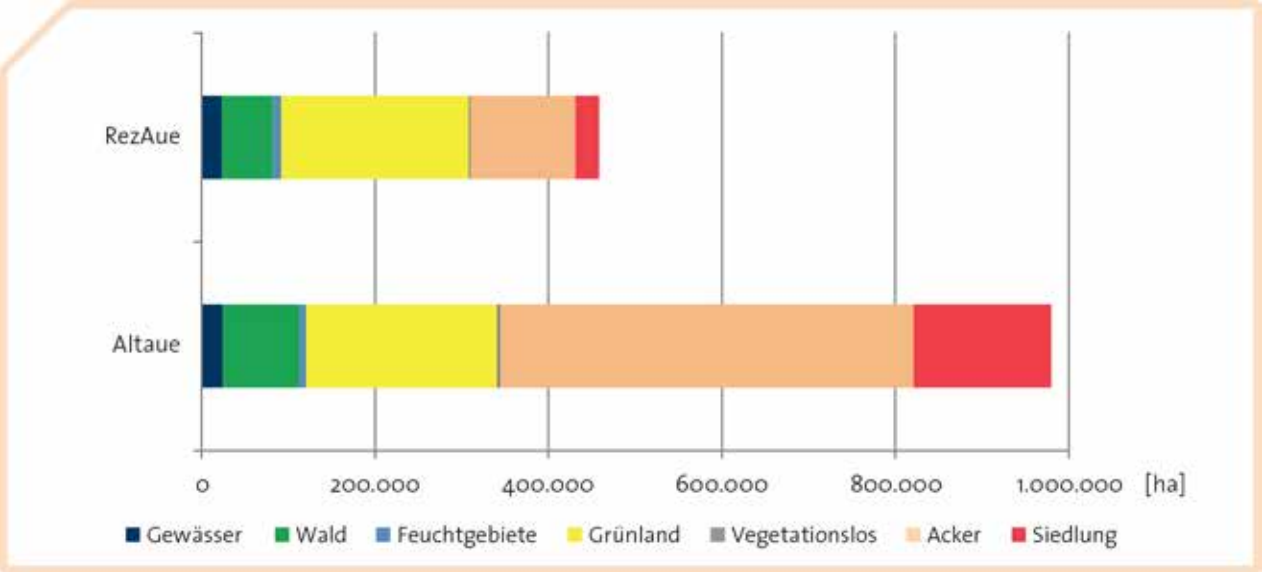
Die Nutzungsverhältnisse der Altauen zeigen mit knapp 50 % einen deutlich höheren Anteil an Ackerflächen, der auf die aus landwirtschaftlicher Sicht günstigeren Bewirtschaftungsverhältnisse – hohe Produktivität der Standorte und ausbleibende Überflutungen – zurückzuführen ist. Der Anteil der Siedlungsflächen beträgt in den Altauen 16 % (Abbildung 8.4, Brunotte et al., 2009).

Die Zustandsbewertungen machen deutlich, wie stark der Nutzungsdruck und die Entkopplung von Fließgewässer und Auen auf die Fließgewässer, aber auch auf die begleitenden rezenten Auen und Altauenbereiche wirken. Insbesondere an größeren Flüssen und stauregulierten Bundeswasserstraßen bringen hydromorphologische Veränderungen infolge der Nutzung durch Schifffahrt und Energiegewinnung eine Reihe von Belastungen der Gewässer- und Auenökosysteme mit sich. Die meisten Binnenwasserstraßen sind im Sinne der WRRL als »erheblich verändert« eingestuft und weisen nahezu ausnahmslos keinen »guten ökologischen Zustand/kein gutes ökologisches Potenzial« auf (Richter und Völker, 2010).

In Kombination mit weiterem Nutzungsdruck spiegelt sich dies auch im Zustand der Auen wider (Abbildung 8.2 und 8.3).

Neben dem Lebensraumverlust hat der ökologische Zustand von Gewässern und Auen direkte Auswirkungen auf gewässer- und auentypische Ökosystemleistungen, die damit in ihrer Funktion eingeschränkt sind, wie bspw. die Selbstreinigung, der Hochwasserschutz oder auch die Funktion als Kohlenstoffsenke.

ABBILDUNG 8.4 ▸ Landnutzung in den Flussauen Deutschlands, 79 Flüsse mit Einzugsgebieten größer 1.000 km².
(Quelle: UFZ, Daten nach: Landnutzung – Digitales Basis-Landschaftsmodell (Basis-DLM) © GeoBasis-DE/BKG, Abgrenzung Aueninventar – Bundesamt für Naturschutz (BfN), Brunotte et al., 2009)



INFOBOX 8.1

Zur Veränderung der Fließgewässer-Ökosystemleistungen am Beispiel der Wasserkraftnutzung
von Almut Siewert

Die Wasserkraftnutzung auf bisherigem technischem Stand ist eine Ursache für den Ausbau und Aufstau von Fließgewässern. Diese Veränderungen führen in der Regel zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Gewässerstruktur und damit auch zu einer verringerten Bereitstellung von Ökosystemleistungen. Diese starke anthropogene Überformung der Fließgewässer dient der Leistungserstellung in Form der Erzeugung erneuerbarer Energien. Auch wenn einzelne Beeinträchtigungen, wie z. B. die verminderte Gewässerdurchgängigkeit, durch technische Maßnahmen in den vergangenen Jahrzehnten deutlich verbessert werden konnten, führt dies umweltpolitisch zu Zielkonflikten zwischen der Bereitstellung von erneuerbaren Energien und der Wiederherstellung naturnaher Gewässerökosysteme. Hier wird der Frage nachgegangen, inwiefern sich diese Zielkonflikte zwischen Klima- und Ökosystemschutz quantifizieren und somit für fallspezifische Entscheidungen gegeneinander abwägen lassen.

Wasserkraft nimmt insbesondere aufgrund ihrer Grundlastfähigkeit eine wichtige Rolle im erneuerbaren Strommix ein (BMWi, 2011a). Im Jahr 2013 wurden in Deutschland rund 21,2 TWh Energie aus Wasserkraft gewonnen. Dies entspricht einem Anteil von 13,9 % an der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien, wobei sich der relative Anteil am erneuerbaren Strommix stetig verringert (BMWi, 2014). Das nachhaltig nutzbare Wasserkraftpotenzial in Deutschland gilt allerdings als weitgehend ausgeschöpft (BMUB, 2014; BMWi, 2011; Gawel et al., 2011; Reichmuth, 2010; R2B, 2012). Die Branchenprognose

des Bundesverbandes Erneuerbarer Energie hingegen geht von hohen zusätzlichen Wasserkraftpotenzialen von bis zu 31,9 TWh im Jahre 2020 aus (BEE, 2009). Einigkeit herrscht dagegen in der Frage eines umfassenden Modernisierungspotenzials von Wasserkraftanlagen (BEE, 2009; BMU, 2010), bspw. hinsichtlich einer Verbesserung der Morphologie, Durchgängigkeit und Ökologie von Fließgewässern durch Vermeidung des Gewässeraufstaus, insbesondere mittels frei umströmter Turbinen. Allerdings sind die bisher existierenden technischen Ansätze noch nicht ausreichend praktikabel (Dumont und Keuneke, 2011). Die heute u. a. zur Laufwasserkraftnutzung benötigten Querbauwerke modifizieren die strukturellen, chemischen und biologischen Eigenschaften der Gewässer (Dumont und Keuneke, 2011). Ökologische Folgen sind insbesondere die Veränderung von aquatischen und subaquatischen Lebensräumen, Geschiebehaushalt in den Gewässern selbst sowie der Wasser- und Stoffhaushalte in den Flussauen und -einzugsgebieten (BMU, 2013). Durch die Passage der spezifisch für die Energieerzeugung benötigten Wasserturbinen können ganze Fischpopulationen stark geschädigt werden, sofern es an effektiven technischen Minderungslösungen mangelt (Dumont et al., 2012). In Deutschland existierten Ende 2006 rund 7.300 Kleinwasserkraftanlagen (Leistung < 1 MW), die lediglich etwa 10 % des Wasserkraftstroms produzieren (Gawel et al., 2011). Kleinwasserkraftanlagen tragen somit nur einen geringen Beitrag zur Energiegewinnung und CO_2-Einsparung bei, sind jedoch mit überproportional hohen gewässerökologischen Eingriffen verbunden. Diesen Zielkonflikten zwischen Klima- und Naturschutz stehen allerdings auch Synergien entgegen, wie positive Beiträge zur Regulierung der Abflussmengen, Wassergewinnung und Bewässerung, sowie Nutzen für die Fischerei und Naherholung (Gawel et al., 2011). Eine Übersicht zu den Standorten der Wasserkraftanlagen in Deutschland findet sich in Abbildung 8.5.

Es existieren bereits einige Ansätze, um die Auswirkungen der Wasserkraftnutzung auf Ökosystemleistungen zu bewerten. Die Bundesregierung definiert die aus der Energieerzeugung entstehenden Umweltkosten bisher anhand von Folgeschäden aus der Emission von Treibhausgasen und Luftschadstoffen. Für die Wasserkraftnutzung werden diese im Jahr 2010 mit 0,04 und 0,14 €-Cent (vgl. Braunkohle: 8,68 und 2,07 €-Cent; vgl. Windkraft: 0,09 und 0,17 €-Cent) pro erzeugter kWh Energie angegeben (UBA, 2012). Diese auf den Klimaschutz bezogene Betrachtung reicht jedoch nicht aus, um die vielfältigen Umweltauswirkungen der Wasserkraftnutzung zu bilanzieren. Vielmehr müssen hier ökologische Aspekte einbezogen werden (Flury et al., 2012). Die bestehenden ordnungsrechtlichen

ABBILDUNG 8.5 ▸ Standorte großer und kleiner Wasserkraftanlagen in Deutschland. (Quelle: Ingenieurbüro Floecksmühle in BMU, 2010: 34)

Instrumentarien (insbesondere WHG und EEG) gehen auf die Beseitigung der negativen ökologischen Folgen der Wasserkraftnutzung ein – allerdings bestehen in der Praxis Defizite bei der Internalisierung der Umwelt- und Ressourcenkosten sowie bei der Wirksamkeit der eingesetzten technologischen Minderungslösungen (Buchs und Cortekar, 2013; Gawel et al., 2011; Kohler, 2006; Nds. MU, 2013). Eine detailliertere Betrachtung der gesamtgesellschaftlichen Wirkungen findet sich bei Kohler (2006), der externe Kosten und Nutzen in einer Nutzwertanalyse gegenübergestellt und als positive bzw. negative Kosten- oder Nutzenanteile bzw. aggregierte Gesamtnutzwerte errechnet. In den fünf untersuchten Fallbeispielen an der oberen Iller ergeben sich positive Gesamtnutzwerte, d. h. die externen Nutzen der Wasserkraftnutzung überwiegen die externen Kosten. Aufgrund der mangelnden Datenbasis sowie konzeptioneller Probleme wird jedoch auf eine

Monetarisierung der Effekte verzichtet. Die Bewertung basiert auf quantitativen Bilanzierungen, Expertenbefragungen sowie vor-Ort-Aufnahmen, die zu Indikatoren zusammengeführt werden (Kohler, 2006). Eine ältere Studie von Meyerhoff und Petschow (1998), die eine ökonomische Abwägung der positiven und negativen Effekte kleiner Wasserkraftwerke vornehmen, zeigt hingegen, dass der Betrieb kleiner Wasserkraftanlagen aus volkswirtschaftlicher Sicht nicht zu begründen ist, vielmehr kostengünstigere CO_2-Vermeidungsmaßnahmen existieren.

Angesichts der zunehmend marginalen Bedeutung der Wasserkraft für die Stromproduktion aus erneuerbaren Energien und der dargestellten Zielkonflikte zwischen der Beeinträchtigung verschiedener Ökosystemleistungen und dem Klimaschutz, ist der Stellenwert der (Klein-)Wasserkraft in Deutschland Gegenstand der Diskussion. Die Wiederherstellung naturnaher Gewässerökosysteme erfordert unter Umständen einen Rückbau bestehender Wasserkraftwerke (BfN, 2014; Deutscher Bundestag, 2014; vgl. Lohrsträdter et al., 2013). Demgegenüber stehen auch positive Auswirkungen der Wasserkraftnutzung, insbesondere die verbesserte Regulation bereits anthropogen überformter Fließgewässer (Kohler, 2006), sowie ein signifikantes technologisches Optimierungspotenzial, welches die als weitgehend ausgeschöpft geltenden ökologisch tragbaren Produktionspotenziale bei entsprechender Investition signifikant erweitern könnte (Gawel et al., 2011; Lohrsträdter et al., 2013). Insbesondere im Falle der Kleinwasserkraftanlagen ist dabei allerdings zu beobachten, dass die aktuell bestehende, mangelnde Rechtssicherheit für Anlagenbetreiber die u. U. hohen nötigen Investitionen in technische Lösungen zwecks ökologischer Optimierungen ausbremst (Deutscher Bundestag, 2014; Gawel et al., 2011; Kohler, 2006; Reichmuth, 2010).

Am Fallbeispiel Wasserkraft, vor allem vor dem Hintergrund der ökologischen, sozioökonomischen und politischen Komplexität, zeigt sich der Nutzen einer detaillierten Quantifizierung und Inwertsetzung der durch die Nutzung beeinflussten Ökosystemleistungen bei der Abwägung von Handlungsalternativen besonders deutlich (vgl. Kapitel 2.1 dieses Berichts sowie Hansjürgens, 2012). Einerseits werfen die Ergebnisse von Kohler (2006) die Frage auf, ob die (Klein-) Wasserkraftnutzung eine starke Beeinträchtigung der vielfältigen Ökosystemleistungen der Fließgewässer darstellt und somit das (volkswirtschaftliche) Gemeinwohl einschränkt, oder eine wertvolle Regulationsleistung innerhalb der heutigen, stark anthropogen überformten Fließgewässersysteme vollbringt. Andererseits stehen die zentralen Akteure, die Hersteller und Betreiber der Wasserkraftanlagen, vor einem Dilemma zwischen betriebswirtschaftlichen Entscheidungen und der Entwicklung ökologisch effektiver Lösungen, die die o. g. Beeinträchtigungen stark mindern könnten. Der Ansatz nach Kohler (2006) zeigt letztlich, dass die verstärkte Integration externer Umweltkosten ein sinnvolles Mittel darstellt, um die Vor- und Nachteile konkreter Handlungsalternativen im Einzelfall aufzudecken und ökologisch sowie ökonomisch abgesicherte Entscheidungen zu treffen. Dies gibt Anlass zu der Hoffnung, dass die hier aufgezeigten Zielkonflikte samt ihrer ökologischen, sozioökonomischen und politischen Unsicherheiten durch einen umfassenden Einsatz geeigneter Instrumente des Ökosystemleistungskonzepts gelöst werden können.

8.4 TRINKWASSER

Die Bereitstellung von Trinkwasser ist eine wichtige Versorgungsleistung von Ökosystemen (MA, 2005). In diesem Abschnitt wird zunächst die Bedeutung des Trinkwassers in Relation zu anderen Wassernutzungen betrachtet, um dann näher zu untersuchen, welche Hinweise sich auf den monetären Wert von Trinkwasser in den vielfältigen Statistiken zur Wassernutzung und Trinkwasserversorgung finden lassen. Erst im folgenden Abschnitt 8.5 wird die Bedeutung der Ökosystemleistung »biologische Selbstreinigung von Gewässern und Auen« für die Trinkwasserversorgung betrachtet.

In Deutschland wird Trinkwasser sowohl aus Oberflächenwasser als auch aus Grundwasser gewonnen. Das gesamte Wasserdargebot Deutschlands, also die Jahresmenge an Grund- und Oberflächenwasser, die durch Niederschläge abzüglich der Verdunstung sowie durch den Zufluss aus Nachbarstaaten zur Nutzung verfügbar wäre, beträgt 188 Mrd. m^3. Nur ca. 17 % hiervon werden von Menschen genutzt. Tabelle 8.1 gibt einen Überblick über die verschiedenen Nutzungsarten. Der größte Anteil haben mit 10,4 % Wärmekraftwerke, die große Mengen aus Flüssen zur Kühlung entnehmen (BMU, 2011). Dabei wird das Wasser jedoch nicht im eigentlichen Sinne verbraucht, sondern mit erhöhter Temperatur wieder eingeleitet, was allerdings zu Beeinträchtigungen des Ökosystems selbst und der Selbstreinigung führen kann. Die öffentliche Wasserversorgung, die das Trinkwassernetz unterhält, nutzt nur 2,7 % des Wasserdargebotes, also weniger als ein Drittel des Anteils von Wärmekraftwerken.

Der durchschnittliche Tagesverbrauch an Leitungswasser einer Person lag im Jahr 2013 bei 120 l, was im europäischen Vergleich niedrig ist. Zum Trinken benötigt ein Mensch allerdings nur etwa 2 l am Tag. Der Rest wird zur Körper-, Geschirr- und Wohnungsreinigung, zur Toilettenspülung und zum Wäschewaschen gebraucht.

In Deutschland gehört die Wasserversorgung zur öffentlichen Daseinsvorsorge. Die Verantwortung hierfür obliegt den Kommunen. Die kommunalen Gebietskörperschaften können diese Aufgabe selber erfüllen, mit anderen Kommunen sogenannte Zweckverbände gründen oder die Aufgabe – unter Beibehaltung der Kommunalaufsicht – an privatrechtliche Unternehmen weitergeben.

Grundwasser ist die wichtigste Quelle für die öffentliche Wasserversorgung in Deutschland. Die Herkunft und Verwendung des Trink- und Brauchwassers ist durch Statistiken gut erfasst. Gemäß den Angaben des Statistischen Bundesamtes haben die öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen 2010 etwa 5 Mrd. m³ Wasser gewonnen. 70 % davon stammten aus Grund- und Quellwasser, 30 % aus Oberflächenwasser, welches in See- und Talsperrenwasser (12 %), angereichertes Grundwasser (9 %), Uferfiltrat (8 %) und Flusswasser (1 %)

TABELLE 8.1 ▸ Wasserdargebot und Wassernutzung. (Quelle: BMU (2011) mit Verweis auf Bundesanstalt für Gewässerkunde: Mitteilung vom 18.12.2006; Statistisches Bundesamt, Mitteilung vom 27.05.2009)

Potenzielles Wasserdargebot: 100 %	188 Mrd. m³
Ungenutzt	82,9 %
Nutzung durch Wärmekraftwerke	10,4 %
Nutzung durch Bergbau und Verarbeitendes Gewerbe	3,8 %
Nutzung durch die öffentliche Wasserversorgung	2,7 %
Nutzung durch die Landwirtschaft	0,9 %

TABELLE 8.2 ▸ Wassergewinnung durch öffentliche Wasserversorgungsunternehmen 2010 in Deutschland nach Quellen. (Quelle: StaBA, 2013, Fachserie 19, Reihe 2.1.1 »Öffentliche Wasserversorgung 2010«)

Wassergewinnung insgesamt	Grund- und Quellwasser	Oberflächenwasser				
	Grundwasser	Quellwasser	Uferfiltrat	angereichertes Grundwasser	See- und Tal-sperren-wasser	Flusswasser
1000 m³	%					
5.080.663	61	8	8	9	12	1

TABELLE 8.3 ▸ Durchschnittliche Trinkwasserpreise 2013 in Deutschland sowie in Klammern Spannbreite der Durchschnittspreise in den Bundesländern. (Quelle: Statistisches Bundesamt, Kosten für die Trinkwasserversorgung privater Haushalte 2005 bis 2013 https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Tabellen/KostenTrinkwasser.html Wasserwirtschaft: Entgelt für die Trinkwasserversorgung privater Haushalte 2011 bis 2013 https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Tabellen/TabellenEntgelt.html)

Trinkwasserpreise	Euro
Kosten für einen Zwei-Personen-Haushalt (bei einem Jahresverbrauch von 80 m^3)	206,18 (160,14–286,07)
Kubikmeterpreis[1] in € pro m^3 Frischwasser	1,69 (1,23–2,17)
Grundgebühr[1] in € in 2010	70,98 (17,58–126,07)

[1] Nach Einwohnern, Brutto-Angabe

untergliedert ist (StaBA, 2013, vgl. Tabelle 8.2). Von dem gewonnenen Wasser wurden knapp 3,6 Mrd. m^3 an Haushalte und Kleingewerbe abgegeben. Fast alle Haushalte und öffentlichen Einrichtungen wie Schulen und Krankenhäuser sind in Deutschland an das Trinkwassernetz angeschlossen. Die Qualität des Wassers wird streng überwacht.

Wasser ist ein Gut, das Menschen benötigen, unabhängig von ihren Möglichkeiten, es zu bezahlen. In Deutschland ist die Wasserversorgung deshalb staatlich reguliert, d. h. die Preise bilden sich nicht frei auf dem Markt. Vielmehr gibt es für die Wassertarife gesetzlich festgelegte Grundsätze. Auf diesen bauen die Wasserversorger ihre Gebührenverordnungen auf. Ein wichtiges Prinzip ist dabei, dass die Trinkwasserentgelte (und in entsprechender Weise auch die Abwasserentgelte) alle Kosten decken müssen, die den Versorgungsunternehmen bei der Wahrnehmung ihrer Aufgabe anfallen. Dazu gehören die Investitions- und Betriebskosten für das Pumpen des Grundwassers, das Aufbereiten des Rohwassers in Wasserwerken, die Verteilung des Trinkwassers durch das Netz und die Verwaltungskosten (BMU, 2011). Typischerweise besteht der Tarif aus zwei Elementen, einem verbrauchsabhängigen Kubikmeterpreis und einer monatlichen Grundgebühr. Die Ausgestaltung der Tarife und auch deren Höhe sind im Detail sehr unterschiedlich. Ursachen hierfür sind die unterschiedlichen natürlichen und strukturellen Rahmenbedingungen, wie z. B. Siedlungsdichte, geografische Lage, hydrologische Bedingungen usw. Zudem eröffnen die Gebührenverordnungen Freiräume bei der Preis- und Gebührengestaltung, weshalb sich ein sehr uneinheitliches Bild in Deutschland ergibt (Tabelle 8.3).

Die WRRL schreibt in Art. 9 in Kombination mit Annex III vor, dass bei Wasserdienstleistungen das Prinzip der Kostendeckung beachtet werden muss, wobei eben nicht nur die betriebswirtschaftlichen Kosten der Wassernutzung zu berücksichtigen seien – was wie gesagt in Deutschland bereits vor der WRRL gesetzlich vorgeschrieben war –, sondern auch die Umwelt- und Ressourcenkosten.

Umweltkosten von Trinkwasser sind grob gesprochen diejenigen Veränderungen von Ökosystemleistungen, die durch die Wasserentnahme hervorgerufen werden, und Ressourcenkosten sind die mit der Entnahme verbundenen verschärften Knappheiten der Ressource Wasser. In Deutschland hat die Entnahme von Grund- und Oberflächenwasser in der Regel kaum negativen Auswirkungen auf die Umwelt. Eine solche Ausnahme stellt aber bspw. die Grundwasserentnahme im hessischen Ried dar. In Trockenperioden hatte die Übernutzung der Grundwasserressourcen zu Geländesetzungen und, vor allem in den Wäldern und Feuchtgebieten, zur Schädigung grundwasserabhängiger Lebensräume geführt. Durch eine flexiblere Bewirtschaftung der Entnahmen, die sich am Grundwasser-Flurabstand orientiert, und Maßnahmen zur Anreicherung des Grundwassers können die Konflikte z. T. entschärft werden. Angesichts des Klimawandels und der

zu erwartenden Zunahme an Dürren ist allerdings zu befürchten, dass die Gebiete, in denen Grundwasserentnahmen negative Umweltwirkungen haben können, sich ausdehnen werden bzw. neue Gebiete hinzukommen.

Bei der bisherigen Gestaltung der Wassergebühren spielen die Ressourcenkosten keine oder höchstens eine geringe Rolle. Die Ressourcenkosten sind die Kosten des Rohwassers, die dessen Knappheit anzeigen. Die übrigen Trinkwasserkosten sind lediglich die Kosten der Bereitstellung. Mit anderen Worten: Der Preis der Ressource Wasser kann nicht mit dem des Trinkwassers gleichgesetzt werden. Dieser Preis enthält im Wesentlichen Informationen über die Kosten der Bereitstellung des Wassers und sagt nicht viel über den Preis des Rohwassers.

In vielen Bundesländern wird ein so genannter »Wassercent« oder Wasserentnahmeentgelt für die Förderung des Rohwassers erhoben. Die Höhe des Wasserentnahmeentgeltes wird dabei bisher weitgehend politisch festgelegt. Insofern ist sie eher ein grober Indikator für den eigentlichen monetären Wert der Ressource Wasser als eine wissenschaftlich abgeleitete Berechnung der Umweltkosten (vgl. Gawel et al., 2011).

Auf den ersten Blick erscheint es vielleicht verwunderlich, dass es so schwierig ist, monetäre Bewertungen oder zumindest grobe Abschätzungen für die Ökosystemleistung Wasser anzugeben. Aber selbst in den Bundesländern, in denen ein »Wassercent« für das Rohwasser erhoben wird, lassen sich aus diesem kaum Rückschlüsse auf den tatsächlichen monetären Wert ziehen. Eine Studie, die den monetären Wert des Rohwassers direkt erhebt, ist den Autoren nicht bekannt.

8.5 DER WERT DER BIOLOGISCHEN SELBSTREINIGUNG VON GEWÄSSERN UND AUEN

Gewässer und Auen spielen eine wichtige Rolle im Wasser- und Stoffkreislauf. Durch ihre Befähigung zur Selbstreinigung fungieren naturnahe Fließgewässer gleichsam als »Nieren« der Landschaft. Gleichwohl wurden in den vergangenen Jahrhunderten weite Teile der Flüsse begradigt und von ihren Auen abgeschnitten, u. a. um sie schiffbar zu machen, Energie zu gewinnen und in Ackerland oder Siedlungsflächen umzuwandeln. Von den ursprünglichen Überschwemmungsflächen an Deutschlands Flüssen ist nur noch rund ein Drittel übrig geblieben (siehe Abschnitt 8.3). Auch ist der ökologische Zustand der Oberflächengewässer, also die Eignung als Lebensraum für eine Vielfalt an Arten, verbesserungsbedürftig und die Belastung durch Nährstoffe ist weiterhin hoch. Weniger als 20 % der deutschen Flüsse befinden sich in einem guten Zustand gemäß WRRL (EU-KOM, 2012). Hauptursache hierfür sind ebenfalls bauliche Veränderungen wie die Begradigung oder Kanalisierung der Gewässer, aber auch Einträge von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft.

Nach eher sinkendem Düngemitteleinsatz in den 1990er Jahren steigen die Düngemittelmengen auf den Feldern seit 2009 durch die Förderung nachwachsender Rohstoffe wieder. 70 % bis 80 % der gesamten Stickstoffeinträge in deutschen Flüssen stammen derzeit aus landwirtschaftlichen Quellen (Richter und Völker, 2010, 2013). Zudem führt die Intensivierung dazu, dass auch bislang extensiv bewirtschaftete Ufersäume häufig einer Intensivnutzung weichen.

Stickstoff und Phosphor belasten dabei nicht nur die Lebensgemeinschaften in den Flüssen und Seen, sondern auch in erheblichem Maße in den Meeren. So schätzt die Helsinki Kommission zum Schutz der Ostsee (HELCOM) die Eutrophierung trotz umfangreicher Maßnahmen nach wie vor als eines der gravierendsten Umweltprobleme der Ostsee ein. Im Meer führt die Überdüngung zu Sauerstoffmangelzonen, die oft kaum noch höhere Lebewesen zulassen.

Die Gewässerqualität hat unmittelbare Auswirkungen auf den ökologischen Zustand. Doch inwiefern hat ein guter ökologischer Zustand auch mittel- oder unmittelbare Vorteile für den Menschen? Binnengewässer, aus denen wir unser Trinkwasser beziehen, sind Lebensräume, deren Arten sich von den Inhaltsstoffen des Wassers ernähren und dieses somit rein halten. Das Artenspektrum aquatischer Ökosysteme, von den Mikroorganismen bis zu den Räubern am Ende der Nahrungskette, wirkt dabei als riesiger Filter, der Wasser für den Menschen verfügbar macht. Diese Leistungen sind gesamtwirtschaftlich betrachtet enorm, doch bisher wenig beachtet.

Fluss- und Grundwasser aus Sedimentschichten von Flussauen sind die wichtigsten Trinkwasserquellen weltweit (Pusch et al., 1998). Ballungsgebiete wie das Ruhrgebiet, Berlin, München und Düsseldorf beziehen ihr Trinkwasser größtenteils aus Uferfiltration. Rund 30 % des Trinkwassers in Deutschland hängen direkt von Oberflächengewässern ab (UBA, 2010). Seine Qualität ist nicht (nur) das Ergebnis technischer Aufbereitung, sondern primär das der Filterleistung durch die Natur. Allerdings befinden sich nur noch 10 % der Auen in einem naturnahen Zustand (Brunotte et al., 2009). Durch Renaturierung von Teilen könnten die

vielfältigen Ökosystemleistungen wieder hergestellt und zusätzliche Nährstofffrachten zurückgehalten werden. Dies kann enorme gesellschaftliche Kosten einsparen.

Bei der Selbstreinigung ist zwischen der im Fluss selbst stattfindenden und der Retentionsleistung seiner Auen zu unterscheiden. Im Fluss werden vorrangig Stickstoff und Phosphor zum Aufbau von Biomasse genutzt. Dabei metabolisieren Mikroorganismen, insb. Bakterien, Algen und Pilze, die im Wasser enthaltenen Nährstoffe zu organischer Masse und bilden damit die Nahrungsgrundlage höherer Organismen, meist Insekten und Krebstiere. Diese »grasen« den Biofilm ab und dienen wiederum anderen Insekten und Fischen als Nahrungsgrundlage. Auf diese Weise werden die Nährstoffe Schritt für Schritt in die höheren Ebenen der Nahrungskette gereicht.

Die Auen tragen zur Reinhaltung der Flüsse einerseits dadurch bei, dass sich bei Überflutungsereignissen große Mengen der mitgeführten Stoffe ablagern. Hierfür muss allerdings die Möglichkeit einer Überflutung gegeben sein. Andererseits wirkt ein vielfältiger Uferbewuchs als Pufferzone für Stoffeinträge aus angrenzenden Agrarnutzungen. Nach Dosskey (2001) besteht bei kleineren Gewässern ein effektiver Pufferbewuchs aus einem breiten Grassaum, der zum Gewässer abfließendes Wasser an der Oberfläche abfängt, sowie aus dichten Büschen und Bäumen, die den Boden befestigen und Nähr- und Schadstoffe zurückhalten, bevor sie sich mit dem Wasser im Flussbett vermischen.

Besonders effektive Nährstoffzersetzer sind naturnahe Auen mit Mooren, Feuchtwiesen und Wäldern (z. B. Verhoeven et al., 2006). Gründe dafür sind die durch die geringe Fließgeschwindigkeit infolge der Rauigkeit des Bewuchses höhere Sedimentation und die geringe Sauerstoffzufuhr in überfluteten oder vernässten Böden. Unter Luftabschluss finden so die Abbauprozesse von Stickstoff wesentlich besser statt als unter aeroben Bedingungen (Pusch et al., 1998). Das erklärt auch, warum ein Fluss wie die Peene mit ihren in weiten Strecken feuchten und durch Moorböden geprägten Auen eine wesentlich höhere Nitratreduktion aufweist als andere Flüsse mit vergleichbaren Auenflächen (Schulz-Zunkel et al., 2012).

Während sich die negativen Folgen für den Hochwasserschutz infolge fehlender Auen bei Überschwemmungsereignissen wie dem Elbhochwasser 2002 beziffern lassen (hier entstand ein finanzieller Schaden von 9 Mrd. €; 21 Menschen starben), sind die ökonomischen Auswirkungen menschlich überprägter Flussökosysteme auf die Gewässergüte weniger leicht zu quantifizieren.

Welche wichtige Rolle die Auen bei der Reinhaltung des Wassers spielen, zeigt eine im Auftrag des Bundesamts für Naturschutz durchgeführte Studie (Born et al., 2012; Scholz et al., 2012; Schulz-Zunkel et al., 2012). Im Schnitt halten in Deutschland die Fluss-Auen-Ökosysteme bis zu 14 % der Stickstoff-Last (durch Denitrifikation) und ca. 11 % des Phosphors (durch Sedimentation) zurück. Das sind für die großen Flüsse jährlich bis zu 42.000 t Stickstoff und über 1.200 t Phosphor. Werden ereignisbezogene Eingangsdaten für den Phosphorrückhalt verwendet, kann am Beispiel der Elbe die Retentionsleistung sogar bei 48 % der Gesamtfracht liegen (Schulz-Zunkel et al., 2012). Literaturstudien zufolge können bei Überflutung der Auenbereiche Flussauen bis zu 30 % der im Fluss transportierten Nährstoffe einlagern (Baptist et al., 2006; Garcia-Linares et al., 2003; Lysiak-Pastszak et al., 2004). Ein wesentlicher Faktor für die Reinigungsleistung in der Aue ist das Vorhandensein überflutbarer Fläche und die dortige Verweildauer des Hochwassers. Bereits kleinere Renaturierungsmaßnahmen, die im Vergleich zur Gesamtlänge der Flüsse nicht relevant erscheinen, können in der Summe deutliche Verbesserungen bewirken. Nach Verhoeven et al. (2006) reicht es bereits, zwei bis sieben Prozent des Gesamteinzugsgebietes des Flusses überfluten zu lassen, um eine signifikante Verbesserung der Wasserqualität zu erzielen.

Der ökonomische Wert dieser Retentionsleistung kann beträchtlich sein, wie in einigen Studien ermittelt wurde. Berechnungen zufolge liegt bspw. der monetäre Wert der Stickstoffretention von 15.000 ha zusätzlichen Überschwemmungsauen an der Elbe bei insgesamt 8,7 Mio. € (bei einem Betrachtungshorizont von 20 Jahren und einer durchschnittlichen jährlichen Retentionsleistung von 200 kg N/ha), was einem mittleren jährlichen Wert von 520 €/ha entspricht (Dehnhardt, 2002). Dieser Betrag ergibt sich aus den kalkulierten Kosten für eine angepasste Landbewirtschaftung im Einzugsgebiet (Ersatzkostenmethode). Werden die Kosten einer entsprechenden Wasserreinigung durch Kläranlagen zugrunde gelegt, ist der Ersatzkostenwert deutlich höher. Somit können Maßnahmen am Gewässer selbst in erheblichem Maße dazu beitragen, technische Reinigungskosten zu senken. Der monetäre Wert der Stickstoffretention macht in diesem Beispiel etwa 11 % an den Gesamtkosten des Projektes, d. h. der Schaffung zusätzlicher Überschwemmungsauen durch Deichrückverlegungen, aus. Bräuer (2002) kommt bei Berechnungen des volkswirtschaftlichen Nutzens der Stickstoffretention an einem kleineren hessischen Gewässer zu Werten zwischen 12 % und 40 % Anteil an den Projektkosten. Nach Born et al. (2012) wurde für alle großen deutschen Flussauen nach ein ökonomischer Wert

der Nährstoffretentionsleistung von ca. 500 Mio. € jährlich errechnet. Die ermittelten durchschnittlichen Nutzen je ha liegen hier etwas niedriger, je nach Flussgebiet zwischen 128 – 226 €/ha.

Investitionen in Renaturierungsmaßnahmen haben jedoch nicht nur einen Nutzen für die Gewässerqualität und die biologische Vielfalt in Flussauen, sondern lohnen sich auch vor dem Hintergrund, dass intakte Flussauen als Puffer bei Hochwasserereignissen dienen. Bundesweit sind Vermögenswerte von rund 300 Mrd. € hiervon betroffen (Born et al., 2012). Als effektive Kohlenstoffsenken wirken sie darüber hinaus dem Klimawandel entgegen (siehe auch Dehnhardt et al., 2015). Werden diese vielfältigen Nutzen (Hochwasserschutz, Biodiversität und Nährstoffretention) in die Abwägung mit einbezogen, können Modellrechnungen zufolge bspw. auch die vorrangig als Hochwasserschutzmaßnahme geplanten Deichrückverlegungen an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt, die rund 407 Mio. € kosten, volkswirtschaftlich sinnvoll sein. Für die durch die zusätzlichen 35.000 ha Auenfläche bereitgestellten Ökosystemleistungen errechneten Grossmann et al. (2010) einen dreifachen Wert an gesellschaftlichem Nutzen im Vergleich zu den Kosten (siehe auch Dehnhardt et al., 2015).

Inwieweit diese Filterleistung von Gewässern und Auen von einer hohen biologischen Vielfalt abhängt, ist bislang nicht ausreichend erforscht (Feld et al., 2014). Nach ersten Ergebnissen des EU-Forschungsprojekt »RUBICODE« steigt die Ökosystemleistung »Selbstreinigung« in Flüssen und Auen nicht zwangsläufig mit einer höheren Artenvielfalt. Für die Umsetzung der Stoffe im Biofilm ist vermutlich ein Set von einigen wenigen Mikroorganismen ausreichend (Feld et al., 2014). Im Falle eines Ausfalls dieser wenigen Arten könnten andere Arten, die ähnliche Leistungen erfüllen, diese ersetzen. Ist dies nicht der Fall, z. B. infolge der Wasserverschmutzung oder anderer Belastungen, würde auch die Selbstreinigungsleistung deutlich vermindert. Artenvielfalt hat hier also vermutlich eine Art Versicherungsfunktion für die Stabilität des Ökosystems. Auch hier zeigt sich, dass strukturreichere Auen die Reinigungsfunktion deutlich besser erfüllen können. Ein naturnahes Gewässer bietet vielfältige Strukturen, die die Fließgeschwindigkeit bremsen und den Partikeln die Zeit geben, sich als Sediment abzulagern, vor allem bei Hochwasser, wenn die Auen überflutet werden. Noch besser funktioniert dieser Bremseffekt durch entsprechenden Bewuchs mit Wasserpflanzen. Dieser wird im Flussbett jedoch häufig beseitigt, um den Abfluss zu verstärken. Zur Vermeidung negativer Auswirkungen auf die Selbstreinigungsleistung könnte daher z. B. nur ein Teil der Gewässerbreite entkrautet werden, um einen ausreichend hohen Abfluss sicherzustellen. Diese Maßnahme fördert darüber hinaus, Nährstoffe zu binden und die Ansiedlung gewässertypischer Arten zu fördern (Trepel, 2010).

Bei konsequenter Umsetzung wesentlicher gewässer- und auenrelevanter Ziele der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) könnte nach Scholz et al. (2012) die Nährstoffrückhaltungsleistung bei einer Wiederherstellung des Überflutungsregimes um 17 % bis 20 % gesteigert werden. Dies hieße, dass bis 2020 mindestens zehn Prozent der Rückhalteflächen an Flüssen vergrößert werden müssten, was 46.000 ha entspricht. Die Fläche naturnaher Auenlebensräume in Deutschland würde sich um 27 % erhöhen. Durch Renaturierung und extensive Landnutzung von organisch geprägten Flussauen ließen sich bis zu 34 % der Treibhausgasemissionen auf landwirtschaftlich genutzten Moorböden einsparen. Dies setzt jedoch eine verstärkte politische Kohärenz, insbesondere zwischen Gewässer- und Agrarpolitik voraus.

Angesichts der überwiegenden land- und forstwirtschaftlichen Nutzung in Auen sind für die Verbesserung des ökologischen Zustands vor allem die Entwicklungen im Landwirtschaftsbereich (Biomasseanbau etc.) entscheidend. Eine möglichst hohe ökologische Funktionsfähigkeit von Auenökosystemen erfordert aufgrund des heutigen mangelhaften Zustandes (BMU und BfN, 2009; Brunotte et al., 2009) erhebliche Verbesserungsmaßnahmen.

8.6 LEISTUNGEN VON GEWÄSSERN UND AUEN FÜR DIE ERHOLUNGSNUTZUNG UND DEN TOURISMUS

Gewässer und insbesondere deren Uferbereiche sind von hoher Bedeutung für die Naherholung und den Tourismus. Die Schönheit von Flusslandschaften, bedingt vor allem durch ihren Strukturreichtum und die Artenvielfalt, führen zu einem hohen Erlebnis- und Erholungswert. Eine Repräsentativbefragung zum Thema Flüsse und Flussgebiete aus dem Jahr 2008 belegt die hohe Wertschätzung, die Flusslandschaften als Orte der Erholung in der Bevölkerung genießen (TNS-EMNID, 2008). Die Umfrage zeigte, dass sich die Mehrheit (86 %) gerne an Flüssen aufhält, 40 % dabei sogar sehr gerne. Zukünftig sollten der Umfrage zufolge Umweltschutzbelange an erster Stelle eines Engagements der Bundesregierung bezüglich der Flüsse stehen (94 %) – im Gegensatz bspw. zur verstärkten Nutzung für Transportzwecke. 67 % sind ferner der Meinung, dass Flüsse künftig stärker für Freizeitzwecke genutzt werden sollten. 87 % der Befragten präferieren die

ABBILDUNG 8.6 ▸ Flussradwanderwege erfreuen sich einer wachsenden Beliebtheit, Oderradweg im Nationalpark Unteres Odertal. (Foto: Mathias Scholz)

Förderung von Investitionen, die zur Schönheit der Flusslandschaften beitragen, auch wenn sie keinen direkten Nutzen für Transportverkehr oder die Freizeitnutzung haben. Naturnah gestaltete Flüsse und Bäche werden dabei den Ergebnissen der jüngsten Naturbewusstseinsstudie 2013 zufolge von 93% der Bevölkerung als schöner empfunden als begradigte (BMUB und BfN, 2014). Ebenso viele Menschen sind der Meinung, dass eine naturnahe Gestaltung für die freie Entfaltung von Fließgewässern wichtig ist. Neben einem attraktiven Landschaftsbild, das sich meist aus kulturbetonten und naturnahen Elementen aufbaut, aber auch von jeglicher menschlichen Einflussnahme ausgenommene Wildnislandschaften beinhalten kann, sind auch die vielfältigen Nutzungsmöglichkeiten von Flusslandschaften und Gewässern (z. B. Wandern, Radfahren, Angeln, Schwimmen, Wassersport) eine wesentliche Voraussetzung für die Erfüllung der Erholungsfunktion. So sind Gewässer als landschaftsprägendes Element und wasserbasierte Urlaubsaktivitäten auch von hoher Bedeutung für die touristische Nachfrage: Zum einen ist bei den Landschaftspräferenzen für Urlaubsreisen »Wasser« ein wichtiger Faktor, zum anderen ist die Nachfrage nach Wassersportaktivitäten im Urlaub (z. B. Rudern, Fischen/Angeln oder Kanufahren) sehr hoch (BMWi, 2011). Wesentlich für die Bereitstellung der Erholungsfunktion in Auen ist die Zugänglichkeit mit Wegen und Beobachtungsmöglichkeiten sowie eine entsprechende touristische Infrastruktur (z. B. Hoisl et al., 2000; Nohl, 2010; Pröbstl, 2010; Pröbstl und Prutsch, 2009; Wöbse, 2002). Die Bedeutung einer derartigen Infrastruktur und Zugänglichkeit für Naherholung und Tourismus wird in besonderem Maße in der hohen Frequentierung von Flussradwegen deutlich, die mittlerweile an fast jedem Fluss ausgewiesen sind und zu den beliebtesten Radwegen Deutschlands zählen. Von 167 betrachteten Radfernwegen in Deutschland belegte 2014 der Elberadweg zum 10. Mal in Folge den ersten Platz, gefolgt von Strecken am Main, an der Ostsee, der Donau und der Weser (ADFC Radreise-Analyse, 2014). Der Aufenthalt in der Natur und das Erleben von Natur und Landschaft haben somit eine hohe Wertschätzung bei der Bevölkerung, wobei Gewässern und Auenlandschaften ein hoher Freizeit- und Erlebniswert zugesprochen wird. Die Bereitstellung von Erholungsleistungen und der Erlebniswert von Flusslandschaften wird im Rahmen des Ökosystemleistungskonzeptes als kulturelle Leistung (cultural service) klassifiziert (MA, 2005; Posthumus et al., 2010).

Die unterschiedlichen, von Gewässerlandschaften bereitgestellten Ökosystemleistungen stehen jedoch in enger Wechselwirkung miteinander, die Nachfrage nach einzelnen Ökosystemleistungen ist mit negativen Wechselwirkungen (Trade-offs) für andere Ökosystemleistungen verbunden. So steht die Erholungsnutzung im Konflikt mit anderen Nutzungsansprüchen an die Gewässer und Auenbereiche. Intensive Nutzungen wie Landwirtschaft oder Stromproduktion können den Erholungswert einer Flusslandschaft einschränken. Insbesondere die Nutzung der Wasserkraft ist mit einem deutlichen Eingriff in die Gewässerstruktur verbunden. Zudem verhindern Querbauwerke die Wanderungen von Fischen und haben so einen Einfluss auf die Freizeitfischerei. Die mangelnde Durchgängigkeit ist ferner ein Hindernis bspw. für die Kanunutzung.

In Abhängigkeit von Umfang, Form und Intensität der Erholungsnutzung entstehen jedoch auch Konflikte mit dem Gewässerschutz und den Anforderungen an naturnahe Ökosysteme (Jürging und Patt, 2005: 116 ff.; Sommerwerk, 2006). Da naturnahe Fluss- und Auenabschnitte eine hohe Attraktivität für die Erholung aufweisen, können empfindliche Arten gestört und somit Konflikte mit dem Biotopschutz entstehen. Diese mögliche Beeinträchtigung von Arten und Lebensräumen findet auch in der WRRL Berücksichtigung, indem die Freizeit- und Erholungsnutzung dort

als Belastungsbereich klassifiziert wird (Richter und Völker, 2010). Derartige Konflikte sind allerdings durch naturschutzfachliche Zonierungskonzeptionen, Wegelenkung, zeitliche Nutzungsbeschränkungen etc. im Vergleich zu den anderen Herausforderungen im Auen- und Flussgebietsmanagement lösbar, bspw. im Rahmen von Schutzgebietsausweisungen, Infozentren und Themenwegen.

Die gesellschaftliche Bedeutung von Natur und Landschaft für Naherholung und Tourismus und die Abkehr von sektoralen Politikansätzen, die mit der ganzheitlichen Gewässerbewirtschaftung nach WRRL verbunden ist, erfordern nicht nur die Einschätzung der Auswirkungen von Erholungsnutzungen auf den Gewässerschutz, sondern auch die Integration des Erholungswertes in Managemententscheidungen in Flussgebieten. So kann im Zuge der WRRL der zu erwartende Nutzen aus der Umsetzung eines Maßnahmenprogrammes für den Erlebnis- und Erholungswert eines Gewässers und seiner Auenbereiche im Zuge der Abwägung der Unverhältnismäßigkeit von Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Zustands eines Gewässers herangezogen werden. Auch andere, raumwirksame Planungsinstrumente berücksichtigen den Erholungswert von Landschaften in Planungsentscheidungen. In den Zielbestimmungen des Bundesnaturschutzgesetzes (§ 1 Absatz 4 BNatSchG) wird dem Erholungswert von Natur und Landschaft ein hoher Stellenwert eingeräumt. Die Erholungsfunktion (Belange der naturgebundenen Erholung und der Erlebnisqualität von Umwelt) ist entsprechend ein in der Planung zu berücksichtigendes Wertelement in Hinblick auf das Schutzgut »Mensch«. Die Einschätzung des Erholungswertes und der Bedeutung von Räumen für die Erholungsnutzung erfolgt hier in erster Linie auf Grundlage von Landschaftsbildbewertungen sowie Infrastruktur- und Nutzungsanalysen (vgl. z. B. von Haaren, 2004). Im Unterschied zu ökonomischen Ansätzen zur Bewertung des Erholungsnutzens, die sich vorranging auf die Ermittlung individueller Präferenzen stützen, werden in planerischen Ansätzen vorwiegend Experteneinschätzungen zugrunde gelegt.

Eine Voraussetzung für die Integration unterschiedlicher Nutzungsanforderungen und die Abwägung zwischen verschiedenen Zielkonflikten ist die Erfassung und wenn möglich ökonomische Bewertung der Veränderungen des Erlebnis- und Erholungswertes von Gewässerlandschaften infolge von Managemententscheidungen. Im internationalen Raum gibt es etliche Studien, die den ökonomischen Wert des Erholungsnutzens von Fließgewässern erfassen. Der Wert wird dabei entweder als ein Bestandteil des gesamten ökonomischen Wertes einer Reihe von Ökosystemleistungen, die bspw. durch eine Renaturierung in höherem Maße bereitgestellt werden, berücksichtigt (z. B. Loomis et al., 2000) oder im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse als ein Bestandteil des Nutzens von Renaturierungsmaßnahmen eingebunden (Brouwer und van Ek, 2004; Dubgaard et al., 2005). Bei der Wertermittlung wird entweder der im Allgemeinen verbesserte ästhetische Wert der Landschaft als nicht-konsumptiver Nutzen in den Vordergrund gestellt. So wurde in einer Meta-Analyse zur Erfassung des ökonomischen Wertes von Feuchtgebieten bspw. ermittelt, dass die Wertschätzung für nicht-konsumptive Erholung einen positiven und hohen Beitrag am ökonomischen Gesamtwert ausmacht (Ghermandi et al., 2010). Oder aber es werden einzelne konsumptive Nutzen – wie z. B. der Nutzen verbesserter Möglichkeiten der Freizeitfischerei und des Angelns (Dubgaard et al., 2005; Hanley und Black, 2006) – bewertet. Dass bspw. der ökonomische Gesamtnutzen der Angelfischerei für die Gesellschaft insgesamt beträchtlich sein kann, zeigt eine Studie für Deutschland aus dem Jahre 2002 (Arlinghaus, 2004). Im Ergebnis der Studie wurde der gesamte ökonomische Nutzen aus der Angelfischerei auf 6,4 Mrd. € pro Jahr geschätzt.

Viele Studien zur Ermittlung nicht-konsumptiver Werte beruhen auf der Annahme, dass Renaturierungen zu einem höheren ästhetischen Wert der Flusslandschaft, wie bspw. einem attraktiveren Landschaftsbild, führen. Der Erholungseffekt wird aus der Schönheit der Landschaft und der Naturerfahrung abgeleitet. Einige aktuellere Studien versuchen, die Effekte von Renaturierungen auf die Wahrnehmung ästhetischer Werte auch empirisch zu erfassen (z. B. Aberg und Tapsell, 2013; Junker und Buchecker, 2008; Pflüger et al., 2010). So wurde in einer langfristigen Studie in Großbritannien belegt, dass die Anzahl der Besuche nach der Renaturierung eines Fließgewässers aufgrund der wahrgenommenen höheren Attraktivität und der Verbesserung der Erholungsmöglichkeiten gestiegen ist (Aberg und Tapsell, 2013). Auch eine empirische Studie aus der Schweiz bestätigte, dass die ästhetischen Präferenzen der Befragten in hohem Maße positiv mit der ökomorphologischen Qualität der Fließgewässer korrelieren und die Präferenzen dabei vor allem von der wahrgenommenen Natürlichkeit des Gewässerkorridors bestimmt werden (Junker und Buchecker, 2008).

Für den deutschen Raum ist die Datenlage bezüglich des ökonomischen Wertes der Erholungsnutzung von Flusslandschaften noch recht dünn, es gibt nur sehr vereinzelt Studien über die Effekte von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern auf deren Erholungswert.

INFOBOX 8.2

Nutzen aus einer Verbesserung der Gewässerqualität
von Jürgen Meyerhoff

Im Forschungsprojekt NITROLIMIT (www.nitrolimit.de) wurde der ökonomische Nutzen einer verbesserten Gewässerqualität in der Region Berlin-Brandenburg untersucht. Mithilfe einer Telefonbefragung wurde zunächst die gegenwärtige Nutzung der Gewässer, sowohl der Seen als auch Flüsse in der Region, für Erholungsaktivitäten erfasst. Es wurde gefragt, welches Gewässer die knapp 1.900 zufällig ausgewählten befragten Personen in den 12 Monaten vor der Umfrage am häufigsten besucht haben und was sie dort unternommen haben (z. B. Schwimmen, Bootfahren, Angeln). Die Ergebnisse zeigen, dass der Erholung an Gewässern in der Region ein hoher Stellenwert zukommt. Spazierengehen, gefolgt von Schwimmen und Radfahren, zählen zu den beliebtesten Erholungsaktivitäten an den Gewässern (NITROLIMIT I, Abschlussbericht, 2014). In der anschließenden Online-Umfrage wurde die Wertschätzung für eine Verbesserung der Wasserqualität und damit auch der Erholungsmöglichkeiten ermittelt. Die Ergebnisse des Choice Experimentes, einer Methode zur Ermittlung individueller Wertschätzungen für Umweltgüter mithilfe direkter Befragungen, zeigen für die untersuchten Gewässer (Untere Havel, Obere Havel, Berliner Stadtspree, Spree-Köpenick, Dahme-Scharmützelsee), dass eine gute Wasserqualität in Anlehnung an die WRRL zu einer jährlichen Zahlungsbereitschaft von 420 Mio. € über einen Zeitraum von zehn Jahren führt. In diesem Modell wurde bei der Hochrechnung (auf Grundlage der Anzahl der Haushalte im Untersuchungsgebiet) berücksichtigt, dass die Zahlungsbereitschaft in Abhängigkeit von der Distanz zwischen befragten Personen und den Gewässern variiert (Meyerhoff et al., 2014). Der ökonomische Nutzen einer verbesserten Wasserqualität, hier basierend auf individuellen Wertschätzungen, kann bspw. in Entscheidungsprozessen den Kosten zur Erreichung der Maßnahmenziele gegenüber gestellt werden (vgl. Kapitel 2.1 und 2.4).

In einer Studie wurden bspw. verschiedene Ökosystemleistungen des Bodensees untersucht, die erheblich zur Wertschöpfung der gesamten Region beitragen (GNF, 2013). Anhand ausgewählter Sektoren (Tourismus, Fischerei, Trinkwasser) wurde die Bedeutung von Ökosystemleistungen exemplarisch ermittelt. Die hohe touristische Nachfrage der Bodenseeregion legt nahe, dass insbesondere auch der Freizeit- und Erholungswert des Sees von hoher Bedeutung ist. Dieser wurde mit einer vereinfachten Reisekostenmethode abgeschätzt. Unter Nutzung tourismusstatistischer Daten sowie einer Befragung unter zufällig ausgewählten Besucher/innen des Bodensees wurden Übernachtungszahlen sowie durchschnittliche Übernachtungs-, Verpflegungs- und sonstige Kosten von deutschen Besucher/innen des Bodensees ermittelt, um Rückschlüsse auf den monetären Erholungswert zu ziehen. Im Durchschnitt wurden die Ausgaben deutscher Besucher/innen danach auf 126 € pro Tag geschätzt. Bei gut 807.000 deutschen Besucher/innen allein für den Landkreis Bodenseekreis ergibt sich nach diesen Schätzungen im Ergebnis ein jährlicher Gesamtwert für den Übernachtungstourismus von 369 Mio. € oder 457 € pro Besucher/in und Jahr (GNF, 2013). Dieser Wert ist jedoch nur als grober Anhaltspunkt für das touristische Potenzial des Bodensees zu sehen, da bspw. die Ausgaben von Tagestourist/innen und auch die Kosten für An- und Abreise nicht explizit berücksichtigt wurden. Darüber hinaus geht aus der Befragung nicht hervor, welchen Stellenwert der Bodensee selbst bei der Reiseentscheidung hat. Somit können die Einflüsse vom Naturraum Gewässer und der vorhandenen touristischer Infrastruktur oder touristischen Attraktionen nicht differenziert werden.

Eine empirische Studie von Meyerhoff et al. (2010) untersuchte die Bedeutung verschiedener Attribute von Badestellen an Berliner Seen auf die Erholungsnutzung und Wertschätzung der Berliner Bevölkerung. 46% der Befragten zeigten sich für die Verbesserung der Qualität der Badestellen zahlungsbereit. Neben der Sauberkeit des Strandes war für das Erholungserleben vor allem die Wasserqualität ausschlaggebend.

Zwei weitere empirische Bewertungsstudien ermittelten Veränderungen im ökonomischen Wert von wassergebundenen Ökosystemleistungen infolge von Wassermengenänderungen. So untersuchte Grossmann (2011) die Auswirkungen einer veränderten Wasserverfügbarkeit im Spreewald auf die Erholungsnachfrage. Als Ergebnis der ökonomischen Bewertung konnte ein erheblicher Nutzen für die Aufrechterhaltung eines für das Bootfahren ausreichenden Wasserstandes ermittelt werden. Lienhoop und Messner (2009) ermittelten mithilfe einer kontingenten Bewertung den ökonomischen Wert nicht-marktfähiger Güter in Abhängigkeit von Wasserqualitätsänderungen infolge der Wasserverfügbarkeit im Lausitzer Seengebiet. Neben dem Erholungsnutzen (in Form verschiedener wasserqualitätsabhängiger Erholungsaktivitäten wie Schwimmen oder Wassersport) wurden

ABBILDUNG 8.7 ▸ Mit der Verbesserung der Wasserqualität sind naturnahe Flüsse beliebte Gewässer für das Wasserwandern; Paddeln auf der Werra bei Meiningen in Thüringen. (Foto: Mathias Scholz)

auch nicht-nutzungsabhängige Werte einbezogen. Insgesamt ergab sich hier ein jährlicher Nutzen zwischen 10,4 und 16,2 Mio. €. Dieser Wert kann als Grundlage für die Analyse und Kosten-Nutzen-Abwägung unterschiedlicher Wasserverteilungspolitiken in der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft herangezogen werden.

Die vorhandenen Studien deuten darauf hin, dass der Erholungsnutzen natürlicher und naturnaher Fließgewässer beträchtlich ist. Derartige Bewertungsstudien sind allerdings stark kontextabhängig und lassen sich nicht unmittelbar auf andere Regionen oder Fragestellungen übertragen. Trotz bestehender Limitationen sind sie jedoch geeignet, die Bedeutung des Erholungswertes von Gewässerlandschaften hervorzuheben und in den politisch-administrativen Entscheidungsprozess einzubinden. Die Offenlegung von Werten kann darüber hinaus die Transparenz von Entscheidungen erhöhen.

Ökonomische Bewertungsstudien im Bereich der Erholungsnutzung, die eine verstärkte Berücksichtigung des Erholungswertes von Flusslandschaften und des volkswirtschaftlichen Nutzens der Renaturierung oder Qualitätsverbesserung von Seen und Fließgewässern in Managemententscheidungen ermöglichen würden, sind zumindest für den deutschen Raum nach wie vor nur vereinzelt vorhanden. Hier werden auf jeden Fall weitere empirische Studien benötigt, auch um in Zukunft eine Datenbank, die die Informationen und Ergebnisse aus durchgeführten ökonomischen Bewertungsstudien im deutschen Raum enthält, aufbauen zu können, die dann bspw. für einen Benefit Transfer, d. h. eine Wertübertragung in einen anderen Anwendungskontext, genutzt werden könnte. Schon die quantitative Schätzung der Erholungsnutzung bestimmter Landschaften ist aufgrund der ausgesprochen dünnen Datenlage kaum möglich. Gegenwärtig werden Strukturdaten zur touristischen Nachfrage auf Bundesland- oder Kreisebene oder in Bezug auf einzelne Regionen erfasst (z. B. dwif-Tourismusbarometer, Statistische Landesämter) oder im Hinblick auf spezifische Fragestellungen ausgewertet. Eine räumliche Zuordnung der touristischen Nachfrage zu einzelnen Landschaften (Seen oder Flussgebietsabschnitte) ist aufgrund dieser Daten nicht möglich. Einfache Reisekostenmodelle zur Ermittlung des monetären Wertes einer Landschaft beruhen auf dem Zusammenhang zwischen Besuchshäufigkeit einer bestimmten Destination und den Reisekosten, die dafür aufzuwenden sind. Die Reisekosten setzen sich dabei aus den direkten monetären Ausgaben und anderen Kosten, bspw. dem Zeitaufwand, zusammen. Die Inwertsetzung des Erholungsnutzens erfordert demnach vielfältige Daten und Informationen: Neben Indikatoren für die touristische Nutzung (Besucheraufkommen, Übernachtungsaufkommen, Umsatz Freizeitaktivitäten, Ausgaben für Anreise) werden Informationen über die gegenwärtige Nutzung des Gewässers für die Naherholung benötigt, vor allem aber auch Einschätzungen über die Veränderungen der Erholungsnutzung infolge der Umsetzung eines Maßnahmenbündels. Für zukünftige Bewertungen wäre es hilfreich, wenn Methodenkonventionen für die ökonomische Bewertung von Natur und Landschaft entwickelt werden würden, die bspw. bestimmte methodische Ansätze für bestimmte Nutzenkategorien vorgeben oder aber auch statistisches Vorgehen konkretisieren würden (vgl. Meyerhoff, 2013). Dies würde die Verwendung von Bewertungsergebnissen in Entscheidungsprozessen sowie deren Akzeptanz bedeutend verbessern können.

8.7 RENATURIERUNGSMASSNAHMEN AN GEWÄSSERN UND IN AUEN

Der unzureichende Zustand der Auen an einzelnen Flüssen in Deutschland wird schon länger thematisiert, allerdings konnte mit dem Auenzustandsbericht erstmals ein deutschlandweiter Überblick geschaffen werden (siehe Kapitel 8.3; BMU und BfN, 2009; Brunotte et al., 2009). Um Altauen für den Natur- und Hochwasserschutz zu reaktivieren, wurden in den letzten Jahrzehnten bereits viele unterschiedliche Maßnahmen an Fließgewässern in allen Regionen Deutschlands umgesetzt. So gibt es in der Wasserwirtschaft und im Naturschutz bereits seit den 1980er Jahren verstärkte Anstrengungen zum Schutz und zur Renaturierung von Gewässern und Auen. Neben zahlreichen Maßnahmen zur Renaturierung von Gewässer- und Auenlebensräumen wird an zahlreichen Flüssen auch die Wiederherstellung natürlicher Rückhalteflächen verfolgt, um insbesondere auch Ziele des Hochwasserschutzes mit dem Naturschutz zu verbinden.

In einer deutschlandweiten Zusammenstellung des BfN von Auenrenaturierungen an Flüssen wurden im Zeitraum von 1979 bis 2014 etwa 170 größere Projekte umgesetzt (Abbildung 8.6 und Tabelle 8.4; BMUB und BfN, 2015). Die Anzahl ist wahrscheinlich noch größer, da an gleichen Standorten oder in unmittelbarer Nachbarschaft oft mehrere Projekte nacheinander gefördert wurden oder Informationen von weiteren Maßnahmen nicht zugänglich waren. Deshalb ist die Zusammenstellung nicht abschließend, gibt aber erstmals einen wichtigen Anhaltspunkt, in welcher Größenordnung umfangreiche Renaturierungsprojekte an deutschen Flüssen durchgeführt wurden.

Wesentliche Maßnahmen für eine Verbesserung des Auenzustandes waren die Neugestaltung von naturnahen Gewässerbetten und Ufern, Beseitigung von Querbauwerken die Anbindung von Altarmen und Flutmulden, die Wiederherstellung von Auenwäldern, Feuchtwiesen, Röhrichten und Auengewässern, eine Extensivierung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung sowie Deichrückverlegungen. So wurden bei 59 dieser Maßnahmen Uferdämme und Deiche abgetragen, zurückverlegt oder geöffnet. Im Zeitraum von 1996 bis 2014 konnten dadurch 4.402 ha Überschwemmungsauen an 22 Flüssen wieder angebunden werden. Dies entspricht einem deutschlandweiten Auengewinn von knapp 1 %. Weitere 710 ha Auenfläche kamen durch das Auflassen eines Deichbruches im Jahr 1983 am Rhein im Gebiet

TABELLE 8.4 ▸ Zugewinn überflutbarer Auenfläche durch Rückbau, Rückverlegung und Schlitzung von Dämmen und Deichen an Flüssen. (Quelle: BfN aus BMUB und BfN, 2015)

Fluss	Anzahl Projekte	Zugewinn überflutbare Auenfläche in ha
Aper Tief	2	75
Donau	8	132
Elbe[1]	8	1383
Hase	4	474
Mulde	1	101
Nidda	4	215
Oder	3	72
Rhein[2]	9	1522
Saale	3	194
Salzach	1	110
Sude / Schaale	1	200
Wümme[3]	2	319
weitere Flüsse <60 ha Zugewinn	13	316

[1] incl. Deichrückverlegung Lödderitzer Forst

[2] inkl. Belassen von Deichbrüchen am Kühkopf im Jahr 1983

[3] durch Abtrag und Rückverlegung von Sommerdeichen und Uferverwallungen in Niedersachsen weitere 102 ha Zugewinn überflutbarer Auenflächen, die nicht als eigenständige Projekte erfasst wurden

ABBILDUNG 8.8 ▸ Auenrenaturierungsprojekte an Flüssen in Deutschland. (Quelle: EuroGlobalMap (c) EuroGeoGraphics, VG1000, GN250, DLM1000 (c) GeoBasis-DE / BKG (2014), SRTM 90m Digital Elevation Data (c) CGIAR Consortium for Spatial Information, Bundesamt für Naturschutz (BfN), 2015, aus BMUB & BfN, 2015)

ABBILDUNG 8.9 ▸ Die erste im Jahr 2006 fertiggestellte großflächige Deichrückverlegung an der Elbe: das Roßlauer Oberluch (140 ha) während des Winterhochwassers 2009. (Foto: Sebastian Bolze – UFZ)

Kühkopf-Knoblochsaue (Hessen) hinzu. Die Rückdeichungen sind überwiegend kleinere Maßnahmen mit einem Flächengröße von < 50ha. Nur bei 13 Deichrückverlegungen wurden mehr als 100 ha überflutbare Aue wiedergewonnen, die zusammen mit einem Zugewinn von 3.621 ha zur Flächenbilanz beigetragen haben. Damit wird deutlich, dass die bisherige Wiedergewinnung natürlicher Rückhalteflächen noch am Anfang steht und weitere Maßnahmen folgen müssen (BMUB und BfN, 2015). Ein Vergleich des Auenzustandes vor und nach den Maßnahmenumsetzungen zeigte, dass bei rund dreiviertel der untersuchten Projekte die umgesetzten Maßnahmen zu einer deutlich sichtbaren Verbesserung des Auenzustands führten (BMUB und BfN, 2015).

Die zurückgewonnenen Flächen nehmen nun wieder regelmäßig am Überflutungsgeschehen teil und leisten einen Beitrag zum vorsorgenden Hochwasserschutz oder zur Reinigungsleistung. Größere Deichrückverlegungen konnten bisher insbesondere an Elbe und Rhein umgesetzt werden, die einen Zugewinn je Fluss mit mehr als 1.000 ha betragen (siehe Tabelle 8.4). Aber auch kleinere Flüsse zeigen einen Auengewinn von mehr 100 ha; zu nennen sind hier insbesondere Hase (Ems-Einzugsgebiet) und Wümme (Weser-Einzugsgebiet) sowie Nidda, Saale, Salzach, Mulde und Sude/Schaale (Tabelle 8.4). Allerdings ist das bundesweite Potenzial für eine Wiederanbindung von Auenflächen mit einigen zehntausend Hektar deutlich größer, wie bereits Neuschulz und Purps (2000) nur am Beispiel der Elbe gezeigt haben. Hier wurden insgesamt über 50 mögliche Rückdeichungsvorhaben mit einer Reaktivierungsfläche von rund 23.250 ha Altaue angegeben, was eine Zunahme der aktuellen Überschwemmungsflächen von 30 % der rezenten Elbauen bedeuten würde.

Diese deutschlandweite Zusammenstellung des BfN von Renaturierungsprojekten in Auen zeigt, dass die Wirkung der bislang umgesetzten Maßnahmen in der Fläche noch begrenzt ist und großflächige Projekte meist einen Modellcharakter besitzen (BMUB und BfN, 2015). Andererseits zeigen viele Projekte, dass sie zwar überwiegend in ländlichen Räumen umgesetzt sind, aber auch im städtischen Umfeld weitreichende Entwicklungsmaßnahmen an Flüssen möglich sind (siehe auch Naturkapital Deutschland – TEEB DE: Ökosystemleistungen in der Stadt, 2016).

Insgesamt genießen bei der Bevölkerung Renaturierungen eine hohe Akzeptanz (siehe auch Infobox 8.4 und 8.5 »Wahrnehmung von Renaturierungsmaßnahmen« und »Ökosystemleistungen naturnaher Ufer an Bundeswasserstraßen«). Laut einer Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt befürworten 90 % der Deutschen es, den Gewässern als Hochwasserschutzmaßnahme mehr Überflutungsflächen und Auen zurück zu geben. Auch wird ein naturnahes Gewässer von einer großen Mehrheit als »schöner« empfunden als ein begradigtes, verbautes Gewässer (BMUB u. BfN, 2014). Beispielhaft zeigen Schäfer und Kowatsch (2015), dass Gewässer- und Auenrenaturierungen nicht nur ein Mehrgewinn für die Biologische Vielfalt sind, sondern auch relevante Ökosystemleistungen wiederherstellen und einen hohen gesellschaftlichen Nutzen aufweisen, der die Umsetzungskosten in wenigen Jahren aufwiegt. Fachplanungsübergreifende Bundesprogramme wie das »Blaue Band Deutschland« – (siehe Infobox 8.3) oder das Nationale Hochwasserschutzprogramm stellen ressortübergreifende Chancen dar, in den nächsten Jahren über Renaturierungsvorhaben nicht nur die Biologische Vielfalt an Flüssen und Auen zu verbessern, sondern auch fluss- und auenabhängige Ökosystemleistungen zu stärken.

INFOBOX 8.3

Das »Blaue Band Deutschland« – ein Bundesprogramm zur Renaturierung von Bundeswasserstraßen und Auen
von Andreas Anlauf, Michael Gerisch

Bundeswasserstraßen sind große Fließgewässer mit einer bedeutenden Funktion für Verkehr und Transport, Energie- und Trinkwassergewinnung sowie Erholung. Sie sind aber auch wertvoller Lebensraum für Tiere und Pflanzen. Naturnahe Auen im Übergangsbereich zwischen Land und Wasser gelten sogar als Hot-Spots der Biodiversität in Mitteleuropa. Jahrzehntelange Unterhaltungs- und Ausbaumaßnahmen verursachten allerdings gravierende Verluste von Arten und Lebensräumen an vielen deutschen Bundeswasserstraßen, mit tiefgreifenden ökologischen, aber auch ökonomischen Folgen. Die Renaturierung von Flüssen und deren Auen ist daher als wichtige gesamtgesellschaftliche Forderung ins Bewusstsein vieler Politiker, Fachleute und Anwohner getreten. Aus diesem Grund hat sich die Bundesregierung im Koalitionsvertrag für die 18. Legislaturperiode darauf verständigt, ein Bundesprogramm »Blaues Band Deutschland« zur Förderung der Renaturierung von Fließgewässern und Auen zu etablieren. Mit diesem Programm sollen einerseits Fließgewässer und Auen in einen natürlicheren Zustand rückversetzt werden. Andererseits bietet es Zukunftsperspektiven für den Multifunktionsraum Bundeswasserstraße als wichtige Basis für unser wirtschaftliches Handeln.

Bundeswasserstraßen bestehen aus einem verkehrlich intensiv genutzten Kernnetz, das abhängig vom prognostizierten Transportvolumen und weiterer Bedeutungskriterien in drei Kategorien aufgeteilt ist und einem Netz von Nebenwasserstraßen, das für die güterverkehrliche Nutzung praktisch keine Bedeutung mehr hat (Abbildung 8.10). Diese Nebenwasserstraßen haben aufgrund ansatzweise noch vorhandener naturnaher Gewässerstrukturen, einer überwiegenden Grünlandnutzung und teilweise noch ausgedehnter rezenter Auen ein hohes ökologisches Entwicklungspotenzial. Damit sind sie von entscheidender Bedeutung für den Aufbau eines Fließgewässerbiotopverbundes von nationaler Bedeutung und stehen im Vordergrund des Bundesprogramms. Darüber hinaus sollen auch im Kernnetz Renaturierungsprojekte verwirklicht werden, wenn sie mit den verkehrlichen Zielen vereinbar sind.

Folgende Maßnahmen können zur Renaturierung von Bundeswasserstraßen beitragen:

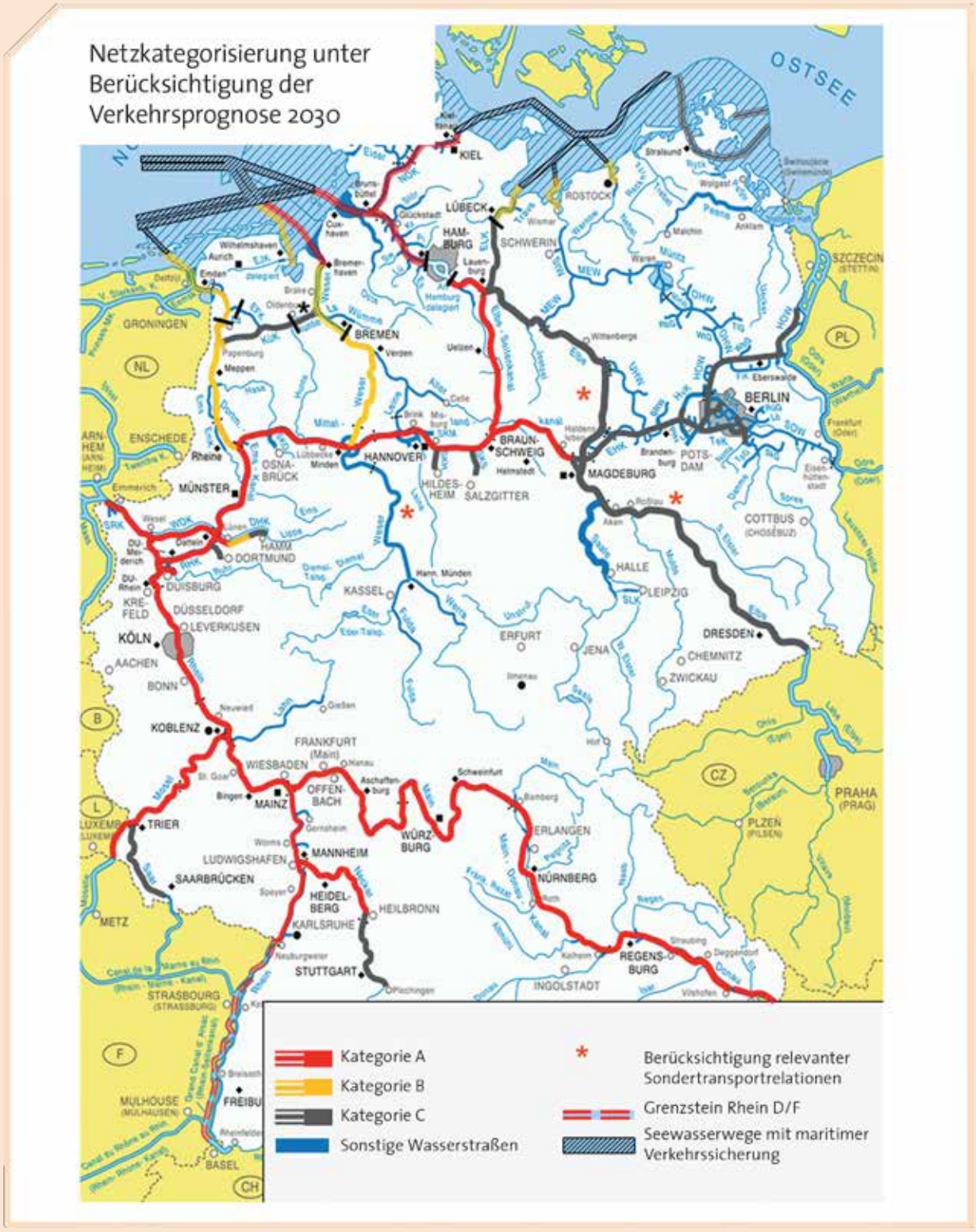
- Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit (Fische, Sedimente)
- Wasserwirtschaftlicher und naturschutzfachlicher Aus- bzw. Rückbau (z. B. Wiederanbindung von Altarmen und Flutrinnen, Deichrückverlegungen)
- Wasserwirtschaftliche Unterhaltung (alternative Ufer- und Buhnenformen)
- Verkehrliche Rückbaumaßnahmen (z. B. Stauabsenkung / Staulegung von Wehren mit der Intention den Erhaltungs- und Unterhaltungsaufwand zu reduzieren)
- Unterlassen von Maßnahmen, Zulassen von freier Entwicklung / Sukzession

Das Bundesprogramm »Blaues Band Deutschland« wird in einem transparenten Prozess vom Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) und vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) sowie deren Oberbehörden (Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bundesanstalt für Wasserbau, Bundesamt für Naturschutz, Umweltbundesamt) und der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes entwickelt und konkretisiert. Es soll vom Bundeskabinett 2016 als Handlungsrahmen für die nächsten Jahre und Jahrzehnte beschlossen werden.

Bundesprogramm
Blaues Band
Deutschland

www.blaues-band.bund.de

ABBILDUNG 8.10 ▸ Kategorisierung der Wasserstraßen. (Quelle: BMVI, 2016)



INFOBOX 8.4

Wahrnehmung von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern durch Bewohner anliegender Gemeinden
von Jutta Deffner, Barbara Birzle-Harder, Peter Haase

Im Rahmen einer Studie zur Bewertung von Fließgewässerrenaturierungen hat das Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum Frankfurt zusammen mit dem ISOE – Institut für sozial-ökologische Forschung – untersucht, inwiefern Freizeitnutzerinnen und -nutzer die Effekte von Renaturierungsmaßnahmen wahrnehmen. Hierzu wurde eine zweistufige Erhebung mit Anwohnerinnen und Anwohnern an insgesamt zehn bereits renaturierten Abschnitten an kleineren Flüssen in Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Hessen durchgeführt. Die Maßnahmen lagen bereits mehrere Jahre zurück. Ziel der Untersuchung war es, sowohl materiell-physische als auch symbolisch-kulturelle Dimensionen der Wahrnehmung und Bewertung der Fließgewässer-Renaturierungen zu erheben (Deffner et al., in Vorbereitung).

Die standardisierte Untersuchung bestätigt, dass die Einstellungen und Bewertungen der Anwohner gegenüber Renaturierungsmaßnahmen an den ausgewählten Gewässern von großer Akzeptanz und Befürwortung geprägt sind. Sie werden sowohl als Nutzen für die Gesellschaft als auch für die Natur wahrgenommen. Im Vordergrund des Aufenthalts am renaturierten Abschnitt steht bei weit über 80 % das Naturerlebnis und der Landschaftsgenuss: draußen in der Natur sein, Beobachtungen in der Natur machen, sich entspannen und ausruhen.

Sowohl Flora und Fauna (68 % und 63 %), als auch die Gewässerstruktur selbst (79 % bis 73 %), haben sich in der Wahrnehmung der Befragten überwiegend positiv entwickelt. Zwei Drittel geben an, mehr Tiere, insbesondere Vögel, beobachten zu können. Über 96 % der Befragten sind davon überzeugt, dass das Ökosystem als Ganzes davon profitiert. Als gesellschaftlicher Nutzen wird von 90 % vor allem die größere Attraktivität als (Nah-)Erholungsraum gesehen. Vielfach wird auch von einem Mehrwert für den Tourismus ausgegangen (59 %). Negative Auswirkungen der Renaturierung werden von einer Minderheit von 10 bis 16 % artikuliert. Als Gründe hierfür werden die schlechtere Zugänglichkeit des Gewässerabschnittes gesehen (16 %) oder die Unkenntnis über die Gründe für die Maßnahmen (11 %). Die Kosten für Renaturierungsmaßnahmen können in der Regel von den Befragten nicht eingeschätzt werden. Nach Information über die Kosten für die konkrete Maßnahme an dem bekannten Gewässerabschnitt halten etwas über die Hälfte der Befragten diese für gerechtfertigt (54 %; Skalenpunkte 1 und 2 auf einer 5er Skala). Lediglich ein Sechstel hält sie für eher nicht gerechtfertigt (17 %). Zukünftigen Revitalisierungen von Gewässern in Deutschland steht demnach eine Mehrheit, auch vor dem Hintergrund der anfallenden Kosten, positiv gegenüber. Ein Defizit scheinen aber die mangelnde Kommunikation und Information über die Renaturierungsmaßnahmen vor Ort zu sein.

INFOBOX 8.5

Ökosystemleistungen naturnaher Ufer an Bundeswasserstraßen – ein Forschungsprojekt als Fallbeispiel
von Uwe Schröder, Elmar Fuchs, Carolin Schmidt-Wygasch, Jan Barkmann

Steht ausreichend Wassertiefe und -volumen im Fluss zur Verfügung, kann Schifffahrt betrieben werden. Der Flusslauf hält dabei die räumliche Infrastruktur für das Produkt Wasserverkehr vor. Der Mensch macht sich dies oft »einseitig« zu Nutze, nämlich durch den Ausbau von Flüssen durch Anpassungen (z. B. Begradigungen), durch Flussbauwerke zur Einflussnahme auf die Wasserstände (z. B. Buhnen, Uferbefestigungen, Leitwerke) und im Extremfall durch Stauregulierung. Indessen wurde im Management der Bundeswasserstraßen erkannt, dass eine technische Regulierung von Flüssen nicht die natürliche Regulierungsleistung des hydrologischen Kreislaufes ersetzen kann. Dazu kommen gesetzliche Auflagen, z. B. aus WHG, WRRL, FFH-RL.

Wird über die Landesgrenzen geschaut, möchte bspw. die Europäische Kommission mit der jüngst verabschiedeten Green Infrastructure (GI) Strategie (EU-Kommission, 2013) Netzwerke aus natürlichen und naturnahen Flächen

ABBILDUNG 8.11 ▸ Ein naturnahes Ufer der Elbe bei Hollerwettern, Schleswig-Holstein. (Foto: BfG)

mit unterschiedlichen Umweltmerkmalen und einem breiten Spektrum an Ökosystemleistungen fördern und in politische territoriale Entscheidungen einbeziehen. Die Internationale Schifffahrtsvereinigung PIANC hat seit 2008 die Working-with-Nature-Initiative ins Leben gerufen und unterstützt damit den Ansatz, in einem integrativen Planungsansatz natürliche Elemente und Prozesse einzubeziehen, um Win-win-Situationen für Schifffahrt und Natur zu generieren (Fuchs, 2014).

Das Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) sowie die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) des Bundes haben heute zum Ziel, die Bundeswasserstraßen nachhaltig weiter zu entwickeln und durch integrative Lösungen ökologische und verkehrliche Aspekte in Einklang zu bringen (BMVBS, 2010). Im Koalitionsvertrag der 18. Legislaturperiode wurde sich darauf verständigt, ein Bundesprogramm »Blaues Band« zur Förderung der Renaturierung von Fließgewässern und Auen zu etablieren. Fließgewässer in Deutschland, die als »Blaues Band« einen Biotopverbund von nationaler Bedeutung darstellen, bilden das Netz der Bundeswasserstraßen (siehe auch Infobox 8.3 »Blaues Band«).

Die Anwendung des Konzeptes der Ökosystemleistungen für Aufgaben der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung der Bundeswasserstraßen kann belegen, dass die Realisierung von ökologischen Zielen an Bundeswasserstraßen gesamtgesellschaftlich nutzbringend ist.

Dies sollen beispielhaft Ergebnisse eines Forschungsprojekts der BfG und der Georg-August-Universität Göttingen (Umwelt- und Ressourcenökonomik) verdeutlichen (Barkmann und Sauer, 2015). Das Projekt bewertet ein Spektrum unterschiedlicher Ufergestaltungen, die von technisch gesichert bis »naturnah« reichen, u. a. aus der Perspektive kultureller Ökosystemleistungen. Für das Elbeästuar wurde 2011 gemeinsam von Vertretern der angrenzenden Länder und des Bundes ein Integrierter Bewirtschaftungsplan (IBP) erarbeitet (Arbeitsgruppe Elbeästuar, 2012). In diesem ist die Forderung nach mehr naturnahen Ufern festgehalten.

45 % der Ufer zwischen dem Wehr Geesthacht und der Elbemündung sind technisch verbaut. Weitere 13 % sind zwar verbaut, aber zumindest teilweise von Pflanzen überwachsen. 42 % der Ufer der Tideelbe sind in einem unverbauten Zustand.

Naturnahe Ufer haben im Gegensatz zu technisch gesicherten Ufern eine höhere natürlich geprägte Uferdynamik und Biotopzonierung, von der Arten wie Blaukehlchen (*Luscinia svecica*), Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) oder Stint (*Osmerus eperlanus*) profitieren können. Über leitfadengestützte Interviews mit Einwohner/innen sowie Verbands- und Behördenvertreter/innen aus der Region wurde intensiv »lokales Wissen« erhoben, um die Relevanz und Verständlichkeit einer nachfolgenden repräsentativen Umfrage sicherzustellen. Unter anderem mussten die Wirkungen von wasserbauliche Veränderungen in die Sprache und Vorstellungswelt von wasserbaulichen und ökologischen Laien »übersetzt« werden (Barkmann et al., 2008).

Die sozialwissenschaftliche Arbeit fokussierte auf vier Bereiche:

- Unterlassen von Maßnahmen, Zulassen von freier Entwicklung / Sukzession;
- das Landschaftsbild direkt am Ufer: Für Spaziergänger / innen, Radfahrer / innen und Anwohner/innen ist die »freie Sicht« auf die Elbe von großer ästhetischer Bedeutung. Hat aber der Unterschied zwischen Steinschüttungen oder einem naturnahen Ufer mit niedriger Vegetation auch Unterschiede in der Wertschätzung zur Folge?;
- der Artenschutz: Gefragt wurde hier, welche im Bereich der Tideelbe vorkommenden Arten bekannt sind und für besonders schützenswert gehalten werden. Auf dieser Grundlage wurden ausgewählt: Blaukehlchen, Schierlings-Wasserfenchel und Stint als Repräsentanten wichtiger Lebensräume und Organismengruppen;
- Wiederherstellung naturnaher Uferstrukturen als ein wesentlicher Maßnahmenvorschlag des IBP Elbeästuar.

Für Uferabschnitte, die für Erholung und Freizeit eine Rolle spielen, werden sowohl sichtbare Steinschüttungen wie auch stark »naturnahe« Ufer, die die Sicht und / oder den Zugang einschränken, abgelehnt. Für Freizeit und Erholung nutzbare naturnahe Ufer finden gegenüber mit Steinschüttungen gesicherten Ufern eine Wertschätzung in Höhe von durchschnittlich knapp 15 € / Haushalt und Jahr.

Für eine Stabilisierung des Zustandes der Bestände an Blaukehlchen, Stint und Wasserfenchel konnte eine Zahlungsbereitschaft von etwa 17 € / Haushalt und Jahr ermittelt werden. Für eine weitere Verbesserung des Zustandes kommt rechnerisch noch einmal der gleiche Betrag hinzu. Es ist davon auszugehen, dass mit einem solchen Betrag ein erheblicher Teil der gesamten Zahlungsbereitschaft für zusätzlichen Artenschutz an der Tideelbe ausgeschöpft würde. Eine Ausweitung der Eigendynamik der Flussufer wird von den Befragten sowohl auf 33 km wie auf 66 km Uferlänge befürwortet. Die errechnete durchschnittliche Zahlungsbereitschaft nimmt jedoch von ca. 11 € auf gut 7 € / Haushalt und Jahr ab.

Wird für eine Nutzen-Kosten-Analyse von einem hypothetischen Uferrückbau von 33 km während eines Zeitraums von 30 Jahren ausgegangen, ergibt sich eine Zahlungsbereitschaft von knapp 9 Mio. €/km Rückbau. Dieser Betrag ergibt sich unter den zurückhaltenden Annahmen, dass nur eine Person pro Haushalt und nur 1 / 3 der etwa 700.000 Haushalte im Projektgebiet über 30 Jahre zahlungsbereit sind (vgl. Metastudie Little und Berrens, 2004).

Vorausgesetzt wird weiterhin, dass parallel zum Rückbau deutliche Erfolge im Artenschutz erzielt werden und in erheblichem Umfang das Uferbild an Orten für Freizeit und Erholung naturnäher gestaltet wird. Von den 9 Mio. € / km müssten der Rückbau selbst, begleitende Artenschutzmaßnahmen, ggf. erforderliche Zusatzmaßnahmen zur Ufersicherung und -unterhaltung, Änderungen der Zugangsinfrastruktur zum Ufer sowie Grunderwerb bzw. vertragliche Ausgleichsmaßnahmen für die 30 Jahre abgedeckt werden. Da Bau- und Unterhaltungskosten vieler Uferbefestigungen nicht genau vorab bestimmbar sind, bislang wenig Erfahrungen mit dem Uferrückbau vorliegen und die hydromorphologische wie die ökologische Entwicklung nur unzureichend genau vorhergesagt werden kann, ist abschließend nicht zu beurteilen, ob die Kosten im Durchschnitt tatsächlich unter dem ermittelten ökonomischen Wert der betrachteten Ökosystemleistungen von 8 – 9 Mio. € / km liegen. Beispielrechnungen für kleinräumige Rückbaumaßnahmen (200 – 300 m) kommen auf Kosten von 2,5 – 3 Mio. € / km. Sollten sich diese Werte auch für ein umfangreiches Rückbauprogramm bestätigen, stünden Investitionen von ca. 53 Mio. € ein gesellschaftlicher Wertzuwachs von über etwa 72 Mio. € gegenüber (Gegenwartswerte bei 4 % p. a. Diskontierung; geringere Diskontierungssätze führen zu günstigeren Ergebnissen für ein Rückbauprogramm).

8.8 FAZIT

Die meisten Flusslandschaften werden in Deutschland seit Jahrhunderten intensiv genutzt und infolge dessen wurden viele von ihnen auch weitgehend verändert. Die Wasserkraftnutzung, die Nutzung von Flüssen als Schifffahrtsstraßen oder Entwässerung von Feuchtstandorten zur landwirtschaftlichen Nutzung brachten es mit sich, dass Gewässer verbaut, eingefasst, begradigt und ausgebaggert wurden. Ehemalige Auenbereiche gingen gerade in den letzten Jahrhunderten durch Ausdeichung, intensive landwirtschaftliche Nutzungen und Siedlungsentwicklung als Retentionsraum und Lebensraum für auentypische Arten verloren.

Andere Gewässernutzungen, bei denen sich die Gewässer in einem möglichst naturnahen Zustand befinden sollten, haben ebenfalls zugenommen. Beispiele hierfür sind Tourismus und Wassersport. Die Gewässerökosysteme erbringen dort ohne wesentliches menschliches Zutun ihre Leistungen. Zudem dienen sie als Lebensräume für heimische und neu einwandernde Tier- und Pflanzenarten und tragen in erheblichem Umfang zur Reinigungsleistung bei.

Gewässernutzungen, die zwingend eine menschliche Überprägung der Ökosysteme erfordern und daher im eigentlichen Sinne keine Ökosystemleistungen sind, stehen typischerweise in Konkurrenz mit den Leistungen, die nur von naturnahen Ökosystemen erbracht werden. Die Abwägung, welcher Nutzung der Vorzug zu geben ist, ob naturnahe oder -ferne Gewässer gewünscht sind und welche Kompromisslösungen möglich sind, erfordert eine sorgfältige Betrachtung und fundierte Kenntnisse der naturwissenschaftlichen und ökonomischen Zusammenhänge. Wesentliche Argumente für eine derartige Abwägung finden sich in den Zielen der EU-Umweltpolitik, bspw. der WRRL, FFH-Richtlinie, UVP-Richtlinie, der Hochwasser-Risikomanagementrichtlinie, aber auch in der Regional-, Bauleit- und Landschaftsplanung (siehe dazu auch Kapitel 10 dieses Berichts).

Mit dem Konzept der Ökosystemleistungen eröffnet sich die Möglichkeit, weitere, insbesondere ökonomische Aspekte mit in die künftigen Entscheidungsprozesse einzubeziehen, um die vielfältigen direkten und indirekten, oft jedoch schwer erkennbaren Leistungen der Natur angemessen zu berücksichtigen. Ein erster Schritt ist dabei das Erkennen von Gewässerökosystemleistungen. Die Quantifizierung bzw. Inwertsetzung dieser Leistungen oder gar deren Monetarisierung ist trotz wissenschaftlichem Erkenntnisgewinns in zahlreichen Fallbeispielen nach wie vor eine Herausforderung für Forschung und Praxis. Fest steht, dass die Ökosystemleistungen der Fließgewässer für die Gesellschaft mit einem erheblichen Mehrfachnutzen verbunden sind. Wie in diesem Kapitel beispielhaft dargelegt, betrifft dies u. a. das Nährstoffrückhalte- und Selbstreinigungsvermögen, den Erhalt der Biodiversität oder die Erholungsfunktion. Um das Konzept bei künftigen Entscheidungsprozessen zu berücksichtigen, ist eine Monetarisierung aller Leistungen nicht unbedingt erforderlich. Angesichts des naturfernen Zustandes der meisten Gewässerökosysteme in Deutschland besteht ein hoher Renaturierungsbedarf, allein schon, um den gesetzlichen Auftrag eines guten Gewässerzustandes zu erreichen.

Um das Potenzial naturnaher Gewässerökosysteme nutzen zu können, ist ein Politikwandel in Richtung der Integration bisher getrennt betriebener Sektorpolitiken (Klima-, Landwirtschafts-, Naturschutz- und Gewässerpolitik) unabdingbar. Gerade hier werden zahlreiche Synergien, aber auch Trade-offs und Interessenskonflikte zwischen Gewässermanagement, Landwirtschaft, Naturschutz, Freizeit oder auch dem Hochwasserschutz, deutlich. Die Erfassung von Ökosystemleistungen kann mit dazu beitragen, bei Planungsentscheidungen künftig neben den bereits vorgeschriebenen Schutzgütern auch solche Leistungen der Gewässer, die bislang nicht berücksichtigt wurden, mit in die Entscheidungsfindung einzubeziehen.

LITERATUR

ABERG, E.U., TAPSELL, S., 2013. Revisiting the River Skerne: The long-term social benefits of river rehabilitation. Landscape and Urban Planning, 113: 94–103.

ARLINGHAUS, R., 2004. Angelfischerei in Deutschland – eine soziale und ökonomische Analyse. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Berichte des IGB 18/2004, Berlin.

ARBEISTGRUPPE ELBÄSTUAR, 2012. Integrierter Bewirtschaftungsplan Elbeästuar. Freie und Hansestadt Hamburg – Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Land Niedersachsen – Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten und Naturschutz, Land Schleswig-Holstein Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord und Hamburg Port Authority. Download: 30.11.2015 (http://www.natura2000-unterelbe.de/plan-Der-Gesamtplan.php).

AVRAMOV, M., SCHMIDT, S.I., GRIEBLER, C., HAHN, H.J., BERKHOFF, S., 2010. Dienstleistungen der Grundwasserökosysteme. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 3 (2): 74–81.

BAPTIST, M.J., HAASNOOT, M., CORNELISSEN, P., ICKE, J., VAN DER WEDDEN, G., VRIEND, H.J., GUGIC, G., 2006. Flood detention, nature development and water quality along the lowland river Sava, Croatia. Hydrobiologia 565: 243–257.

BARKMANN, J., GLENK, K., KEIL, A., LEEMHUIS, C., DIETRICH, N., GEROLD, G., MARGGRAF, R., 2008. Confronting unfamiliarity with ecosystem functions: The case for an ecosystem service approach to environmental valuation with stated preference methods. Ecological Economics 65:48–62.

BARKMANN J., SAUER, M. (UNVERÖFFENTLICHT). ElbService: Teilprojekt EcoBank. Abschlussbericht. Ein Kooperationsvorhaben in Zusammenarbeit mit und im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

BIELING, C., PLIENINGER, T., 2013. Recording Manifestations of Cultural Ecosystem Services in the Landscape. Landscape Research 38: 649–667.

BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.), 2014. BfN-Kernforderungen Wasserkraft. Stand: 17.03.2014. Download 30.11.02015 (https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/erneuerbareenergien/Strategie_Positionspapiere/Kernforderungen_BfN_WKA_17mrz14.pdf).

BFG – BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE, 2009. Möglichkeiten zur Verbesserung des ökologischen Zustands von Bundeswasserstraßen. Fallbeispielsammlung. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Mitteilungen Nr.28, Koblenz.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2010. Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, Berlin.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (HRSG.), 2010C. Potentialermittlung für den Ausbau der Wasserkraftnutzung in Deutschland als Grundlage für die Entwicklung einer geeigneten Ausbaustrategie. Schlussbericht. Bearbeitung: Ingenieurbüro Floecksmühle; IHS Stuttgart; Hydrotec, Fichtner, Aachen. Download: 09.01.2014 (http://www.erneuerbare-energien.de/fileadmin/ee-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ potential_wasserkraft _lang_ bf.pdf).

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2011. Statistik Trinkwasserversorgung – Wasserdargebot und Wassernutzung in Deutschland. Download 30.11.2015 (http://www.bmub.bund.de/detailansicht/artikel/statistik-trinkwasserversorgung/).

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2013. Die Wasserrahmenrichtlinie. Eine Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme 2012.

BMUB – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT, 2014. Stellenwert der Wasserkraft in der Energieerzeugung. Download 10.01.2013 (http://www.erneuerbare-energien.de/die-themen/wasserkraft/kurzinfo/).

BMU / BFN – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT UND BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2009. Auenzustandsbericht. Flussauen in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Naturschutz. Download 30.11.2015 (http://www.bfn.de/0324_auenzustandsbericht.html).

BMUB / BFN – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT UND BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.), 2015. Den Flüssen mehr Raum geben. Renaturierung von Auen in Deutschland. Download 01.12.2015 (http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Pools/Broschueren/auen_in_deutschland_bf.pdf).

BMUB / BFN – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT UND BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.), 2014. Naturbewusstsein 2013 – Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt, Berlin.

BMVBS – BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU UND STADTENTWICKLUNG, 2010. Rahmenkonzept Unterhaltung – Verkehrliche und wasserwirtschaftliche Unterhaltung der Bundeswasserstraßen, Bonn.

BMVI – BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR UND DIGITALE INFRASTRUKTUR, 2011A. Forschung für eine umweltschonende, zuverlässige und bezahlbare Energieversorgung. Das 6. Energieforschungsprogramm der Bundesregierung. Download 06.01.2014 (http://www.bmbf.de/pubRD/6-energieforschungsprogramm-der-bundesregierung.pdf),

BMVI – BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR UND DIGITALE INFRASTRUKTUR, 2011B. Wassertourismus in Deutschland. Praxisleitfaden für wassertouristische Unternehmen, Kommunen und Vereine. Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie, Berlin.

BMVI – BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR UND DIGITALE INFRASTRUKTUR, 2014. Erneuerbare Energien im Jahr 2013. Erste vorläufige Daten zur Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland auf der Grundlage der Angaben der Arbeitsgruppe Erneuerbare-Energien-Statistik [AGEE-Stat]. Bericht. Download 17.09.2014 (http://www.bmwi.de/BMWi/Redaktion/PDF/A/agee-stat-bericht-ee-2013,property=pdf,bereich=bmwi2012,sprache=de,rwb=true.pdf).

BMVI – BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR UND DIGITALE INFRASTRUKTUR, 2016. Bundesverkehrswegeplan 2030 – Entwurf März 2016. Download, 23.05.2016 (https://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Anlage/VerkehrUndMobilitaet/BVWP/bvwp-2030-gesamtplan.pdf?__blob=publicationFile).

BEE – BUNDESVERBAND ERNEUERBARE ENERGIEN E.V., 2009. Stromversorgung 2020. Wege in eine moderne Energiewirtschaft. Strom-Ausbauprognose der Erneuerbare Energien Branche, Berlin. Download 13.11.2015 (http://www.unendlich-viel-energie.de/media/file/202.Branchenprognose2020_Langfassung.pdf).

BORN, W., MEYER, V., SCHOLZ, M., KASPERIDUS, H.D., SCHULZ-ZUNKEL, C., HANS-JÜRGENS, B., 2012. Ökonomische Bewertung Ökosystemfunktionen von Flussauen. In: Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H.D., Born, W., Henle, K., Ökosystemfunktionen von Flussauen – Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 147–168.

BRÄUER, I., 2002. Artenschutz aus volkswirtschaftlicher Sicht – Eine Nutzen-Kosten-Analyse als Entscheidungshilfe. Hochschulschriften Band 76. Metropolis, Marburg.

BROUWER, R., VAN EK, R., 2004. Integrated ecological, economic and social impact assessment of alternative flood control policies in the Netherlands. Ecological Economics 50 (1–2): 1–21.

BRUNOTTE, E., DISTER, E., GÜNTHER-DIRINGER, D., KOENZEN, U., MEHL, D., 2009. Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Schriftenreihe Naturschutz und biologische Vielfalt 87. Landwirtschaftsverlag, Münster.

BUCHS, A. K., CORTEKAR, J., 2013. Ökonomische Analyse der Umwelt- und Ressourcenkosten gemäß Art. 9 WRRL. Wasser und Abfall 3: 14–18.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R. V., PARUELO, J., RASKIN, R. G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387(6630): 253–260.

DEFFNER, J., BIRZLE-HARDER, B., HAASE, P. (IN VORBEREITUNG): Beyond the EU Water Framework Directive: Societal relevance of river restoration. To be submitted to ecology and society.

DEHNHARDT, A., 2002. Der ökonomische Wert der Elbauen als Nährstoffsenke: Die indirekte Bewertung ökologischer Leistungen. In: Dehnhardt, A.; Meyerhoff, J. (Hrsg.), Nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe. Nutzen und Kosten der Wiedergewinnung und Renaturierung von Überschwemmungsauen: 185–218. Vauk-Verlag, Kiel.

DEHNHARDT, A., SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHRÖDER, U., FUCHS, E., EICHHORN, A. UND RAST, G., (2015): Die Rolle von Auen und Fliessgewässern für den Klimaschutz und die Klimaanpassung In: Naturkapital Deutschland – TEEB DE: Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte. Hrsg. von Hartje, V., Wüstemann, H. und Bonn, A.. Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Berlin, Leipzig: 172–181.

DEUTSCHER BUNDESTAG, 2014. Auswirkungen von Wasserkraftanlagen mit bis zu 1 MW Leistung. Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Eva Bulling-Schröter, Ralph Lenkert, Dr. Kirsten Tackmann, Hubertus Zdebel und der Fraktion DIE LINKE. Drucksache 18/387, Berlin. Download 30.11.2015 (http://dipbt.bundestag.de/dip21/btd/18/003/1800387.pdf).

DISTER, E., 1985. Auenlebensräume und Retentionsfunktion. Laufener Seminarbeiträge 3: 74–90.

DOSSKEY, M.G., 2001. Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. Environmental Management 28(5): 577–598.

DUBGAARD, A., KALLENSOE, M. F, LADENBURG, J., PETERSEN, M.L., 2005. Cost-benefit analysis of river restoration in Denmark. In: R. Brouwer and D. Pearce (Hrsg.), Cost-Benefit Analysis and Water Resources Management: 124–150. Edward Elgar, Cheltenham.

DUMONT, U., KEUNEKE, R., 2011. Vorbereitung und Begleitung der Erstellung des Erfahrungsberichts 2011 gemäß § 65 EEG. Vorhaben IId Wasserkraft. Endbericht. Im Auftrag des BMU (Hrsg.). Downlaod 16.01.2013 (http://www.erneuerbare-energien.de/fileadmin/ee-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf /eeg_eb_2011_wasserkraft_bf.pdf).

DUMONT, U., ANDERER, P., SCHWEVERS, U., 2012. Methoden zur Untersuchung von Fischwanderungen und der Schädigung von Fischen an Wasserkraftstandorten. Texte 21/2012. Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau-Roßlau. Download 08.01.2014 (http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/methoden-zur-untersuchung-von-fischwanderungen).

EHLERT, T., NEUKIRCHEN, B., 2012. Zustand und Schutz der Flussauen in Deutschland. Natur und Landschaft 87 (4): 161–167.

ELLWANGER, G., FINCK, P., RIECKEN, U., SCHRÖDER, E., 2012. Gefährdungssituation von Lebensräumen und Arten der Gewässer und Auen in Deutschland. Natur und Landschaft 87 (4): 150–155.

EU-KOMMISSION, 2012. Mitteilung an das Europäische Parlament, den Rat den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Ein Blueprint für den Schutz der europäischen Wasserressourcen.

EU-KOMMISSION, 2013. Grüne Infrastruktur (GI) — Aufwertung des europäischen Naturkapitals. Mittteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. COM(2013) 249, 06.5.2013, Brüssel.

FELD, C.K., DE BELLO, F., DOLÉDEC, S., 2014. Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates. Freshwater Biology 59: 233–248.

FLURY, K., FRISCHKNECHT, R., ITTEN, R., 2012. Erkenntnisse aktueller Ökobilanzen zu Strom aus Wasserkraft. electrosuisse Bulletin 2: 33–36.

FUCHS, E., 2014. Erfahrungen mit der "Working-with-Nature" (WwN) Projektdatenbank und dem WwN Auszeichnungssystem. in: XXXIII. Internationaler Schifffahrtskongress, San Francisco, USA. 01.–05. Juni 2014. Deutsche Beiträge. Hrsg.: PIANC Deutschland, Bonn.

GAWEL, E., KÖCK, W., KERN, K., MÖCKEL, S., HOLLÄNDER, R., FÄLSCH, M., VÖLKNER, T., 2011. Weiterentwicklung von Abwasserabgabe und Wasserentnahmeentgelten zu einer umfassenden Wassernutzungsabgabe. Im Auftrag des Umweltbundesamtes (Hrsg). Download 08.01.2014 (http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4189.pdf).

GERRITSEN, A.L., HAASNOOT, M., HOFFMANN, C.C., KOTOWSKI, W., LEENEN, E.J.T.M., OKRUSZKO, T., PENNING, W.E., PIÓRKOWSKI, H., PLATTEEUW, M., QUERNER, E.P., SIEDLECKI, T., SWART, E.O.A.M., 2006. Directorate-General for Research Sustainable Development, Global Change and Ecosystems. European Commission report, How to use floodplains for flood risk.

GHERMANDI, A., VAN DEN BERGH, J.C.J.M., BRANDER, LUKE M., DE GROOT, H.L.F., NUNES, P.A.L.D., 2010. Values of natural and human-made wetlands. A meta-analysis. Water Resources Research 46 (12).

GARCIA-LINARES, C., MATINEZ-SANTOS, M., MARTINEZ-BILBAO, V., SÁNCHEZ-PÉREZ, J.M., ANTIGUEDAD, I., 2003. Wetland restoration and nitrate reduction: the example of the peri-urban wetland of Vitoria-Gasteiz (Basque Country, North Spain). Hydrology and Earth System Sciences 7 (1): 109–121.

GNF – GLOBAL NATURE FUND, 2013. Ökonomischer Wert von Seen und Feuchtgebieten. Studie des Global Nature Fund (GNF), Radolfzell.

GROSSMANN, M., HARTJE, V., MEYERHOFF, J,. 2010. Ökonomische Bewertung naturverträglicher Hochwasservorsorge an der Elbe. Naturschutz und Biologische Vielfalt 89. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

GROSSMANN, M., 2011. Impacts of boating trip limitations on the recreational value of the Spreewald wetland: a pooled revealed/contingent behaviour application of the travel cost method. Journal of Environmental Planning and Management, 54 (2): 211–226.

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.

HANLEY, N., BLACK, A.R., 2006. Cost-Benefit-Analysis and the Water Framework Directive in Scotland. Integrated Environmental Assessment and Management, 2 (2): 156–165.

HANSJÜRGENS, B., 2012. Was ist wichtig für die Naturschutzpraxis? Zusammenfassung in 13 Thesen. Kap. 3.2. In: Hansjürgens, B., Herkle, S., Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop II: Gewässer, Auen und Moore. BfN-Skripten 319: 96–102.

HÄRDTLE, W., REDECKER, B., ASSMANN, T., MEYER, H., 2006. Vegetation responses to environmental conditions in floodplain grasslands: prerequisites for preserving plant species diversity. Basic and Applied Ecology 7: 280–288.

HAUPT, H., LUDWIG, G., GRUTTKE, H., BINOT-HAFKE, M., OTTO, C., PAULY, A., 2009. Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (1).

HENLE, K., DZIOCK, F., FOECKLER, F., FOLLNER, K., SCHOLZ, M., STAB, S., HÜSING, V., HETTRICH, A., RINK, M., 2006. Study Design for Assessing Species Environment Relationships and Developing Indicator Systems for Ecological Changes in Floodplains – The Approach of the RIVA Project. In: Dziock, F., Foeckler, F., Scholz, M., Stab, S., Henle, K. (Hrsg.), Bioindication and functional response in floodplain systems – based on the results of the project RIVA. International Review of Hydrobiology 91 (4): 292–313.

HOISL, R., NOHL, W., ENGELHARDT, P., 2000. Naturbezogene Erholung und Landschaftsbild: Handbuch Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.). Landwirtschaftsverlag, Münster.

HUGHES, F.M.R., COLSTON, A., MOUNTFORD, J.O., 2005. Restoring Riparian Ecosystems: The Challenge of Accommodating Variability and Designing Restoration Trajectories. Ecology and Society 10 (1): 12.

ILG, C., DZIOCK, F., FOECKLER, F., FOLLNER, K., GERISCH, M., GLAESER J., RINK, A., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M., DEICHNER, O., HENLE, K., 2008. Long-term differential reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. Ecology 89: 2392–2398.

JUNKER, B., BUCHECKER, M., 2008. Aesthetic preferences versus ecological objectives in river restorations. Landscape and Urban Planning 85 (3–4): 141–154.

JÜRGING, P., PATT, H., 2005. Fließgewässer- und Auenentwicklung. Grundlagen und Erfahrungen. Springer, Heidelberg.

KOHLER, B., 2006. Externe Effekte der Laufwasserkraftnutzung. Dissertation. Universität Stuttgart. Download 09.01.2014 (http://www.naturschutzstandards-erneuerbarer-energien.de/images/literatur/ 2006_Kohler_Diss _exEffekte_LaufWKN[1].pdf).

LEYER, I., 2004. Effects of dykes on plant species composition in a large lowland river floodplain. River Research and Applications 20: 813–827.

LIENHOOP, N., MESSNER, F. 2009. The Economic Value of Allocating Water to Post-Mining Lakes in East Germany. Water Resources Management 23: 965–980.

LITTLE, J. BERRENS, R., 2004. Explaining Disparities between Actual and Hypothetical Stated Values: Further Investigation Using Meta-Analysis. Economics Bulletin 3 (6): 1–13.

LOOMIS, J., KENT, P., STRANGE, L., FAUSCH, K., COVICH, A., 2000. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. Ecological Economics 33 (1): 103–117.

LOHRSTRÄDTER, L., VOSSBECK, J., NIEMANN, A., TESCHLADE, D., HOFFMANN, A., LACKERMANN, J., KOENZEN, U., REUVERS, C., 2013. Ermittlung des erschließbaren Restpotenzials der Wasserkraft im Regierungsbezirk Arnsberg. Abschlussbericht. Im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg, Essen. Download 30.11.2015 (http://www.bezreg-arnsberg.nrw.de/themen/p/potenzialstudie_wasserkraft/studie_wasser.pdf).

LYSIAK-PASTSZAK, E., DRGAS, N., PIATKOWSKA, Z., 2004. Eutrophication in the Polish coastal zone: the past, present status and future scenarios. Marine Pollution Bulletin 49: 186–195.

MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005. Millennium Ecosystem Assessment – Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Technical report. Millennium Ecosystem Assessment, Washington, DC.

MEHL, D., SCHOLZ, M., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W., EHLERT, T., 2013. Analyse und Bewertung von Ökosystemfunktionen und -leistungen großer Flussauen. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 6 (9): 493–499.

MEYERHOFF, J., PETSCHOW, U., 1998. Umweltverträglichkeit kleiner Wasserkraftwerke – Zielkonflikte zwischen Klima- und Gewässerschutz. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 13/98. Umweltbundesamt, Berlin.

MEYERHOFF, J., DEHNHARDT, A., HARTJE, V., 2010. Take your swimsuit along: the value of improving urban bathing sites in the metropolitan area of Berlin. Journal of Environmental Planning and Management 53 (1): 107–124.

MEYERHOFF, J., 2013. Volkswirtschaftlicher Nutzen des Auenschutzes – Perspektiven der ökonomischen Bewertung. In: Felinks, B., Ehlert, T., Neukirchen, B. (Hrsg.), Perspektiven einer nachhaltigen Gewässer- und Auenentwicklung, BfN-Skripten 354, Bonn.

MEYERHOFF, J., BOERI, M., HARTJE, V., 2014. The value of water quality improvements in the region Berlin-Brandenburg as a function of distance and state residency. Water Resources and Economics 5: 49–66.

NAIMAN, R. J., DECAMPS, H., 1997. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. Annual Review of Ecology and Systematics 28: 621–658.

NAIMAN, R.J., BILBY, R.E., 1998. River Ecology and Management. Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion. Springer, New York.

NDS. MU – NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND KLIMASCHUTZ (HRSG.), 2013. Ökonomische Elemente der europäischen Gewässerschutzpolitik: Umsetzung und Herausforderungen in Niedersachsen. Download 08.01.2014 (www.umwelt.niedersachsen.de/download/80362).

NEUSCHULZ, F., PURBS, J., 2000. Rückverlegung von Hochwasserschutzdeichen zur Wiederherstellung von Überflutungsflächen. In: Friese, K., Witter, B., Mielich, G., Rode, M. (Hrsg.), Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Springer: 421–430.

NITROLIMIT – STICKSTOFFLIMITATION IN BINNENGEWÄSSERN, 2014. Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojekts NITROLIMIT I, Mai 2014. BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz (Hrsg.), Bad Saarow.

NOHL, W., 2010. Landschaftsästhetisches Erleben: Grundformen und ihre nachhaltige Wirkung. Stadt und Grün 59 (2): 29–36.

PFLÜGER, Y., RACKHAM, A., LARNED, S., 2010. The aesthetic value of river flows: An assessment of flow preferences for large and small rivers. Landscape and Urban Planning 95 (1–2): 68–78.

POSTHUMUS, H., ROUGUETTE, J.R., MORRIS, J., GOWING, D.J.G., HESS, T.M., 2010. A framework for the assessment of ecosystem goods and services; a case study on lowland floodplains in England. Ecological Economics 69: 1510–1523.

PRÖBSTL, U., PRUTSCH, A., 2009. Natura 2000 – Sport und Tourismus. Ein Leitfaden zur Anwendung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. Download 01.12.2015 (https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/natura2000/Dokumente/Leitfaden_Natura2000_Sport_und_Tourismus.pdf).

PRÖBSTL, U., 2010. Natura 2000, Sport und Tourismus in Europa. Herausforderungen, Optimierungspotenziale und beispielhafte Lösungen. Natur und Landschaft 85 (9/10): 402–407.

PUSCH, M., FIEBIG, D., BRETTAR, I., EISENMANN, H., ELLIS, B. K., KAPLAN, L. A., TRAUNSPURGER, W., 1998. The role of micro organisms in the ecological connectivity of running waters. Freshwater Biology 40(3): 453–495.

R2B ENERGY CONSULTING, 2012. Jahresprognose zur deutschlandweiten Stromerzeugung aus EEG-geförderten Kraftwerken für das Jahr 2013, Köln. Download 10.01.2014 (www.eeg-kwk.net/de/file/r2b_EEG_Prognose_ 2013_ 20121012.pdf).

RADREISEDATENBANK, 2007. Studie: Der Elberadweg – Beliebtester Radweg Deutschlands. Pressmitteilung. Download 01.12.2015 (http://www.openpr.de/drucken/148887/Studie-Der-Elberadweg-Beliebtester-Radweg-Deutschlands.html).

REICHMUTH, M., 2010. Erneuerbare Energien – Fortentwicklung und neue Technologien. In: Demuth, B., Heiland, S., Wojtkiewicz, W., Wiersbinski, N., Finck, P., Landschaften in Deutschland 2030 – Der große Wandel. Ergebnisse des Workshops vom 01. – 04.12.2009 an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm (INA) des BfN. BfN-Skripten 284, Bonn. Download 07.01.2014 (http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/images/service/skripten/Skript284.pdf).

RICHTER, S., VÖLKER, J., 2010. Die Wasserrahmenrichtlinie. Auf dem Weg zu guten Gewässern – Ergebnisse der Bewirtschaftungsplanung 2009 in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (Hrsg.).

RICHTER, S., VÖLKER, J., 2013. Die Wasserrahmenrichtlinie – Eine Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme 2012. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (Hrsg.). Download 08.06.2015 (http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/wasserrahmenrichtlinie_2012.pdf).

RIECKEN, U., FINCK, P., RATHS, U., SCHRÖDER, E., SSYMANK, A., 2010. Ursachen der Gefährdung von Biotoptypen in Deutschland. Natur und Landschaft 85 (5): 181–186.

ROBINSON, C.T., TOCKNER, K., WARD, J.V. 2002. The fauna of dynamic riverine landscapes. Freshwater Biology 47: 661–677.

RÖSSLING, H., GALL, B., LAACK, B., JESSEL, B. 2006. Beiträge zum Landschaftswassermanagement an der Havel zwischen Ketzin und Brandenburg. Teil 2 – Wasserstandsmanagement zur Umsetzung von Naturschutzzielen. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 15 (4): 108–115.

SCHÄFER, A., KOWATSCH, A., 2015. Gewässer und Auen – Nutzen für die Gesellschaft. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Bonn.

SCHOLZ, M., STAB, S., DZIOCK, F., HENLE, K., 2005. Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 4. Weißensee Verlag, Ökologie, Berlin.

SCHOLZ, M., DZIOCK, F., HENLE, K., STAB, S., FOECKLER, F., 2009. Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart.

SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W., HENLE, K., 2012. Ökosystemfunktionen von Flussauen – Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124.

SCHULZ-ZUNKEL, C., SCHOLZ, M., KASPERIDUS, H.D., KRÜGER, F., NATHO. S., VENOHR, M., 2012. Nährstoffrückhalt. In: Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H.D., Born, W., Henle, K., Ökosystemfunktionen von Flussauen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 48–72.

SOMMERWERK, N., 2006. Erholung und Tourismus. In: Rumm, P., von Keitz, S., Schmalholz, M. (Hrsg.), Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung. Erich Schmidt Verlag, Berlin: 321–341.

STABA – STATISTISCHES BUNDESAMT, 2013. Fachserie 19, Reihe 2.1.1 »Öffentliche Wasserversorgung 2010«. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.

TNS-EMNID, 2008. Flüsse und Flussgebiete – Ergebnisse einer Repräsentativbefragung unter der Bevölkerung der Bundesrepublik Deutschland. Studie im Auftrag des Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS), Berlin.

TOCKNER, K., STANFORD, J.A., 2002. Riverine floodplains: present state and future trends. Environmental Conservation 29: 308–330.

TOWNSEND, C.R., 1996. Concepts in river ecology: pattern and process in the catchment hierarchy. Archiv für Hydrobiologie Suppl. 113: 3–21.

TREPEL, M., 2009. Nährstoffrückhalt und Gewässerrenaturierung. Korrespondenz Wasserwirtschaft 2: 211–215.

TREPEL, M., 2010. Assessing the cost-effectiveness of the water purification function of wetlands for environmental planning. Ecological Complexity 7: 320–326.

TURNER, R.K., GEORGIOU, S., FISHER, B., 2008. Valuing Ecosystem Services: The Case of Multi-Functional Wetlands. Earthscan Publications Ltd, London.

UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2010. Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil I. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2012. Schätzung der Umweltkosten in den Bereichen Energie und Verkehr. Empfehlungen des Umweltbundesamtes, Dessau-Roßlau. Download 16.01.2014 (www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/.../hgp_umweltkosten.pdf).

UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2014. Wasserwirtschaft in Deutschland Teil 1: Grundlagen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (Hrsg.). Download 08.06.2015 (https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/wasserwirtschaft-in-deutschland-0)

VERHOEVEN, J.T.A., ARHEIMER, B., YIN, C., HEFTING, M.M. 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. Trends in Ecology und Evolution 21 (2): 96–103.

VON HAAREN, C., 2004. Landschaftsplanung. UTB. Eugen Ulmer, Stuttgart.

WARD, J.V., SCHIEMER, F., TOCKNER, K., 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. Regul. Rivers: Res. Mgmt 15: 125–139.

WÖBSE, H.H., 2002. Landschaftsästhetik: über das Wesen, die Bedeutung und den Umgang mit landschaftlicher Schönheit. Ulmer Verlag, Stuttgart.

WRRL – EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. In: Amtsblatt der EG Nr. L 327/1 vom 22.12.2000.

ABBILDUNG 8.12 ▸ Nordwestlicher Auenwald bei Leipzig. (Foto: André Künzelmann, UFZ)

9 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IN LÄNDLICHEN RÄUMEN IDENTIFIZIEREN UND BEWERTEN: FAZIT

KOORDINIERENDER AUTOR
HUBERT WIGGERING

AUTORINNEN UND AUTOREN
RALF DÖRING, PETER ELSASSER, HEIKE KAWALETZ, STEPHAN VON KEITZ, BETTINA MATZDORF

Die vorstehenden Kapitel haben aufgezeigt, wie wesentlich die Rolle der ländlichen Räume für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen ist, wie diese aber auch von den konkreten Formen des Landmanagements abhängen. Ökosystemleistungen werden – nach derzeitigem Stand der Diskussion – vor allem über den Naturverbrauch heutiger Produktionsformen und die Trade-off-Beziehungen zwischen der Produktion von handelbaren Gütern und anderen Ökosystemleistungen bewertet. Da das Ökosystemleistungskonzept gleichermaßen neben den aktuellen (Versorgungs-)Leistungen auch auf die Erhaltung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts abzielt (vgl. Kapitel 1 und 2 dieses Berichts), gilt es, in diesem Sinne adäquate Ansätze zur Bewertung wie auch zur Inwertsetzung für das Naturkapital insgesamt und die jeweiligen Ökosystemleistungen im Einzelnen zu finden.

Im Zusammenhang mit den Agrarlandschaften wird aufgezeigt (vgl. Kapitel 5), dass in der Landwirtschaft Ökosystemleistungen gezielt für die Produktion von marktfähigen landwirtschaftlichen Gütern genutzt werden. Damit wird deutlich, dass zwischen landwirtschaftlicher Produktion und der Bereitstellung von Ökosystemleistungen nicht per se ein Widerspruch besteht, sondern vielmehr auch etliche Synergien möglich sind. Ziel muss daher eine landwirtschaftliche Nutzung sein, die nachgefragte landwirtschaftliche Güter effizient produziert, dabei sämtliche Arten von Ökosystemleistungen optimal für die eigene Produktion nutzt, gleichzeitig aber auch Nachhaltigkeitsaspekte hinreichend berücksichtigt. Dies bedeutet nicht nur, negative Einflüsse auf gesellschaftlich nachgefragte Ökosystemleistungen sowie auf die Biodiversität so weit wie möglich zu vermeiden, sondern darüber hinaus auch, diese Güter aktiv bereitzustellen. Aufgrund der unterschiedlichen Standortpotenziale bedeutet dies in der Praxis, dass 1. ein entsprechend standortangepasstes landwirtschaftliches Management notwendig ist und 2. situationsbedingt entschieden werden muss, wer für die gegebenenfalls entstehenden Kosten für den Erhalt bzw. die positive Entwicklung von Ökosystemleistungen aufkommen muss.

Eine systematische Betrachtung der mit der Landwirtschaft in Verbindung stehenden Ökosystemleistungen inklusive einer offenen Diskussion um Verursacher von Schäden an Ökosystemleistungen aber auch der Nutznießer der Ökosystemleistungen könnte dazu beitragen, diese gesellschaftlichen Abwägungsprozesse transparenter zu gestalten und darauf aufbauend jeweils geeignete Instrumente zu entwickeln und anzuwenden. In diesem Zusammenhang sind insbesondere die bereits o. g. Trade-off-Beziehungen zwischen der Produktion von Agrargütern (einschließlich Energieerzeugung) und den davon betroffenen Ökosystemleistungen zu betrachten, die wiederum entscheidend abhängig von der jeweiligen Ausgestaltung der landwirtschaftlichen Produktion und den Standortbedingungen sind. Das Fazit ist, dass nur durch eine standortangepasste Bewirtschaftung die richtige Balance zwischen effizienter agrarischer Produktion und gleichzeitig weitestreichender Bereitstellung von Ökosystemleistungen gewährleistet werden kann.

Die Berücksichtigung der Ökosystemleistungen würde auch einen Beitrag zur Beantwortung der Frage nach der Übernahme der Kosten liefern, wenn die landwirtschaftliche Produktion zu Gunsten der Bereitstellung von Ökosystemleistungen eingeschränkt wird. Würden die besagten Trade-offs offen gelegt und gleichzeitig die Nutznießer der Ökosystemleistungen bekannt sein und im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) umfassend berücksichtigt, so wäre eine andere Ausgestaltung der Förderinstrumente im Bereich der landwirtschaftlichen Produktion zu erwarten. Das Ergebnis könnte den Weg weisen hin zur Etablierung einer qualitativ neuen »Agrarstrukturpolitik«, welche die zukünftige agrarische Produktion und die Bereitstellung von Ökosystemleistungen besser ausbalanciert. Zudem könnten die Leistungen der Landwirte bzw. Landnutzer etwa für den Erhalt und die Entwicklung von Biodiversität und der gesellschaftlich wertgeschätzten Kulturlandschaft mithilfe des Ökosystemleistungsansatzes systematischer in die gesellschaftliche Debatte eingebracht werden und damit am Ende helfen, Zahlungen im Agrarumweltbereich besser legitimieren zu können.

Hervorgehoben werden muss allerdings, dass die landwirtschaftliche Produktionsfläche nach wie vor von außen bedroht wird. Das Ziel der Bundesregierung, den sog. Flächenverbrauch auf 30 ha/Tag zu reduzieren, ist noch in weiter Ferne. Flächenumwandlungen zur Erweiterung von Siedlungen und Verkehrswegen treffen in Deutschland insbesondere die Landwirtschaftsfläche; dieser »Flächenverbrauch« geht per Saldo im Wesentlichen zu Lasten des Grünlands, kann aber auch auf den Ackerflächen zu weiteren Intensivierungen auf der verbleibenden Produktionsfläche führen, mit entsprechenden Beeinträchtigungen der auf diesen Flächen bereitgestellten Ökosystemleistungen. Zum Schutz dieser Leistungen ist es unumgänglich, diesen Flächenverbrauch zu reduzieren.

Im Zusammenhang mit der Waldwirtschaft wird deutlich (vgl. Kapitel 6), dass das oben beschriebene Spannungsverhältnis zwischen Produktion marktfähiger Güter einerseits

ABBILDUNG 9.1 ▸ In der Regel ist das Nebeneinander von Leistungen der einzelnen Ökosysteme im vorrangig landwirtschaftlich genutzten ländlichen Raum direkt greifbar. (Foto: Rainer Sturm, Pixelio)

und Bereitstellung von Ökosystemleistungen andererseits sich deutlich relativieren kann. So nimmt die Waldwirtschaft für sich in Anspruch, eine Landnutzungsform mit geringer Eingriffsintensität zu sein, mit der – bei Beachtung der hier traditionell etablierten Nachhaltigkeitsgrundsätze – vergleichsweise wenige Beeinträchtigungen der Natur einhergehen (messbar z. B. anhand der Entwicklung der Artenzahlen, die in den letzten 40 Jahren in sämtlichen anderen Landnutzungen deutlich zurückgegangen und allein in den Wäldern stabil geblieben sind; vgl. Kapitel 6.1). Gleichzeitig nutzen Wälder und Forstwirtschaft Ökosystemleistungen zur Bereitstellung etlicher gesellschaftlich nachgefragter öffentlicher Güter (dies gilt etwa für die Erholungsleistungen, für die Qualität des Landschaftsbilds, für Naturschutzleistungen oder für die Kohlenstoff-Senkenleistung des Waldes). Diese Leistungen werden größtenteils nicht vermarktet; ihr monetärer Wert liegt teilweise jedoch in ähnlichen Größenordnungen wie der Wert der Holzerzeugung (vgl. Kapitel 6.5). Auch hier spitzt sich die Diskussion um marktfähige und öffentliche, nicht-marktgängige Güter zu, immer mit der Feststellung, dass viele Ökosystemleistungen als Kuppelprodukte der Waldwirtschaft und Holzproduktion anfallen.

Auch in den Wäldern existieren Gefährdungen der Biodiversität und der damit verbundenen Ökosystemleistungen. Ein großer Teil dieser Gefährdungen geht auf äußere Faktoren zurück – etwa auf Immissionen von Schadstoffen aus der Landwirtschaft und dem Verkehrssektor, auf den Klimawandel, auf hohe Wildbestände, örtlich auch auf Änderungen des Grundwasserregimes. Veränderte wirtschaftliche Anreizbedingungen, wie z. B. eine ansteigende Nachfrage nach Bioenergie infolge der nationalen und europäischen Energie- und Klimapolitik, können darüber hinaus eine Intensivierung der forstlichen Bewirtschaftung mit entsprechenden unerwünschten Auswirkungen auf die von den Wäldern bereitgestellten Ökosystemleistungen zur Folge haben.

Bei den Küsten und Meeren (Nord- und Ostsee) gilt es voranzustellen (vgl. Kapitel 7), dass nur wenige Informationen zur Erfassung und Bewertung der durch sie bereitgestellten Ökosystemleistungen verfügbar sind, auch wenn zumindest der wirtschaftliche Nutzen von Fischereiwirtschaft, Tourismus oder neuerdings Energiewirtschaft unübersehbar ist. Allerdings werden Ansätze aus der Ökosystemtheorie herangezogen und auf die erwähnten Nutzungen bezogen, um aufzuzeigen, dass die Interdependenzen von Produktions- und Ökosystemleistungen hier unverkennbar sind. Die Konfliktpotenziale zwischen weiterer Intensivierung der Produktionen und Missachten der Ökosystemleistungen erweisen sich immer wieder als ernstzunehmende Beeinträchtigung eines zukunftsfähigen Tourismus. Auch die Fischereiwirtschaft kann sich dem nicht entziehen. In der Diskussion befindliche Lösungsansätze, die heutigen Produktionsformen stärker mit der Bereitstellung der Ökosystemleistungen abzustimmen,

sollten darauf abzielen, monetäre und nicht-monetäre Bewertungen mit ökosystemaren Konzepten zu verknüpfen und als systematische Gesamtbewertung in Meeresschutzstrategien zu integrieren.

In Hinblick auf Gewässer zeigt sich (vgl. Kapitel 8), dass die meisten Flusslandschaften in Deutschland bereits seit Jahrhunderten intensiv genutzt, viele von ihnen auch weitgehend verändert werden. Die Wasserkraft, Schifffahrt oder Entwässerung zur landwirtschaftlichen Nutzung bringen es mit sich, dass Gewässer verbaut, begradigt und ausgebaggert werden. Auen stehen in großen Teilen durch Ausdeichung, intensive landwirtschaftliche Nutzungen und Siedlungsentwicklung als Retentionsraum und Lebensraum für auentypische Arten nicht mehr zur Verfügung, sodass manche Regulationsleistungen, wie etwa der Hochwasserschutz oder die günstige Beeinflussung des Mikroklimas, nicht mehr erbracht werden können.

Andere Nutzungen von Gewässern, bei denen es darauf ankommt, dass aquatische Ökosysteme sich in einem möglichst naturnahen Zustand befinden, erbringen erhebliche, bisher weitgehend unbeachtete Ökosystemleistungen. Beispiel hierfür ist die enorme Reinigungsleistung von Auen und naturnahen Gewässern. Gewässernutzungen, die zwingend eine menschliche Überprägung der Ökosysteme erfordern, stehen typischerweise in Konkurrenz mit den Leistungen, die von naturnahen Ökosystemen erbracht werden. Welcher Nutzung der Vorzug zu geben ist, ob naturnahe oder -ferne Gewässer, erfordert auch hier eine sorgfältige Abwägung. Zur Bewertung ihrer Nachhaltigkeit sind die Europäische Wasserrahmenrichtlinie, Flora-Fauna-Habitat- und Hochwasserrichtlinie sowie die Regional-, Bauleit- und Landschaftsplanung heranzuziehen. Mit dem Konzept der Ökosystemleistungen ist die Hoffnung verbunden, dass in den politischen Entscheidungsprozessen auch bisher nicht inwertgesetzte, oft schwer erkennbare Leistungen der Gewässer in angemessener Weise Berücksichtigung finden. Diese Inwertsetzung der Leistungen von Gewässerökosystemen ist auch deshalb erforderlich, um sie in Planungsentscheidungen ausreichend mit zu berücksichtigen. Neben den bisher bekannten Nutzungen wie die Wasserkraft oder Schifffahrt, sind zudem weitere Leistungen, wie etwa kulturelle und Erholungsleistungen, künftig mit in die Entscheidungsfindung einzubeziehen. Angesichts des naturfernen Zustandes der meisten Gewässerökosysteme in Deutschland besteht insbesondere ein hoher Bedarf an Renaturierung von Fließgewässern und Auen. Gerade hier werden zahlreiche Synergien zwischen Gewässermanagement, Naturschutz, Freizeit oder auch dem Hochwasserschutz und den damit verbundenen Leistungen deutlich. Für die Gesellschaft sind die Ökosystemleistungen der Fließgewässer- und Auenökosysteme mit einem erheblichen Mehrfachnutzen verbunden. Neben den Leistungen im Hinblick auf den Erhalt der biologischen Vielfalt, das Nährstoffrückhaltevermögen oder den Hochwasserschutz sind es auch die Erholungsfunktion oder die Klimaschutz- und Klimaanpassungsleistung, die einen wesentlichen Bestandteil des Gesamtwertes von Flusslandschaften ausmachen. Um dieses Potenzial nutzen und ausbauen zu können, ist ein Politikwandel in Richtung der Integration bisher getrennt betriebener Sektorpolitiken (Landwirtschafts-, Klima-, Naturschutz- und Gewässerpolitik) unabdingbar.

Grundsätzlich wird mit den Ausführungen beispielhaft der derzeitige Stand zur Erfassung, Bewertung und Honorierung von Ökosystemleistungen im Bereich der Agrarlandschaften, Wälder, Küsten und Meere (Nord- und Ostsee) sowie von Gewässern und Auen als wesentliche Kompartimente der ländlichen Räume aufgezeigt. Dabei können insbesondere Trade-offs zwischen produktiven Nutzungen (auf Basis von durch die Natur bereitgestellten Versorgungsleistungen) und regulierenden, kulturellen und unterstützenden Ökosystemleistungen aufgezeigt werden. Dies kann nur auf der Grundlage der derzeit verfügbaren Daten und Bewertungsansätze erfolgen, zeigt aber auch gleichzeitig, dass zukünftige Monitoringsysteme gezielt auf solche wesentliche Erhebungen abzustellen sind und die Bewertungs- und Inwertsetzungsansätze, die aus den Diskussionen in der Ökosystemtheorie u. ä. in der Entwicklung sind, für das weitere Vorgehen herangezogen werden müssen.

Bereits auf Grundlage der vorliegenden Daten wird aufgezeigt, dass ländliche Räume zusätzlich zur Erzeugung landwirtschaftlicher Güter in erheblichem Umfang weitere Ökosystemleistungen erbringen, die mittlerweile eine hohe gesellschaftliche Wertschätzung erfahren. Die Nachfrage nach Ökosystemleistungen nimmt weiter zu. Die dafür notwendige Ressource Land ist jedoch nicht einfach vermehrbar, sodass bzgl. der verschiedenen Nutzungsansprüche sich die Debatte um ihre Verteilung verschärfen wird. Während also das Konzept der Ökosystemleistungen bzgl. der verschiedenen Nutzungsansprüche und der Trade-offs mit den hier ausgeführten Beispielen noch weiter expliziert wird, müssen die Systeme zur Bewertung und Abwägung weiter verbessert und veränderte Bewirtschaftungsmethoden entwickelt werden, um bislang vergessene Aspekte und Langfristfolgen einzubeziehen.

TEIL 3

ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IN WERT SETZEN: NATURKAPITAL IN ENTSCHEIDUNGEN INTEGRIEREN

KAPITEL 10 – 12

10 STAND UND POTENZIALE DER INTEGRATION DES ÖKOSYSTEMLEISTUNGSKONZEPTES IN BESTEHENDE PLANUNGS-, REGELUNGS- UND ANREIZMECHANISMEN

KOORDINIERENDE AUTORINNEN UND AUTOREN
JOHANN KÖPPEL, MARIANNA SIEGMUND-SCHULTZE

AUTORINNEN UND AUTOREN
CHRISTIAN ALBERT, RENATE BÜRGER-ARNDT, MARIELE EVERS, CHRISTIAN FISCHER, JAN FREESE, CAROLIN GALLER, CHRISTINA VON HAAREN, ECKHARD JEDICKE, HUBERT JOB, ANDREAS KANNEN, SEBASTIAN KRÄTZIG, FRANZISKA LICHTER, MELANIE MEWES, STEFAN MÖCKEL, HEINRICH RECK, JESSICA REISERT, WOLFGANG WENDE, MANUEL WOLTERING

GUTACHTER
HOLGER GERDES, KLAUS GLENK, KARSTEN GRUNEWALD, STEFAN HEILAND, THOMAS HORLITZ, SIMON KARRER, STEPHAN PAULEIT, WERNER ROLF, FRANK SCHOLLES, PETER TORKLER UND EIN WEITERER ANONYMER GUTACHTER

10.1 Einleitung – Stand und Entwicklungsmöglichkeiten staatlicher Instrumente durch Anwendung des Ökosystemleistungskonzeptes 247
10.2 Großschutzgebiete 250
10.2.1 Schutzgebiete als ordnungsrechtliche Maßnahme 250
10.2.2 Großschutzgebiets-Typen in Deutschland 250
10.2.3 Kosten und Nutzen von Großschutzgebieten 253
10.2.4 Tourismus in Großschutzgebieten: Effekte der deutschen Nationalpark- und Biosphärenreservatsregionen 255
10.3 Regionale und kommunale Landschaftsplanung 258
10.4 Verkehrsplanung 261
10.5 Grüne Infrastruktur 262
10.5.1 Was ist »Grüne Infrastruktur«? 262
10.5.2 Die gesellschaftliche Bedeutung von Grüner Infrastruktur 263
10.5.3 Die vordringlichste Planungsaufgabe: ein Gesamtkonzept »Grüne Infrastruktur« 264

10.6 Allgemeinverbindliche Mindeststandards für die Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft im Ordnungsrecht zur Sicherstellung einer nachhaltigen Nutzung von Ökosystemleistungen 266
10.7 Agrarumweltmaßnahmen als Instrument der Agrarpolitik 270
10.8 Forstinstrumente 277
10.9 Wasserwirtschaftliche Planung, maritime Raumordnungsplanung 287
10.9.1. Instrumente der Wasserwirtschaft: Wasserrahmenrichtlinie und Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie 287
10.9.2. Maritime Raumordnungsplanung 292
10.10 Umweltverträglichkeitsprüfung und Strategische Umweltprüfung 294
10.11 Eingriffsregelung 297
Literatur 298

KERNAUSSAGEN

Der Mehrwert des Ökosystemleistungskonzeptes gegenüber den existierenden Instrumenten besteht in

- dem Ansprechen eines ganzen Bündels von Ökosystemleistungen gegenüber nur einzelner zu schützender Funktionen, was dazu führen kann, weitere positive wie auch negative Effekte zu identifizieren,
- der systematischen Anwendung der Ökosystemleistungsklassifizierung, welche dazu beitragen kann, unbeachtete Ökosystemleistungen wahrzunehmen und wertzuschätzen,
- einer funktionsräumlichen Ansprache von Ökosystemleistungen, welche hilft, Maßnahmen nicht zu kleinräumig zu gestalten, sowie Ökosystemleistungen auf der ihnen angemessenen Ebene anzusprechen,
- der expliziten Gesamtbetrachtung von ökologischem, privatwirtschaftlichem und gesellschaftlichem Nutzen – ein Punkt, welcher die Notwendigkeit aktiver Partizipation der entsprechenden Stakeholder besonders betont, und
- der Unterstützung der gesellschaftlichen Kommunikation von Maßnahmen zur Unterschutzstellung, Planung, Vorsorge und Gefahrenabwehr, insbesondere wenn sich das Ökosystemleistungskonzept gesellschaftlich weiter etabliert und damit auch begriffliche Barrieren überwinden hilft.

Das Ökosystemleistungskonzept hat jedoch auch Schwachpunkte und diese müssen beachtet und, wo möglich, vermieden werden. Die Beweisführung für kausale Wirkungen von Maßnahmen auf Ökosystemleistungen ist, insbesondere in kürzeren Zeiträumen, nur schwer zu realisieren. Der Anspruch, verschiedenste Ökosystemleistungen gleichzeitig zu berücksichtigen, ist sinnvoll, dieses bislang jedoch auch aufwändig. Ein einfacher, aber ausreichender Leitfaden zur vergleichbaren Bewertung von Ökosystemleistungen fehlt bislang als Grundlage für Planungsprozesse.

10.1 EINLEITUNG – STAND UND ENTWICKLUNGSMÖGLICHKEITEN STAATLICHER INSTRUMENTE DURCH ANWENDUNG DES ÖKOSYSTEMLEISTUNGSKONZEPTES

Mit dem Konzept der Ökosystemleistungen wird ein wichtiges, aber kein ganz neues Kapitel der Inanspruchnahme und Inwertsetzung ökosystemarer Funktionen und Leistungen in Deutschland aufgeschlagen. In diesem Abschnitt gehen wir darauf ein, inwiefern dies bereits in systematischer Weise durch staatliche Vorsorge-, Planungs- und Prüfstandards geschieht und wo die Anwendung des Ökosystemleistungskonzeptes einen Mehrwert darstellen kann. Inwiefern sich durch unternehmerisches Handeln die Optionen des Ökosystemleistungskonzeptes in der Gesellschaft implementieren lassen, wird in Kapitel 11 ausgeführt. Wahrscheinlich werden erst aus dem Zusammenspiel von staatlichen Impulsen zur Vorsorge- und Folgenbewältigung sowie

von privater Initiative die Optionen dieses Konzeptes in aller Breite zum Tragen kommen. In weiten Bereichen spielen insbesondere intermediäre Akteure eine wichtige Rolle für ökosystemleistungsrelevante Entscheidungen. So sind es häufig staatliche Akteure, die wichtige Investitionsentscheidungen auslösen, wie etwa in der Verkehrswegeplanung. Privatwirtschaftliche Akteure, wie etwa Landwirte, integrieren aufgrund der Fördermechanismen der europäischen Agrarpolitik privatwirtschaftliche mit öffentlichen Entscheidungen, denn europäische und nationale Agrarpolitiken setzen neben dem Ordnungsrecht auch sehr stark auf Beihilfen. Insgesamt finanzieren die europäischen bzw. deutschen Steuerzahler die deutschen Landwirte bzw. Eigentümer oder Pächter von landwirtschaftlichen Flächen in Deutschland derzeit mit jährlich mehr als 7 Mrd. €, wovon allein 5,4 Mrd. € auf die europäischen Direktzahlungen entfallen (Bundesregierung, 2011).

Es stellt sich die Frage nach der Verantwortung für den Erhalt bzw. die Wiederherstellung natürlicher oder semi-natürlicher Ökosystemfunktionen. Erforderlich ist eine Abgrenzung zwischen der Verursacherverantwortung, etwa des einzelnen Land-, Forst- und Fischereiwirts, und der Verantwortung der Gesellschaft für das Allgemeinwohl einschließlich öffentlicher Umweltbelange und -güter (Scheele, 2010). Instrumente wie das Ordnungs- und Planungsrecht, aber auch Steuern und Abgaben sowie bescheinigende oder handelbare Zertifikate, adressieren Verursacherverantwortung, indem sie z. B. mittels Ge- und Verboten den Einzelnen in die Pflicht nehmen oder ihn mittels Steuern und Abgaben an den finanziellen Kosten beteiligen (Kloepfer, 2004; Kluth und Smeddinck, 2013). Entsprechende Einzelinstrumente sind z. B. die Landschaftsplanung (Kapitel 10.3), Schutzgebiete (Kapitel 10.2), die Eingriffsregelung (Kapitel 10.11) oder Umweltverträglichkeitsprüfung (Kapitel 10.10). Demgegenüber verwirklichen Beihilfen und Subventionen das Gemeinlastprinzip, da hier Einzelne durch die Allgemeinheit unterstützt, gefördert bzw. honoriert werden (Kloepfer, 2004). Hinsichtlich der Ökosystemleistungen sind dies v. a. geförderte Agrarumweltmaßnahmen (siehe Kapitel 10.7). Der regelungstechnische Vorteil von ordnungs- und planungsrechtlichen Anforderungen gegenüber Beihilfen besteht in der Verbindlichkeit für alle Adressaten; das Ordnungsrecht eignet sich deshalb gut für allgemeine verbindliche Mindeststandards (Kapitel 10.6).

Die einzelnen in diesem Kapitel besprochenen Entscheidungsprozesse lassen sich den Kategorien des Ökosystemleistungskonzeptes zuordnen. So werden Ziele und Maßnahmen zum Schutz eines nicht direkt genutzten Dargebotes von Ökosystemleistungen wie z. B. eine schöne bisher wenig vom Tourismus entdeckte Landschaft oder unsere Grundwasserressourcen durch Ordnungsrecht (Schutzgebietsausweisungen oder die naturschutzrechtliche Eingriffsregelung) umgesetzt. Ebenso verhält es sich mit weit in der Zukunft liegenden Optionswerten, z. B. die zukünftige Nutzbarkeit des Bodens, die für den derzeitigen Nutzer keinen direkten Vorteil bringen mag, weil er die Fläche nur gepachtet hat oder sich die Bodenerosion erst in hunderten von Jahren auf das Ertragspotenzial auswirken wird. Die Mindeststandards der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft setzen hier rechtlich fixierte Grenzen. Aber auch wenn der Staat den LandnutzerInnen (öffentliche) Umweltleistungen abkauft wie im Falle der Agrarumweltmaßnahmen, ist dies nur dann gerechtfertigt, wenn diese Leistungen nicht auf Märkten gehandelt werden oder aufgrund privater Nutzung finanziert werden könnten. Grundsätzlich kann aber auch bei all diesen Ökosystemleistungen flankierend auf die kommunikative Kraft des Ökosystemleistungskonzeptes zurückgegriffen werden, der den Nutzen solcher öffentlichen Leistungen für die Gesellschaft betont.

Bei derzeit in Anspruch genommenen Ökosystemleistungen bietet das Anwenden des Ökosystemleistungskonzeptes eine neue Perspektive an. Die Kommunikation des Nutzens z. B. für Individuen oder Gruppen, deren Gefährdung durch Hochwasser aufgrund von Ökosystemleistungen natürlicher Auen abnehmen kann, wird im Rahmen der bisherigen Umsetzungsinstrumente nicht ausreichend hervorgehoben. Das Kapitel 5 berücksichtigt den entsprechenden Charakter der Ökosystemleistungen in der Diskussion der staatlichen Instrumente.

Ein wesentliches umweltpolitisches Instrument ist die Unterschutzstellung besonders wertvoller Gebiete für die Erhaltung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts. Hier betrachten wir zum einen die Chancen, die sich für unter Schutz gestellte Gebiete aus dem betreffenden Gestaltungsauftrag des Bundesnaturschutzgesetzes ergeben. Weltweit erbringen gerade Großschutzgebiete erhebliche Ökosystemleistungen. Hier investiert die Gesellschaft und vergütet die Erhaltung und Entwicklung der Ökosystemleistungen letztlich durch Steuermittel. Gleichzeitig wird in erheblichem Maße Wertschöpfung durch die Ökosystemleistungen etwa der Schutzgebiete erzielt, wie Hubert Job und Manuel Woltering aufzeigen (Kapitel 10.2). Das Konzept der Verknüpfung von Schutzgebieten mit Wertschöpfung entstammt bereits den amerikanischen Gründerjahren vor allem der Nationalparkidee; die Ausdifferenzierung und Ansprache von Ökosystemleistungen in Schutzgebieten ist heute allerdings detaillierter adressierbar.

Ein zweiter wesentlicher Eckpunkt im Sinne des Ökosystemleistungskonzeptes wird durch gezielte, planerische Vorsorge und Steuerungsinstrumente geleistet. Das Vorsorgeprinzip hat starke Wurzeln in Deutschland (Kriebel et al., 2001; O'Riordan und Cameron, 1994). Es manifestiert sich heute auf den Ebenen der räumlichen Planung, der Landschaftsplanung, der Umsetzung der europäischen Wasserrahmen- und Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie. Maßgeblich für den ländlichen Raum können gleichzeitig die Instrumente der Agrar- und Forstpolitik sein, bzw. die Steuerungsimpulse der europäischen Förderung des ländlichen Raums, sowie die Siedlungs-, Gewerbe- und Verkehrswegeplanung.

Inwiefern Ökosystemleistungen bereits im Mittelpunkt dieser Gestaltungsspielräume stehen oder noch weiter gerückt werden können, zeigen für die Landschaftsplanung Christina von Haaren, Christian Albert, Carolin Galler und Sebastian Krätzig (Kapitel 10.3). Bspw. kann das Ökosystemleistungskonzept von der Landschaftsplanung profitieren, indem die Partizipation von Stakeholdern stärker Einzug findet. Umgekehrt kann die Landschaftsplanung durch die Einbeziehung von bereits in Anspruch genommenen Versorgungsleistungen sowie den Bezug auf den gesellschaftlichen Nutzen erweitert werden. In der Verkehrsplanung bestehen bereits in frühen, aber oft entscheidenden Phasen erhebliche Spielräume zum Einbezug von Ökosystemleistungen (Wolfgang Wende in Kapitel 10.4 Verkehrsplanung). Gleichzeitig erlaubt die sogenannte Grüne Infrastruktur oft sehr konkrete Operationalisierungen des Ökosystemleistungskonzeptes (Heinrich Reck, Kapitel 10.5 Grüne Infrastruktur).

Auf dem Weg eines naturverträglichen Handelns bilden Planungs- und Steuerungsinstrumente formale Leitplanken individuellen und organisationalen Verhaltens. Sie sorgen dafür, dass Akteure quasi nicht vom Weg abkommen. In Kapitel 10.6 gibt Stefan Möckel einen Überblick über geltende Mindeststandards in der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft, welche kostengünstig aber bislang nicht ausreichend die Ökosystemleistungen schützen helfen. Das Ordnungsrecht bleibt weitgehend appellierend und ist damit wenig handlungsanleitend; eine Konkretisierung der Mindestanforderungen ist wünschenswert. Marianna Siegmund-Schultze, Eckhard Jedicke und Jan Freese untersuchen sodann Agrarumweltmaßnahmen als Instrument der Agrarpolitik und als Handlungsraum für eine Operationalisierung des Ökosystemleistungskonzeptes (Kapitel 10.7). Die geförderten Maßnahmen können dabei dem Schutz spezifischer Ökosystemleistungen zugeordnet werden. Wieweit sie diese jedoch effektiv schützen, bleibt offen, da die Honorierung nicht ergebnisorientiert stattfindet. Insbesondere die räumliche Fragmentierung und kurze Zeitdauer der Förderung von Agrarumweltmaßnahmen wirken zudem einem langfristigen Nutzen bislang entgegen. Renate Bürger-Arndt ergänzt die betreffenden Schnittstellen für die Forstplanung und markiert dabei hier noch weiter ausgestaltbare Optionen im Sinne des Ökosystemleistungskonzeptes (Kapitel 10.8). Die Waldbewirtschaftung zeichnet sich in hohem Maße durch Multifunktionalität aus. Waldwirkungen (mehr oder weniger dem Dargebot an Ökosystemleistungen entsprechend) und Waldfunktionen (der Nachfrage nach Ökosystemleistungen ähnlich) sind zwar verankerte Konzepte, diese werden allerdings bislang wenig trennscharf verwendet, sowie kaum inwertgesetzt und kommuniziert.

Die planerische Vorsorge im Wasserbereich wird anhand der Schnittmengen des Ökosystemleistungskonzeptes mit den Zielen und Maßnahmen bei der Umsetzung der Wasserrahmen- und Hochwasserrisikomanagement-Richtlinien untersucht (Mariele Evers und Franziska Lichter, Kapitel 10.9.1 Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (HWRM RL)). In der WRRL kommen die Ökosystemleistungen bislang insgesamt zu kurz. Das vorhandene systemische Verständnis der HWRM RL kann mit dem funktionsräumlichen des Ökosystemleistungskonzeptes die Umsetzung der HWRM RL sinnvoll erweitern. Raumplanerische Vorsorge kann wiederum mit der Widmung von Vorsorge- und Vorranggebieten gleichzeitig im Sinne vielfältiger Ökosystemleistungen erbracht werden; Christian Fischer und Andreas Kannen untersuchen hierzu exemplarisch die Berücksichtigung von Ökosystemleistungen in der maritimen Raumplanung (Kapitel 10.9.2 Maritime Raumordnungsplanung).

Der dritte umweltpolitische Ansatz, der die Eckpfeiler Schutz sowie Planung und Vorsorge systematisch ergänzt, sind die Instrumente der Gefahrenabwehr und Folgenbewältigung – auch für Ökosystemleistungen. Schnittstellen zum Ökosystemleistungskonzept gibt es bereits heute auf den verschiedenen Ebenen der Umweltprüfungen für Pläne, Programme und Projekte (Johann Köppel, Kapitel 10.10). Gleichzeitig bieten die partizipatorischen Mandate von Strategischer Umweltprüfung und der Umweltverträglichkeitsprüfung eine Plattform für die gesellschaftliche Aufmerksamkeit für Ökosystemleistungen, wie z. B. bei den erheblichen Diskursen zur Ausgestaltung der Energiewende in Deutschland. Mit der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung, einem Alleinstellungsmerkmal in Deutschland, wurden bereits seit dem Inkrafttreten des Bundesnaturschutzgesetzes 1976 Optionen zur Vermeidung der Schmälerung von Ökosystemleistungen

sowie ggf. zur Kompensation beeinträchtigter Ökosystemleistungen etabliert (Jessica Reisert, Johann Köppel, Kapitel 10.11).

In den folgenden Unterkapiteln wird exemplarisch auf einzelne Instrumente näher eingegangen, ohne dem Anspruch, alle existierenden oder möglichen Instrumente abbilden zu wollen.

10.2 GROSSSCHUTZGEBIETE

10.2.1 Schutzgebiete als ordnungsrechtliche Maßnahme

Wird eine terrestrische oder marine Fläche unter Schutz gestellt, ist damit stets der Schutz vor Eingriffen durch den Menschen gemeint. Daher äußern sich solche Maßnahmen in entsprechenden Gesetzen oder Verordnungen. In diesem Sinne stellen Schutzgebiete klassische ordnungsrechtliche, auf die Fläche hin wirksame Instrumente des Naturschutzes dar. Sie sind in der Regel durch konkrete Nutzungseinschränkungen gekennzeichnet und lassen sich wie folgt definieren: Ein klar abgegrenzter geografischer Raum, der aufgrund rechtlicher Mittel anerkannt und gemanagt wird und dem Erreichen eines langfristigen Schutzes und Erhalts der Natur sowie der darauf beruhenden Ökosystemleistungen dient (Europarc Deutschland, 2010: 11).

Die Idee eines großflächigen Gebietsschutzes geht ursprünglich auf den 1872 in den USA ausgewiesenen Yellowstone Nationalpark zurück und hat seitdem weltweit eine breite Unterstützung erfahren. Eine stetig steigende Anzahl an Schutzgebieten hat allerdings unterschiedliche Qualitäten zur Folge. Denn darunter befinden sich neben aus politischen Gründen ausgewiesenen Vertretern etliche sogenannte Paper-Parks, also lediglich auf dem Papier existente Schutzgebiete, deren materielle Umsetzung in der Fläche z. B. mangels finanzieller und/oder personeller Ausstattung nicht gegeben ist. Allgemein gilt es bei der Ausweisung eines Schutzgebietes auf den Unterschied zwischen Natur- und Kulturlandschaften hinzuweisen: Eine Naturlandschaft besteht laut der World Conservation Union (IUCN) demnach aus »Ökosysteme(n), in denen seit der industriellen Revolution (1750) der Einfluss des Menschen (a) nicht größer als der jedweder anderer dort heimischer Spezies war und (b) die Struktur des Ökosystems nicht verändert hat.« (Europarc Förderation und IUCN, 2000: 14)

In Deutschland existieren demnach aufgrund der weit zurückreichenden Kultivierung und der hohen Bevölkerungsdichte streng genommen keine Naturlandschaften mehr, sondern nur noch vom Menschen beeinflusste Kulturlandschaften. Bis zum Jahr 2020 sollen sich jedoch zwei Prozent der terrestrischen Fläche Deutschlands als sekundäre Wildnis-Gebiete ohne jegliche menschliche Nutzung etablieren können (2 %-Ziel) und fünf Prozent der Waldfläche zum Zwecke einer natürlichen Waldentwicklung einer höchstens extensiven Nutzung zugeführt werden (5 %-Ziel) (BMU, 2007: 31 bzw. 40). Der derzeitige Anteil von Wildnis-Gebieten wird auf max. 0,7 % (BMU, 2013: 65) des bundesdeutschen Territoriums geschätzt, derjenige naturnaher Wälder auf rund 1,9 % (BfN, 2013). Auch wenn die genannten Flächenziele nicht additiv zu verstehen sind, so existiert hier enormer Handlungsbedarf, der sich in einer restriktiveren Handhabung bestehender Schutzgebiete sowie notwendigen Neuausweisungen, besonders im Bereich der Wälder und Forste widerspiegeln könnte (Job, 2010).

10.2.2 Großschutzgebiets-Typen in Deutschland

In Deutschland wird der rechtliche Rahmen für die Ausweisung von Schutzgebieten durch das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) gesetzt. Es legt den Tatbestand des Gebietsschutzes in seiner aktuell vorliegenden Fassung aus dem Jahr 2009 in Kapitel 4 »Schutz bestimmter Teile von Natur und Landschaft« dar. Dabei werden in jeweils separaten Paragrafen namentlich Naturschutzgebiete, Nationalparke sowie Nationale Naturmonumente, Biosphärenreservate, Landschaftsschutzgebiete, Naturparke, Naturdenkmäler und Geschützte Landschaftsbestandteile genannt. Unter dem Stichwort »Natura 2000« werden zudem Vorgaben der EU zum Aufbau eines europäischen Schutzgebietsnetzwerkes angeführt. Auf Basis entsprechender EU-Richtlinien existieren daher in Deutschland als Natura 2000-Gebiete, darüber hinaus noch FFH- (Fauna-Flora-Habitat) und Vogelschutzgebiete, die in Teilen deckungsgleich mit den vorangegangenen Schutzgebietstypen sind (vgl. Tabelle 10.1). Naturschutzgebiete, Nationalparke, die Kern- und Pflegezonen der Biosphärenreservate sowie Natura 2000-Gebiete können dabei als strenge Schutzgebietsfestlegungen gelten, die anderen Typen gehen in der Regel mit weniger Auflagen wie Ge- und Verboten einher.

In der noch jungen Geschichte des Gebietsschutzes in Deutschland hat sich für die Nationalparke, Biosphärenreservate und Naturparke im Verlauf der 1990er Jahre der Oberbegriff des Großschutzgebiets etabliert. Auch wenn dieser Terminus weder national noch international als Rechtsbegriff definiert ist, hat er sich in Wissenschaft und Verwaltung zu einem stehenden Ausdruck für diese drei Schutzgebietstypen

TABELLE 10.1 ▸ Schutzgebiets-Typen in Deutschland. (Quelle: BfN, 2012: 140f., erweitert um Daten zu den Nationalparken Hunsrück-Hochwald und Schwarzwald sowie zum Naturpark Eichsfeld-Hainich-Werratal)
Bei Naturdenkmälern und Geschützten Landschaftsbestandteilen handelt es sich nur um punktuelle bzw. sehr kleinflächige Erscheinungen ohne bundesweite Bestandsübersichten. Daher werden sie in der Tabelle nicht aufgeführt. Ebenso wird auf die Darstellung Nationaler Naturmonumente verzichtet, da solche bisher in Deutschland nicht existieren. Des Weiteren wird sich hier lediglich auf die Festlandsflächen bezogen. Klar sollte zudem sein, dass sich einzelne Typen häufiger überlagern und demnach nicht einfach die Summe aus allen Flächen zu bilden ist.

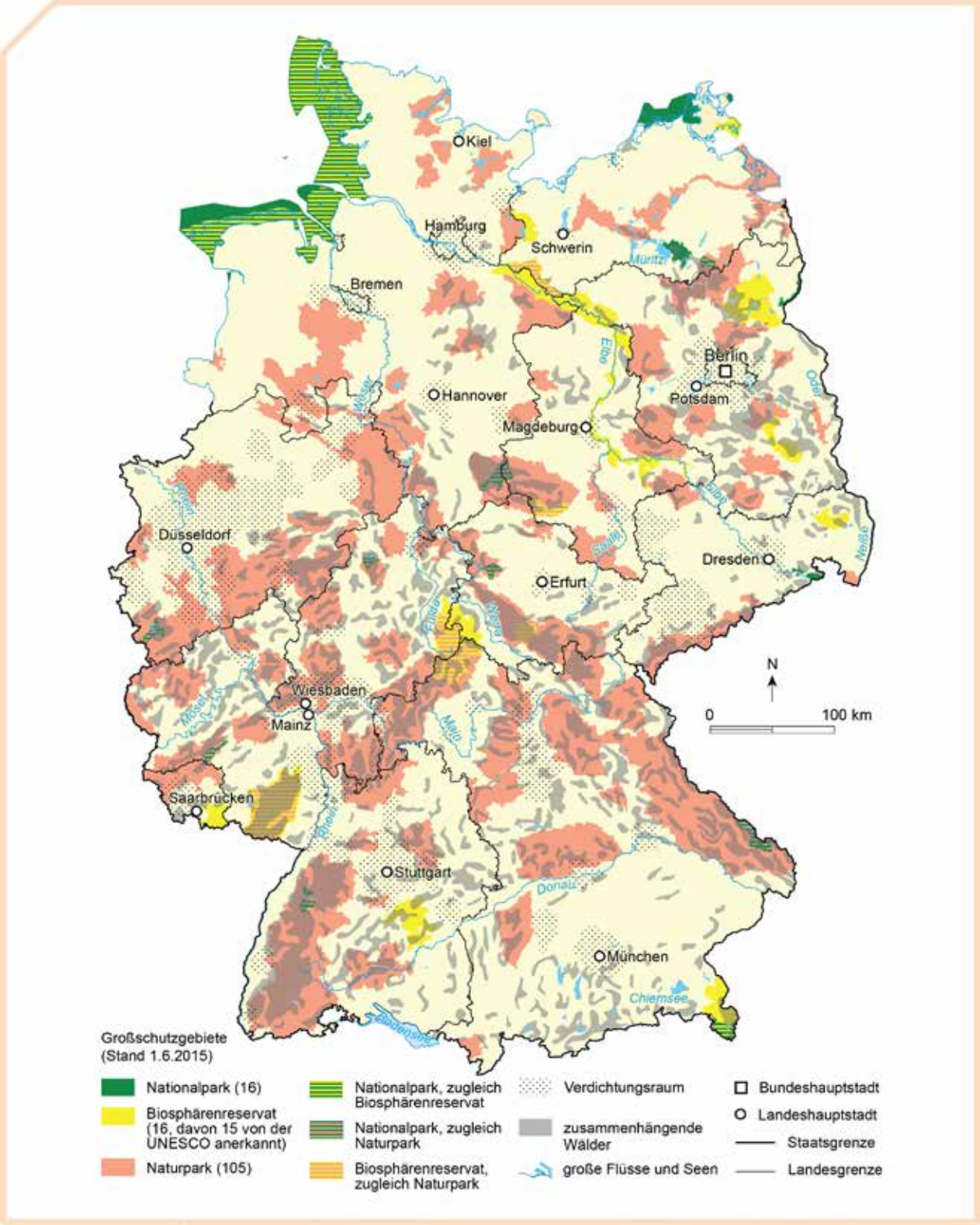
	Anzahl	Terrestrische Fläche (ha)	Flächenanteil (%)
Biosphärenreservate	16 (davon 15 UNESCO)	534.646	1,5
Landschaftsschutzgebiete	7.327	10.150.656	28,4
Nationalparke	16	214.491	0,57
Naturparke	104	9.674.671	27,1
Naturschutzgebiete	8.501	1.313.137	3,8
FFH-Gebiete	4.621	4.004.900	9,3
Vogelschutzgebiete	738	3.312.100	11,2

entwickelt (Succow und Jeschke, 2000: 92). Seit dem Jahr 2005 firmieren sie in Deutschland zudem unter einer gemeinsamen Dachmarke als Nationale Naturlandschaften. In der Regel basieren Großschutzgebiete dabei auf den übrigen Schutzgebietsformen, allen voran Naturschutz- und Landschaftsschutzgebieten. Nach Job (2000: 36) handelt es sich um »rechtliche festgesetzte und von einer Trägerorganisation gemanagte Flächen für Naturschutz und Landschaftspflege. Es sind großräumige Gebiete von mindestens 1.000 ha, im Allgemeinen jedoch über 10.000 ha Größe.« Eine hauptamtliche Verwaltungseinheit, die das betreffende Gebiet mit seinem Inventar an abiotischen und biotischen Elementen sowie den Besuchern und Einheimischen managt und die Flächenausdehnung sind demnach als die zwei wesentlichen Bestimmungsmerkmale von Großschutzgebieten anzusehen (Job et al., 2005: 10). Das unterscheidet sie von den übrigen Schutzgebietstypen. Jedes der drei Flächenschutzinstrumente verfolgt jedoch stets ganz eigene Zielsetzungen. Diese spiegeln sich in entsprechenden Konzepten und rechtlichen Vorgaben wider, die für eine offizielle rechtliche Anerkennung durch den Gesetz- und Verordnungsgeber zu erfüllen sind.

Nationalparke stellen die höchsten Ansprüche an den Naturschutz, wobei es in Deutschland aufgrund seiner langen Erschließungsgeschichte vor allem um den sogenannten Prozessschutz geht, d. h. um die Wiederherstellung möglichst naturnaher Flächen im Sinne unberührter, ursprünglicher Wildnis. Es wird daher in diesen Fällen auch von Entwicklungsnationalparken gesprochen (Job et al., 2013a). Um eine solche Entwicklungsperspektive für Gebiete in Deutschland zu ermöglichen, werden sie vielfach in Zonen unterschiedlicher Schutzinhalte nach dem jeweiligen Grad der Nutzungsintensität eingeteilt. Erst diese sogenannte Zonierung schaffte den notwendigen Rahmen, um auch hierzulande Gebiete mit teilweise kulturell überprägten Elementen als Nationalpark ausweisen zu können. Es wird meist zwischen einer vom Menschen nahezu unbeeinflussten Kernzone (= Zone I), einer Übergangszone (= Zone II), in welcher Flächen nach und nach komplett nutzungsfrei und letztlich wieder der Zone I zugeschlagen werden, sowie einer dauerhaften Pflege- und/oder Entwicklungszone mit gewissen Nutzungsmöglichkeiten (= Zone III) differenziert.

Bei Biosphärenreservaten handelt es sich um eine international durch die UNESCO initiierte und auf nationalstaatlicher Ebene durch eigenständige Länderbehörden beaufsichtigte Schutzgebietskategorie, die laut Vorgabe drei Funktionen zu erfüllen haben und dadurch als Modellregionen dienen sollen: (1) Schutzfunktion als Beitrag zum Biodiversitätserhalt (2) Entwicklungsfunktion im Sinne der Etablierung nachhaltiger Lebens- und Wirtschaftsweisen (3) Logistikfunktion zur Förderung von Bildung für nachhaltige Entwicklung, Öffentlichkeitsarbeit, Forschung und Umweltmonitoring (DRL, 2010). Zur Umsetzung wird für Biosphärenreservate national (wie in abgewandelter Form auch

ABBILDUNG 10.1 ▸ Übersicht über die Großschutzgebiete in Deutschland. (Job, 2016)



international) verpflichtend eine strikte Dreifach-Zonierung vorgesehen: Eine dem Prozessschutz unterliegende Kernzone mit mindestens 3 % Flächenanteil soll von einer Pflegezone für kooperative, möglichst umweltfreundliche Tätigkeiten umgeben sein, die wenigstens 10 % der Fläche in Anspruch nimmt. Kern- und Pflegezone zusammen sollten wiederum mindestens 20 % der Fläche einnehmen. Daran schließt sich auf zumindest 50 % der Gesamtfläche eine Entwicklungszone zur nachhaltigen, natur- und umweltgerechten Bewirtschaftung und Nutzung der Ressourcen eines Gebietes an (Deutsches MAB-Nationalkomitee, 2007). Wesentlich erscheint zudem die Verpflichtung auf eine im Zehnjahresturnus gegenüber der UNESCO durchzuführende Evaluation der betreffenden Gebiete durch ein vom BMUB berufenes MAB-Nationalkomitee, was als innovatives Instrument des Monitorings und der dauerhaften Qualitätssicherung von Biosphärenreservaten anzusehen ist.

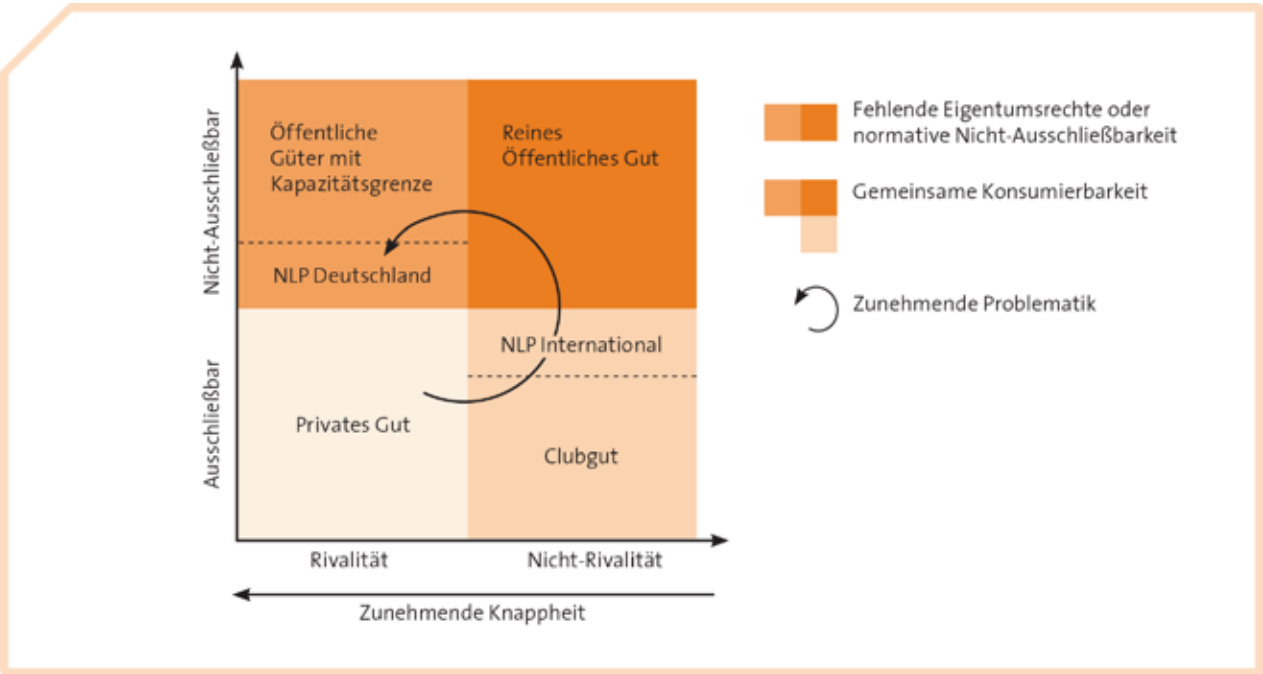
Das Hauptanliegen der Naturparke, der in Deutschland ältesten Form des großflächigen Gebietsschutzes, unterscheidet sich von den beiden vorangegangenen Typen: Denn vor allem die Gebiete in den westlichen und südlichen Bundesländern wurden seit den 1950er Jahren vielfach explizit für den Tourismus, meist als Vorhalteräume für die Naherholung von Einwohnern aus benachbarten Großstädten, ausgewiesen. So wird denn auch ein nachhaltiger Tourismus vom Gesetzgeber explizit als eine der Zielvorgaben dieser Gebiete definiert. Der Schutz der Natur und die Erhaltung von Kulturlandschaften und den dazugehörigen Artefakten (z. B. Streuobstwiesen, Weinbergterrassen) stehen im Vordergrund (VDN, 2013). Eine Übersicht zur Lage der Großschutzgebiete in Deutschland bietet Abbildung 10.1.

10.2.3 Kosten und Nutzen von Großschutzgebieten

Bei Großschutzgebieten handelt es sich in Deutschland um öffentliche Güter: Aufgrund der rechtlichen Rahmenbedingungen darf grundsätzlich keiner Person der Zutritt zu diesen Flächen (bzw. den Wegen in Abschnitten mit Wegegebot) verwehrt werden (§ 59 BNatSchG), es gilt hierfür keinen Eintritt zu entrichten und nur in Ausnahmefällen extremen Besucherdrucks zu saisonalen Spitzenzeiten und an wenigen, sehr populären Attraktionspunkten kann von einer Rivalität im Konsum gesprochen werden. Solche Crowding-Effekte existieren bislang nur im Ausnahmefall (Schamel und Job, 2013). Abbildung 10.2 verdeutlicht diesen Sachverhalt am Beispiel der Nationalparke.

Wie bei Ökosystemleistungen im Allgemeinen versagt der Markt auch bei der Bereitstellung des Gutes Natur in Form eines Großschutzgebietes. Es verspricht den sich dort

ABBILDUNG 10.2 ▸ Nationalparks im Klassifikationsschema öffentlicher Güter.
(Quelle: Schumacher und Job, 2013: 310, basierend auf Mayer, 2013: 68)



aufhaltenden Konsumenten – zumindest in Teilen – unberührte Natur und einzigartige Landschaften. Deshalb erscheinen Großschutzgebiete vor allem für die Freizeit- und Tourismuswirtschaft von Interesse, da grundlegende Urlaubsbedürfnisse befriedigt werden können. Dennoch kommt es lediglich zu einer ineffizienten Allokation gegenüber den Konsumenten. Der Marktmechanismus versagt bei der Bereitstellung des Gutes Großschutzgebiet wegen des sogenannten Trittbrettfahrerproblems (Hampicke, 1991: 69f.; Woltering, 2012: 30f.): Keiner der einzelnen Konsumenten ist bereit, seine wahre Zahlungsbereitschaft für den Konsum des Gutes Großschutzgebiet anzugeben, da jeder durch das Prinzip der Nichtausschließbarkeit die notwendigen Kosten zur Bereitstellung des Gutes auf die übrigen Konsumenten zu übertragen versucht. Und selbst wenn ein Ausschluss durch Zugangsbeschränkung und die Zahlung eines Eintrittsgeldes möglich wäre, würde es auf Basis monetärer Überlegungen wohl nur in Ausnahmefällen zur Ausweisung eines Schutzgebietes kommen, d. h. deutlich seltener als durch die legislative Vorgabe (Weisbrod, 1964: 471f.).

Bei der Diskussion um die Einrichtung eines solchen Gebiets spielen die damit verbundenen potenziellen Kosten sowie der sich aus der Unterschutzstellung ergebende Nutzen eine entscheidende Rolle (Job und Mayer, 2012). Während sich die Kostenseite relativ gut erfassen lässt, ist der Nutzen in Form vielfältiger Ökosystemleistungen aufgrund häufig nicht existenter adäquater Marktbedingungen deutlich schwieriger monetär zu quantifizieren. Durch dieses Problem fehlender Märkte zur Erhebung von Beiträgen und damit Deckung der Kosten würde es folglich nur zu einer ineffizienten Bereitstellung von Großschutzgebieten kommen, was der Hauptgrund für das aktive Eingreifen des Staates in Sachen Gebietsschutz ist.

Auf der Kostenseite der Schutzgebietsausweisungen sind direkte Kosten, indirekte Kosten sowie Opportunitätskosten zu unterscheiden (Dixon und Sherman, 1990: 18f.). Den direkten Kosten werden jene Ausgaben zugeordnet, die für die Einrichtung, das Management und den Unterhalt eines Schutzgebietes anfallen. Ein Schutzgebiet kann indirekte Kosten verursachen, falls die unbeeinflussten Naturprozesse jenseits der Schutzgebietsgrenzen Schäden hervorrufen. Diese umfassen z. B. Beeinträchtigungen der land-/forstwirtschaftlichen Ernteerträge. Als Opportunitätskosten bezeichnet man schließlich jene Kosten, welche sich aus entgangenen anderweitigen gegenwärtigen oder zukünftigen Nutzungsmöglichkeiten ergeben (z. B. Forstwirtschaft, Erschließung für Windkraftanlagen). Die Opportunitätskostenfrage spielt demnach eine wichtige Rolle, wenn es abzuwägen gilt, ob und inwiefern man von der Einrichtung eines Großschutzgebietes profitieren kann – wobei hier die räumliche Bezugsebene besonders relevant ist (Mayer, 2013; Mayer und Job, 2014).

Der von einem Schutzgebiet ausgehende Nutzen hängt von den ökologischen Gegebenheiten, der Lage im Raum und der infrastrukturellen Erschließung sowie den kulturellen bzw. sozioökonomischen Rahmenbedingungen und nicht zuletzt den jeweiligen Schutzbestimmungen ab. Hierbei sollte darauf hingewiesen werden, dass es sich bei einem Großschutzgebiet nicht einfach nur um »ein Gut« handelt, welches »einen Nutzen« stiftet, sondern dass vielmehr von einem Gut zu sprechen ist, das sich aufgrund seiner verschiedenen Landschaftsmerkmale durch eine Vielzahl an Ökosystemleistungen auszeichnet. Diesen bringt die Gesellschaft auf unterschiedliche Art und Weise Wertschätzung entgegen.

Je nach Typus können Großschutzgebiete das gesamte Spektrum der Ökosystemleistungen von den Basisleistungen bis hin zu den kulturellen Leistungen umfassen. Es liegt auf der Hand, dass bspw. bei der deutlich restriktiveren Kategorie eines Nationalparks andere Leistungsschwerpunkte als bei Biosphärenreservaten oder Naturparken gesetzt werden. Bei Ersteren stehen durch ihre restriktiven Vorgaben Basisleistungen wie z. B. die Sicherung der genetischen Vielfalt durch den Schutz seltener Arten oder Regulierungsleistungen durch z. B. die Vermeidung von Bodenerosion oder die Grundwasserneubildung im Vordergrund. Durch die gebotenen Nutzungseinschränkungen ist in Nationalparken zudem von einer verbesserten Selbstreinigungsfunktion von Gewässern und Böden auszugehen, was den Regulationsleistungen zuzuschreiben ist. Versorgungsleistungen spielen dagegen bei der Ausweisung eines Nationalparks keine vorrangige Rolle, sondern sind zumeist indirekt geboten, z. B. als Wassereinzugsbereich zur Bereitstellung von qualitativ hochwertigem Trinkwasser durch eine in der Kernzone eines Nationalparks gelegene Quelle.

Versorgungsleistungen bringen dagegen Biosphärenreservate in ihren Pflege- und Entwicklungszonen und Naturparke durch ihr deutlich umfassenderes Schutzkonzept hervor. In diesen historisch gewachsenen Kulturlandschaften wird an vielen Stellen nach wie vor z. B. Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft in traditionellen, eher extensiven Formen betrieben. Die in den vorangegangenen Kapiteln des zweiten Berichtsteils bereits ausführlich dargelegten Ökosystemleistungen ländlicher Räume sind dann vielfach z. B. mit einem verbesserten Nitratmanagement, einer höheren Dichte

an Kleinstrukturen sowie naturschutzfachlich besonders wertvollem Grünland verbunden. Darüber hinaus soll in diesen Gebieten durch die Förderung regionaler Wertschöpfungsketten auch ein Beitrag zum Erhalt der charakteristischen Kulturlandschaften geleistet werden.

Kulturelle Leistungen wiederum werden grundsätzlich durch alle drei Großschutzgebietstypen bereitgestellt: So sehen nicht nur Naturparke bspw. den nachhaltigen Tourismus und damit auch die Erholungsvorsorge explizit als eine ihrer wesentlichen Aufgaben an, sondern auch Biosphärenreservate und Nationalparke sind aufgrund ihrer jeweiligen landschaftlichen Besonderheiten als wichtige Grundlage v. a. für den Naturtourismus, aber auch kulturtouristische Angebote mit Landschaftsbezug einzuordnen (Schaich et al., 2010). Um die sich im Kontext eines Großschutzgebietes und der damit verbundenen Ökosystemleistungen ergebenden Werte für den Menschen besser abschätzen zu können, werden in der wissenschaftlichen Auseinandersetzung die bereits in den Kapiteln 2.3 bzw. 2.4 vorgestellten Konzepte herangezogen.

Auch wenn viele der hier beispielhaft angeführten Ökosystemleistungen in jüngerer Vergangenheit zunehmend in Managementplänen von Großschutzgebieten integriert werden (z. B. aufgrund von UNESCO-Vorgaben bei den Biosphärenreservaten), liegt das Grundproblem vielfach in ihrer fehlenden monetären Quantifizierbarkeit als vergleichendem Bewertungsmaßstab. In den politischen Diskussionen um eine Schutzgebietsausweisung stehen jedoch diese monetär für die regionale Bevölkerung relevanten Argumente stets im Vordergrund. Allen voran wird in diesen Debatten die potenzielle Chance für den Tourismus als Motor einer nachhaltigen regionalen Entwicklung hervorgehoben (vgl. z. B. Schmitz-Veltin, 2005). Daher wird im Folgenden am Beispiel des Tourismus in deutschen Nationalparken und Biosphärenreservaten dargelegt, welchen Beitrag dieser Wirtschaftszweig als Teil der kulturellen Ökosystemleistungen zur Entwicklung von Schutzgebietsregionen leistet.

10.2.4 Tourismus in Großschutzgebieten: Effekte der deutschen Nationalpark- und Biosphärenreservatsregionen

Freizeit und Tourismus haben eine Vielzahl an ökonomischen Folgewirkungen. Nach der Möglichkeit ihrer monetären Erfassbarkeit wird zwischen tangiblen und intangiblen Effekten unterschieden (Metzler, 2007: 32f.). Als intangibel sind dabei alle jene Erscheinungen des Tourismus zu bezeichnen, die sich nicht direkt monetär bewerten und daher meist nur qualitativ beschreiben lassen. Neben infrastrukturellen Effekten z. B. in Form des Erhalts bzw. Ausbaus von ÖPNV-Netzen sind hierunter auch strukturelle Veränderungen in der Region anzuführen. Eine erhöhte Kooperationsfähigkeit der Akteure vor Ort sowie Kompetenzgewinn durch den gegenseitigen Austausch können positive Folgewirkungen darstellen. Im Kontext eines Großschutzgebietes ist allerdings den potenziellen Image- und Markeneffekten sicherlich der größte Stellenwert in der Wahrnehmung nach außen zuzurechnen. Diese leiten sich vor allem daraus ab, dass es sich bei einem Großschutzgebiet um ein staatlicherseits geschütztes Prädikat handelt und es dadurch nicht beliebig nachgeahmt werden kann (Hannemann und Job, 2003; Wall-Reinius und Fredman, 2007). Durch ihre relative Seltenheit kommt allen voran den Nationalparken und Biosphärenreservaten damit eine gewisse Monopolstellung zu, die bei den Naturparken aufgrund ihres vielfachen Vorkommens hierzulande für den Konsumenten nicht mehr gegeben ist (vgl. Abbildung 10.2).

Sind die intangiblen Effekte also nur schwer objektiv zu bewerten, spiegelt sich die Gruppe tangibler Folgewirkungen meist in direkten finanziellen Größen wider. Diesbezüglich ist zwischen direkten, indirekten und induzierten wirtschaftlichen Effekten zu unterscheiden: Direkte Folgewirkungen entstehen vor allem durch die von Besuchern während ihres Aufenthalts in der Region getätigten Ausgaben. Ebenso sind auch staatliche Transferleistungen in Form von Subventionen und steuerlichen Vergünstigungen sowie der Etatisierung der Verwaltungs- und Investitionshaushalte der Schutzgebietsverwaltungen auf dieser Ebene zu berücksichtigen. Indirekte Effekte resultieren als unmittelbare Folge der direkten Wirkungen und umfassen alle zur Leistungserstellung der touristischen Anbieter notwendigen Vorleistungsverflechtungen innerhalb einer Region, so z. B. örtlich ansässige Bauunternehmen. Induzierte Effekte stellen sich als Folge des auf der direkten und indirekten Ebene erwirtschafteten Einkommens ein, das von der lokalen Bevölkerung zumindest teilweise erneut innerhalb der Region ausgegeben wird, abzüglich einer Sparquote.

Gerade mit Blick auf die indirekten und induzierten Effektarten zeigt sich, welches breite Spektrum an Wirtschaftsbereichen durch den Tourismus profitieren kann. Im Kontext eines Großschutzgebiets ist dabei von einer sogenannten Umwegrentabilität zu sprechen, da sich die staatlicherseits subventionierte Inwertsetzung von Naturattraktionen auf indirektem Weg durch die steuerlichen Einnahmen der vom Tourismus profitierenden Branchen refinanziert.

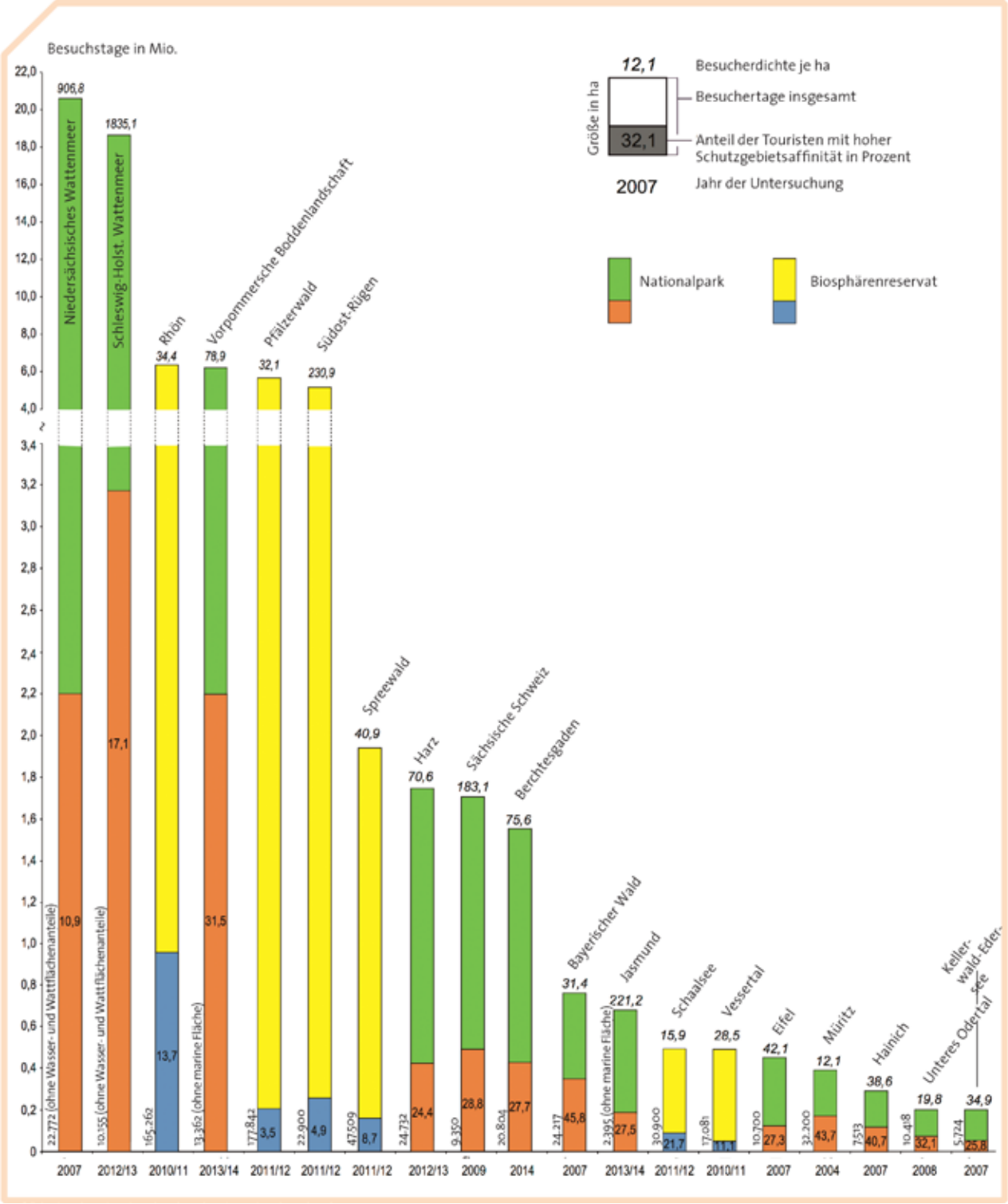
Mithilfe einer standardisierten Methodik aus dem Instrumentensystem der Wertschöpfungsanalyse wurden in den vergangenen Jahren die meisten deutschen Nationalparke und Biosphärenreservate hinsichtlich ihrer touristischen Einkommenswirkungen eruiert (Job et al., 2009, 2013; Metzler et al., 2016). Diese Untersuchungen werden komplettiert und künftig wiederholt werden, um neben dem ökologischen auch ein sozioökonomisches Monitoringsystem, wie von der CBD vorgegeben, dauerhaft zu etablieren (Hornback und Eagles, 1999; Woltering, 2012). Wie die Resultate zeigen, stellen Großschutzgebiete auch in Deutschland eine touristische Attraktion dar, von der die Regionalwirtschaft zum Teil erheblich profitieren kann, gerade in der strukturschwachen ländlichen Peripherie. Einen ersten Eindruck davon vermitteln die als wichtige Kenngröße für solche Untersuchungen hier wiedergegebenen Daten zu den Besuchern in den einzelnen Großschutzgebietsdestinationen (vgl. Abbildung 10.3). Es liegt auf der Hand, dass die Zahl der Besucher stark mit der Flächengröße eines Gebietes korrespondiert. Ein Vergleich der beiden benachbarten Biosphärenreservate Rhön und Vessertal-Thüringer Wald belegt dies eindrücklich: Kommt die Rhön im Untersuchungsjahr 2010/11 bei einer damaligen Fläche von 1.292 km² auf 6,37 Mio. Besucher, so sind es für das selbe Jahr im Vessertal-Thüringer Wald lediglich 0,49 Mio. Besucher bei einer Fläche von 171 km². Es gilt aber auch die Besucherdichte im Blick zu haben, die gerade bei den beiden großen Wattenmeer-Nationalparken die schiere Flächengröße stark relativiert. Werden nämlich ausschließlich die terrestrischen Flächen berücksichtigt, so stellen sich hierbei die mit Abstand höchsten Werte ein. Naturgemäß spielt auch die Historie als tradierte Tourismusregion eine Rolle, wie z. B. im Falle der Nationalparke Sächsische Schweiz oder Berchtesgaden mit sehr hohen Besucherzahlen und entsprechenden Besucherdichte-Werten. Nicht zuletzt entscheidet auch die Lage in Bezug zu den Verdichtungsräumen darüber, wie viele und welche Art von Besuchern (eher Tages- oder eher Übernachtungsgäste) ein Großschutzgebiet frequentieren. D. h., die Distanz zwischen den Agglomerationen als Quellgebieten und dem Großschutzgebiet ist entscheidend. So hatte etwa der Nationalpark Bayerischer Wald sehr wenige und der Nationalpark Eifel sehr viele Tagestouristen aufzuweisen.

Aus den Zahlen zu den Besuchern lassen sich in Verbindung mit Daten zu deren Ausgabeverhalten in der Region Kennzahlen zu den touristisch bedingten Einkommenseffekten ableiten. So reicht bei den Nationalparken die Spannweite der touristischen Bruttoumsätze von 1,95 Mio. € im Nationalpark Unteres Odertal über 27,79 Mio. € im Nationalpark Bayerischer Wald bis hin zu rund 1,04 Mrd. € im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Daraus leitet sich unter Berücksichtigung der regionalen Einkommensunterschiede ein Einkommensäquivalent von rund 61 Personen im Unteren Odertal, 939 Personen im Bayerischen Wald und ca. 35.500 Personen im Niedersächsischen Wattenmeer ab. Auch für die deutschen Biosphärenreservate ist eine enorme Spannweite hinsichtlich dieser Resultate zu verzeichnen: So umfasst das Spektrum der Bruttoumsätze 11,61 Mio. € im Biosphärenreservat Schaalsee, 185,56 Mio. € im Biosphärenreservat Rhön und erreicht 379,27 Mio. € im Biosphärenreservat Südost-Rügen. Das hat ein Einkommensäquivalent von 336 Personen im Schaalsee, ca. 4.800 Personen in der Rhön sowie rund 14.300 Personen in Südost-Rügen zur Folge.

Um eine Aussage über den Stellenwert eines Großschutzgebiets bei der Reiseentscheidung zu treffen, ist auf die Schutzgebietsaffinität der Besucher zu achten. Diese wird durch eine mehrstufige Fragensequenz über das Wissen zum Schutzgebietsstatus sowie dessen Relevanz bei der Auswahl als Reiseziel ermittelt. Je nach Gebiet und damit verbunden der touristischen Entwicklungsgeschichte stellt das Schutzgebiet für einen bestimmten Anteil der Gäste den maßgeblich bestimmenden Grund für den Besuch der Region dar. Aufgrund der unterschiedlichen, etwa einhundert Jahre auseinander liegenden Entwicklungsgeschichte und der verschieden gut rezipierbaren Begrifflichkeit Nationalpark und Biosphärenreservat ist hierbei ein Vergleich der folgenden Ergebnisse sicherlich nur in eingeschränktem Maß möglich. Bei den Nationalparken erreicht der Bayerische Wald mit 45,8 % einen Spitzenwert, das Untere Odertal rangiert mit 31,6 % im Mittelfeld und im durch traditionellen Bädertourismus geprägten Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer zählen immerhin noch 17,1 % zur Gruppe der sogenannten Nationalparktouristen im engeren Sinne. Für die Biosphärenreservate liegen diese Resultate niedriger: Hier fällt die Affinität der Besucher zum Schutzgebiet beim Schaalsee mit 21,5 % dort am höchsten aus, wo der Tourismus insgesamt nur eine vergleichsweise kurze Historie vorzuweisen hat. Genau anders herum verhält es sich im Falle von Südost-Rügen mit einem Anteil von lediglich 4,9 % Biosphärenreservatstouristen im engeren Sinn, was angesichts der Tradition des Seebädertourismus – vergleichbar der ostfriesischen Küste mit dem Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer – nicht sehr verwundert.

Mit Blick auf diese Kerngruppe an Besuchern reduzieren sich die Ergebnisse für die zuvor genannten Beispiele: Im Falle der Nationalparke auf Bruttoumsätze von 0,65 Mio. € im Unteren Odertal (Einkommensäquivalent von 20 Personen),

ABBILDUNG 10.3 ▸ Besuchstage und Besucherstruktur ausgewählter deutscher Nationalparke und Biosphärenreservate.
(Quelle: Job et al., 2009, 2013b; mittels eigener Gewichtung veränderte Berechnung nach Rein/Schneider 2009 und Job et al., 2003, Entwurf: H. Job, M. Woltering; Zeichnung: W. Weber, Institut für Geografie und Geologie, JMU Würzburg, 2015)



13,54 Mio. € im Bayerischen Wald (456 Personen) und 115,79 Mio. € im Niedersächsischen Wattenmeer (3.829 Personen). Bei den Biosphärenreservaten auf 3,03 Mio. € Bruttoumsatz im Schaalsee (Einkommensäquivalent von 87 Personen), 22,84 Mio. € in der Rhön (611 Personen) und 19,89 Mio. € im Falle von Südost-Rügen (762 Personen). Haben die Nationalparke in dieser Hinsicht demnach insgesamt zwar ein besseres Resultat vorzuweisen, besitzen die Biosphärenreservate aufgrund ihrer anderen Lage, Raumstruktur und größeren Ausstattung mit kulturtouristischen Attraktionen höhere durchschnittliche Tagesausgabenwerte bei den Besuchern. Zudem zeigt die große Bandbreite der Ergebnisse für beide Schutzgebietskategorien ein zum Teil noch enormes Potenzial allein im Tourismus und damit im Bereich der kulturellen Leistungen auf. Die übrigen Ökosystemleistungen, die auf den Schutzgütern solcher Gebiete basieren, sind in dieser Betrachtung schließlich noch völlig unberücksichtigt und müssen bei einer zukünftigen vollständigen Bestandsaufnahme – trotz aller Schwierigkeiten bei der Erfassung – noch einbezogen werden.

10.3. REGIONALE UND KOMMUNALE LANDSCHAFTSPLANUNG

Der Auftrag zur Landschaftsplanung ist im Bundesnaturschutzgesetz (§§ 8 und 9 BNatSchG, 2010) klar definiert. Demnach besteht die Aufgabe der Landschaftsplanung darin, »die Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege für den jeweiligen Planungsraum zu konkretisieren und die Erfordernisse und Maßnahmen zur Verwirklichung dieser Ziele auch für die Planungen und Verwaltungsverfahren aufzuzeigen, deren Entscheidungen sich auf Natur und Landschaft im Planungsraum auswirken können. Inhalte der Landschaftsplanung sind die Darstellung und Begründung der konkretisierten Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege und der ihrer Verwirklichung dienenden Erfordernisse und Maßnahmen.« Damit stellt die Landschaftsplanung für alle im Hinblick auf Natur und Landschaft relevanten Entscheidungen der Naturschutzbehörden, der Gemeinden, der Gesamtplanung und der Fachplanungen eine wichtige Informations-, Ziel- und Arbeitsgrundlage dar (von Haaren und Galler, 2012). Sie liefert den ökologischen und landschaftsästhetischen Beitrag zur räumlichen Gesamtplanung und dient Naturschutzbehörden sowie Gemeinden als tägliche Arbeitsgrundlage für Stellungnahmen und Verfahren. Dabei kommen eine Reihe von Planungsinstrumenten auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen zum Einsatz (für eine Übersicht siehe von Haaren und Galler, 2012).

Durch die systematische und flächendeckende ökologische Raumanalyse liefert die Landschaftsplanung wichtige Beiträge zur Erreichung der Ziele der Gesetze zum Natur-, Umwelt- und Ressourcenschutz, zur Sicherung der Kohärenz des Netzwerks Natura 2000 (siehe auch Kapitel 10.2) sowie zur Umsetzung von Instrumenten zur Umweltschadenvermeidung und -bewältigung (siehe Abschnitte zu Strategische Umweltprüfung – SUP, Umweltverträglichkeitsprüfung – UVP, Kapitel 10.10, Eingriffsregelung, Kapitel 10.11). Darüber hinaus kann die Landschaftsplanung zur Gestaltung und Umsetzung von Grünen Infrastrukturen beitragen (siehe Kapitel 10.5). Zur Umsetzung von Zielen und Maßnahmen der Landschaftsplanung kommen informellen Instrumenten wie LEADER und Ansätzen der ländlichen Entwicklung eine besondere Bedeutung zu. Der Grad des Einflusses in Abwägungsentscheidungen ist in den Bundesländern sehr unterschiedlich. (siehe Kapitel 12.2.4) Für die Öffentlichkeit und Umweltverbände ist die Landschaftsplanung eine wichtige Informationsgrundlage zum Zustand von Natur und Landschaft. Zur Einbindung des Ökosystemleistungskonzeptes in die Landschaftsplanung liegen erste Erfahrungen aus wissenschaftlichen Fallstudien vor (Albert et al., 2015; Grêt-Regamey et al., 2008; Liu und Opdam, 2014; Palacios-Agundez et al., 2014).

Die Konzepte der Ökosystemleistungen und der Landschaftsfunktionen bzw. der in Landschaftsplänen zumeist verwendeten übergeordneten Schutz- oder Naturgüter weisen zahlreiche Gemeinsamkeiten auf, bspw. in Bezug auf den sehr ähnlichen konzeptionellen Hintergrund, den ähnlichen Zweck zur Erfassung und Bewertung von Aspekten von Natur und Landschaft mit Bezug auf menschliche Nutzung sowie die großen Überschneidungen bei den berücksichtigten Arten von Nutzen von Natur und Landschaft (von Haaren und Albert, 2011). Informationen zu den Naturgütern Boden, Wasser, Luft und Klima sowie Pflanzen und Tierwelt liefern dabei die Grundlagen für die Ableitung von Landschaftsfunktionen und Leistungen.

Eine zusammenfassende Gegenüberstellung des Konzepts der Ökosystemleistungen mit den in der Landschaftsplanung etablierten Verfahren – Landschaftspotenziale, -leistungsfähigkeit, -funktionen nach Bastian und Schreiber, 1999; Bierhals, 1978; Haase, 1978; Marks et al., 1992; Leser, 1997; von Haaren, 2004 – bezogen auf, die zu betrachtenden Schutzgüter, kann die Gemeinsamkeiten aber v. a. auch die bestehenden Unterschiede veranschaulichen (Albert et al., 2012; siehe auch Scholles, 2013):

- Ökosystemleistungen wurden bisher oftmals für Entscheidungen in stark aggregierten Bilanzen und ökonomisch ausgedrückten Ergebnissen dargestellt. Die

Landschaftsplanung befasst sich dagegen primär mit der räumlichen Erfassung und ordinalskalierten Bewertung auf der lokalen (Städte und Gemeinden) und regionalen (Landkreise, Planungsregionen) Ebene.

- Landschaftsplanung beschäftigt sich ausschließlich mit solchen (i. d. R. öffentlichen) Dienstleistungen und Gütern, die am Markt nur unzureichend oder gar nicht berücksichtigt werden und für die deshalb ein staatlicher Vorsorgeauftrag besteht. Das Ökosystemleistungskonzept umfasst hingegen auch private Güter, wie zum Beispiel Nahrungsmittel.

- Die Partizipation von Stakeholdern bei der Auswahl der betrachteten Leistungen, der Bewertung und der Zielfestlegung kommt im Ökosystemleistungskonzept bisher weit weniger differenziert zum Einsatz als in der Landschaftsplanung, in der die Beteiligung von Öffentlichkeit und unterschiedlicher Behörden üblich ist. Darüber hinaus stellt die Landschaftsplanung wesentliche Informationsgrundlagen für die Öffentlichkeitsbeteiligung bereit.

- Ein wichtiger Bestandteil der Abschätzung von Ökosystemleistungen sind zumeist quantifizierte Abschätzungen und ökonomische Bewertungen. Die Landschaftsplanung arbeitet hingegen überwiegend mit Bewertungen auf ordinalen Skalen, die sich für die Entscheidungsunterstützung zu Landnutzungen auf lokaler und regionaler Ebene als ausreichend erwiesen haben, in denen es überwiegend um Prioritätensetzung geht. Dahinter stehen aber häufig kardinal erhobene Leistungen. Quantifizierte Abschätzungen und ökonomische Bewertungen werden – abgesehen von sehr frühen Ansätzen wie der Naturbilanz Marbach am Neckar – i. d. R. nicht für Bilanzierungen genutzt.

Das Konzept der Ökosystemleistungen ist anschlussfähig an die Landschaftsplanung und könnte diese sinnvoll weiterentwickeln (siehe Tabelle 10.2; Albert et al., 2012; Grünwald und Wende, 2013; von Haaren und Galler, 2012: 24): Einerseits behandelt die Landschaftsplanung bereits Ökosystemleistungen auf regionaler und lokaler Ebene unter dem Begriff Landschaftsfunktionen sowie der grundlegenden Schutz- oder Naturgüter. Andererseits könnte das Ökosystemleistungskonzept die Landschaftsplanung erweitern, indem nicht nur die Angebots-, sondern explizit auch die Nachfrage-Seite von Ökosystemleistungen berücksichtigt wird. Weiterhin berücksichtigt das Ökosystemleistungskonzept marktfähige

TABELLE 10.2 ▸ Neue Inhalte, Chancen und Risiken einer Integration des Ökosystemleistungskonzeptes in die Landschaftsplanung.

Neue Inhalte	Chancen	Risiken
▸ Verbesserte Darstellung und Kommunikation der Wechselwirkungen zwischen Natur und Landschaft und menschlichem Wohlergehen ▸ Quantitativ bilanzierende Darstellungen, damit Möglichkeiten zur Definition von Benchmarks (Vergleichswerten), Zielwerten und zum besseren Monitoring von Veränderungen ▸ Verwendung ökonomischer Bewertungen von Ökosystemleistungen ▸ Integration von aktuell in Anspruch genommenen marktfähigen Ökosystemleistungen	▸ Verbesserte Berücksichtigung von Ökosystemleistungen in Abwägungs- und Entscheidungsprozessen ▸ Wirkung des Ökosystemleistungskonzeptes als sogenanntes Boundary-Konzept mit dem Potenzial, die Zusammenarbeit unterschiedlicher Interessengruppen bei der Erarbeitung von Problemlösungsstrategien zu unterstützen ▸ Neue Impulse zur verbesserten Kommunikation der Bedeutung von Ökosystemleistungen für die Gesellschaft, indem z. B. an individuelle Interessen angeknüpft wird	▸ Die am Konzept der Ökosystemleistungen geäußerte Kritik (siehe Kapitel 2) könnte die Rezeption von Ökosystemleistungsinformation in der Öffentlichkeit und Politik negativ beeinflussen ▸ Die Darstellung von Marktgütern lässt ggf. die nicht marktfähigen Ökosystemleistungen in den Hintergrund treten ▸ Für die Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen sind zusätzliche Daten sowie zeitliche und finanzielle Ressourcen notwendig

ABBILDUNG 10.4 ▸ Kulturlandschaft zwischen Tuttlingen und Sigmaringen mit Bedeutung für Erholung, Inspiration und Ästhetik sowie Vertrautheit und Heimat. (Foto: Rainer Sturm / pixelio.de)

Güter explizit und nicht wie die Landschaftsplanung indirekt, z. B. über die natürliche Ertragsfähigkeit. Die ausdrückliche Berücksichtigung marktfähiger Güter könnte die Ziele der Landschaftsplanung politisch stärken und Synergien mit Landschaftsnutzern fördern. Darüber hinaus ermöglicht das Ökosystemleistungskonzept eine stärker quantitativ ausgerichtete Analyse von Wechselwirkungen (Trade-offs) zwischen den verschiedenen Ökosystemleistungen (Plieninger et al., 2010; für ein Beispiel siehe Grêt-Regamey et al., 2013) und könnte bestehende Methoden um quantitative Bilanzierungen und ökonomische Bewertungen ergänzen. Um die in Tabelle 10.2 genannten Risiken zu entkräften, ist darauf zu achten, dass eine Berücksichtigung des Ökosystemleistungskonzeptes nicht zu einer methodischen Überfrachtung der Landschaftsplanung führt. Die quantitativen Analysemethoden und bilanzierenden Ansätze des Ökosystemleistungskonzeptes könnten sowohl die Weiterentwicklung von Planungsmethoden als auch die Abwägung innerhalb planerischer Entscheidungsprozessdiskussionen befruchten, wenn es um die Aufbereitung von Landschaftsinformationen für eine Bilanzierung von ökologischen Effekten (bspw. auf der Ebene eines landwirtschaftlichen Betriebes) oder für raumübergreifende Betrachtungen und Alternativenvergleiche in Strategischen Umweltprüfungen geht. Auch die Umsetzung von Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen der Landschaftsplanung könnte beflügelt werden. Mit der Bilanzierung der Güter und der Herstellung einer Verbindung zu gesellschaftlichen Wohlfahrtswirkungen und individuellem Nutzen ist die Hoffnung verbunden, dass Bürger persönlicher angesprochen werden und der Politik eher vermittelt wird, welche anderen Politikbereiche auch von Ökosystemleistungen abhängig sind (Wirkungen auf die Gesundheit, die Sicherheit, das Wohlbefinden, spirituelle und ethische Bedürfnisse der Gesellschaft und der Einzelnen). Eine systematische Ergänzung einer aktuellen Landschaftsplanung durch Informationen zu Ökosystemleistungen könnte vorteilhaft insbesondere in Bezug auf die Übernahme von Inhalten der Landschaftsplanung in die Bauleitplanung sein. Die Wirkung der neuen Darstellungen auf die Umsetzung in verschiedenen Kontexten sollte in Forschungsvorhaben entwickelt und erprobt werden. Allerdings darf die Berücksichtigung nicht-marktfähiger Güter dabei nicht vernachlässigt werden (vgl. Tabelle 10.2). Umgekehrt könnte Landschaftsplanung methodisch erheblich zur Umsetzung des Ökosystemleistungskonzeptes auf regionaler und lokaler Ebene beitragen. Einschränkend muss erwähnt werden, dass mit der Novellierung des BNatSchG im Jahr 2009 ein »Erforderlichkeitsvorbehalt« für die Aufstellung örtlicher Landschaftspläne eingeführt wurde (§ 11 Abs. 2 Satz 1 BNatSchG) und damit die Aufstellungspflicht für örtliche Landschaftspläne wieder zurückgenommen wurde. Ein »Erforderlichkeitsvorbehalt« besteht zudem für die Fortschreibung der örtlichen und überörtlichen Landschaftsplanung (§ 9 Abs. 4 Satz 1 BNatSchG). Klare Regelungen zu Fortschreibungsintervallen in Landesnaturschutzgesetzen wären zwar denkbar, werden bisher aber nur von Bremen umgesetzt (§ 5 Abs. 7 Bremisches Naturschutzgesetz). In der Praxis erfolgt die Fortschreibung der Landschaftsrahmenpläne häufig gekoppelt an die Regionalplanung, während auf örtlicher Ebene die Erstellung und Fortschreibung der Landschaftspläne in vielen Bundesländern lückenhafter erfolgt. Die bundesweite Übersicht zur Landschaftsrahmenplanung (BfN, 2015) zeigt einerseits, dass die Landschaftsrahmenplanung quasi flächendeckend vorliegt. Die örtliche Landschaftsplanung ist nach einer aktuellen Studie allerdings nur auf 72,1 % der untersuchten Gemeindefläche umgesetzt (Stein et al., 2014). Dabei wird deutlich, dass die Planungsstände der einzelnen Bundesländer sehr unterschiedlich sind. In Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern sind laut der Stichprobe bspw. nur 28 bzw. 33 % der Gemeindeflächen mit einem Landschaftsplan ausgestattet, in Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz dagegen 82 bzw. 98 %. Auf der Ebene der Landschaftsrahmenpläne liegen in Niedersachsen Pläne für 49 von 52 Landkreisen vor, von denen 8 innerhalb der letzten 10 Jahre vollständig bzw. teilweise fortgeschrieben wurden und bei 19 die Fortschreibung begonnen wurde (NLWKN, 2015).

Insgesamt kann durch die neuen Perspektiven des Ökosystemleistungskonzeptes die Kommunikation der Ziele des Naturschutzes in der Landschaftsplanung erheblich angereichert werden. Der Beitrag des Status Quo sowie der vorgeschlagenen Ziele und Maßnahmen zum Wohlergehen von

Individuen, Gruppen oder einer Gesellschaft kann konkreter und adressatenspezifischer formuliert werden. Umgekehrt kann die Landschaftsplanung, die auf verschiedenen politischen Ebenen angesiedelt ist, ein besonders wichtiges Instrument dafür sein, um die lokalen Präferenzen der Bürger für bestimmte Ökosystemleistungen einzufangen und diese Präferenzen neben dem rechtlich vorgegebenen Rahmen für die Bewertung der Natur und stärker in der Entwicklung von Landschaften zu berücksichtigen. Die Einbeziehung von ökonomischem Sachverstand in landschaftsplanerische Erhebungen und Bewertungen sowie die Empfehlung von Umsetzungswegen eröffnet darüber hinaus die Möglichkeit, z. B. die ökonomischen Treiber der Landschaftsentwicklung besser zu erkennen und zu berücksichtigen sowie die Umsetzungsrelevanz zu verbessern.

Forschungsbedarf besteht hinsichtlich geeigneter Methoden und Standardwerte für quantitative Analysen (bspw. Energieproduktion, Menge an Grundwasserneubildung, siehe auch Kühne, 2014), hinsichtlich ökonomischer Bewertungen von Leistungen von Natur und Landschaft sowie hinsichtlich empirischer Erkenntnisse zu Vor- und Nachteilen des Einsatzes in der Landschaftsplanung.

10.4 VERKEHRSPLANUNG

Der Bundesverkehrswegeplan (BVWP) und die Bedarfspläne Straße und Schiene sind Instrumente zur Mittelallokation für den Ausbau des Bundesverkehrswegenetzes in Deutschland. Der Ausbau des Verkehrsnetzes in Deutschland gilt als besonderer Beitrag zur Entwicklung ländlicher Räume. Die Durchführung der Planung folgt einem Verfahren mit den Schritten der Szenarienentwicklung, Durchführung von Prognosen zum Verkehrstrend in Deutschland, der Überarbeitung und Modernisierung von Bewertungsmethoden und der Überprüfung des Verkehrsnetzes. Auf diesen Grundlagen erfolgen Einzelprojektanmeldungen und Projektdefinitionen, die Bewertung von Projekten sowie die Bestimmung des vordringlichen oder weiteren Bedarfs unter Berücksichtigung des finanziellen und des umweltpolitischen Rahmens vor allem im Zusammenhang mit der Strategischen Umweltprüfung. Die Ergebnisse dieser fachlichen Schritte werden zudem einer informellen Prüfung durch andere Ressorts, durch die Bundesländer und durch NGOs unterzogen und münden in der Entscheidung im Kabinett zum Bundesverkehrswegeplan und schließlich in einem Gesetzgebungsverfahren im Parlament (Günnewig et al., 2009).

Innerhalb der verschiedenen Stufen dieses Planungsverfahrens fließen bisher bereits umweltbezogene Informationen ein, die im Planungsprozess berücksichtigt werden, wobei sich dies auf den derzeit gültigen BVWP 2003 bezieht. So werden bereits in den verschiedenen Verkehrsentwicklungsszenarien Grundannahmen, z. B. zur Besteuerung, getroffen, die auch Einfluss auf die Nutzung natürlicher Ressourcen, auf den »Landschaftsverbrauch« oder auch auf den Lärm-, Luftschadstoff- und CO_2-Ausstoß haben können. Je nachdem, welches Verkehrsentwicklungsszenario in den weiteren Planungen als Grundlagenszenario ausgewählt wird, so hat dies auch entsprechende Implikationen für die Inanspruchnahme von Leistungen von Natur und Landschaft. Die Szenarioentwicklung und -auswahl erfolgt jedoch auf einem sehr abstrakten Maßstab, der (bisher) noch keine konkretere Einbindung aller Ökosystemleistungen aufzeigt.

Eine dezidierte Auseinandersetzung mit Ökosystemleistungen könnte jedoch für den Schritt der Bewertung von Infrastrukturprojekten besonders relevant werden, da hier bereits umfassendere Beurteilungen eines Nutzen-/Kostenverhältnisses, eine Umweltrisikoeinschätzung, eine Raumwirksamkeitsanalyse sowie eine FFH-Verträglichkeitseinschätzung (Wende et al., 2004) durchgeführt werden und damit – zumindest theoretisch – die Bewertung eines »Verbrauchs« von Leistungen, die die Umwelt bzw. Ökosysteme zur Verfügung stellen, vorgenommen werden könnte. Die Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) gilt als ein quantitatives, monetarisierendes Bewertungsverfahren, wohingegen die Raumwirksamkeitsanalyse und die Umweltrisikoeinschätzung separate qualitative Bewertungsbausteine darstellen, die (bisher) nicht monetarisiert ausgedrückt werden (Günnewig et al., 2009). Die Möglichkeit einer umfassenderen und nicht allein monetarisierenden Kosten-Nutzen-Analyse wird aber bspw. in Petry et al. (2005) ausführlich diskutiert. Dort wird ein Vorschlag erarbeitet, der gerade nicht eine umfassende KNA erfordert, d. h. die intangiblen Kosten und Nutzen werden auch auf andere Weise als nur monetarisiert, aber dennoch umfassend berücksichtigt. Unabhängig von der Frage der Monetarisierbarkeit gilt in jedem Fall, dass die Umweltbelange künftig einen gleichen Stellenwert wie andere – z. B. wirtschaftliche – Belange erhalten müssen. Die Kosten-Nutzen-Analyse ermittelt ein Verhältnis der prognostizierten Investitionskosten zu den aus dem Vorhaben resultierenden Wirkungen als Ausdruck der Wirtschaftlichkeit eines bewerteten Vorhabens. Monetarisierbare umweltrelevante Sachverhalte beeinflussen das Kosten-Nutzen-Verhältnis als »Entlastung der Umwelt«. Die Bewertung dieser Sachverhalte erfolgt anhand der Nutzenkomponenten Lärm und Abgase (auch CO_2), aber auch durch das Kriterium »Verminderung innerörtlicher Trennwirkungen«.

Die Umweltrisikoeinschätzung baut hingegen auf den Schutzgütern des UVP-Gesetzes (Köppel et al., 2004; § 2 UVPG, Fassung 2003) auf (vgl. Kapitel 10.10) und berücksichtigt Menschen, Tiere, Pflanzen, Boden, Wasser, Luft, Klima, Landschaft, Kultur- und sonstige Sachgüter und deren Wechselwirkungen, die zunächst einmal nicht direkt gleichzusetzen sind mit Ökosystemleistungen (Grunewald und Bastian, 2013). Die Schutzgüter werden entsprechend der Maßstabsebene und der Vielzahl von Einzelprojekten im BVWP zu sogenannten Schutzgutkomplexen aggregiert und bundesweit gültigen sowie landesspezifischen Schutzgebieten bzw. sonstigen umweltrelevanten Raumkategorien als Raumwiderstandskriterien zugeordnet. Die FFH-Verträglichkeitseinschätzung ergänzt diese qualitativen Informationen um Belange von Natura 2000. Letztlich erfolgt auf diesen Umwelt- und Naturinformationen jedoch nur eine lokal oder regional qualitative Einschätzung der Umweltauswirkungen der jeweiligen Einzelprojekte. Eine summarische Saldierung einzelner Umweltwirkungen (etwa der Carbon Footprint etc.) oder gar einer Inanspruchnahme von Ökosystemleistungen auf Ebene des Gesamtplanes erfolgt (noch) nicht und es besteht die Frage, ob diese überhaupt bereits methodisch valide geleistet werden kann.

Ziel der Anwendung des Ökosystemleistungskonzeptes im Kontext der BVWP muss es sein, die gesamthaften Auswirkungen des Plans zumindest grob abzuschätzen (so z. B. den Gesamtflächenverbrauch (Rettschlag, 2013), die Gesamtversiegelung oder -zerschneidung (Hänel und Reck, 2011), die Inanspruchnahme von Biotopflächen oder auch die Beeinträchtigung dieser Flächen durch Emissionen). Eine solche gesamthafte Betrachtung ist in der Konzeption zum neuen BVWP zumindest bis jetzt vorgesehen. Diesen Flächen müssten dann theoretische Werte zumindest einer mittleren Ökosystemleistung pro ha zugeordnet werden, so z. B. mittlere Werte für die Leistungen des Erosionswiderstandes pro ha (Grünwald und Wende, 2013), mittlere Werte für biotische Ertragsleistungen, mittlere Werte für Erholungsleistungen von Landschaften, mittlere Werte für Retentionsleistungen oder auch mittlere Werte für die Ausstattung mit biologischer Vielfalt (z. B. abgeleitet aus Zahlungsbereitschaftsanalysen). Daraus lässt sich eine projektbezogene aber auch die Gesamtheit aller Projekte betreffende Bilanz des Verlustes oder der Beeinträchtigung von Ökosystemleistungen in monetarisierter Form ermitteln. Dafür müsste aber der BVWP insgesamt eher als Gesamtverkehrsnetzplanung betrachtet werden. In jedem Fall muss in Zukunft verhindert werden, dass die »Nicht-Versorgungsleistungen« und die »nicht-wirtschaftlichen Vorteile« zu kurz kommen. Der Vorteil, auch mit all den offenen Fragen bezüglich der Reliabilität dieses Vorgehens, wäre ein Bewertungskonzept, welches – zumindest ansatzweise – dem wirtschaftlichen Nutzen des Ausbaus der Verkehrsinfrastruktur dann auch umfassender die ökologischen Kosten gegenüberstellt und nicht nur einen Ausschnitt bestimmter Ökosystemleistungen. Ein weiterer Vorteil einer monetarisierten Bewertung ist, dass dann Plan- und Programm-Alternativen zumindest relativ untereinander priorisiert werden könnten, auch wenn sich bestimmte Bestandteile des Naturhaushaltes und des Landschaftsbildes auch in Zukunft einer Monetarisierung entziehen werden. Eine solche Bewertung würde aber unter Umständen zu dem Nachteil führen, dass dies für beteiligte Behörden, wie bspw. das Bundesamt für Naturschutz, u. a. einen Verlust eines stärkeren Einspruchsrechts bei Trassen mit sehr hohen Umweltwirkungen (Ausschlusskriterien wie FFH etc.) bedeuten könnte.

10.5 GRÜNE INFRASTRUKTUR

10.5.1 Was ist »Grüne Infrastruktur«?

»Grüne Infrastruktur liefert die räumlichen Voraussetzungen dafür, dass unsere Gesellschaft die vielfältigen Leistungen funktionierender Ökosysteme nachhaltig zu nutzen vermag« (Fritz, 2013). Von der Europäischen Kommission wurde der Begriff Grüne Infrastruktur mit einem umfassenden Entwicklungsauftrag verbunden, der die Systemleistungen naturnaher Flächen sowie die Aufwertung des Naturkapitals durch ökologische Netze (z. B. Bloemmen und van der Sluis, 2004) in den Vordergrund stellt. Bestandteile von Grünen Infrastrukturen sind z. B. Schutzgebiete oder Wälder bzw. naturnahe Forste oder (zu entwickelnde) breite Verbundachsen bzw. Lebensraumkorridore; Grüne Infrastrukturen sind aber auch Grünbrücken, Hecken, Blühstreifen, Magerwiesen oder Parks. Im Wesentlichen geht es um unversiegelte Flächen, die nicht prioritär der Biomasseproduktion dienen (diese insgesamt aber durchaus absichern können). Mittlerweile werden selbst technische Aspekte des Gebäudebaus in das nunmehr weit gefasste Ideengerüst »Grüner Infrastrukturen« integriert (EC, 2013b). Ob diese breite, eklektisch anmutende Herangehensweise der Kommission zu bewältigbaren, integrativen Gesamtkonzepten führen wird, die in absehbarer Zeit in ein robustes Netzwerk Grüner Infrastruktur als Grundlage für zahlreiche Ökosystemleistungen münden oder ob die breite Herangehensweise zu einem Verschleiß des Begriffes als konsequenzfreies Füllwort von Anträgen führt, wird von der Bereitstellung unmittelbarer Fördermittel und v. a. von der Integration als bestimmender Faktor der Agrar-, Verkehrs- oder Wirtschaftsförderung abhängig sein.

Ein wichtiger Ursprung des Ansatzes der Grünen Infrastrukturen ist der ungenügende Erfolg bisheriger Bemühungen, die Biologische Vielfalt zu sichern; diese haben zwar die Geschwindigkeit weiterer Verluste gebremst aber noch keine Trendumkehr ermöglicht. Die Ziele der Biodiversitätskonvention können nur durch eine prozessorientierte, objektübergreifende bzw. ökosystemare Landschafts- und Wirtschaftsentwicklung erreicht werden und nur durch das planvolle Nutzen und Einfordern der vielen möglichen und oft kostensparenden Synergieeffekte. Solche ergeben sich in Wiesen- und Weidegebieten oder in solchen Wirtschaftswäldern, die gleichgewichtig sowohl die nachhaltige Produktion als auch die nachhaltige Sicherung der Artenvielfalt oder des Erlebniswertes zum Ziel haben. Positive Synergien lassen sich auch zwischen der Entwicklung von Verkehrs(begleit)flächen, von Energietrassen, dem Hochwasserschutz, der Erholungsinfrastruktur mit der Bereitstellung von Lebensräumen für Mensch und Natur entwickeln. Notwendig dazu ist eine kohärent oder zumindest koordiniert zueinander entwickelte Raumordnung und Aufgabenbeschreibung für unversiegelte Flächen, die nicht prioritär der Biomasseproduktion dienen (Sicherung, Weiter- und Neuentwicklung) – ein Ideal, das der deutschen Landschafts- und Gesamtplanung seit langem zugrunde liegt. Dabei soll natürlichen Prozessen gezielt ausreichend Raum gegeben werden: Natürliche Prozesse sollen verstärkt zugelassen oder so gesteuert werden, dass die erwünschten Leistungen möglichst kostensparend oder gewinnbringend selbstorganisiert erfüllt werden.

Klar zuordenbare Bausteine von Grünen Infrastrukturen sind bspw. Grünbrücken, optimiertes Verkehrsbegleitgrün, Blühstreifen, Lebensraumkorridore, (renaturierte) Auen oder innerstädtisches Grün vom Park über die Verkehrsinsel bis hin zur Fassadenbegrünung.

Ambivalent ist dagegen die Zuordnung etlicher »grüner« Nutzungen:

- Ist Dauergrünland (als Grüne Infrastruktur) per se gegenüber Ackernutzung förderungswürdig?
- Brauchen (oder sind) Wirtschaftswälder Grüne Infrastruktur?

10.5.2 Die gesellschaftliche Bedeutung von Grüner Infrastruktur

Grüne Infrastruktur hat eine erhebliche kulturelle und (überwiegend nicht quantifizierte) ökonomische Konnotation. Grünbrücken und Grünstreifenbrücken sind an Konfliktstellen

INFOBOX 10.1

Grüne Infrastruktur in Kürze: Ziel- und Maßnahmenbeispiele

Übergeordnetes Ziel von Grüner Infrastruktur ist die effiziente Sicherung und Verbesserung der Umwelt für Menschen (Wohlergehen) und die Bewahrung der Biologischen Vielfalt durch möglichst weitgehende Selbstorganisation (z. B. Müller et al., 1997) auf kohärent zueinander gelegenen, unversiegelten Flächen.

Teilziele reichen von der Wiederherstellung ausreichender Filter- und Pufferkapazitäten (grüne Lungen in Städten, Abstandsflächen, Hochwasserschutz), der Gestaltung von Stadt- und Landschaftsbild, der Naturerholung und des Naturerlebnisses, der Sicherung ausreichender Bestäuberdichten (u. a. Wildbienen) bis hin zur Sicherung wandernder oder besonders gefährdeter Arten (Lebensraumkorridore und Schutzgebietssysteme).

Maßnahmentypen (siehe auch EC, 2013b) sind bspw. die Sicherung und Entwicklung:

- von breiten Lebensraumkorridoren und von Querungshilfen zwischen Kerngebieten des Naturschutzes, die die Anforderungen des Populationsverbundes und der (Wieder-)Ausbreitung schutzbedürftiger Arten mit den Anforderungen an unzerschnittene Erholungsräume und an attraktive Angebote für nicht motorisierte Fortbewegung sowie mit Anforderungen an die Stoffretention erfüllen und größtmögliche weitere Nutzungen erlauben (z. B. zielkonforme Biomassenentnahme),
- grüner Netze und Trittsteine in Siedlungen sowie entlang von Schnellverkehrswegen (Blumenwiesen an der Ampel),
- schmaler Kraut- und Gehölzstreifen in Agrar- und Forstflächen (Landschaftbild, Nützlingsförderung, Erosionsschutz, Artrefugien, Pufferung zwischen konfliktären Zielen (z. B. Biber-breite Gewässerrandstreifen),
- von privatem Siedlungsgrün als Baustein im Gesamtkonzept und als Beitrag für ein gesundes (soziales) Klima.

mit ökologischen Netzen unerlässlich zur Sicherung ökologischer Funktionen über Verkehrswege hinweg, im Verbund mit optimierter Straßenrandgestaltung und (lokal) mit Wildschutzzäunen sind sie aber auch ein wichtiger Beitrag zur Reduktion von Wildunfällen (BMU, 2012a), die in der BRD im Jahr 2012 583 Mio. € Sachschaden verursachten (GDV, 2013). Weitaus größerer Nutzen kann durch Grüne Infrastruktur in Städten erreicht werden, die ins Umland weiter geführt wird und Siedlungen verbindet und z. B. barrierefreies Wandern und Radeln im Grünen ermöglicht (siehe auch den demnächst erscheinenden Naturkapital Deutschland-Bericht zu Ökosystemleistungen in der Stadt); Nutzwertbeispiele sind:

- Unmittelbare Förderung der Gesundheit
- Minderung psychosozialer Konflikte, Beitrag zur Gewaltprävention
- Voraussetzung für einen umwelt- und budgetschonenden Verkehrsmittelwechsel (s. u.).

Der Großteil der Ökosystemleistungen Grüner Infrastrukturen ist marktrelevant bzw. ökonomisch bedeutsam, aber nur selten ist Grüne Infrastruktur unmittelbar marktfähig. Die meisten der ökonomischen Vorteile sind derzeit unabschätzbar aber, wie bspw. die Wertsteigerung von nah zu Grünen Infrastrukturen gelegenen Immobilien (Penn-Bressel, 2001), hoch relevant. Beträge für andere Nutzwerte sind zumindest beispielhaft ermittelt, wie die Kostenersparnis für Hochwasserschutz und Stoffretention durch Auenrenaturierung. So wird im Bereich der von der Europäischen Kommission 2013 als Bsp. angegebenen Humbermündung ein Gesamtgewinn von 14 Mio. € durch die Renaturierung von 440 ha Ackerland ausgewiesen. Viele Teilnutzen aber, wie z. B. Edelfischvorkommen oder der Badewert in renaturierten Flüssen und anderen sauberen Gewässern, sind noch kaum monetarisiert.

10.5.3 Die vordringlichste Planungsaufgabe: ein Gesamtkonzept »Grüne Infrastruktur«

Ein Gesamtkonzept »Grüne Infrastruktur« sollte, aufeinander abgestimmt, zukünftige räumliche Anforderungen zur Sicherung schutzbedürftiger und schützenswerter Ökosysteme und der Stoffretention sowie räumliche Anforderungen

INFOBOX 10.2

Flächeneffiziente Wiedervernetzung für alle von Fragmentierung betroffenen Arten

Wiedervernetzung besteht aus der Gestaltung von Querungshilfen an linearen, technischen Barrieren im Verbund mit der Sicherung, Optimierung oder Entwicklung von Lebensraumkorridoren, die Kernflächen des Naturschutzes großräumig miteinander vernetzen.

Abgesehen vielleicht von Auen oder Bergketten sind solche Korridore oder ökologischen Netze artifizielle Zweck-Gebilde. Anders als in der Naturlandschaft, in der flächendeckende Lebensraummosaike anzutreffen waren, müssen Naturschutzflächen unter den Bedingungen allfälliger Zielkonflikte und extremer Flächenkonkurrenz mit industrieller Landnutzung effizient zueinander angeordnet werden, um die heimischen Arten nachhaltig bewahren zu können. Dabei soll auch das Abstandsgrün gewinnbringend genutzt werden (Wiedervernetzung auch entlang von technischer Infrastruktur).

Wiedervernetzung ist deshalb dringend notwendig, weil viele Einzelbiotope, vor allem aber die funktionalen Zusammenhänge zwischen verbliebenen, artenreichen Lebensräumen oder den Lebensräumen der besonders schutzbedürftigen Arten Deutschlands, zunehmend zerschnitten oder verinselt sind. Die jeweiligen Populationen und Ökosysteme sind zu klein geworden oder zu vereinzelt, um die regionale Artenvielfalt dauerhaft sichern zu können (Settele et al., 1996). Eine wesentliche Ursache sind die leistungsfähigen Verkehrsschneisen sowie das enorme Verkehrsaufkommen. Diese bewirken eine hohe Zahl von Verkehrsopfern einerseits und ein dichtes Netz oft unüberwindbarer Barrieren andererseits. Verstärkt werden die Barriereeffekte durch zusammenwachsende Siedlungsbänder; so gibt es zwischen Hamburg und Lübeck, d. h. zwischen Dänemark/Schleswig-Holstein und dem restlichen Mitteleuropa, nur zwei Orte (Korridore), an denen ohne Siedlungsrückbau noch eine überörtlich wirksame Vernetzung von Waldökosystemen möglich wäre.

Die Sicherung verbliebener, essenzieller Freiräume und die Vermeidung weiterer erheblicher Zerschneidungsfolgen sowie die Sanierung zerschnittener Lebensraumnetze ist deshalb eine vordringliche Aufgabe der Verkehrs- und Siedlungsentwicklung.

von Naherholung und Naturtourismus unter Einbezug der Potenziale technischer Infrastruktur darstellen. Dazu gehört die Verknüpfung des Schutzgebietssystems (z. B. Natura 2000) mit dem Lebensraumverbund und der Wiedervernetzung über Barrieren hinweg. Neben einem länder- und staatenübergreifenden Rahmen sind länderspezifische Wiedervernetzungsprogramme, wie sie in einigen Bundesländern bereits vorliegen, erforderlich. Das Bereitstellen eines integrativen Fachbeitrags Grüner Infrastrukturen für die (oder im Rahmen der) bestehenden Planungsinstrumente, insbesondere die Landschaftsplanung, ist eine allfällige Innovation, die aber um eine länderübergreifende Rahmenskizze ergänzt werden müsste. Europaweit wird »ein strategisch geplantes Netzwerk natürlicher und naturnaher Flächen mit unterschiedlichen Umweltmerkmalen [gefordert], das mit Blick auf die Bereitstellung eines breiten Spektrums an Ökosystemleistungen angelegt ist und bewirtschaftet wird und terrestrische und aquatische Ökosysteme sowie andere physische Elemente in Land- (einschließlich Küsten-) und Meeresgebieten umfasst« (EC, 2013a).

INFOBOX 10.3

Entwurfsgeschwindigkeiten für Straßen
(Quelle: nach Koch et al., 2012.)

Die Entwurfsgeschwindigkeit dient der bautechnischen Bemessung der Straßenführung und bestimmt z. B. den Krümmungsverlauf von Kurven. Mit den derzeit in Deutschland meist sehr hohen Entwurfs- bzw. Verkehrsgeschwindigkeiten sind erhebliche Konflikte mit Belangen der Sicherung von Gesundheit und Biodiversität und der Erfüllung von Klimazielen verknüpft und ebenso Konflikte mit dem Ziel der Begrenzung der Flächeninanspruchnahme. Die Prüfung auf bzw. Bilanzierung von Möglichkeiten zur Begrenzung der (Entwurfs-)Geschwindigkeiten aufs Notwendigste wäre ein naheliegender und wesentlicher Beitrag zur Risikominderung, denn die Verkehrsgeschwindigkeit beeinflusst das Unfallgeschehen, die stoffliche Emissionslast und (auch baubedingt!) den Energieverbrauch sowie energetische Emissionen wie den Verkehrslärm und sie hat diesbezüglich strategische Auswirkungen auf die Reifenhärte und den damit verbundenen Lärm in ganz Europa. Auch der Flächenverbrauch (geschwindigkeitsabhängiger Fahrbahnquerschnitt) und damit die Baukosten, die Abwassermengen (der Fahrbahnquerschnitt bestimmt die Abflussmenge) und die Anpassungsfähigkeit an die Landschaft (die Zahl und die Radien von Kurvenverläufen) wird von der Verkehrsgeschwindigkeit bestimmt, genauso wie die anlage- und betriebsbedingten Barrierewirkungen. Hinzu kommt, dass mit hoher Verkehrsgeschwindigkeit das Mortalitätsrisiko querender Organismen steigt. Diesbezügliche Kosten- und Flächeneinsparungen könnten unmittelbar in begleitende Grüne Infrastruktur investiert werden. All dies erfordert jedoch die Einführung von Standards zur Beachtung der Entwurfsgeschwindigkeit einerseits und von Grüner Infrastruktur andererseits in Umweltprüfungen. So sollte bei jeder Neubau-, Ausbau- oder Sanierungsmaßnahme mindestens ein bilanzierender Vergleich der Umweltwirkungen und der damit verbundenen Kosten für die Plan- und Standardalternative durchgeführt werden. Der Alternativenvergleich betrifft die mit bestehenden oder geplanten Entwurfsgeschwindigkeiten korrelierten Wirkungen mit denen, die bei Vergleichs- bzw. Zielgeschwindigkeiten von ca. 90 km/h auf Land- und Bundesstraßen bzw. 120 km/h auf Autobahnen verbleiben. Vergleichskriterien sind:

- der Flächenbedarf (und die Kosten) für Bauwerke und die Unterhaltung der Bauwerke,
- der Flächenbedarf für Kompensationsmaßnahmen,
- die von Nährstoff- und Schadstoffimmission belasteten Flächen (klassifizierte Belastungsbänder) und der Kraftstoffverbrauch,
- die von Lärmimmissionen belasteten Flächen (klassifizierte Belastungsbänder),
- die in den Belastungsbändern befindliche Fläche schutzwürdiger Lebensräume,
- das Vorkommen von repräsentativen Zielarten in den Belastungsbändern,
- die Barrierewirkung für repräsentative Arten der betroffenen Lebensraumnetze und
- die Mortalität für repräsentative Arten betroffener Lebensraumnetze.

Ergänzend zu einer aufeinander abgestimmten und damit flächeneffizienten Sicherung von Kernflächen des Naturschutzes (Schutzgebiete, unzerschnittene Funktionsräume) und von Biotopverbundachsen bzw. prioritären Migrationskorridoren »quer« zu Siedlungsbändern und zum Schnellverkehr sollen die zahlreichen Chancen zur Lebensraumverbesserung für Mensch und Natur bei der Entwicklung von Industrieflächen, in Verdichtungsgebieten und entlang von Hauptverkehrsachsen genutzt werden. Die ergänzende und dann meist kostensparende Gestaltung öffentlichen Grüns für Verbundzwecke, insbesondere des Verkehrsbegleit- und des Abstandsgrüns, hat sowohl ästhetisch wertvolle Komponenten als auch – nach der zwischenzeitlich erfolgten drastischen Reduktion der Schwermetallbelastung – große Potenziale als Lebensraum. Allein das Begleitgrün dürfte nach Daten zur Flächenstatistik aus Deggau (2006) bzw. Knoll (2006) und unter Hinzuziehung der statistisch nicht erfassten Verkehrsbegleitflächen von weniger als 3 m Breite sowie von Siedlungs- und Wasserstraßengrün 1,5 bis 2 mal so viel Fläche umfassen, wie alle terrestrischen Naturschutzgebiete zusammen. Die Einbindung der öffentlichen Forstflächen ist eine weitere entscheidende Komponente (Naturwaldbänder und naturnahe Waldränder zwischen und entlang von produktiven Forsten), denn selbst der ökologisch optimierte Wirtschaftswald benötigt erhebliche Anteile Grüner Infrastrukturen zur Erfüllung ausreichender Lebensraum- und Erholungsfunktionen.

Eine integrative Entwicklung von Infrastruktur und Flächen für den »langsamen Verkehr« (Radeln, Wandern, Spazierengehen) entlang von Naturerlebnisbändern und -ketten inkl. regelmäßig zugänglicher, sauberer Fließgewässer mit natürlichen Ufern fördert nachhaltig das Wohlbefinden und den Tourismus. Schließlich sind reformierte Ausbau- und Straßennutzungsprinzipien für den langsamen Verkehr und den Kfz-Verkehr (veränderte Ausbaustandards, reduzierte Entwurfsgeschwindigkeiten siehe Infobox 10.3) ergänzende Bestandteile. Eine Umsetzung der für das Ökosystemleistungskonzept erforderlichen ökonomisch-ökologischen Bilanzierung würde dabei jeweils anstehende Entscheidungen erheblich verbessern können.

Der ökosystemare (Stichwort: Selbstorganisation), leistungsbezogene Ansatz der Europäischen Kommission verlangt auch Änderungen in der Raumordnung: Flächen zur Funktionssicherung (ggf. als multifunktionale anstelle von monofunktionalen Vorrangflächen) sollten dabei als flexibles, neues Element eine ausgeglichene Mehrzieloptimierung bei der Entwicklung »Grüner Infrastruktur« erleichtern. Die Flexibilisierung der Maßgaben für Vorranggebiete bzw. deren Ergänzung um funktionsorientierte Ansätze kann unnötige Konfliktsituationen bzw. ausschließliche Festlegungen vermeiden. Bspw. müssen nicht alle notwendigen Flächen im Ökosystemverbund ausschließlich Vorrangflächen für den Naturschutz sein; es sei denn, sie werden komplett von gefährdeten Biotopen eingenommen. Der Leistungs- oder Funktionsbezug wird durch Vorrangflächen zur Funktionssicherung gestärkt. Dabei leitet sich die Qualität von Flächen für die Vernetzung von Ökosystemen aus deren Lage, Dimension und Qualität ab, wobei sich diese Merkmale in ihrer Wirkung kompensieren können. Durch die Ausweisung von Funktionsflächen bspw. für die Sicherung des ökosystemaren Verbunds (Sicherung der Funktion im Raum – nicht aber einer genau abgegrenzten Fläche) kann eine Entwicklung von technischer Infrastruktur auf funktionsbezogenen Vorrangflächen im Verbund mit Grünen Infrastrukturen ermöglicht werden, indem die grundlegenden Funktionen, z. B. durch lebensraumverbessernde Maßnahmen, sichergestellt werden. Mit einem solchen, flexiblen Raumordnungselement ließen sich bundes- und landesweit kohärente, funktionsfähige Konzepte für Grüne Infrastruktur und die nachhaltige Sicherung notwendiger ökologischer Austauschbeziehungen im Einklang mit anderen Anforderungen darstellen (Reck, 2013).

Strategien und Maßnahmen zur Entwicklung von Grünen Infrastrukturen müssen zentrale Bestandteile insbesondere von Landesentwicklungs-, Regional- und Flächennutzungsplänen, aber auch einer länderübergreifenden Planung werden. Die Umsetzung des Konzepts der Ökosystemleistungen ist auf eine funktionsbezogene Raumordnung angewiesen und die Stärkung und Neuschaffung von Grünen Infrastrukturen ist geeignet, Ökosystemleistungen erheblich zu optimieren.

10.6 ALLGEMEINVERBINDLICHE MINDESTSTANDARDS FÜR DIE LAND-, FORST- UND FISCHEREIWIRTSCHAFT IM ORDNUNGSRECHT ZUR SICHERSTELLUNG EINER NACHHALTIGEN NUTZUNG VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft nutzen Ökosystemleistungen, um marktfähige Güter zu erzeugen (vgl. UK, 2011). Die Trennung zwischen Ökosystemleistungen und Gütern ist dabei fließend. Ebenfalls fließend ist in den anthropogen überformten Kulturlandschaften das Verhältnis von Nutzung und Förderung von Ökosystemleistungen zur Übernutzung und Degradation derselben (siehe Kapitel 5). Die Agrar-, Forst- und Fischereipolitik versucht diese Landnutzungen v. a.

durch drei Instrumente zu steuern: (a) allgemeinverbindliche Mindeststandards im Ordnungsrecht, (b) ökologische Bewirtschaftungsanforderungen bei Direktzahlungen (nur für Landwirte) und (c) Honorierung positiver ökologischer Leistungen durch z. B. Agrarumweltmaßnahmen. Im folgenden Abschnitt werden die land-, forst- und fischereiwirtschaftlichen Mindestanforderungen des deutschen Umwelt- und Fachrechts vorgestellt. Auch wenn diese ordnungsrechtlichen Pflichten nicht explizit auf das vergleichsweise neue Konzept der Ökosystemleistungen Bezug nehmen, bezwecken sie im Kern den Schutz und Erhalt von Ökosystemfunktionen sowie die nachhaltige Nutzung von Ökosystemleistungen bei der land-, forst- und fischereiwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Deutlich wird dies insbesondere in den allgemeiner formulierten Grundsätzen zur guten fachlichen Praxis der Landwirtschaft im Bodenschutz- und Naturschutzrecht, aber auch bei den Zielen einer ordnungsgemäßen und nachhaltigen Waldbewirtschaftung im Forstrecht. Nachhaltigkeit bedeutet hierbei v. a., dass die Ökosysteme mit ihren Funktionen und Leistungen so wenig wie für die Bewirtschaftung nötig beeinträchtigt werden und die Inanspruchnahme der Ökosystemleistungen möglichst im Rahmen der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes verbleibt. Da die drei genannten Landnutzungsformen eine große Bandbreite an Ökosystemleistungen nutzen und viele Ökosystemfunktionen beeinflussen, können allgemeinverbindliche Mindeststandards auch für eine große Vielzahl von Ökosystemleistungen und Ökosystemfunktionen positive Wirkungen haben. Letzteres gilt auch für die nicht von der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft genutzten Ökosystemleistungen (z. B. Wasserrückhalt, Kohlenstoffbindung).

Nicht nur ökonomische Instrumente (z. B. Steuern und Abgaben, Zertifikate), sondern auch das Ordnungs- und Planungsrecht können Verursacherverantwortung adressieren, indem sie u. a. mittels verbindlicher Festsetzungen den Handlungsrahmen der Verursacher begrenzen und ihnen damit die entsprechenden Kosten für die Vermeidung oder Unterlassung bestimmter Handlungen oder Folgen auferlegen. Im Umweltrecht ist dabei wie im allgemeinen Polizeirecht anerkannt, dass grundsätzlich der Verursacher einer Gefahr oder eines Risikos hauptverantwortlich ist (Kloepfer, 2004; Kluth und Smeddinck, 2013). Der Handlungs- und Zustandsstörer ist hierbei vorrangiger Adressat rechtlicher Pflichten zur Begrenzung von Gefahren bzw. zur Beseitigung entstandener Schäden. Ordnungsrechtliche Mindeststandards für die Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft weisen die Verursacherverantwortung dem einzelnen Landnutzer zu. Im Rahmen der vom Bundesverfassungsgericht entwickelten Anforderungen an die Verhältnismäßigkeit kann der Staat aber Grundrechte beschränken (Bundesverfassungsgericht, 2004; Sachs 2011: Artikel 20 Rn. 149 f.). Dies gilt insbesondere für den Schutz des Grundeigentums, da dieses aufgrund seiner Situationsgebundenheit in hohem Maße sozialpflichtig im Sinne von Artikel 14 Abs. 2 Grundgesetz ist (Bundesverfassungsgericht, 1967; Bundesverfassungsgericht, 2001).

Gegenüber den beihilferechtlichen Bewirtschaftungsanforderungen, wie sie v. a. hinsichtlich der Landwirtschaft im Zusammenhang mit den Direktzahlungen durch den Europäischen Gesetzgeber festgesetzt wurden (sogenannte Cross Compliance- und Greening-Anforderungen), haben ordnungsrechtliche Anforderungen den Vorteil, dass sich kein Landnutzer aufgrund seiner wirtschaftlichen Stärke der Regelung und dem dahinter stehenden Lenkungszweck entziehen kann. Des Weiteren kennt das Ordnungsrecht eine Vielzahl unterstützender Vollzugsinstrumente wie behördliche Kontroll- und Anordnungsbefugnisse, Anzeige- und Genehmigungspflichten, Verwaltungszwang sowie Ordnungswidrigkeits- und Straftatbestände. Da verhältnismäßige ordnungsrechtliche Ge- und Verbote ohne finanziellen Ausgleich zu befolgen sind, fallen staatlicherseits nur die Kosten für die Überwachung und gegebenenfalls Genehmigungsverfahren an. Ordnungsrechtliche Bewirtschaftungsanforderungen sind daher – konsequent vollzogen – oftmals nicht nur effektiver, sondern insgesamt für den Staat günstiger und damit effizienter als beihilferechtliche Auflagen. Das Ordnungsrecht eignet sich, ergänzt um planungsrechtliche Festlegungen, deshalb gut für allgemeinverbindliche Mindeststandards. Demgegenüber sollten Beihilfen, welche dem Gemeinlastprinzip dienen, nicht als allgemeines Instrument zur Erreichung ökologischer Mindeststandards, sondern nur zur Unterstützung entsprechender Standards eingesetzt werden (z. B. durch Förderung der Umstellung, neuer Techniken und Verfahren, von Beratungen). Hiervon zu unterscheiden ist die Honorierung positiver Umweltleistungen, die über ein bloßes Unterlassen von Beeinträchtigungen hinausgehen und von der Allgemeinheit als Nutzer zu tragen ist. Insgesamt besteht beim Vergleich von ordnungs- und beihilferechtlichen Lenkungsinstrumenten dringender, v. a. volkswirtschaftlicher Klärungsbedarf (vgl. Möckel et al., 2014: 357 f.).

Im Ordnungsrecht bestehen gegenwärtig aufgrund der Unterschiede zwischen Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft hinsichtlich der Art und Weise sowie der Intensität der Bewirtschaftung verschiedene Mindeststandards mit landnutzungsspezifischen Regelungen. Hiervon unterscheiden sich noch einmal die Mindestanforderungen an Industrieanlagen,

wo hinsichtlich des Umweltschutzes der beste Stand der Technik bzw. die beste verfügbare Technik zu verwenden ist. Demgegenüber beziehen sich die ordnungsrechtlichen Anforderungen an die Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft in erster Linie auf Techniken und Bewirtschaftungsweisen, die schon allgemein anerkannt und von den informierten Land-, Forst- und Fischereiwirten üblicherweise verwendet werden (vgl. BMELF, 2000; Agena, 2012). Ob dieser Standard genügt, die Breite der Ökosystemleistungen im ländlichen Raum dauerhaft qualitativ und quantitativ zu sichern, erscheint fraglich, da die Ökosysteme weiterhin teilweise stark überformt, intensiv genutzt und in Folge dessen auch erheblich beeinträchtigt werden. Dies gilt insbesondere für die agrarisch dominierten Ökosysteme. Insofern stellt sich die Frage nach Verbesserungsmöglichkeiten bei den diesbezüglichen ordnungsrechtlichen Mindestanforderungen.

Diese verteilen sich über mehrere Gesetze und Gesetzesebenen (Möckel, 2014). Im landnutzungsbezogenen Fachrecht gibt es bundesrechtliche Vorschriften und Anforderungen an die gute fachliche Praxis der Düngung in der Landwirtschaft (§ 3 Abs. 2 Düngegesetz und in der Düngeverordnung) sowie für alle Bodennutzungen Vorschriften zum Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und genetisch veränderten Organismen (§ 3 Abs. 1 Pflanzenschutzgesetz; § 16b Abs. 2 und 3 Gentechnikgesetz und der Gentechnik-Pflanzenerzeugungsverordnung). Die letztgenannten Vorschriften gelten somit auch für forstwirtschaftliche Flächen und Nutzpflanzen. Die Relevanz ist im Forst gleichwohl gering, da hier kaum Pflanzenschutzmittel eingesetzt werden und bisher auch keine gentechnisch veränderten Forstpflanzen zugelassen sind. Daneben normiert § 11 Bundeswaldgesetz (BWaldG) allgemeine Anforderungen an die gute forstfachliche Praxis, die von den Landeswaldgesetzen teilweise konkretisiert werden. Hinsichtlich der Binnenfischerei haben nur die Länder in ihren Fischereigesetzen Anforderungen an die gute fachliche Fischwirtschaft aufgestellt.

Auch das Umweltrecht macht Vorgaben für die Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft, und zwar in § 17 Abs. 2 Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG) und § 5 Abs. 2–4 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG). Die Landesbodenschutzgesetze und Landesnaturschutzgesetze normieren keine strengeren Anforderungen, sondern schwächen im Rahmen der naturschutzrechtlichen Abweichungskompetenz die bundesrechtlichen Standards teilweise etwas ab. Ebenfalls keine besonderen Anforderungen enthalten das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und die Landeswassergesetze. Sie verweisen vielmehr auf das Dünge- und Pflanzenschutzrecht (z. B. § 38 WHG).

Im Umfang und Konkretisierungsgrad der Anforderungen bestehen deutliche Unterschiede zwischen dem Fach- und dem Umweltrecht. § 5 Abs. 2–4 BNatSchG und § 17 Abs. 2 BBodSchG normieren umfassende Nachhaltigkeitsaufträge an die Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft, wobei die Landwirtschaft im Mittelpunkt steht. Aufgrund ihrer Abstraktheit sind die einzelnen Grundsätze und Ziele allerdings eher appellierend als handlungsanleitend. Inwieweit die Behörden zumindest die naturschutzrechtlichen Anforderungen an die Landwirtschaft im Einzelfall per Anordnung konkretisieren und durchsetzen können, ist in der Rechtswissenschaft umstritten (Agena, 2012). Das Dünge- und Pflanzenschutzrecht formuliert dagegen deutlich konkretere Anforderungen, wobei das europäische Chemikalien- und Umweltrecht hieran wesentlichen Anteil hat (u. a. Nitrat-Richtlinie 91/676, EU-Pestizid-Richtlinie 2009/128). Hervorzuheben ist, dass die Pflicht zum integrierten Pflanzenschutz erst 2012 aufgrund der europäischen Vorgaben ins Pflanzenschutzgesetz aufgenommen wurde. Allerdings fehlen hier derzeit noch verbindliche Schadschwellen für die einzelnen Kulturen. Beim Düngerecht mahnt die Europäische Kommission aktuell einen besseren Schutz des Grundwassers vor Nitrat in Deutschland an (EC, 2014: 12). Das bundes- bzw. landesrechtliche Forst- und Fischereirecht gleicht wiederum dem Umweltrecht. Das Bundeswaldgesetz formuliert sehr allgemeine Nachhaltigkeitsgrundsätze, wonach Wälder ordnungsgemäß und nachhaltig zu bewirtschaften sowie kahlgeschlagene Waldflächen wieder aufzuforsten sind. Die Landesforstgesetze heben ergänzend regelmäßig neben dem Erhalt der Wälder auch die Nutz-, Erholungs- und Schutzfunktionen hervor, einschließlich des Schutzes der biologischen Vielfalt. Insgesamt bleiben die wohlklingenden Anforderungen aber auch in den Landesgesetzen sehr abstrakt und wenig handlungsanweisend.

Rechtlich und ökologisch problematisch an der aktuellen Ausgestaltung der ordnungsrechtlichen Mindestanforderungen ist daher weniger der fehlende explizite Bezug auf das Konzept der Ökosystemleistungen als vielmehr die teilweise sehr allgemeinen und damit kaum vollzugstauglichen Anforderungen. Trotz dieser Konkretisierungsdefizite dienen die ordnungsrechtlichen Anforderungen als Rechtfertigung für eine Freistellung der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft von einigen allgemeinen umweltrechtlichen Pflichten. Dies ist insbesondere im Naturschutzrecht der Fall, wo hinsichtlich der Eingriffsregelung (§ 14 Abs. 2 BNatSchG) und bei den besonderen Artenschutzverboten (§ 44 Abs. 4 BNatSchG) freistellende Regelvermutungen bestehen (ähnlich auch § 13 Abs. 2 PflSchG). Umgekehrt ist bei den bundes- und landesrechtlichen Vorschriften zum Schutz von Dauergrünland vor

Umwandlung mittlerweile eine den Vollzug nicht förderliche Rechtszersplitterung eingetreten, die es zu beheben gilt (siehe Infobox 10.4).

INFOBOX 10.4

Rechtszersplitterung bei den Vorschriften zum Schutz von Dauergrünland

Für den Schutz von Dauergrünland sind derzeit relevant:

- §§ 5, 14 BNatSchG;
- §§ 38, 78 WHG, § 5 DirektZahlVerpflG, § 4a DirektZahlVerpflV, §§ 15–17 DirektZahlDurchfG, §§ 18-24 DirektZahlDurchfV;
- § 4 Abs. 2 Nr. 3, Abs. 5 Biokraft-NachV;
- § 4 Abs. 2 Nr. 3, Abs. 5 Biostrom-NachV plus beihilferechtliches Landesrecht wie z. B. § 10 Bayerische Verordnung zur Umsetzung der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik;
- §§ 2 f. Dauergrünlanderhaltungsgesetz Mecklenburg-Vorpommern;
- § 2 Verordnung zur Erhaltung von Dauergrünland Niedersachsen;
- Dauergrünlanderhaltungsverordnung NRW;
- § 2 Abs. 1 und 2 Dauergrünland-Erhaltungsverordnung Schleswig-Holstein;
- § 7 Thüringer Verordnung zur Umsetzung der Gemeinsamen Agrarpolitik.

Des Weiteren lassen sich mit dem gegenwärtigen Anforderungsniveau nur eingeschränkt die europäischen und nationalen Umweltziele – insbesondere im Gewässer-, Naturschutz und Klimaschutz (vgl. Wasserrahmenrichtlinie 2000/60, Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 92/43, Nationale-Emissionshöchstmengen-Richtlinie 2001/81; Bundesregierung, 2012; BMU, 2007) – erreichen (so ausführlich Möckel et al., 2014). Zum Schutz und Erhalt der Ökosysteme und ihrer Funktionen sowie der dauerhaft umweltgerechten Nutzung von Ökosystemleistungen bedarf es deshalb einer weiteren Konkretisierung der ordnungsrechtlichen Mindestanforderungen. Als erster Schritt sollten hinsichtlich der Landwirtschaft die beihilferechtlichen Umweltanforderungen bei Direktzahlungen und flüssigen Bioenergieprodukten übernommen werden, um diese für allgemeinverbindlich zu erklären und die unterschiedlichen ordnungs- und beihilferechtlichen Mindestanforderungen zu harmonisieren. Dies betrifft sowohl die Cross Compliance-Anforderungen an den »guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand« gemäß der Artikel 94 der neuen Verordnung 1306/2013, die neuen zusätzlichen Umweltanforderungen (Greening) bezüglich Anbaudiversifizierung, Dauergrünlandschutz und ökologischen Vorrangflächen gemäß Artikel 43 f. Verordnung 1307/2006 als auch die Nachhaltigkeitsanforderungen in Art. 17 Erneuerbare-Energien-Richtlinie 2009/28) und Art. 7b Biokraftstoff-Richtlinie 2009/30. Denn diese beinhalten Verursacherpflichten in Bezug auf eine nachhaltige Nutzung von Ökosystemen und ihrer Leistungen und betreffen daher keine nach der zweiten Säule honorierungsfähigen ökologischen Leistungen (Artikel 28 Abs. 3 ELER-Verordnung 1305/2013).

Das Ökosystemleistungskonzept ermöglicht bei der zukünftigen Ausgestaltung der Mindestanforderungen nicht nur neue Erkenntnisse, sondern auch neue Gewichtungen und Bewertungen sowie Zielsetzungen. Des Weiteren ist bei der Ausgestaltung großes Augenmerk auf die Vollzugstauglichkeit der Regelungen und Instrumente zu legen. Statt allgemeiner, kaum vollziehbarer Grundsätze, Prinzipien und Ziele der Bewirtschaftung sind möglichst handlungsanweisende Bewirtschaftungsanforderungen zu formulieren. Hierbei sollten soweit wie möglich quantifizierte Kriterien u. a. in Form von Höchst- bzw. Mindestgrenzen, Flächenanteilen sowie technischen Standards wie z. B. Maschinentypen normiert werden (detaillierter Möckel, 2014). Allerdings lassen sich nicht alle notwendigen Anforderungen mit quantifizierbaren Kriterien untermauern, sodass es auch der Normierung von Unterlassungs- und Handlungspflichten bedarf. Für viele Mindestanforderungen liegen indes schon entsprechende Vorschläge und Untersuchungen vor (u. a. BMVEL, 2002; Knickel et al., 2001; LAWA/LABO, 2002, 2008; Osterburg, 2009; Plachter et al., 2005; SRU 2000: 70 ff; UBA, 2008a; Winkel und Volz, 2003). Mittelfristig könnten mit dem verstärkten Einsatz von computer- und sensorunterstützten Bewirtschaftungstechniken/-methoden sowohl neue Möglichkeiten der Kontrolle von Umweltschutzanforderungen entstehen und der finanzielle und personelle Aufwand für die Erhebung der erforderlichen Bilanzierungs- und Überwachungsdaten sinken als auch gänzlich neue Anforderungstypen praktikabel werden. Diese technische Entwicklung ist daher bei der Entwicklung von Umweltindikatoren

und der Ausgestaltung von allgemeinen Mindestanforderungen im Blick zu behalten. Langfristig ist zu überlegen, ob die Übernahme des Regelungskonzepts der ökologisch besten verfügbaren Technik und Bewirtschaftungsweise eine Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft ermöglichen würde, welche die Ökosystemleistungen nachhaltig, d. h. dauerhaft umweltgerecht nutzt (vgl. SRU, 2002: 57 f.). Im Bereich der Landwirtschaft könnte insbesondere der ökologische Landbau aufgrund seiner besseren Umwelt- und Biodiversitätsschutzbilanz und anspruchsvolleren rechtlichen Regulierung hier Vorbild sein.

Abschließend ist festzuhalten, dass die teilweise schon vor Jahrzehnten eingeführten ordnungsrechtlichen Anforderungen zwar nicht auf das Ökosystemleistungskonzept explizit Bezug nehmen, gleichwohl aber unverzichtbare Mindeststandards für die Sicherung der Ökosystemfunktionen und -leistungen und ihre nachhaltige Nutzung setzen, der für alle Land-, Forst- und Fischereiwirte verbindlich ist. Es gilt diese Mindeststandards weiterzuentwickeln und hinsichtlich der ökologischen Herausforderungen weiter anzuheben, um die Qualität und Quantität aber auch die Breite an Ökosystemleistungen dauerhaft zu erhalten und nutzen zu können.

10.7 AGRARUMWELTMASSNAHMEN ALS INSTRUMENT DER AGRARPOLITIK

Die Landwirtschaft greift auf Naturkapital zurück, um Werte zu schöpfen. Das Naturkapital wird dabei beeinträchtigt, erhalten oder gar weiter entwickelt. Welche Bedeutung die verschiedenen Akteure dem Zustand des Naturkapitals durch Nutzung zuschreiben und wie sie dies umsetzen, variiert stark. Marktanreize, intrinsische Motivation und politischer Eingriff spielen hierbei wichtige Rollen. Neben direkten politischen Instrumenten, welche in diesem Beitrag behandelt werden, ist zu bedenken, dass sich viele weitere Maßnahmen unterschiedlichster Sektoren ebenso auf landwirtschaftliche Produktion und Naturkapital auswirken, z. B. Subventionen und Steuern oder die Priorisierung von Forschungsthemen.

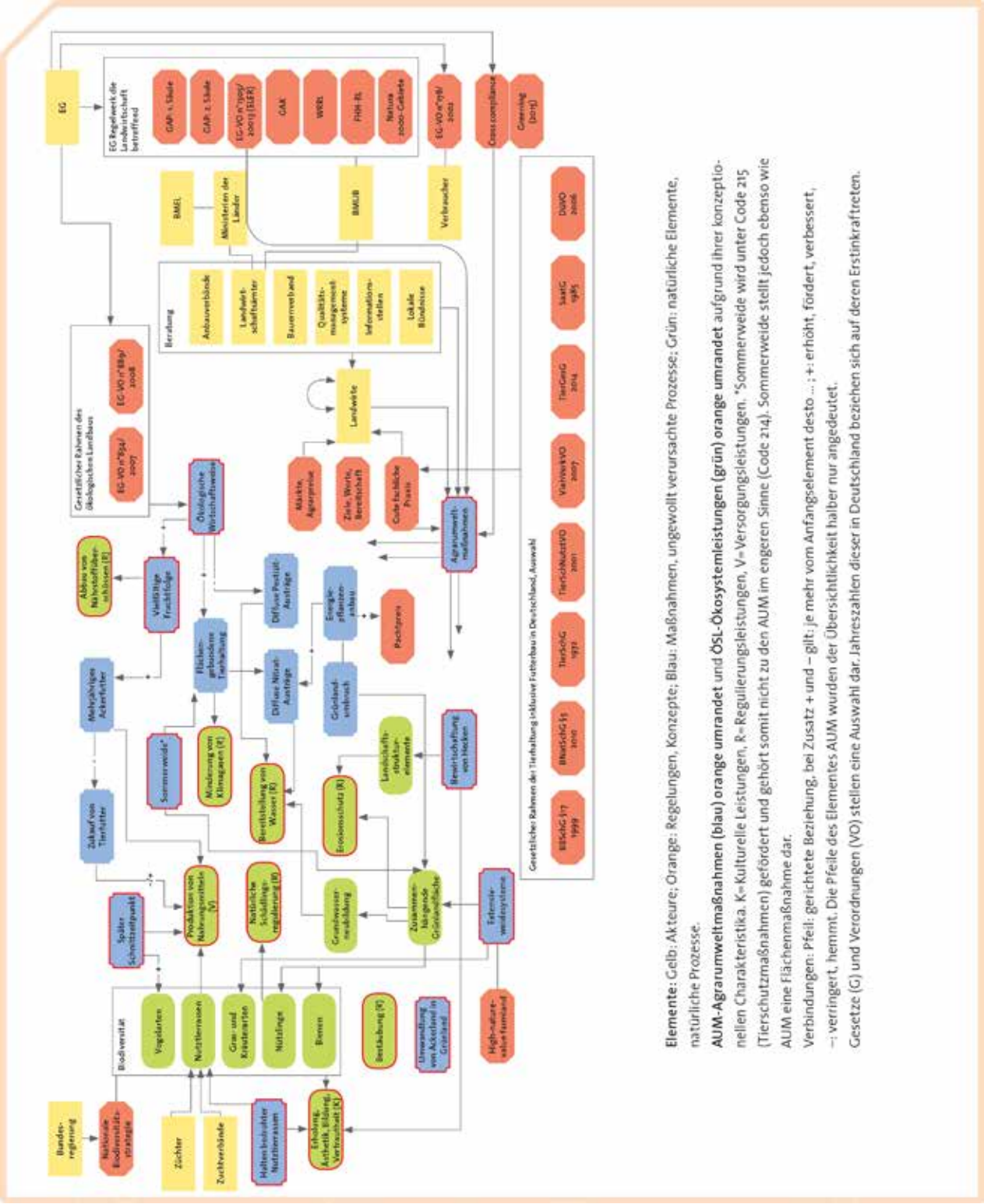
Die Agrarpolitik basiert auf Konzepten und diese ändern sich mit der Zeit, wie auch die Rahmenbedingungen. Waren z. B. vor ca. 100 Jahren Dreinutzungsrinder die Regel, bildete sich anschließend eine starke Spezialisierung heraus. Die Produktion eines einzelnen Gutes rückte in den Mittelpunkt des Interesses und wurde als effizientes, rationales Ideal gesehen. Heutzutage wird wiederum vermehrt auf die Multifunktionalität der Landwirtschaft gesetzt. Teil dieser vielfältigen Funktionen sind die Beiträge der Landwirtschaft zum Erhalt von Biodiversität und Ökosystemleistungen. Der Boden z. B., von einigen als Produktionsmittel und von anderen als Schutzgut betrachtet, erfährt wieder breitere Beachtung. Die enge Beziehung von organischer Bodenmasse mit der Nachhaltigkeit der Wirtschaftsweise, dem Zustand der Umwelt und den Handlungsoptionen wird dabei thematisiert (Feller et al., 2012).

Acker- und Grünlandökosysteme erbringen in der Tat vielfältige Versorgungs-, Regulierungs- und soziokulturelle Leistungen, wie in Kapitel 5 dieses Berichtes dargelegt. Allerdings handelt es sich um anthropogene Systeme, in denen das komplexe Zusammenspiel von Ökosystemleistungen, Management und Produktionsmitteln die tatsächliche Ausprägung der Ökosystemleistungen bestimmt. Somit können Ökosystemleistungen ebenso massiv beeinträchtigt werden. Je nach Betrachtungsweise, bzw. dem Anlegen der Grenzen des zu untersuchenden Systems (Kontinuum von kleinräumig bis Life Cycle Assessment), sind negative Einflüsse in der Bereitstellung von Produktionsmitteln und Verfahren miteinzubeziehen (z. B. unsachgemäßes Ausbringen von Gülle mit Folgen auf Bodenstruktur mit langjährigen Folgewirkungen auf die Versorgungsleistungen und dem übermäßigen Eintrag von Nährstoffen ins Grundwasser; oder die benötigte Energie, um mineralischen Dünger herzustellen plus dessen Wirkung auf die NO2-Emissionen von Böden).

Die Agrarpolitik in ihrer aktuellen Struktur versucht diese Leistungen durch drei Instrumente zu steuern: (a) Maßstäbe der guten fachlichen Praxis, landwirtschaftliches Fachrecht und Ordnungsrecht, (b) Steuerung der Direktzahlungen (1. Säule der Agrarpolitik) anhand von Umweltauflagen (seit 2005 Cross Compliance, ab 2015 zusätzlich »Greening«), (c) Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen und andere Fördermaßnahmen der ELER-VO (Verordnung zur Förderung der ländlichen Entwicklung durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums; 2. Säule der Agrarpolitik). Die ersten beiden zielen darauf ab, Beeinträchtigungen durch Landwirtschaft zu reduzieren, wirken also in erster Linie schadensbegrenzend.

Im Weiteren beziehen wir uns insbesondere auf die Agrarumweltmaßnahmen (AUM), da diese explizit positive Umweltleistungen ansprechen. Die Maßstäbe der guten fachlichen Praxis werden in Kapitel 10.6 behandelt. Andere Instrumente wie z. B. die Integrierte Entwicklungsplanung oder Flurbereinigung haben ebenfalls Auswirkungen auf Ökosystemleistungen, werden aber hier nicht behandelt, zumal sie auch nicht vordergründig auf Umweltaspekte ausgerichtet sind. Möglichkeiten einer Umgestaltung dieser Instrumente,

ABBILDUNG 10.5 ▸ Ausgewählte Agrarumweltmaßnahmen in der Tierhaltung: wie sie wirken und welche Ökosystemleistungen gefördert werden. (für diesen Beitrag von M. Siegmund-Schultze zusammen gestellt)



Elemente: Gelb: Akteure; Orange: Regelungen, Konzepte; Blau: Maßnahmen, ungewollt verursachte Prozesse; Grün: natürliche Elemente, natürliche Prozesse.

AUM-Agrarumweltmaßnahmen (blau) orange umrandet und **ÖSL-Ökosystemleistungen (grün) orange umrandet** aufgrund ihrer konzeptionellen Charakteristika. K=Kulturelle Leistungen, R=Regulierungsleistungen, V=Versorgungsleistungen. *Sommerweide wird unter Code 215 (Tierschutzmaßnahmen) gefördert und gehört somit nicht zu den AUM im engeren Sinne (Code 214). Sommerweide stellt jedoch ebenso wie AUM eine Flächenmaßnahme dar.

Verbindungen: Pfeil: gerichtete Beziehung, bei Zusatz + und – gilt: je mehr vom Anfangselement desto ...; +: erhöht, fördert, verbessert, –: verringert, hemmt. Die Pfeile des Elementes AUM wurden der Übersichtlichkeit halber nur angedeutet.

Gesetze (G) und Verordnungen (VO) stellen eine Auswahl dar. Jahreszahlen dieser in Deutschland beziehen sich auf deren Erstinkrafttreten.

ausgerichtet auf das Ökosystemleistungskonzept, wären allerdings eine ebenso interessante Fragestellung und würden die gesellschaftliche Verankerung des Konzeptes befördern helfen. Ziele der bisher angebotenen Agrarumweltmaßnahmen (Forst ausgeklammert) sind: (1) Biodiversitätsschutz, (2) Wasser-, Klima- und Bodenschutz, (3) nachhaltige, umweltgerechte Bewirtschaftung, (4) umwelt- und artgerechte Nutztierhaltung. Diese beinhalten vielfältige Regulierungsleistungen (z. B. Bestäubung, Kontrolle von Schädlingen, Regulierung von Bodenerosion, Erhalt des Wasserhaushalts). Die sogenannten Versorgungsleistungen betreffen die Produktion als solche und werden deshalb in diesem Beitrag nicht näher erwähnt. Interessant ist jedoch festzuhalten, dass bei der Ökosystemleistung »Produktion von Nahrungsmitteln« die Nachhaltigkeit der Produktion nicht explizit erwähnt wird, dies aber bei den Agrarumweltmaßnahmen der Fall ist. Soziokulturelle Leistungen werden teilweise durch Agrarumweltmaßnahmen bedient (z. B. mittels Bildung, Forschung, Erholung, Gesundheit), aber nicht primär als Ziele genannt.

Die Wirkungsweise ausgewählter Agrarumweltmaßnahmen, beispielhaft der Tierhaltung entnommen, und deren Bezüge zu Ökosystemleistungen werden in der Abbildung 10.4 dargestellt. Wir greifen darin zahlreiche Elemente aus den Kapiteln 4 bis 10 dieses Bandes auf. Die Vielzahl an gesetzlichen Regelwerken ist klar erkennbar. Wichtig hervorzuheben sind die »gute fachliche Praxis« sowie die Kriterien der Cross Compliance und des Greenings: Agrarumweltmaßnahmen können nur honoriert werden, wenn die Mindestpflichten des Fachrechts bereits angewandt werden. Unterschiedlich ausgerichtete Organisationen bieten Beratung zur Anwendung der freiwilligen Agrarumweltmaßnahmen an. Die LandnutzerInnen können somit auf ein regional abweichendes Angebot zurückgreifen (hierauf wird später noch weiter eingegangen). Den Agrarumweltmaßnahmen kann jeweils mindestens eine Ökosystemleistung direkt zugeordnet werden. Das komplexe Zusammenspiel von Maßnahmen und ihren mannigfaltigen Wirkungen wird von den Agrarumweltmaßnahmen jedoch nicht explizit angesprochen. Das Ökosystemleistungskonzept, wenn bislang auch nicht immer so angewandt, spricht hingegen Ökosystemleistungsbündel an und weist somit auf Zusammenhänge hin. Dem Biodiversitätsschutz kommt eine Sonderrolle zu, hervorgehoben durch die Nationale Biodiversitätsstrategie.

Die Wirkungen der Agrarumweltmaßnahmen auf die Ökosystemleistungen entfalten sich in einem Geflecht auf direkten und indirekten Wegen (Abbildung 10.4). Es wird deutlich, dass die Wirkung von integrierten Lösungen denen von Einzelmaßnahmen überlegen ist. Die dargestellten AUM lassen sich dabei exemplarisch für die angebotenen Maßnahmen in solche zur Wiedergutmachung historischer Schäden (Verringerung von Degradierung) und solchen für den Erhalt bewährter, zielführender Praxis unterscheiden. Das Halten bedrohter Nutztierrassen und die Bewirtschaftung von Hecken stellen Erhaltungsmaßnahmen dar. Ebenso erhält ein später Weideschnitt Fauna und Flora (indem er Verluste während der Reproduktion vermeiden hilft). Ähnlich, jedoch integrierter, wirkt die Förderung der ökologischen Wirtschaftsweise. Die Umwandlung von Ackerland in Grünland kann dementgegen eher als Vermeidungs- und Reparaturstrategie bezeichnet werden. Wohingegen es sich bei Extensivweidesystemen und vielfältigen Fruchtfolgen sowohl um Vermeidung (bei Wiedereinführung) als auch Erhalt (bei Weiterführung) handeln kann. Die Vermeidungsstrategien sind im Ackerbau stärker vertreten, so z. B. der Verzicht auf chemisch-synthetische Produktionsmittel.

In der vergangenen Förderperiode hatten die Bundesländer ca. 350 verschiedene Maßnahmen und Maßnahmenvarianten im Angebot (Stratmann und Freese, 2010), im Jahr 2010 wurden ca. 390 Mio. € für Agrarumweltmaßnahmen/Kulturlandschaftsprogramme und um die 170 Mio. € für Vertragsnaturschutzmaßnahmen ausgegeben (Freese, 2012). Die Bilanz nach mittlerweile ca. 20 Jahren Förderung sieht allerdings schlecht aus. Das belegt bspw. der Feldvogelindex als Wirkungsindikator zur Bewertung der ELER-Programme, welcher sich in der EU 27 signifikant verschlechterte vom Referenzwert 100 im Jahr 1990 auf 82,8 im Jahr 2006, in Deutschland sogar auf 74,1 (Metzner et al., 2010). Der European Grassland Butterfly Indicator, basierend auf Daten aus 19 Ländern, zeigt einen Rückgang der Tagfalter-Bestände um rund 50 % im Zeitraum 1990 bis 2011, maßgeblich verursacht durch Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung (European Environment Agency, 2013).

Anders als bei den zunehmend international diskutierten PES (»payments for ecosystem services«) honorieren im Allgemeinen die AUM nicht die Leistungen selber, sondern beziehen sich auf angewandte Managementmaßnahmen. Wie weit die Maßnahmen tatsächlich Ökosystemleistungen unterstützen, wird also nicht bewertet. Eine ergebnisorientierte Honorierung würde die Wirksamkeit der Förderung in den Vordergrund stellen. Da allerdings deren Operationalisierung schwierig und somit bislang nicht generell anwendbar ist (Matzdorf, 2004), herrscht die maßnahmenorientierte Honorierung vor. In einigen Fällen kann jedoch davon ausgegangen werden, dass eine ergebnisorientierte

Methode auch Zeitersparnis bedeuten kann (Uthes et al., 2010) und somit zu empfehlen ist. In einigen Bundesländern ist die ergebnisorientierte Honorierung für z. B. artenreiches Grünland bereits Realität. Kennarten dienen dabei als Indikatoren und bestimmen letztendlich die Höhe der Honorierung. Anders als beim reinen Unterlassen oder zeitlichen Verschieben von Maßnahmen, ist hier eine hohe Sachkenntnis zur Gestaltung des Nutzungskonzeptes vonnöten, aber auch günstige Umstände.

Als Defizite in der Ausgestaltung und für die Wirksamkeit der AUM sind zu nennen: (a) Förderung allein einer Unterlassung bzw. Minderung von Umweltbelastungen (z. B. geringere Düngemitteleinträge), ein Widerspruch zum Verursacherprinzip, sodass Mittel für tatsächlich positive Förderungen fehlen (wie Erhalt von Magerwiesen, Extensivweiden und historischer Bewirtschaftungsformen, etwa Streuobst), (b) unzureichende Wirtschaftlichkeit und Attraktivität für LandnutzerInnen, (c) ungenügende Integration in bestehende institutionelle Strukturen und Fehlen derer Weiterentwicklung, (d) zu kurze Laufzeiten bzw. fehlende Langfristigkeit oder Konstanz, (e) fehlendes Ziel großräumiger Förderung, (f) Ausschluss einzelner Landschaftselemente aus der Förderung (z. B. Gehölze in Weideflächen), (g) zu starre Förderprogramme und (h) die Einzelsicht zuungunsten einer systemischen Betrachtung von Wirkungsgeflechten und Multifunktionalität. Diese Punkte werden im Folgenden weiter ausgeführt, bzw. in Fallbeispielen exemplarisch verdeutlicht.

Insbesondere für intensiver genutzte Gebiete gilt, dass die Produktionsausfälle, die aus der Anwendung von AUM resultieren, durch die entsprechenden Ersatzzahlungen nicht vollständig ausgeglichen werden (Mante und Gerowitt, 2007). In unterdurchschnittlichen Gebieten können hingegen Überkompensierungen realisiert werden. Zahlreiche Risiken beeinflussen den Erfolg landwirtschaftlicher Aktivitäten. Für die LandwirtInnen, welche AUM durchführen, würde eine ergebnisorientierte Honorierung ein weiteres Einkommensrisiko bedeuten. Dörschner und Musshoff (2013) erklären die bei einigen Maßnahmen beobachtete niedrige Akzeptanz von Agrarumweltmaßnahmen u. a. durch das Einkommensrisiko der Landwirte. Andererseits werden durch Auktionen LandwirtInnen stärker als UnternehmerInnen ernst genommen (Schilizzi und Latacz-Lohmann, 2012).

Ein besonders schwerwiegendes Problem der AUM, insbesondere in Bezug auf die nachhaltige Inwertsetzung von Ökosystemleistungen, ist die Zeitdauer der geförderten Maßnahmen. Ein häufiger Verpflichtungshorizont beträgt lediglich

ABBILDUNG 10.6 ▸ Extensive Weidelandschaft – naturschutzfachlich optimal, fördertechnisch hoch. (Foto: Eckard Jedicke)

fünf Jahre. Bei solch kurzfristigen Maßnahmen wird zeitlich befristetes Management bewertet. Der Beitrag zu den Umweltzielen, bzw. den Ökosystemleistungen, kann nur indirekt über die Erforschung von Wirkketten, also kausalen Zusammenhängen, abgeschätzt werden. Die Sinnhaftigkeit der kurzfristigen Förderung wird, aus Sicht der Förderung von Ökosystemleistungen, noch einmal stärker in Frage gestellt, wenn z. B. im Anschluss an die Förderung eines artenreichen Grünlands der Umbruch dieses Grünlands erfolgen darf (was durch Auflagen erschwert, aber durchaus noch möglich ist).

Eine Umwandlung von in Auen gelegenen Ackerflächen in extensiv beweidetes Grünland ist hingegen eine positiv zu bewertende, vorbeugende Maßnahme im Sinne einer Regulierungsleistung für den Hochwasserschutz und ist zugleich mit weiteren Ökosystemleistungen verknüpft. Nachdem der volkswirtschaftliche Nutzen naturverträglichen Hochwasserschutzes nachgewiesen ist (Grossmann et al., 2010: die Kosten betragen nur ein Drittel des volkswirtschaftlichen Nutzens), gilt es, die betriebswirtschaftliche Tragfähigkeit herzustellen: Neben einer attraktiven Förderhöhe ist eine lange Laufzeit von z. B. 20 Jahren im Interesse der Planungssicherheit sowohl für die Landwirtschaft als auch zur nachhaltigen Wirksamkeit des Fördermitteleinsatzes notwendig. Flankiert werden müsste solch ein Programm allerdings durch das Ordnungsrecht (gute fachliche Praxis), indem für Ackerflächen in Überschwemmungsgebieten künftig keine Direktzahlungen mehr ausgeschüttet werden.

Ein weiterer Aspekt der Nachhaltigkeit ist die Bewertung der Ausgangssituation, aus welcher heraus Maßnahmen gefördert werden. Handelt es sich vornehmlich um erhaltende Maßnahmen eines extensiv genutzten Gebietes oder Maßnahmen zur Regeneration eines zuvor intensiver und die Ökosystemleistungen beeinträchtigend genutzten Gebietes? Wenn es um den Erhalt geht, sollte eine bereits schonend durchgeführte Bewirtschaftungsweise ebenfalls honoriert und nicht explizit die Durchführung zusätzlicher Maßnahmen gefordert werden.

Die AUM adressieren einzelne Ziele des Natur-, Boden-, Wasser- oder Artenschutzes und können somit mit einzelnen schutzwürdigen Ökosystemleistungen in Verbindung gebracht werden. Das Ökosystemleistungskonzept spricht darüber hinaus die Mannigfaltigkeit der Leistungen an im Gegensatz zu den eher auf spezifische Funktionen ausgerichteten AUM. So können (ungeahnte) Wechselwirkungen bzw. externe Effekte von Maßnahmen ausgehen oder zumindest eine Ökosystemleistung die andere behindern oder reduzieren. Bei dem klassischen Widerstreit von Schutz (im Sinne von Regulierungs- und soziokulturellen Leistungen) und Nutzen (Versorgungsleistungen) liegt dies noch nahe, andere Effekte wirken komplexer. Um Synergieeffekte zu erzielen und Widersprüche aufzulösen, sollten diese Beziehungsgeflechte und zeitlich-räumlichen Zusammenhänge stärker berücksichtigt werden (Bryan, 2013). Genau dies vertritt das Ökosystemleistungskonzept.

Uthes und Matzdorf (2013) fordern, dass wissenschaftliche Studien zu AUM zum einen eine möglichst ausgeglichene Darstellung von ökologischen und ökonomischen Aspekten vornehmen, aber ebenso ihre Ergebnisse in einem praktischen Entscheidungskontext kritisch betrachten. Eine frühzeitige, flexibel gestaltete Beteiligung der letztendlichen Entscheidungsträger, der LandnutzerInnen, welche AUM anwenden oder auch nicht, kann die Akzeptanz der Maßnahmen entscheidend steigern und somit die Zielerreichung verbessern (Prager und Freese, 2009). Die Motivation, AUM anzuwenden, kann durch gemeinsames Handeln verbessert werden (van Dijk et al., 2015), was letztendlich die Maßnahmen auch wirksamer macht (Prager, 2015). Auch müssen Ökosystemleistungen auf der ihnen entsprechenden Ebene angesprochen werden, was in einigen Fällen die Landschaftsebene ist (Plieninger et al., 2012).

Es wird deutlich, dass häufig unklar bleibt, ob Ökosystemleistungen tatsächlich durch AUM-Fördermaßnahmen positiv beeinflusst werden. Zahlungen allein reichen nicht aus; die Prozesse zum Schutz bzw. der Bereitstellung von Ökosystemleistungen müssen stärker berücksichtigt werden (Reed et al., 2014). Ein systematisches Monitoring findet trotz der vielfältigen Maßnahmen und hohen Förderbeträge nicht statt (Ausnahme: einzelne Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes). Eine zeitnahe integrierte Darstellung der Maßnahmen unterschiedlicher Sektoren würde mehr Transparenz schaffen und Anschlussmöglichkeiten verbessern. Dies könnte z. B. durch eine GIS-basierte Übersicht geschehen. Für das investierte Volumen, z. B. in AUM und Vertragsnaturschutz, bleibt auch die wissenschaftliche Begleitung und insbesondere die Wirkungsforschung zu weit zurück. Außerdem sollte eine stärkere Anpassung der Maßnahmen an spezifische Produktionssysteme und Rahmenbedingungen vorgenommen werden. Durchführung und Schwächen werden in drei Fallbeispielen (siehe Infoboxen) bearbeitet und Lösungsvorschläge beispielhaft vorgestellt.

In diesem Kapitel kann nur kurz auf die Thematik der Agrarinstrumente eingegangen werden. Eine systematische Analyse würde das Instrumentarium in größerer Breite untersuchen, inklusive dem negativen Einfluss der Landwirtschaft auf Ökosystemleistungen. Beispiele negativer Auswirkungen sind hohe Nährstoffüberschüsse, welche durch das Ordnungsrecht reguliert werden können, oder die durch Marktmechanismen mitverursachte Verengung der genetischen Vielfalt.

Agrarökosysteme sind generell komplex und sollten folglich in Ökosystemleistungsbündeln gedacht werden. Die Betrachtung größerer Zusammenhänge ist ein wesentlicher Aspekt im Ökosystemleistungskonzept und stellt eine Erweiterung des vorhandenen Instrumentariums dar. Für eine effektive Anwendung der AUM scheinen die Landschaftsebene, und damit auch die gemeinsame Betrachtung teilweise sich widersprechender Maßnahmen, von hoher Bedeutung zu sein (Besnard und Secondi, 2014).

Zentral ist bei einer zusammenhängenden Betrachtung die explizite Wahrnehmung und Aushandlung der verschiedenen Sichtweisen und Ansprüche der Hauptakteure aus Naturschutz/Ökosystemleistung und LandnutzerInnen. Hierbei wäre es von großem Interesse, auch nützliche Entscheidungen der Vergangenheit zu honorieren sowie das Kreativitätspotenzial der LandnutzerInnen stärker zu nutzen (Freese et al., 2011). So könnten z. B. eigene Angebote entwickelt werden, die die Förderung von Ökosystemleistungen zum Ziel haben. Auktionen unterstützen dabei die Preisfindung und die Ergebnisorientierung den expliziten Nutzen für die Ökosystemleistungen. Die kostengünstige Erfassung und das

INFOBOX 10.5

Fallbeispiel extensive Beweidung von Eckhard Jedicke

Angesichts der heutigen Nutzungsintensität in den meisten Agrarlandschaften verbleibt Grünland als einziger Nutzungstyp, welcher großflächig in starkem Maße untereinander ausgewogene Ökosystemleistungen erbringen kann. Doch auch die Nutzung des Grünlands unterliegt einer starken Intensivierung durch Entwässerung, Düngung, Erhöhung von Mahd- und Weidefrequenz, Pflegeumbruch mit anschließender Neueinsaat, Nachsaaten, niedrigere und schnellere Mahd etc. Die große Vielfalt des zum HNV-Farmland (Flächen mit hohem Naturwert – »high nature value farmland«) zählenden halbnatürlichen Grünlands in Deutschland und Europa (Luick et al., 2012) nimmt nur noch einen geringen Teil der gleichfalls schwindenden Grünlandfläche ein. Daher besteht auch im Grünland großer und dringender Handlungsbedarf, vor allem durch wirksamere Agrarumweltmaßnahmen eine wesentlich bessere Erhaltung und Förderung von Ökosystemleistungen zu erreichen.

In optimaler Weise können extensive Weidesysteme die Ökosystemleistungen des Grünlands fördern: Rinder, Schafe, Ziegen und andere Raufutterfresser liefern gesunde Nahrungsmittel auf besonders tiergerechte Art sowie Rohstoffe wie Felle und Wolle (Versorgungsleistungen). Traditionell erbrachten die Weidebetriebe zusätzlich einen multifunktionalen Nutzen kostenneutral als Nebeneffekt (Metzner et al., 2010): ein umfassendes Bündel an Regulierungs- und kulturellen Leistungen, indem sie

- eine für Einheimische und Erholungssuchende attraktive Landschaft schaffen, welche sie strukturieren und offen halten;
- Ökosysteme schaffen und entwickeln, die zu den artenreichsten Lebensräumen in der Kulturlandschaft zählen und damit einen der wichtigsten Schlüssel für den Erhalt der Biodiversität in Agrarökosystemen liefern;
- Erosionsschutz besonders in Hanglagen des Berglandes und auf Deichen bewirken;
- die Qualität von Oberflächen- und Grundwasser fördern;
- als Kohlenstoffspeicher fungieren können.

Bisher haben Agrarumweltmaßnahmen im Grünland bundesweit betrachtet weder den Schwund der Feldvögel bremsen noch bspw. einen guten Erhaltungszustand aller Grünland-Lebensraumtypen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) bewirken können (zur Bedeutung der Förderfähigkeit von FFH-Lebensraumtypen siehe Jedicke und Metzner, 2012). Stattdessen haben gerade solche Beweidungsprojekte, welche in besonderem Umfang die Biodiversität fördern, mit starken fördertechnischen Problemen und finanziellen Rückforderungen aufgrund von Vor-Ort-Kontrollen zu kämpfen. Verantwortlich ist insbesondere aufgrund der bestehenden rechtlichen Regelungen von EU, Bund und Ländern die Negierung einer Förderfähigkeit von (Teil-)Flächen, welche systemimmanente Bestandteile der Ökosysteme sind (z. B. Gehölze u. a. Landschaftselemente, Seggen, Binsen, Röhricht und Neophyten).

Hier bedarf es dringend einer Anpassung des Förderungssystems, indem die AUM ebenso wie die Direktzahlungen aus der 1. Säule in der bisherigen Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) an den Bedarf des Erhalts und der Förderung von Ökosystemleistungen angepasst werden. In optimaler Weise fördern Extensivweidesysteme die Ökosystemleistungen mit folgenden Eigenschaften (Metzner et al., 2010):

- Weidesystem, idealerweise großflächig und gekoppelt, aus ökologischer und tierhygienischer Sicht wünschenswert;
- Mindestgröße ab 10 ha, anzustreben sind über 30 bis 50 ha – zugunsten ökosystemarer Wechselwirkungen und aufgrund ökonomischer Überlegungen sollten Weidesysteme > 1.000 ha umfassen;
- flexibles Management und Steuerung von Besatzstärken und Besatzdichten entsprechend der aktuellen Produktivität;
- ganzjährige Beweidung bei standörtlicher Eignung und Sicherstellung der nachhaltigen Ressourcennutzung;
- keine grundsätzlichen Präferenzen für Tierarten und -rassen; aus wirtschaftlichen Überlegungen empfehlen sich vor allem Mutterkuhhaltungen; naturschutzfachlich interessant sind besonders Mischbeweidungen;

- Verzicht auf Biozideinsatz, Düngung und Parasitenprophylaxe;
- dauerhaft ungenutzte Strukturelemente in Form von Gehölzen, Hochstaudenfluren, Steinhaufen, Altholz und Wasserflächen auf der gesamten Weidefläche angestrebt.

Die explizite Förderung von Extensivweidesystemen würde mit hoher Wahrscheinlichkeit die oben genannten Ökosystemleistungen nachhaltig sichern können. Notwendig wäre dabei eine Honorierung, die besser als bisher die wirtschaftliche Rentabilität derart wirtschaftender Weidebetriebe sichert. Ein Rückgang der Schafbestände in Deutschland von 2003 bis 2012 um 35 %, davon in den beiden letzten Jahren zusammen um 21 %, zeigt deutlich den dringenden Handlungsbedarf.

INFOBOX 10.6

Integration von AUM, Management und Beratung
von Jan Freese

Der Agrarumweltschutz ist in seiner Wirksamkeit im Verhältnis zum eingesetzten Budget bislang wenig überzeugend. Ein Stopp des Verlustes von Lebensräumen und Arten der Agrarlandschaft ist trotz jährlich rund 800 Mio. € Aufwendungen nicht feststellbar. Problemfelder der Umsetzung sind insbesondere eine geringe und wegen steigender Erlöse der Landwirtschaft weiter sinkende Akzeptanz bei den LandnutzerInnen, mangelnde Zielgenauigkeit der Maßnahmen, fehlende langfristige Sicherung und regionale Abstimmung der Aktivitäten und das zunehmende Erfordernis einer einfachen Verwaltung und Kontrolle der Maßnahmen. Es gibt allerdings einige Vorreiter, die durch passgenaue, integrierte Beratung (mit Blick auf den Gesamtbetrieb und dessen Wirtschaftlichkeit) als richtungsweisend angesehen werden können. Die AUM-bezogene Beratung, inklusive Erläuterung von Hintergründen und Feedback zum Einsatz der AUM, sollte unbedingt auch mit der traditionellen Beratung vernetzt sein. Nur so kann eine nachhaltige Umsetzung stattfinden. Modelle sind z. B.

- die Naturschutzberatung Sachsen oder die lokalen Bündnisse und Biostationen, die sich auf ausgewählte Natura 2000-Gebiete konzentrieren,
- die sogenannte Qualifizierungsmaßnahme für den Vertragsnaturschutz, die in ausgewählten Landkreisen in Niedersachsen Beratungsangebote bereithält,
- der Partnerbetrieb Naturschutz in Rheinland-Pfalz oder die Kulturlandpläne und der Fokus Naturtag von Bioland, die eine betriebsspezifische Naturschutzberatung anbieten.

Die Beratung und die Weiterentwicklung der Maßnahmen muss von den Betrieben her gedacht werden. Nur wenn die Maßnahmen und Förderungen einen Betriebszweig, wie z. B. Wanderschäferei, Landschaftspflege, grünlandgebundene Milcherzeugung oder Mutterkuhhaltung, überlebensfähig machen, können Ökosystemleistungen langfristig gefördert werden. Zielführend ist z. B. die finanziell gut ausgestattete Schäfereiförderung in Thüringen. Doch schon die Almen- oder Grünlandförderung der meisten Bundesländer besteht aus mehreren zu beantragenden Einzelmaßnahmen: Zu einer Grünlandgrundförderung sind für verschieden genutzte Grünlandbiotopflächen gesondert Vertragsnaturschutzmaßnahmen zu beantragen. Zusätzlich sind noch Erschwernisausgleich oder Ausgleichszulage zu beantragen und es gibt eine Investiv- und Vermarktungsförderung. Letztere ist leider wieder in anderen Programmen und mit anderen Zielrichtungen konzipiert, sodass sie selten für diejenigen Betriebe in Frage kommen, welche besonders geeignet wären, Ökosystemleistungen zu fördern.

Sich hier den ökologischen Landbau als Vorbild zu nehmen und ein umfassendes Leitbild und abgestimmtes Förderkonzept für »Ökosystemleistungen erbringende Betriebe« zu entwickeln, erscheint vielversprechender als einzelne Agrarumweltmaßnahmen nach den Ökosystemleistungskonzept zu bewerten. Es wäre schade, wenn die Begriffe Naturkapital und Ökosystemleistung nur dazu dienten, wieder »ganz vorne« bei Erforschung und Bewertung von Naturschutzmaßnahmen in der Kulturlandschaft zu beginnen. Es fehlt in der Agrarpolitik nicht das Wissen, welche Maßnahmen für welche Zielsetzungen zu nutzen wären, sondern es fehlt der breite Wille, Agrarumweltschutz nach naturschutzfachlichen oder Ökosystemleistungsgesichtspunkten umzusetzen. Einige Landkreise Hessens zeigen durch ihre Agrarumweltpläne auf, wie eine integrierte Herangehensweise aussehen kann. Die Zusammenarbeit mit Trägern des regionalen Agrarumweltmanagements ist dabei nicht nur wichtig, um Aktivitäten zu koordinieren, sondern vor allem auch um als direkte Ansprechpartner und engagierte Unterstützer der Maßnahmen vor Ort zu dienen.

INFOBOX 10.7

Fallbeispiel Entscheidungsunterstützung – DSS-Ecopay
von Melanie Mewes, Martin Drechsler, Karin Johst, Astrid Sturm, Frank Wätzold

Die ökologische Wirksamkeit und Kosteneffizienz sind wichtige Kriterien bei der Ausgestaltung von Agrarumweltprogrammen. Dabei bedeutet ökologische Wirksamkeit die tatsächliche Erreichung von Schutzzielen (z. B. gute Wasserqualität, hohes Biodiversitätsniveau, Johst et al., 2001, 2006). Unter Kosteneffizienz versteht man, dass diese Ziele mit einem möglichst geringen Budget erreicht werden, bzw. dass das verfügbare Budget so ausgegeben wird, dass der Grad der Zielerreichung maximiert wird (Wätzold und Schwerdtner, 2005). Es ist jedoch eine komplexe Aufgabe, Agrarumweltprogramme und ihre Zahlungen so auszugestalten, dass sie diese Kriterien erfüllen (Ring und Mewes, 2013). Vielversprechend dafür ist die Integration von ökonomischem und ökologischem Wissen in Modellen (Wätzold et al., 2006), kombiniert in einem passenden Optimierungsverfahren.

Innerhalb eines von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) finanzierten Projektes (SOKO Bio) wurde die Software DSS-Ecopay zur Unterstützung der Ausgestaltung ökologisch wirksamer und kosteneffizienter Agrarumweltprogramme für den Schutz gefährdeter Arten und Lebensraumtypen im Grünland entwickelt (Mewes et al., 2012, 2014b). DSS steht dabei für »decision support system« – ein System zur Entscheidungsunterstützung. Die Software ist sowohl in der Lage, bestehende Programme zu bewerten, als auch mithilfe eines Optimierungsalgorithmus Vorschläge für neue, kosteneffiziente Programme zu entwickeln. »Langfristig geplant und in Vorbereitung ist außerdem die Einbindung von Ökosystemleistungen in DSS-Ecopay, wie z. B. die Auswirkung von Agrarumweltprogrammen auf Bestäubung, den Schutz des Bodens vor Erosion und den Erholungswert der Landschaft. Dies würde eine Optimierung von Agrarumweltprogrammen auch mit Blick auf den Schutz multipler Ökosystemleistungen ermöglichen« (Mewes et al., 2014a). Außerdem können damit eventuelle Zielkonflikte zwischen dem Schutz einzelner Ökosystemleistungen und Biodiversitätsschutzzielen untersucht werden.

DSS-Ecopay ist eine frei verfügbare Software. Download, Anwendungen und Kontaktdaten finden sich unter www.inf.fu-berlin.de/DSS-Ecopay.

Kommunizieren des Ergebnisses – nämlich verbesserte oder bewahrte ÖSL – sind dabei wichtige Faktoren, die es weiterzuentwickeln gilt. Dies könnte im Rahmen der ebenso notwendigen institutionellen Weiterentwicklung gefördert werden. Die Umdeutung der AUM von bezahlten Managementmaßnahmen zu der von der Gesellschaft wertgeschätzten Bewahrung und Förderung von ÖSL könnte dabei den Erfolg wesentlich beeinflussen. Grundproblem der aktuellen Förderarchitektur der EU ist, dass nach wie vor ein Großteil der Förderung für die landwirtschaftliche Flächennutzung per se ohne jede Bindung an die Erbringung gesellschaftlicher Leistungen gezahlt wird. Das Greening in der neuen Förderperiode ab 2015, d. h. die Bindung von 30 % der Direktzahlungen aus der 1. Säule an gewisse Umweltleistungen, bildet einen zaghaften, aber wieder verwässerten Versuch des Umsteuerns. Aus fachlicher Sicht wäre es wesentlich sinnvoller, sämtliche Zahlungen an gesellschaftliche Leistungen – besonders die Ökosystemleistungsbündel – zu binden und zu ihren Gunsten die 1. Säule aufzugeben. Hierfür sind frühzeitig für die nächste Förderperiode ab 2021 Modelle zu entwickeln und zu erproben.

10.8 FORSTINSTRUMENTE

Gegenwärtig bedecken Wälder ein Drittel der Landesfläche Deutschlands. Trotz ihrer sich über Jahrhunderte, örtlich auch Jahrtausende erstreckenden Nutzungsgeschichte gehören sie heute zu den naturnächsten der genutzten Ökosysteme. Dabei erfüllen sie die meisten Ökosystemleistungen nach einhelliger Expertenmeinung vielfach besser als andere Ökosystemtypen (siehe Abbildung 10.5). Ihre ökologische Funktionsfähigkeit ist damit von herausragender und vielgestaltiger Bedeutung für die Nutzungs- und Funktionsfähigkeit des gesamten Naturhaushalts, für das Erscheinungsbild der Kulturlandschaften und für den gesellschaftlichen Nutzen der daraus gezogen werden kann.

Die forstliche Bewirtschaftung der Wälder folgt seit Jahrzehnten dem Paradigma von Multifunktionalität und Nachhaltigkeit, wonach ihre Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktionen mit Blick auf das Gemeinwohl gleichwertig zu berücksichtigen, zu fördern und langfristig sicherzustellen sind. Eine solche »Mehrzweckforstwirtschaft« ist bereits in der Fassung des Bundeswaldgesetzes von 1975 und in den

ABBILDUNG 10.7 ▸ Übersicht über Ökosystemleistungen verschiedener Ökosystemtypen.
(Quelle: Burkhard und Müller, 2013, S. 83)

	Ökologische Integrität	1 Exergieaufnahme	2 Entropieproduktion	3 Speicherkapazität	4 Stoffkreislauf & Stoffverlustreduzierung	5 Biotische Wasserflüsse	6 Metabolische Effizienz	7 Heterogenität	8 Biodiversität	Regulationsleistungen	9 Globale Klimaregulierung	10 Lokale Klimaregulierung	11 Luftreinhaltung	12 Wasserkreislaufregulierung	13 Wasserreinigung	14 Nährstoffregulierung	15 Erosionskontrolle	16 Naturkatastrophenkontrolle	17 Bestäubung*	18 Schädlings- und Krankheitskontrolle*	19 Abfallregulierung*
1 Durchgängig städtische Prägung		0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2 Nicht durchgängig städtische Prägung		1	1	1	1	1	1	1	1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3 Industrie- und Gewerbeflächen		0	0	0	0	0	0	1	1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4 Straßen, Eisenbahn		0	0	0	0	0	0	2	2		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5 Hafengebiete		0	0	0	0	0	0	1	1		0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
6 Flughäfen		1	1	0	2	1	1	1	1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7 Abbauflächen		0	0	0	0	0	0	2	2		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8 Deponien und Abraumhalden		0	0	5	0	0	0	2	1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9 Baustellen		0	0	0	0	0	0	2	1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10 Städtische Grünflächen		4	3	2	3	2	1	3	3		1	2	1	2	1	1	2	0	1	1	1
11 Sport- und Freizeitanlagen		4	3	2	3	2	1	2	2		1	1	1	2	1	1	1	0	1	1	1
12 Nicht bewässertes Ackerland		5	4	4	1	3	4	3	2		1	2	0	1	0	0	0	1	0	2	2
13 Permanent bewässertes Ackerland		5	4	3	1	5	2	3	2		1	3	0	0	0	0	0	1	0	1	2
14 Reisfelder		5	4	3	1	5	1	3	2		0	2	0	2	0	0	0	0	0	1	1
15 Weinbauflächen		3	2	2	0	3	1	3	2		1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1
16 Obst- und Beerenobstbäume		3	2	3	2	4	2	4	3		2	2	2	2	1	1	2	2	5	3	2
17 Olivenhaine		3	2	3	1	3	2	3	2		1	1	1	1	1	1	1	0	0	3	2
18 Wiesen und Weiden		5	5	4	2	4	5	2	2		1	1	0	1	0	0	4	1	0	2	4
19 Jährliche und permanente Pflanzen		4	3	3	2	3	2	2	2		1	2	1	1	0	0	1	1	0	2	2
20 Komplexe Parzellenstruktur		4	3	3	1	3	2	4	3		1	2	0	1	0	0	0	1	0	3	2
21 Landwirtschaft & natürl. Bodenbe.		3	2	3	2	3	2	3	3		2	3	1	2	1	0	3	1	0	3	2
22 Agro-Forstflächen		4	3	4	4	4	3	4	4		1	2	1	1	1	1	2	1	3	3	3
23 Laubwälder		5	4	5	5	5	4	3	4		4	5	5	2	5	5	5	3	5	4	4
24 Nadelwälder		5	4	5	5	4	4	3	4		4	5	5	2	5	5	5	3	5	4	4
25 Mischwälder		5	4	5	5	5	4	3	5		4	5	5	2	5	5	5	3	5	5	5
26 Natürliches Grünland		4	3	5	5	4	4	3	5		3	2	0	1	5	5	5	1	0	1	2
27 Heiden und Moorheiden		4	3	5	5	4	5	3	4		3	4	0	2	4	3	0	2	2	2	3
28 Hartlaubvegetation		3	2	2	4	2	3	3	4		1	2	0	1	0	0	0	1	2	2	3
29 Wald-Strauch-Übergangsstadien		3	2	2	4	2	3	3	4		0	1	0	0	0	0	0	0	2	2	3
30 Strände, Dünen, Sandflächen		1	0	1	0	1	1	3	3		0	0	0	1	0	0	0	5	0	1	1
31 Felsflächen ohne Vegetation		0	0	0	0	0	0	3	3		0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
32 Flächen mit spärlicher Vegetation		1	1	1	1	1	0	2	3		0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1
33 Brandflächen		0	0	3	0	0	0	2	1		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
34 Gletscher und Dauerschneegebiete		0	0	0	0	0	0	2	1		3	3	0	4	0	0	0	0	0	1	1
35 Sümpfe		4	3	5	3	4	4	3	2		2	2	0	2	0	4	0	4	0	2	3
36 Torfmoore		4	3	5	5	4	4	3	4		5	4	0	3	4	3	0	3	2	3	4
37 Salzwiesen		3	2	5	3	4	3	2	3		0	1	0	0	0	2	0	5	0	2	2
38 Salinen		0	0	0	0	0	0	1	1		0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1
39 In der Gezeitenzone liegende Flächen		1	1	1	4	0	2	2	3		0	1	0	0	0	1	0	5	0	2	3
40 Gewässerläufe		3	1	1	3	0	3	4	4		0	1	0	1	3	3	0	2	0	3	5
41 Wasserflächen		4	2	4	3	0	4	4	4		1	2	0	2	0	1	0	1	0	3	5
42 Lagunen		5	4	4	3	0	5	4	4		0	1	0	0	0	0	0	4	0	3	5
43 Mündungsgebiete		5	4	2	3	0	5	3	3		0	0	0	0	3	3	0	3	0	4	5
44 Meere und Ozeane		3	2	1	4	0	3	2	2		5	3	0	0	0	5	0	0	0	3	5

Landnutzungstypen (y-Achse) und ökologische Integrität/ÖSD (x-Achse) mit Kapazitäten der einzelnen Landnutzungstypen zur Unterstützung der Ökosystemfunktionen bzw. zur Bereitstellung von ÖSD auf einer Skala von 0 (keine relevante Kapazität) bis 5 (maximale relevante Kapazität); exemplarisch für mitteleuropäische »Normallandschaften« bewertet.

* Diese Ökosystemleistungen wurden aufgrund ihrer teilweise großen Bedeutung in einigen Ökosystemen miteinbezogen; es besteht jedoch die Gefahr der Doppelbewertung (double-counting) mit anderen Leistungen.

** Doppelbewertung möglich, wenn das erzeugte Futter auf demselben Hof verfüttert wird.

*** Diese Leistungen werden oft nicht als Ökosystemleistungen bezeichnet, sie haben jedoch große Bedeutung für das Landschaftsmanagement.

	Versorgungsleistungen	20 Pflanzen	21 Biomasse zur Energiegewinnung	22 Futter**	23 Tierhaltung	24 Fasern	25 Holz	26 Brennholz	27 Fisch, Meeresfrüchte & essbare Algen	28 Aquakultur	29 Wildprodukte	30 Biochemikalien & Medizin	31 Frischwasser	32 Mineralien***	33 Abiotische Energieressourcen***	Kulturelle Leistungen	34 Erholung & Tourismus	35 Landschaftsästhetik & Inspiration	36 Wissenssysteme	37 Religiöse & spirituelle Erfahrung	38 Kulturelles Erbe & kulturelle Diversität	39 Naturerbe & Biodiversität
1 Durchgängig städtische Prägung		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		3	3	1	5	1	0
2 Nicht durchgängig städtische Prägung		1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1		3	2	1	5	1	0
3 Industrie- und Gewerbeflächen		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		0	1	0	0	1	0
4 Straßen, Eisenbahn		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	1	0
5 Hafengebiete		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		1	2	0	0	1	0
6 Flughäfen		0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	1	0
7 Abbauflächen		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5		0	0	1	0	0	0
8 Deponien und Abraumhalden		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0
9 Baustellen		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0		0	0	0	0	0	0
10 Städtische Grünflächen		0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0		3	3	1	0	2	0
11 Sport- und Freizeitanlagen		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		5	1	0	0	1	0
12 Nicht bewässertes Ackerland		5	2	3	0	5	0	0	0	0	0	1	0	0	0		1	1	2	0	3	0
13 Permanent bewässertes Ackerland		5	1	2	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0		1	1	2	0	3	0
14 Reisfelder		5	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		1	1	2	0	4	0
15 Weinbauflächen		4	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0		5	2	2	0	5	0
16 Obst- und Beerenobstbäume		5	1	0	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0		5	2	2	0	4	0
17 Olivenhaine		4	1	0	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0		5	2	2	0	4	0
18 Wiesen und Weiden		0	1	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		3	2	2	0	3	0
19 Jährliche und permanente Pflanzen		5	1	5	5	5	0	0	0	0	0	1	0	0	0		1	1	2	0	2	0
20 Komplexe Parzellenstruktur		4	1	3	0	4	0	0	0	0	0	2	0	0	0		2	2	2	0	3	0
21 Landwirtschaft & natürl. Bodenbe.		3	2	2	3	4	3	3	0	0	3	1	0	0	1		2	2	3	0	2	3
22 Agro-Forstflächen		3	2	2	3	2	3	3	0	0	0	0	0	0	0		3	2	2	0	3	0
23 Laubwälder		0	1	1	0	0	5	5	0	0	5	5	0	0	0		5	5	5	3	3	5
24 Nadelwälder		0	1	1	0	0	5	5	0	0	5	5	0	0	0		5	5	5	3	4	5
25 Mischwälder		0	1	1	0	0	5	5	0	0	5	5	0	0	0		5	5	5	3	4	5
26 Natürliches Grünland		0	0	1	3	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0		3	4	5	1	4	3
27 Heiden und Moorheiden		0	2	0	2	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0		5	4	5	1	2	5
28 Hartlaubvegetation		0	0	0	2	0	0	2	0	0	1	3	0	0	0		2	3	4	1	2	4
29 Wald-Strauch-Übergangsstadien		0	1	0	2	1	0	2	0	0	1	0	0	0	0		2	3	4	1	2	2
30 Strände, Dünen, Sandflächen		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0		5	4	4	0	2	2
31 Felsflächen ohne Vegetation		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0		4	3	4	0	2	0
32 Flächen mit spärlicher Vegetation		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	1	4	0	2	0
33 Brandflächen		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	5	0	0	0
34 Gletscher und Dauerschneegebiete		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0		5	5	3	2	0	0
35 Sümpfe		0	0	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	2	4	0	2	0
36 Torfmoore		0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		4	2	3	0	2	4
37 Salzwiesen		0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		3	2	3	0	2	0
38 Salinen		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		2	2	3	0	2	0
39 In der Gezeitenzone liegende Flächen		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		4	2	3	0	2	0
40 Gewässerläufe		0	3	0	0	0	0	0	3	0	4	0	5	0	5		4	4	4	0	3	5
41 Wasserflächen		0	0	0	0	0	0	0	3	5	4	0	5	0	5		5	4	4	0	3	4
42 Lagunen		0	1	0	0	0	0	0	4	5	4	0	0	0	0		4	4	4	0	2	4
43 Mündungsgebiete		0	2	0	0	0	0	0	5	5	4	0	0	0	0		4	5	4	0	2	3
44 Meere und Ozeane		0	3	1	0	0	0	0	5	5	0	0	0	1	3		4	5	4	0	4	2

entsprechenden Ländergesetzen verankert. Selbst wenn bis heute mangelnde Normierung und Präzisierung auf diesen Gesetzesebenen beklagt werden kann (siehe Kapitel 10.6), wird die Umsetzung doch durch vielfältige Erlasse und Handlungsanweisungen seitens der Landesforstbehörden weiter konkretisiert und operationalisiert sowie durch Betreuungs- und Beratungsleistungen für private und kommunale Waldbesitzer unterstützt. Insofern kann die Forstwirtschaft in Deutschland als Vorreiter und Good Practice Beispiel für den Erhalt der Leistungen und Werte der Natur dienen.

Denn die drei »Säulen der Nachhaltigkeit« bzw. nachhaltigen Handelns – ökologische, ökonomische und soziale Nachhaltigkeit – resultieren in regulierenden, bereitstellenden und kulturellen Ökosystemleistungen (siehe Kapitel 6.3), welche nach einhelliger Expertenmeinung auch im Wirtschaftswald vielfach besser als in anderen genutzten Ökosystemtypen erfüllt werden. Dies gilt auch für die Basisleistungen, die sich aus ihrer ökologischen Integrität und Funktionsfähigkeit ergeben und die anderen Leistungen überhaupt erst ermöglichen (siehe Abbildung 10.5). Insofern besteht ein enger inhaltlicher Zusammenhang zwischen dem Konzept der Nachhaltigkeit und dem der Ökosystemleistungen (Bastian et al., 2012).

INFOBOX 10.8

Relevanz des Nachhaltigkeitskonzeptes

Durch die Resolution der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa von 1993 ist multifunktional nachhaltige Waldbewirtschaftung seit 20 Jahren auch zum europaweiten Leitprinzip geworden. Danach soll die Betreuung und Nutzung von Wäldern auf eine Weise und in einem Maße erfolgen, welche deren biologische Vielfalt, Produktivität, Verjüngungsfähigkeit und Vitalität erhalten sowie ihr Potenzial, jetzt und in der Zukunft die entsprechenden ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Funktionen auf lokaler, nationaler und globaler Ebene zu erfüllen, ohne anderen Ökosystemen Schaden zuzufügen (MCPFE, 1993). Die Erfüllung dieser Ziele wird anhand von 35 quantitativen und 17 qualitativen Nachhaltigkeitsindikatoren (Pan-European Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management) auf nationaler Ebene überprüft. Der letzte umfassende Bericht, der die Entwicklung innerhalb der letzten 20 Jahre dokumentiert, wurde 2011 veröffentlicht (MCPFE, 2011).

Auch die zum Erhalt der Biodiversität in der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt programmatisch umrissenen Ziele für Wälder (BMU, 2007) werden durch das Nationale Waldprogramm und die entsprechenden Waldprogramme und Waldnaturschutzkonzepte der Länder weiter unterstützt und gefördert. Der erste Indikatorenbericht (BMU, 2010) bescheinigt Wäldern im Hinblick auf Artenvielfalt und Landschaftsqualität eine bessere Situation als allen anderen Landnutzungsformen. Somit bestehen umfassende politische Rahmenvorgaben für die Bewahrung und Entwicklung der Ökosystemleistungen der Wälder im Rahmen ordnungsgemäßer Bewirtschaftung.

Der interne forstliche Fachdiskurs über die vielgestaltigen ökologischen Funktionen der Wälder im Naturhaushalt und über ihre Bedeutung für das Gemeinwohl lässt sich im deutschsprachigen Raum bis in das 19. Jahrhundert zurückverfolgen (Riegert und Bader, 2010; Schlott, 2004). Er mündete in die Waldfunktionenlehre (Dieterich, 1953) – als Lehre von den gesellschaftlich relevanten Leistungen und dem Leistungsvermögen von Wäldern. Angesichts großer konzeptioneller Übereinstimmung hat die Waldfunktionenlehre damit quasi das Ökosystemleistungskonzept für den forstlichen Bereich vorweg genommen. Die prinzipielle Anschlussfähigkeit sollte daher im forstlichen Bereich besonders hoch sein.

In prinzipiell gleicher Weise unterscheidet die Waldfunktionenlehre zwischen dem ökosystemaren Leistungsangebot oder Leistungspotenzial des Waldes (»Waldwirkungen«) als Ergebnis seiner ökologischen Funktionsfähigkeit und der gesellschaftlichen Nachfrage (»Waldfunktionen«) als öffentliche Ansprüche und Aufgabenzuweisungen an den Wald, welchen im Dienste des Gemeinwohls und im Rahmen der Waldbewirtschaftung Rechnung zu tragen ist (Brändli, 2000; Schlott 2004). Der Funktionsbegriff wird nur hier nicht ökologisch sondern gesellschaftlich verwendet – ein Umstand, der nicht nur zu Missverständnissen zwischen den verschiedenen Forschungs- und Planungsdisziplinen geführt hat (Bastian et al., 2012), sondern auch zu mangelnder Trennschärfe bei der forstlichen Selbstdarstellung und Praxis.

Das etablierte forstliche Planungsinstrument der Waldfunktionenkartierung (nachfolgend WFK) dient seit langem der adäquaten, raumkonkreten Berücksichtigung gesellschaftlicher Ansprüche an den Wald. Sie erfasst sämtliche Waldflächen, für die in besonderem Maße Schutz- und Erholungsansprüche an den Wald bestehen, die nach erhöhter Aufmerksamkeit und Vorsorge verlangen, zumal dann, wenn damit rechtsverbindliche oder erwünschte Restriktionen für

die Forstwirtschaft einhergehen. Für alle anderen Waldflächen wird davon ausgegangen, dass ihre Ökosystemleistungen im Rahmen multifunktional nachhaltiger Forstpraxis als Koppelprodukte bestmöglich unterstützt werden. Grundsätzlich wird also von der Holzproduktion als forstlicher Kernaufgabe ausgegangen, aber abgesehen von der Trinkwasserversorgung bleiben sowohl diese wie auch weitere Versorgungsleistungen bei der WFK unberücksichtigt.

Der zu betrachtende Katalog der »Schutz- und Erholungsfunktionen« ist gleichwohl umfänglich und ihre begriffliche Differenzierung in den Bundesländern – trotz eines für den bundesweiten Gebrauch herausgegebenen Leitfadens (Volk und Schirmer, 2003) uneinheitlich. Hier wäre ein neuerlicher Versuch zu einer bundesweit kongruenten und damit vergleichbaren Verfahrensweise zu empfehlen. Die nachfolgende Übersicht der angesprochenen Waldfunktionen und

TABELLE 10.3 ▸ Kategorien der WFK (nach Volk und Schirmer 2003) und entsprechende Ökosystemleistungskategorien gemäß CICES. (Quelle: Haines-Young und Potschin, 2013) (Die mit *** markierten Waldfunktionen werden nicht eigens erfasst.)

Kategorie (WFK)	Benannte funktionale Aspekte (Waldwirkungen)	Indikatoren der WFK (gesellschaftlich erwünschte oder geforderte Waldfunktionen)	CICES-Kategorie
WASSERSCHUTZWALD	Grundwasser-Qualität und Stetigkeit der Wasserspende	wasserrechtlich ausgewiesene und geplante Wasserschutzgebiete; vorhandene Trinkwassergewinnungsanlagen (Brunnen; Quellen) und deren Einzugsgebiete	Versorgungsleistung: Trinkwasser
		Heilquellenschutzgebiete	Kulturelle Leistung: Gesundheit
	Minderung der Gefahr von Wassererosion	***	Regulierungsleistung: Wasser
	Schutz vor Hochwasserentstehung	***	
	Minderung der Gefahr von Hochwasserschäden	wasserrechtlich ausgewiesene Überschwemmungsgebiete	Objektschutz: Naturgefahren (Hochwasser)
	Qualität von Oberflächengewässern	***	Basisleistung: Habitatqualität
BODEN-UND KÜSTEN-SCHUTZWALD	Schutz des Waldstandortes und benachbarter Flächen vor: Wasser- / Winderosion; Bodenrutschungen; Bodenkriechen; Aushagerung und Humusschwund; Bodenverdichtung und -vernässung; Steinschlag	Gutachtliche, Kriterien-basierte Risiko-Einschätzung; z.T. mit förmlich festgesetztem Schutzstatus gemäß Landeswaldgesetz	Regulierungsleistung: Bodenschutz
			Objektschutz: Naturgefahren (Bodenrutschungen & Steinschlag)
LAWINEN-SCHUTZWALD	Schutz vor der Entstehung von Schneebewegungen im Wald (Waldlawinen) durch Risikominderung (sowie vor Freilandlawinen durch Abbremsen und Lenken)	Gutachtliche, Kriterien-basierte Risiko-Einschätzung	Objektschutz: Naturgefahren (Lawinenabgänge)

Kategorie (WFK)	Benannte funktionale Aspekte (Waldwirkungen)	Indikatoren der WFK (gesellschaftlich erwünschte oder geforderte Waldfunktionen)	CICES-Kategorie
KLIMASCHUTZWALD	a) lokaler Klimaschutzwald: vermindert Kaltluftschäden, nachteilige Windeinwirkungen, sowie Temperatur- und Feuchtigkeitsextreme	gutachtliche Ausweisung gemäß Bedarf; (Nachbarschaft zu schutzbedürftigen Bereichen) meist ohne Rechtsbindung	Objektschutz: Naturgefahren (Witterung)
	b) regionaler Klimaschutzwald: verbessert den großräumigen Luftaustausch	gutachtliche Ausweisung gemäß Bedarf	Regulierungsleistung: Klima
IMMISSIONSSCHUTZWALD	Minderung bzw. Schutz vor schadverursachenden oder belästigenden Luftbelastungen (Gase, Stäube, Aerosole, Strahlen), für schützenswerte Objekte wie Wohn-, Arbeits- und Erholungsbereiche, land- und forstwirtschaftl. Nutzflächen oder wertvolle Biotope	...	Regulierungsleistung: Luftbelastung
	a) lokal: gegenüber punktuellen Emittenten	Wald innerhalb von möglichst einzuhaltenden Schutzabständen zwischen lokalen Emittenten und schützenswerten Objekten (z.B. gemäß Abstandserlass NRW vom 2.4.1989), örtliche Ausbreitungsbedingungen sind zu berücksichtigen	
	b) regional: gegenüber großräumig auftretenden diffusen Emissionen	Wald innerhalb großräumig immissionsbelasteter Bereiche	
LÄRMSCHUTZWALD	Dämpfung von Lärmbelästigungen für schützenswerte Objekte wie Wohn-, Arbeits- und Erholungsbereiche	Wald als Lärmschutzriegel innerhalb von möglichst einzuhaltenden Schutzabständen zwischen punktuellen Lärmquellen bzw. Verkehrsstraßen (unter Berücksichtigung des Verkehrsaufkommens) und schützenswerten Objekten	Regulierungsleistung: Lärmbelastung
	a) lokal: gegenüber punktuellen Lärmquellen		
	b) linear: gegenüber von Verkehrsstraßen		
SICHT-SCHUTZWALD	Kaschierung von Bauten und Anlagen, die das Landschaftsbild empfindlich stören	Wald in der Umgebung von zu kaschierenden oder vor Einblicken zu schützenden Bauten und Anlagen; teilweise als rechtsverbindlich auszuweisende Sichtschutzwälder	Kulturelle Leistung: Landschaftsbild
	Schutz vor unerwünschten Einblicken		

Kategorie (WFK)	Benannte funktionale Aspekte (Waldwirkungen)	Indikatoren der WFK (gesellschaftlich erwünschte oder geforderte Waldfunktionen)	CICES-Kategorie	
WALD MIT BESONDERER FUNKTION FÜR DEN NATUR- UND LANDSCHAFTSSCHUTZ	Erhaltung spezieller, schützenswerter Lebensräume und Arten	rechtsverbindlich ausgewiesene Schutzgebiete mit besonderer Funktion für den Natur- und Landschaftsschutz (wie Natura 2000-Gebiete, Nationalparke, Biosphärenreservate, Naturparke, Naturschutzgebiete, geschützte Biotope, Biotopschutzwälder, Artenschutzgebiete, Landschaftsschutzgebiete, Naturdenkmale, geschützte Landschaftsbestandteile, Waldschutzgebiete, Wildschutzgebiete) sowie weitere schutzwürdige Bereiche ohne rechtsverbindlichen Schutz	Basisleistung: Habitatqualität	Kulturelle Leistung: Naturschutz
	Bewahrung von Eigenart, Vielfalt und Schönheit bestimmter Bereiche der Natur- und Kulturlandschaft		Kulturelle Leistung: Landschaftsbild	
WALD MIT BESONDERER FUNKTION FÜR FORSCHUNG, KULTUR ODER GENRESSOURCEN	Bedeutung für Forschung & Lehre	langfristige forstliche Versuchsflächen	Kulturelle Leistung: Wissen & Bildung	
	Kulturgeschichtliche Bedeutung	gemäß Denkmalschutzrecht ausgewiesene Kulturdenkmäler (Bau- und Bodendenkmäler) im Wald; Parks; und Arboreten		
	Bedeutung als forstliche Genressourcen und Vermehrungsgut	Bedeutung als forstliche Genressourcen und Vermehrungsgut	Versorgungsleistung: forstliches Pflanz-/ Vermehrungsgut	
ERHOLUNGSWALD	Bedeutung für die Erholungsnutzung	Wälder mit erfahrungsgemäß oder nachweislich besonderer Beanspruchung durch Erholungssuchende; d. h. in stark besuchten Erholungsgebieten, in der Umgebung beliebter Erholungsziele oder in unmittelbarer Nachbarschaft zu Siedlungsgebieten (der zu berücksichtigende Abstand richtet sich nach der Einwohnerzahl und der Bedeutung der Ortschaft als Kur- oder Fremdenverkehrsort); weiter berücksichtigt werden können: Verkehrsanschluss, Parkplätze, Erschließung, bes. Erholungseinrichtungen sowie einschränkende Faktoren wie Lärmbelastung, lokale Immissionen usw.; vereinzelt mit rechtverbindlichem Schutzstatus	Kulturelle Leistung: Erholung	

deren Abgleich mit den Ökosystemleistungskategorien gemäß CICES greift daher auf diesen Leitfaden zurück (Tabelle 10.3).

Die Tabelle verdeutlicht nochmals, dass die Ausweisung und Abgrenzung von Waldflächen in der WFK eine Nachfrage-Kartierung ist. Als solche erfolgt sie zum einen nachrichtlich durch Übernahme und Übertragung von Schutzgebietsausweisungen anderer Fachbehörden, die mit Restriktionen für die Waldbewirtschaftung einhergehen können (z. B. Naturschutzgebiete oder Heilquellen- und Wasserschutzgebiete). Zum anderen wird sie gutachtlich vorgenommen, als Einschätzung und Abgrenzung von Waldflächen in Bereichen mit besonderen Naturgefahren und Risiken (wie Steinschlag, Lawinen, Bodenerosion oder Hochwasser) oder mit anthropogenen Beeinträchtigungen (v. a. Emissionen und Immissionen). Diese sollen durch adäquate waldbauliche Behandlung und Gestaltung verhindert oder gemildert werden – als Vorsorge für sensible, waldnahe Bereiche (wie Wohnsiedlungen, Kur- und Heilstätten, Erholungseinrichtungen usw.). Weiterhin werden Waldflächen mit bestehender bzw. anzunehmender erhöhten Inanspruchnahme für die Erholung ausgewiesen. Demografische oder sozial-empirische Daten fließen dabei jedoch selten ein. Vielmehr wird auf Erfahrungswerte der forstlichen Praxis sowie auf Kriterien der räumlichen Lage, Erreichbarkeit und der Ausstattung mit Erholungseinrichtungen zurückgegriffen.

Die Ergebnisse der WFK werden für alle Waldbesitzarten kartografisch standardisiert und GIS-basiert aufbereitet und verortet auf der Ebene forstlicher Abteilungen vorgehalten. Sie fließen ein in die mittelfristige forstliche Betriebsplanung (Forsteinrichtung) und sie stehen allen raumrelevanten Planungen zur Verfügung. Planerisch und praktisch dient die WFK somit dazu, rechtsverbindlich einzuhaltende lokale Restriktionen für die Waldbewirtschaftung zu beachten und weitere gesellschaftlich erwünschte Waldleistungen zu befördern. Hierfür gibt z. B. der oben benannte Leitfaden Empfehlungen. Mangelnde Aktualität der Kartierungen kann dies angesichts fortschreitender Flächeninanspruchnahmen durch Siedlung und Verkehr örtlich behindern. Entsprechend ihrer Intention und Aufgabe als Anspruchs-Kartierung – und im Gegensatz zu vielen forstlichen Selbstdarstellungen – macht die WFK zum tatsächlichen Zustand der Wälder und zu deren Angebot an Ökosystemleistungen (»Waldwirkungen«) keine Aussagen. Es gibt bisher keine differenzierte und nachvollziehbare Potenzial- oder Leistungsansprache für Waldbestände (»Waldwirkungsanalyse«). Auch ein Monitoring zur Überprüfung von zielkonformem Handeln im Dienste von Schutz- und Erholungsleistungen findet nicht statt. Somit wird die in der Waldfunktionenlehre niedergelegte und dem Ökosystemleistungskonzept entsprechende Zielsetzung nur zu einem Teil bedient.

Damit entzieht sich der Forstsektor nicht nur einer möglichen Kontrolle von außen sondern verschenkt auch die Chance zu fundierter positiver Selbstdarstellung in Form einer verorteten Leistungsbilanz, welche die Wohlfahrtswirkungen des Waldes, die vielfach als Koppelprodukte forstlichen Handelns entstehen, nachvollziehbar aufzeigt.

Drei Beispiele mögen dies verdeutlichen:

- »Wälder mit besonderer Funktion für den Natur- und Artenschutz« werden in der WFK anhand ihres rechtlichen Schutzgebietsstatus« identifiziert und abgegrenzt. Dies dient als Hinweis auf zu berücksichtigende Schutz- und Pflegeerfordernisse. Die einzelnen, nachgewiesenen Schutzgüter (wie Artvorkommen oder Biotoptypen) oder gar deren Erhaltungszustand als Ausdruck der Leistungsfähigkeit und Resultat entsprechender Fürsorge und Pflege werden hingegen nicht benannt.

- Walderholungsgebiete werden v. a. aufgrund ihrer räumlichen Distanz zu Siedlungsbereichen und basierend auf Erfahrungswerten hinsichtlich ihrer Inanspruchnahme ausgewiesen. Ihre tatsächliche Erholungseignung, die Ausstattung mit Erholungseinrichtungen oder der Zufriedenheitsgrad der Waldbesucher bleiben unbeachtet.

- Die verortete Darstellung der Bedeutung des Waldes für die Wasserspeicherung und -spende oder für den Erosionsschutz reduziert sich in der WFK auf die Bereiche erhöhter Nachfrage oder Notwendigkeit. Die öffentliche Wahrnehmung wird damit abgelenkt von den tatsächlichen Leistungen aller Wälder für die Naturgüter Wasser und Boden.

Eine genauere Kenntnis der ökologischen Funktionsfähigkeit und der resultierenden Kapazitäten von Wäldern zur Bereitstellung von Ökosystemleistungen wäre zudem die Voraussetzung für die zielgerichtete Waldfunktionenplanung und ein adäquat steuerndes Waldmanagement; genauso wie eine differenzierte, Nutzergruppen spezifische Betrachtung der gesellschaftlichen Nachfrage, die über eine allgemeine staatliche Gemeinwohlverpflichtung hinaus gehen soll. Denn erst wo diese spezifische Nachfrage auf ein entsprechend ausgestaltetes Leistungsangebot des Waldes trifft, werden potenzielle Ökosystemleistungen tatsächlich realisiert und wird ein faktischer Nutzen generiert.

Allerdings fehlen bis heute umfassende, konsistente und auf Waldzustandsindikatoren gestützte Konzepte zur raumbezogene Analyse des ökologischen Leistungsangebotes von Wäldern auf landschaftlicher, betrieblicher oder gar Bestandsebene. Einzelne Autoren verweisen in diesem Zusammenhang auf einen unzureichenden Kenntnisstand über Wirkungsfaktoren und resultierende Waldwirkungen (z. B. Brändli, 2000; Wagner und Huth, 2012). Exemplarische Pilotuntersuchungen haben aber immerhin zeigen können, dass sich verschiedene Waldwirkungen wie Lawinen- und Steinschlag-Schutzwirkung, Biotopwert und Naherholungswirkung zufriedenstellend aus betrieblichen Inventurdaten herleiten und modellieren lassen. Die Autoren benennen hierfür besonders aussagekräftige Eingangsgrößen (Brändli et al., 1999).

Relevante raumkonkrete Informationen werden zumindest für den Staatswald in zehnjährigem Turnus im Rahmen der mittelfristigen forstlichen Betriebsplanung oder Forsteinrichtung erhoben. Neben einer Identifikation von Bestandestyp und Waldentwicklungsstadium sowie einer flächenbezogen differenzierten Standort- und Bestandesbeschreibung mit Angaben zu Haupt- und Mischbaumarten, Schichtung, Bestockungs- und Schlussgrad enthalten sie Angaben zu Baumartenanteilen, -alter, -fläche und Verjüngungsart von Hauptbestand und Nachwuchs. Weitere Angaben wie Oberhöhe, Brusthöhendurchmesser und Vorratsfestmeter dienen der Bestimmung von Holzvorrat und Zuwachs. Die Inventurdaten sind zwar v. a. auf die Abschätzung der Holznutzung ausgerichtet, stellen jedoch potenziell wichtige Informationen bereit, die zusammen mit weiteren Parametern (wie etwa der forstlichen Standortkartierung) zur raumkonkreten Bestimmung von Waldwirkungen herangezogen werden könnten.

Der Fundus an waldökologischem Wissen, waldbaulicher Erfahrung und raumbezogenen Daten im Verantwortungsbereich der Landesforstverwaltungen ist hierfür bislang jedoch nicht systematisch und zielgerichtet erschlossen, zusammen geführt und nutzbar gemacht. Empfehlungen für eine adäquate Waldbehandlung und -pflege zur Erzielung nachgefragter Waldwirkungen in forstinternen Hinweis- und Merkblättern stützen sich zwar auf Veröffentlichungen zum ökologischen Wirkungsgefüge (so z. B. auch im Leitfaden zur WFK von Volk und Schirmer, 2003), münden aber noch selten in konkrete Anweisungen zur Einschätzung von Ökosystemfunktionen als Grundlage für die Herleitung realisierter Ökosystemleistungen.

Der viel beachtete Ansatz von Burkhard et al. (2009) verlässt sich daher weniger auf Einzelparameter, sondern nutzt verschiedene Landbedeckungstypen für die Einschätzung ihres Potenzials zur Erbringung von Ökosystemleistungen. Er stützt sich dabei sowohl auf wissenschaftliche Untersuchungen wie auf fachliche Erfahrungen. Für eine feiner differenzierte, planungsrelevante Ansprache von Wäldern ist dieser Ansatz jedoch noch entschieden zu grob, unterscheidet er doch bisher lediglich Laub-, Nadel- und Mischwald. Er zeigt aber den prinzipiellen Weg, nämlich die Zusammenführung von Fakten- und Erfahrungswissen und dessen systematische Ordnung nach Landnutzungs- oder Biotoptypen, die damit zu komplexen Indikatoren werden.

Diesem Grundgedanken folgt auch von Drachenfels (2012), wenn er darauf hinweist, dass Waldbiotoptypen anhand von Kriterien und Indikatoren ausgewiesen werden, die zugleich auch als Indikatoren für die Erfüllung bestimmter Ökosystemleistungen herangezogen werden können und wenn er Beispiele für die Ansprache des Leistungspotenzials gibt. Von solch einer Einschätzung der Bereitstellung von Ökosystemleistungen verschiedener Waldgesellschaften in FFH-Gebieten des oberen Erzgebirges berichten auch Bastian et al. (2012). Der umfängliche, über Jahrzehnte angesammelte Wissensschatz über Waldbiotoptypen, deren Geschichte, Ökologie und resultierendes Indikatorenpotenzial lässt sich allerdings nur dort ausschöpfen, wo Waldbiotopkartierungen als flächendeckende, aktuelle Erhebungen vorliegen und Daten zu ihrer qualitativen Ausprägung integrieren. Dies aber ist in den meisten Bundesländern derzeit nicht gegeben und die Datenlage ist insgesamt uneinheitlich und schwer vergleichbar. Hier ist eine bessere Abstimmung sowohl zwischen den Bundesländern wie auch zwischen den Naturschutz- und Forstverwaltungen zu fordern.

In der forstlichen Praxis verlässt man sich derweil – wenn überhaupt – auf fachliche Expertise für den Einzelfall, so z. B. bei der forstlichen Umweltvorsorgeplanung in Rheinland-Pfalz. In deren Rahmen wird durch gutachtliche Experteneinschätzung geprüft, ob die in der Waldfunktionenkartierung erfassten und dokumentierten gesellschaftlichen Ansprüche an einen Waldort, bzw. an die hierfür erforderlichen ökologischen Wirkungen des Waldes, von dessen aktueller Waldstruktur erbracht werden können und durch welche waldbaulichen Maßnahmen sich diese Waldstruktur ggf. optimieren lässt (Ontrup, 2012). Ganz den später formulierten Grundgedanken von TEEB DE folgend, ist es das vorrangige Ziel der Umweltvorsorgeplanung, den Wald (v. a. den Gemeindewald) »für die Waldbesitzenden auch neben der Nutzfunktion in wertzusetzen, indem potenzielle Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen oder einfach signifikante

Verbesserungsmöglichkeiten von Natur und Landschaft als solche im Betriebswerk dargestellt werden« und sie so in die Lage zu versetzen, »anstehende Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in ihrem Eigentum umzusetzen« (Ontrup, 2012: 94). Dieser Ansatz erwies sich darüber hinaus als geeignet, speziellen Bedürfnissen der Waldbesitzenden im Hinblick auf die Erfüllung von Ökosystemleistungen wie Hochwasserschutz, Wind- oder Erosionsschutz entgegenzukommen.

Diese Erfahrungen deuten darauf hin, dass Ökokonto- und Kompensationsflächenoptionen ein sehr probater Anreizmechanismus sein können, um Ökosystemleistungen von Waldflächen stärker in das allgemeine Bewusstsein zu rücken und deren freiwillige, dauerhafte Optimierung anzuregen. Aufwertungsmaßnahmen lassen sich so zudem zielgerichtet, koordiniert und in enger Zusammenarbeit zwischen Waldbesitzern, Forst- und Naturschutzbehörde planen, umsetzen, dokumentieren und sogar vermarkten. Sofern sie über rechtsverbindliche Verpflichtungen hinausgehen, betrifft dies nicht nur den Privat- und Kommunalwald, sondern kann freiwillig aufwertende Maßnahmen im Staatswald mit einschließen. Für eine voll umfängliche Umweltvorsorgeplanung (»Waldfunktionenplanung«) wäre allerdings die Anerkennung von bisher nicht berücksichtigten Schutzgütern bzw. Ökosystemleistungen wie Klima, Luftqualität, Erholung, Landschaftsbild und kulturelle Güter bzw. Wertschätzungen erforderlich. Dabei ist v. a. für den Privatwald die Gestaltung weiterer finanzieller Anreizmechanismen für die Erbringung von Leistungen im Dienste des Gemeinwohls zu erwägen, zumal dann wenn dies mit Nutzenverzicht für den Waldbesitzer einhergeht. Ein zusätzlicher Anreizmechanismus könnte auch durch die Berücksichtigung der Bereitstellung von Ökosystemleistungen in Zertifizierungsverfahren geschaffen werden, wie dies derzeit vom Forest Stewardship Council (FSC) – zumindest auf internationaler Ebene – angestrebt wird (FSC, 2011).

Die wesentlichen neuen Inhalte, Chancen und Risiken, welche sich aus einer Integration des Ökosystemleistungskonzeptes in die forstliche Planung (»Umweltvorsorgeplanung«/ »Waldfunktionenplanung«) ergeben, sind in Tabelle 10.4 zusammengefasst. Dabei enthält die Spalte »Risiken« zugleich Empfehlungen für die Verbesserung der Planungsgrundlagen.

TABELLE 10.4 ▸ Neue Inhalte, Chancen und Risiken einer Integration des Ökosystemleistungskonzeptes in die forstliche Planung (Umweltvorsorgeplanung/Waldfunktionenplanung).

Neue Inhalte	Chancen	Risiken
▸ Verbesserte Darstellung und Kommunikation der Wechselwirkungen zwischen Natur und Landschaft und menschlichem Wohlergehen ▸ Quantitativ bilanzierende Darstellungen, damit Möglichkeiten zur Definition von Benchmarks (Vergleichswerten), Zielwerten und zum besseren Monitoring von Veränderungen ▸ Verwendung ökonomischer Bewertungen von Ökosystemleistungen ▸ Integration von aktuell in Anspruch genommenen marktfähigen Ökosystemleistungen	▸ Verbesserte Berücksichtigung von Ökosystemleistungen in Abwägungs- und Entscheidungsprozessen ▸ Wirkung des Ökosystemleistungskonzeptes als sogenanntes Boundary-Konzept mit dem Potenzial, die Zusammenarbeit unterschiedlicher Interessengruppen bei der Erarbeitung von Problemlösungsstrategien zu unterstützen ▸ Neue Impulse zur verbesserten Kommunikation der Bedeutung von Ökosystemleistungen für die Gesellschaft, indem z. B. an individuelle Interessen angeknüpft wird	▸ Die am Konzept der Ökosystemleistungen geäußerte Kritik (siehe Kapitel 2) könnte die Rezeption von Ökosystemleistungsinformation in der Öffentlichkeit und Politik negativ beeinflussen ▸ Die Darstellung von Marktgütern lässt ggf. die nicht marktfähigen Ökosystemleistungen in den Hintergrund treten. ▸ Für die Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen sind zusätzliche Daten sowie zeitliche und finanzielle Ressourcen notwendig

10.9 WASSERWIRTSCHAFTLICHE PLANUNG, MARITIME RAUMORDNUNGSPLANUNG

10.9.1. Instrumente der Wasserwirtschaft: Wasserrahmenrichtlinie und Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie

Zwei Rechtsinstrumente der Wasserwirtschaft haben die Europäische Wasserpolitik und das Wassermanagement maßgeblich verändert. Die Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Europäischen Rates vom 23. Oktober 2000, die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), trat 2000 in Kraft mit dem Ziel einen Rahmen für Aktionen im Bereich der Wasserpolitik der Gemeinschaft aufzustellen (EC, 2000). Das Gesamtziel der WRRL ist der Schutz und die nachhaltige Nutzung von Wasserressourcen. Zentrale Teilziele der WRRL sind 1.) der gute ökologische und chemische Zustand aller natürlichen Oberflächengewässer in der EU (Art. 4.1 WRRL), 2.) das gute ökologische Potenzial und der gute chemische Zustand für künstliche und natürliche, aber erheblich veränderte Gewässer (Art. 4.1 WRRL) und 3.) der gute chemische und mengenmäßige Zustand der Grundwasserkörper (Art. 4.1 WRRL). Als Gewässerkörper werden einheitliche Abschnitte eines Gewässers wie z. B. ein See oder ein Gewässerabschnitt angesehen. Über Qualitätskomponenten wie bspw. Fischfauna, Makrozoobenthos oder Gewässerstrukturgüte wird der Zustand der Gewässer in Bezug auf Referenzzustände bewertet und Verbesserungsmaßnahmen abgeleitet. Zentrale Planungs- und Umsetzungsinstrumente der WRRL sind die Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme, in denen Maßnahmen festgelegt werden können, wie bspw. Gewässerrenaturierung, Erosionsschutzmaßnahmen oder Verbesserung der Durchgängigkeit für migrierende Arten (weitere Instrumente siehe Tabelle 10.5). Die WRRL zielt auf den Schutz und die Verbesserung ökosystemarer Strukturen und Zustände, die eine Grundlage für Ökosystemleistungen darstellen.

Die Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken (HWRM RL) trat 2007 in Kraft (EC, 2007). Das Ziel der HWRM RL ist es: »... einen Rahmen zu schaffen für die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken zur Verringerung der hochwasserbedingten nachteiligen Folgen auf die menschliche Gesundheit, die Umwelt, das Kulturerbe und wirtschaftliche Tätigkeiten in der Gemeinschaft.« (EC, 2007, Artikel 2). Als zentrale Charakteristika dieser Richtlinie sind 1.) der grenzüberschreitende Ansatz, 2.) Hochwassermanagement auf Flussgebietsebene und 3.) die Integration der für das Hochwasserrisiko im Einzugsgebiet relevanten Aspekte und eine Bewertung hinsichtlich des Risikominderungspotenzials. Zentrale Umsetzungsinstrumente sind Hochwassergefahrenkarten, Hochwasserrisikokarten und Hochwasserrisikomanagementpläne.

Beide Richtlinien sind Teile des integrierten Flussgebietsmanagements, deren Implementierung das Potenzial für Synergien und Vorteile im Hinblick auf umweltpolitische Ziele nutzen soll. Die Ziele sollen bis 2015 bzw. über weitere zwei Zeitintervalle (in einem adaptiven Management) bis 2021/2027 erreicht werden.

Wasserrahmenrichtlinie/Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie und Ökosystemleistungen

Aquatische Ökosystemleistungen, die dem menschlichen Wohlbefinden dienen, werden in größerem Umfang genutzt und teils übernutzt. Die beanspruchten Leistungen werden durch die Instrumente der WRRL sowohl direkt als auch indirekt beeinflusst (siehe Tabelle 10.5), eine detaillierte Übersicht kann COWI A/S (2014: 18ff.) entnommen werden. Gerade hydrologische und wassergeprägte Ökosysteme werden stark anthropogen genutzt und sind immensen Einflüssen und Veränderungen ausgesetzt.

Wesentliche Ziele der WRRL sind die nachhaltige Bewirtschaftung und der Schutz der Süßwasserressourcen (Erwägungsgrund 3) sowie die Wasserversorgung im Sinne der Daseinsvorsorge zu sichern (Erwägungsgrund 15). Diese Leistungen sollen durch die eingeführten Instrumente reguliert werden, um den guten Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial von Gewässern auch in Zukunft zu gewährleisten und den Nutzen für den Menschen als Ressource sicherzustellen. Trotz dieser Zielsetzung wird das Konzept der Ökosystemleistungen in der WRRL nicht thematisiert.

Laut den aktuellen Berichten zu den Bewirtschaftungsplänen werden bis 2015 lediglich 18 % der Oberflächengewässer einen mindestens guten Zustand erreichen (BMU, 2012b). Hauptursachen für die Beeinträchtigung sind die nachteilig veränderte Gewässerstruktur, die Beeinträchtigung der Durchgängigkeit der Gewässer für Fische und andere Organismen sowie die zu hohen Nähr- und Schadstoffbelastungen. 63 % der Grundwasserkörper Deutschlands sind in einem guten Zustand. Belastungen im Grundwasser stammen hauptsächlich aus zu hohen Nitrateinträgen (BMU und UBA, 2010). Diese Zahlen machen die Defizite im Flussgebietsmanagement in Deutschland deutlich.

Inwiefern die beiden Richtlinien Ökosystemleistungen beeinflussen können, bzw. wie das Ökosystemleistungskonzept zur Erreichung der Ziele von WRRL und HWRM RL genutzt werden kann, zeigen folgende Beispiele exemplarisch:

TABELLE 10.5 ▸ Übersicht über Ziele, Instrumente und Beispiele für potenzielle Unterstützung von Ökosystemleistungen durch WRRL und HWRM-RL.

	Ziele	Instrumente	(potenziell unterstütze) Ökosystemleistungen			
			bereitstellend	regulierend	unterstützend	kulturell
WRRL	Die WRRL hat u. a. zum Ziel: guter ökologischer und chemischer Status aller Gewässer, Verhinderung weiterer Verschlechterung und Schutz und verbesserter Status aquatischer Ökosysteme sowie Förderung nachhaltiger Wassernutzung	▸ Status-quo-Analyse ▸ Monitoringprogramme ▸ Bewirtschaftungsplan ▸ Maßnahmenprogramm ▸ Kosten-Nutzen-Analyse ▸ Verschlechterungsverbot ▸ Kostendeckung bei den Wasserdienstleistungen ▸ Auswahl kosteneffizienter Maßnahmen ▸ ökonomische Begründung von Ausnahmetatbeständen ▸ Beteiligung interessierter Stellen (Partizipation)	▸ Oberflächen- und Grundwasser (für Trinkwasserversorgung, private, landwirtschaftliche oder industrielle Nutzungen) ▸ Energiegewinnung ▸ Transport ▸ Fischerei ▸ Biodiversität ▸ Genetische Ressourcen ▸ Biomasseproduktion	▸ Denitrifikation ▸ Filtration ▸ Erosionsschutz ▸ CO_2-Bindung (z. B. in Auenböden) ▸ Lokale Klimaregulation (Temperatur) ▸ Retention/ Hochwasserregulierung u. a. m.	▸ Nährstoffkreislauf ▸ Grundwasserneubildung ▸ Erhalt biologischer Vielfalt z. B. Wiederherstellung Konnektivität, Auenrevitalisierung u. a. m.	▸ Erholung ▸ Tourismus ▸ Ästhetik ▸ Bildung ▸ kulturelles Erbe
HWRM-RL	Bewertung und Management von Hochwasserrisiken zur Verringerung der hochwasserbedingten nachteiligen Folgen auf die menschliche Gesundheit, die Umwelt, das Kulturerbe und wirtschaftliche Tätigkeiten in der Gemeinschaft	▸ Vorläufige Risikobewertung ▸ Hochwassergefahrenkarte ▸ Hochwasserrisikokarte ▸ Hochwasserrisikomanagementplan ▸ Kosten-Nutzen-Analyse ▸ Beteiligung interessierter Stellen (Partizipation)	▸ Oberflächen- und Grundwasser (für Trinkwasserversorgung, private, landwirtschaftliche oder industrielle Nutzungen) ▸ Energiegewinnung ▸ Fischerei ▸ Transport ▸ Genetische Ressourcen ▸ Andere Produkte ▸ Biodiversität	▸ Retention/ Hochwasserregulierung ▸ Denitrifikation ▸ Filtration ▸ Erosionsschutz ▸ CO_2-Bindung (z. B. in Auenböden) ▸ lokale Klimaregulation u. a. m.	▸ Nährstoffkreislauf ▸ Grundwasserneubildung ▸ Erhalt biotischer Vielfalt z. B. durch Auenrevitalisierung, Anlage ökologische Polder u. v. m.	▸ Erholung ▸ Tourismus ▸ Ästhetik ▸ Bildung ▸ kulturelles Erbe

▸ Die Filter- und Pufferfunktion der Wasserkörper sind von höchster Relevanz für die Trinkwasserbereitstellung. Sind Ökosysteme zu stark eutrophiert, ist diese Funktion nur noch eingeschränkt verfügbar mit Konsequenzen für die Qualität des Grundwassers. Über das Verschlechterungsgebot, ein Grundsatz der WRRL, und das Ziel des guten chemischen Zustands, können Maßnahmen zur Reduktion von Nitrat- und Phosphateinträgen aus der Landwirtschaft formuliert werden. Maßnahmen wie eine veränderte Bewirtschaftung (bspw. konservierende Bodenbearbeitung oder begrünte Abflusswege auf Sedimenthauptlieferflächen) oder Gewässerschutzstreifen können zur Reduktion der Einträge von Phosphat bis zu 68 % oder Stickstoff bis zu 42 % führen (Grunewald, 2013:279).

- Regulierende Dienstleistungen nehmen Oberflächengewässer und Ufer-/ bzw. Auenbereiche in Bezug auf Hochwasser- oder Starkregenereignissen ein. Deichrückverlegungen wie bspw. Lenzen an der Elbe führen durch die Vergrößerung des Retentionsraumes (in Lenzen um 420 ha) zur Absenkung des Hochwasserspiegels. Bei dem Hochwasser 2013 führte dies lokal zu einer Absenkung des Wasserspiegels von etwa 30 cm (Promny et al., 2014).

- Eine zentrale Ökosystemleistung ist die Kohlenstoffspeicherung in Auenböden. Scholz et al. (2012) haben rezente Auenböden mit Grünland oder Auenwaldnutzung als CO_2-Senke mit bis zu 50 bis 100 % höheren Speicherpotenzialen gegenüber ackerbaulich genutzten Altauen quantifiziert. Der Schutz und die Renaturierung/-aktivierung von Auen haben nicht nur für den Hochwasserschutz eine hohe Relevanz, sondern auch als Bewertungsparameter für die Gewässerstrukturgüte.

- Bei einer aktiven Auendynamik liefern Überschwemmungen einen unterstützenden Beitrag zur Fruchtbarkeit von Überschwemmungsgebieten. Ökosysteme wie Au- und Bruchwälder profitieren von der natürlichen Hochwasserdynamik in aktiven Auen, wenn sie an das Gewässer angeschlossen sind. Nach Herbert (2008, zitiert nach Mußbach und Evers, 2013) sind 44 von 87 FFH Lebensraumtypen und 73 von 112 nach FFH geschützten Arten wasserabhängig, was die Bedeutung der beiden Richtlinien für die Biodiversität deutlich macht. Unterstützende Ökosystemdienstleistungen können durch die WRRL z. B. durch Maßnahmen der Wiedervernässung von Feuchtgebieten (bzw. wie die WRRL formuliert: Grundwasser abhängigen Landökosystemen) bereitgestellt werden und damit wechselnde Lebensräume, genetische Vielfalt erhalten, und Reproduktionsstätten für diverse Arten unterstützt werden.

- Letztendlich ist die Ressource Wasser nicht nur als bereitstellende Ökosystemleistungen für die Nahrungsmittelgewinnung (Aquakultur, Fischerei etc.), als Transportmittel, oder zur Energiegewinnung, sondern zunehmend für Erholungszwecke und Tourismus, im Sinne kultureller Dienstleistungen relevant. Das Natur-Erleben steht dabei häufig im Vordergrund genauso wie die Ästhetik eines Fluss- oder Seengebietes.

Potenzial und Innovation

Die WRRL ist ein starkes Instrument mit deutlicher Umsetzungs-Handhabe. Die HWRM RL hat klare Bezüge zur WWRL und zielt auf einen Paradigmenwechsel vom technischen Hochwasserschutz hin zum nachhaltigen Hochwasserrisikomanagement. In beiden Richtlinien wird das Konzept der Ökosystemleistungen nicht explizit einbezogen, wobei es deutliche Potenziale gibt und innovative Ansätze hiermit unterstützt werden könnten.

Mithilfe ökonomischer Instrumente wie den Umwelt- und Ressourcenkosten sollen Kosten und Nutzen von Maßnahmen bewertet werden (Effizienzanalysen). Die WRRL fordert eine Kostendeckung bei allen Wasserdienstleistungen (vgl. Art. 5, 9, 11 WRRL). Die Wasserdienstleistung und die Auswirkung menschlicher Tätigkeit der Wassernutzung sollen bestimmt werden, um eine Bewertung der Kosten nach dem Verursacherprinzip vornehmen zu können. Als Wasserdienstleistungen werden in Deutschland jedoch nur die öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung gezählt. Andere Bereiche wie Hochwasserschutz, Aufstauungen für Schifffahrt und Wasserkraft oder landwirtschaftliche Düngung werden nicht dazu gezählt (siehe auch Kapitel 5 bzw. 8 dieses Berichts). Eine entsprechende ökonomische Analyse der erwähnten Dienstleistungen findet dementsprechend bisher selten in den geforderten Bewirtschaftungsplänen der WRRL Anwendung (Kusche et al., 2011). Insgesamt weisen die ökologischen (Irmer, 2000) und ökonomischen Instrumentarien der WRRL Defizite in der Implementierung, Anwendung und Weiterentwicklung auf und werden somit selten ausgeschöpft (Kusche et al., 2011). In den Umweltqualitätsstandards und den ökologischen und ökonomischen Analyse- und Bewertungsmethoden zur Umsetzung der WRRL hätte gerade dem Aspekt von Ökosystemleistungen im Gewässerbereich eine stärkere Berücksichtigung zuteil werden können oder müssen. Die bereitgestellten Synergien und Interaktionen der Ökosysteme werden gegenwärtig weder in ihrer Gänze erfasst noch ökonomisch in die WRRL eingebettet und bewertet. Ebenso muss die Nutzung von Gewässern (z. B. für Trinkwasser, Energiegewinnung) im Zusammenhang mit den weitreichenden Wechselbeziehungen zu anderen angrenzenden Ökosystemen (z. B. Boden) gesehen werden. Es bedarf zur Analyse einen ganzheitlichen Ansatz (Gesamtökobilanz) statt Einzelfallbetrachtung und separater Maßnahmen wie bisher. Nur so können Wirkungszusammenhänge auf lokaler, regionaler und globaler Ebene, wie Stoffkreisläufe und Einträge aus Landwirtschaft und Industrie in Gewässer, schneller identifiziert und ökologisch-ökonomisch versteckte, und damit schädliche Subventionen entlarvt und korrigiert werden (Kusche et al., 2011). Würden bspw. Aspekte wie die Betrachtung landwirtschaftlicher Dünge- und Pestizidanwendungspraxis auf den Wasserversorgungssektor in die ökonomische Bewertung integriert,

würde sich dies in der Gesamtökobilanz abbilden. Möglich wäre dies über zustandsunabhängige Ziele der WRRL (kombinierter Ansatz; Verschlechterungsverbot). Geplante und durchgeführte Gewässermaßnahmen können so auf mehrere Ökosystem-Bereiche und ihre Funktionen bezogen werden. Die Integration der Ökosystemleistungen unterstützt eine bessere Kohärenz von Umweltpolitiken wie bspw. zwischen Gewässerschutz und Agrarpolitik oder Energiepolitik (z. B. Förderung von Biogasanlagen auf Kosten von Grünlanderhalt zugunsten von Maisanbau). Darüber hinaus sind Zeitvektoren zu betrachten, die bei der WRRL nur eingeschränkt integriert sind.

Neben der Bewertung der Gesamtökobilanz ermöglicht auch die Perspektive der Ökosystemleistungen den Blick auf Synergien mit Planungsinstrumenten anderer Fachgebiete. Über eine Priorisierung von Zielen und Bündelung von Instrumenten bspw. der Landschaftsplanung (z. B. Landschaftspläne, Kompensationsmaßnahmen, siehe Kapitel 10.3) oder Landwirtschaft (Agrarumweltprogramme, Kooperationsmodelle) könnten die Umsetzungsdefizite der Maßnahmenprogramme der WRRL v. a. in Bezug auf mangelnde Ressourcen und Flächenverfügbarkeit gemindert werden und eine Basis für neue Kooperationen entstehen lassen (Evers, 2014).

Hochwasserschutz wurde in der Vergangenheit hauptsächlich technisch betrachtet und umgesetzt (UBA, 2008b). Durch die HWRM RL wird ein Paradigmenwechsel etabliert, der sich im letzten Jahrzehnt schon angedeutet hat. Die Integration des Ökosystemleistungskonzeptes kann eine weitere integrative Umsetzung des Hochwasserrisikomanagements stärken, indem über ein systemisches Verständnis eine funktionsräumliche Betrachtung der Landschaft und deren Bedeutung für den Hochwasserschutz deutlich gemacht wird. Methodische Ansätze und Ergebnisse aus Studien z. B. an der Elbe machen den Mehrwert der Betrachtung von Ökosystemleistungen deutlich. Hartje und Grossmann (2012) haben integrierte Kosten-Nutzen-Modelle zur Auenreaktivierung entwickelt, die sowohl die vermiedenen durchschnittlichen Schäden durch Hochwasser durch die Retentionsfunktion von Auen beziffern, als auch Ökosystemleistungen wie Nährstoffretention und den sozio-kulturellen Wert von Auenhabitaten integriert betrachten. Ebenfalls ist die Ökosystemleistung CO_2-Speicherung in Auen von Relevanz für den Klimaschutz.

Diese Ansätze sollten bei der Aufstellung der Hochwasserrisikomanagementpläne berücksichtigt werden, um die Bedeutung und Bewertung von Maßnahmen wie Deichrückverlegungen im Vergleich zu technischen Hochwasserschutzmaßnahmen in einen weiteren Kontext zu stellen. Zentrales Instrument der HWRM RL sind die HWRM Pläne, die «angemessene Ziele" für das Hochwasserrisikomanagement enthalten, wobei der Schwerpunkt auf der Verringerung potenzieller hochwasserbedingter nachteiliger Konsequenzen für die menschliche Gesundheit, die Umwelt, das Kulturerbe und wirtschaftliche Tätigkeiten liegen soll. Art. 7.2 (Maßnahmen und/oder auf eine Verminderung der Hochwasserwahrscheinlichkeit) und Art. 7.3 (Aspekte, die in die Pläne einbezogen werden sollten, wie z. B. nachhaltiger Flächennutzungsmethoden oder Verbesserung des Wasserrückhalts) der HWRM RL machen deutlich, dass grundsätzlich ein integrierter Ansatz verfolgt wird. Dabei sollten auch Ökosystemleistungen wie CO_2-Speicherung oder Denitrifikation, Schadstoffrückhalt von Auen u. a. m. betrachtet und bei der Bilanz der Kosten und Nutzen von Hochwasserschutzmaßnahmen einbezogen werden. Dadurch könnte die auf der Hand liegende Win-win-Situation zwischen Hochwasserschutz und anderen Ökosystemleistungen genutzt werden.

Im Hinblick auf Synergien zwischen den beiden hier betrachteten Richtlinien hat die Länderarbeitsgemeinschaft (LAWA) eine Handlungsempfehlung herausgegeben, in der folgende Kriterien zur Priorisierung von Maßnahmen abgeprüft werden sollen (LAWA, 2013):

- Synergieeffekte mit Zielsetzungen der WRRL und anderer Richtlinien,
- Wirksamkeit der Maßnahme im Hinblick auf HWRM-RL und WRRL,
- Wirtschaftlichkeit der Maßnahme sowie
- Umsetzbarkeit der Maßnahme.

In diesem Zusammenhang ist die Berücksichtigung von Ökosystemleistungen für alle Kriterien von Relevanz. Nicht nur bei der Betrachtung von Synergien könnte die Berücksichtigung von Ökosystemleistungen interessante Aspekte liefern, sondern auch und vor allem bei der Betrachtung von Wirksamkeit, Wirtschaftlichkeit sowie Umsetzbarkeit von Maßnahmen (siehe Infobox 10.9).

Wie in der WRRL sind auch in der HWRL Information und Einbeziehung der Öffentlichkeit wichtige Aspekte. Die Mitgliedsstaaten sollen für eine aktive Mitwirkung aller interessierten Stellen bei der Erstellung, Überprüfung und Aktualisierung der HWRMP sorgen.

Treiber für Degradierung und Verlust von Ökosystemleistungen sind im Gewässerbereich mannigfaltig und müssen regional bestimmt und analysiert werden. Die Zusammenführung, Koordinierung, Kontrolle und Übersicht der WRRL und der HWRM RL in Verbindung mit anderen Richtlinien und Verordnungen aus z. B. Landwirtschaft und Erneuerbaren Energien stellt eine weitere Herausforderung an die Politik zur Schaffung integrativer Konzepte. Das Ökosystemleistungskonzept kann hier z. B. auch über Indikatorensysteme bzw. den integrativen Analyseansatz zu funktionalen Betrachtungsweisen Hilfestellung leisten und somit auch Hinweise zu Förder- und Anreizinstrumenten liefern. Der Partizipationsansatz der WRRL mit seiner aktiven Beteiligung ist besonders geeignet, um den gesellschaftlichen Nutzen einer sozial-ökologisch-ökonomischen Betrachtungsweise von Ökosystemleistungen darzulegen und den Wert und die Wahrnehmbarkeit von Naturkapital auch den Nutzern der Leistung nahe zu bringen und einen respektvollen Umgang mit selbigen zu fördern. Darüber hinaus kann das Ökosystemleistungskonzept durch den Zugang zu neuen Quellen der langfristigen Finanzierung und Unterstützung auf breiter Ebene verhelfen.

INFOBOX 10.9

Fallbeispiel ESAWADI

Das Fallbeispiel ESAWADI (Utilising the Ecosystem Services Approach for Water Framework Directive Implementation) zeigt, dass die Betrachtung und Berücksichtigung von Ökosystemleistungen bei der Umsetzung und Integration der beiden RL unterstützen kann. In dem durch das BMBF geförderten Projekt wurde das Ökosystemleistungskonzept im Rahmen der Umsetzung der WRRL im Ems Gebiet anhand des Teil-Einzugsgebietes Hase getestet (Seeconsult und Intersus, 2012). Zentrale Ergebnisse des Forschungsprojektes:

Das Ökosystemleistungskonzept:

- unterstützt einen systematischen Ansatz, der die unterschiedlichen Effekte der geplanten Maßnahmen aufzuzeigen vermag,
- ist hilfreich bei der Identifikation der für den Umsetzungsprozess relevanten Stakeholder,
- ist nützlich zur Identifikation von mehr/anderen Vorteilen,
- unterstützt die Kommunikations- und Planungsprozesse, da eine vollkommen andere Perspektive eingenommen wird im Vergleich zu dem ökosystemaren Ansatz der WRRL,
- kann helfen, Kompromiss-Potenziale sowie Synergien zwischen verschiedenen Stakeholdern zu identifizieren.

Probleme bestehen bei der Beurteilung von geplanten Maßnahmen in Bezug auf Ökosystemleistungen wenn Daten fehlen, Indikatoren nicht stimmig sind oder grundsätzlich aufgrund der inhärenten Komplexität des Ökosystems und der daraus folgenden Unsicherheiten, was somit Umsetzungshemmnisse verursacht. Kritisch wird das Ökosystemleistungskonzept gesehen aufgrund

- des hohen Abstraktionsgrades
- der Bedeutung der Quantifizierung, die aber meist schwierig ist (u. a. auch aufgrund der verschiedenen zu berücksichtigenden Maßstäbe)
- der Schwierigkeit die Effekte von Maßnahmen genau zu beurteilen
- eine negative Beurteilung der Maßnahmeneffekte befürchtet wird.

Im ESAWADI Projekt kam eine Methode zur nicht-monetären Bewertung von Ökosystemleistungen zur Anwendung (Ammermüller et al., 2011). Es wurde deutlich, dass diese zwar wissenschaftlich stimmig aber in der Praxis nicht einfach anwendbar ist, da sie nicht an Planungs- und Managementstrukturen und -prozesse angepasst ist (Seeconsult und Intersus, 2012). Dies macht den Bedarf zur Weiterentwicklung von Methoden zur Integration von Ökosystemleistungen in Planungs- und Umsetzungsprozesse von WRRL und HWRM-RL deutlich.

10.9.2 Maritime Raumordnungsplanung

Wie in Kapitel 7 dieses Berichtes gezeigt, entwickeln sich die Meeres- und Küstenräume zunehmend zu Gebieten, die einem vergleichbaren Nutzungsdruck unterliegen wie das Land. Neue Nutzungen wie die Offshore-Windkraft (siehe Kapitel 7.4.4) führen zusammen mit etablierten und wachsenden Nutzungen wie dem Seeverkehr zu neuen Nutzungsmustern mit vielfältigen Interaktionen und schwer zu erfassenden Auswirkungen auf Küsten- und Meeresökosysteme (Kannen, 2012). Die Leistungen, die Meeres- und Küstenökosysteme bereitstellen, werden also einerseits verstärkt nachgefragt und andererseits durch eben diese Nachfrage verändert. In der gesellschaftlichen Wahrnehmung lassen sich in diesem Zusammenhang zwei Tendenzen beobachten: auf der einen Seite rationale Aspekte der Nutzung in Verbindung mit daraus möglichen (finanziellen) Gewinnen und auf der anderen Seite eine emotionale Wahrnehmung von Unberechenbarkeit und Gefahr, aber auch Bildern von Schönheit und Unberührtheit der Natur (Gee, 2010). Diese (subjektiven) Wahrnehmungen beeinflussen wiederum kulturelle Ökosystemleistungen wie Inspiration, aber auch räumliche Identität oder das Image einer Region samt ihrer Rückwirkungen auf Wirtschaftssektoren wie den Tourismus.

Angesichts dieser immer deutlicher hervortretenden Herausforderungen haben küsten- und meeresbezogene Politiken seit den 1990er Jahren – v. a. im europäischen Rahmen – an Bedeutung gewonnen. Neben der Integrierten Meerespolitik (siehe hierzu www.ec.europa.eu/maritimeaffairs), die explizit unter dem Schlagwort »Blue Growth« die Stärkung der maritimen Wirtschaft als Ziel formuliert, sind hier auch die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) und die Wasser-Rahmenrichtlinie (WRRL) im Rahmen der europäischen Meeresumweltpolitik zu nennen. Ebenso haben aber diverse sektorale Richtlinien und Strategien, z. B. in der Fischerei-, Verkehrs-, Klima- und Energiepolitik, Auswirkungen auf den Meeresraum. Daher betont insbesondere die Integrierte Meerespolitik die Notwendigkeit mithilfe der maritimen Raumordnung (als einem normativen und öffentlichen Prozess) zu einer fachübergreifenden planerischen Steuerung der vielfältigen Meeresnutzungen zu kommen.

Mit einer Erweiterung des deutschen Raumordnungsgesetzes (ROG) hat die deutsche Bundesregierung bereits 2004 die gesetzliche Grundlage für eine raumordnerische Steuerung in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ, Raum jenseits der territorialen Hoheitsgewässer, in denen Deutschland über die ausschließlichen wirtschaftlichen Nutzungsrechte verfügt) gelegt. Raumordnungspläne für die AWZ wurden am 26.10.2009 für die Nordsee und am 10.12.2009 für die Ostsee durch Rechtsverordnungen in Kraft gesetzt (BSH, 2009). Neben Zielen und Grundsätzen beinhalten die Raumordnungspläne für die AWZ Festlegungen für Vorrang- und Vorbehaltsgebiete für verschiedene, jedoch nicht alle Nutzungen. Im besonderen Fokus standen die Nutzungen Windkraft und Seeverkehr, bei denen der Steuerungsbedarf aktuell am größten ist, da beide von großer politischer und wirtschaftlicher Bedeutung sind, aber zur Vermeidung von Kollisionen räumlich voneinander getrennt werden müssen. Gebietsfestlegungen führen zu Planungssicherheit, an der sich die Akteure orientieren können. Separat sind von der Fachplanung im Naturschutz auf der Basis europarechtlicher Verpflichtungen eine Reihe von Schutzgebieten im Meer festgelegt worden. Für die Hoheitsgewässer innerhalb der 12 Seemeilen-Zone sind in Deutschland die Bundesländer zuständig, die zunehmend Aussagen zum Meer in ihre etablierten Raumentwicklungsprogramme oder -strategien aufnehmen (z. B. Landesentwicklungsplan Schleswig-Holstein, 2010). Während für die Schifffahrt, Seekabel und Rohrleitungen, die wissenschaftliche Meeresforschung und die Windenergie Gebietskategorien in den Raumordnungsplänen für die AWZ festgelegt wurden (Vorrang- und/oder Vorbehaltsgebiete), wurden für die Meeresumwelt ausschließlich Grundsätze formuliert sowie Natura 2000-Gebiete nachrichtlich ausgewiesen. Für die Ökologie wird ein quellenbezogener Ansatz verfolgt, d. h. Festlegungen für die Meeresumwelt bei den jeweiligen Nutzungen sollen deren Umweltauswirkungen minimieren (Münte, 2010). Eine Berücksichtigung ökosystemarer Prozesse und Regulierungsleistungen erfolgt in der maritimen Raumordnung also nur indirekt.

Auch für die Nutzungen, die direkt Versorgungsleistungen des Ökosystems nutzen, insbesondere Fischerei und Marikultur werden ausschließlich Grundsätze der Raumordnung festgelegt (Münte, 2010). So ist die Marikultur nach der Seeanlagenverordnung (SeeAnlV) genehmigungspflichtig, wobei insbesondere die Vorschriften der EU zur Vermeidung der Verbreitung nichtheimischer Arten zu beachten sind. Außerdem sollen Marikulturen möglichst in Kombination mit bereits vorhandenen ortsfesten Anlagen, z. B. Offshore-Windparks, angelegt werden. Die Fischerei wiederum ist überwiegend europarechtlich geregelt, sodass in den Raumordnungsplänen eine räumliche Abgrenzung von Fanggebieten durch die Raumordnung als wenig sinnvoll angesehen wird. Ob hier in zukünftigen Fortschreibungen der Raumordnungspläne weitergehende Regelungen getroffen werden, auch um wichtige Fanggebiete von anderen Nutzungen wie z. B. Offshore-Windparks freizuhalten, bleibt abzuwarten.

ABBILDUNG 10.8 ▸ Kabelleger in der Seeschleuse von Emden. (Quelle: Erich Westendarp / pixelio.de)

Für die planerische Steuerung verschiedener Nutzungen ist somit die Kompatibilität zwischen den verschiedenen Nutzungen ein zentrales Element, d. h. inwiefern Nutzungen miteinander auf der gleichen Fläche kombiniert werden können bzw. sich gegenseitig ausschließen (Gee et al., 2006; Gee und Kannen, 2004). Wesentliche offene Fragen der räumlichen Planung im Meer betreffen die Bewertung kumulativer Auswirkungen (z. B. vieler verschiedener Nutzungen oder vieler Einzelanlagen einer Nutzung) auf Ökosystemleistungen (Berkenhagen et al., 2010 speziell für die Fischerei; Busch et al., 2013 speziell für Seevogelhabitate; Kannen, 2012) und den Umgang mit den unterschiedlichen Perspektiven und Problemwahrnehmungen der verschiedenen Akteursgruppen (Kannen, 2012), was die Analyse unterschiedlicher Bewertungen kultureller Ökosystemleistungen einschließt (Gee und Burkhard, 2010). Weiterhin ist für Nord- und Ostsee von zentraler Bedeutung wie das Zusammenspiel der Meeresraumordnungsansätze der verschiedenen Anrainerstaaten auf transnationaler Ebene aussehen wird (Gee et al., 2011; Kannen, 2012).

Konzeptionell orientiert sich die Meeresraumordnung bisher in der Tradition der terrestrischen Raumordnung an räumlichen Nutzungen, nicht an Ökosystemleistungen. Die Meeresumwelt ist in diesem Zusammenhang begrifflich nicht als Nutzung, sondern als ein grundsätzliches Schutzgut definiert (Münte, 2010). Ebenso bezieht sich die strategische Umweltprüfung der Raumordnungspläne für Nord- und Ostsee in ihrer Struktur eher auf Schutzgüter als auf Ökosystemleistungen, auch wenn einzelne Schutzgüter relativ direkt in Dienstleistungen übersetzbar sind. Auf der Forschungsebene hat jedoch das BMBF-Verbundprojekt »Zukunft Küste – Coastal Futures« (Kannen und Burkhard, 2009; Lange et al., 2010) am Beispiel der Offshore-Windkraft aufgezeigt wie sich Nutzungsveränderungen auf die verschiedenen Kategorien von Ökosystemleistungen auswirken könnten (Busch et al., 2010) und welche Herausforderungen sich daraus für die Planungs- und Governance-Systeme ergeben (Kannen et al., 2010). Dabei treten v. a. folgende konzeptionelle Probleme auf: Zum einen sind Veränderung und Bewertung von Ökosystemleistungen raum- und zeitskalenabhängig (siehe hierzu auch Swaney et al., 2012) sowie kaum zu quantifizieren, zum anderen ist die Bewertung insbesondere bei den kulturellen Leistungen von subjektiven Werten und Einstellungen gesteuert. Letzteres macht die Abwägung zwischen Trade-offs verschiedener Ökosystemleistungen zum Gegenstand gesellschaftlicher und politischer Werte, Einstellungen und Interessen. Schwierig bis unmöglich ist darüber hinaus in vielen Fällen, eine eventuelle Veränderung von Ökosystemleistungen einer einzelnen Nutzung zuzuordnen, da sich Effekte verschiedener Nutzungen häufig überlagern (kumulative Effekte). Mit dem Klimawandel als zusätzlichem Effekt wird dies noch weiter erschwert. Das Projekt »Zukunft Küste – Coastal Futures« stellt jedoch einen konzeptionellen Rahmen und verschiedene Werkzeuge bereit, die als erste Schritte zu einer integrativen Bewertung von Nutzungsveränderungen unter Berücksichtigung von Ökosystemleistungen dienen können (Windhorst et al., 2010).

10.10 UMWELTVERTRÄGLICHKEITSPRÜFUNG UND STRATEGISCHE UMWELTPRÜFUNG

Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) sowie Strategische Umweltprüfung (SUP) gemäß dem Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) können vorausschauend dazu beitragen, die Auswirkungen von Plänen, Programmen und Projekten auf Ökosystemleistungen zu untersuchen. Nicht beabsichtigte Einschränkungen dieser Leistungen sollen gleichzeitig vermieden werden. Die Umweltprüfungen entfalten eine frühzeitige Betrachtung möglicher Implikationen der wichtigsten Planungen und Vorhaben auch im ländlichen Raum – allein schon durch ihr rechtliches Mandat, welches auch in Deutschland auf die europäischen UVP- und SUP-Richtlinien zurückgeht. Die EU-UVP-Änderungsrichtlinie von 2014 stärkt ausdrücklich den Ressourcenschutz, die Reduzierung des Flächenverbrauchs sowie die Behandlung der mit dem Klimawandel und dem Biodiversitätsschutz verbundenen Fragen im Kontext der UVP, durchaus also im Sinne des Ökosystemleistungskonzeptes.

Das umfassende Schutzgutspektrum von UVP und SUP ist grundsätzlich geeignet, die vielfältigen Ökosystemleistungen zu adressieren, die nicht nur alle biotischen und abiotischen Umwelt- und Naturgüter betreffen, sondern explizit auch kulturelle Ressourcen und den Menschen (Gesundheit, Wohlergehen, Erholung etc.) einbeziehen (Baker et al., 2013; Honrado et al., 2013). Zu erwartende Be- und Entlastungen auch von Ökosystemleistungen können somit systematisch erfasst, bewertet und verglichen werden sowie einschließlich vorgeschlagener Maßnahmen mit den jeweiligen Plänen, Programmen und Projekten Wirksamkeit entfalten. Eine wesentliche Chance insbesondere für die SUP ergibt sich auch dadurch, dass die erforderliche Zusammenstellung der für den jeweiligen Planungsraum relevanten Umweltziele (gemäß § 14 g Abs. 2 Satz 2 UVPG) durch eine Ökosystemleistungsansprache in ihren Nutzenwirkungen für die involvierten Stakeholder und die Öffentlichkeit an Relevanz und Wertschätzung gewinnen könnten.

Wichtige Merkmale der Strategischen Umweltprüfung einerseits sowie des Ökosystemleistungskonzeptes andererseits betreffen ihren vorausschauenden Ansatz (Geneletti, 2011); die zu erwartenden Veränderungen von Ökosystemleistungen in ihren Funktionen und Werten, auch in ihrer räumlichen Verteilung, sind ggf. Gegenstand der SUP. Geneletti (2011) adressiert weiterhin relevante Schnittstellen von SUP und Ökosystemleistungen:

- Pläne und Programme können direkt von bestimmten Ökosystemleistungen abhängig sein, wie zur Entwicklung des naturnahen Tourismus (und der betreffenden visuellen und kulturellen Ökosystemleistungen);
- Ökosystemleistungen können sowohl negativ wie auch positiv von Planungen betroffen sein; einige Strategische Umweltprüfungen betreffen gerade auch »Positivplanungen«, wie z. B. zu Lärmaktionsplänen, Hochwasser-Risikomanagementplänen, Maßnahmenprogrammen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL);
- für die frühzeitige Behandlung beabsichtigter oder unbeabsichtigter »Trade-offs« zwischen Ökosystemleistungen selbst kann die SUP eine wichtige Ebene im maßstäblich abgeschichteten System der Umweltprüfung darstellen;
- gleichzeitig stellt die Fokussierung auf die jeweils im Einzelfall relevantesten Ökosystemleistungen in Strategischen Umweltprüfungen eine Herausforderung dar, zu leisten im Scoping der Umweltprüfungen.

Hinzu tritt mit der Monitoring-Verpflichtung in der Umweltprüfung die Chance, auch die behandelten Effekte von und auf Ökosystemleistungen als iterativen Entwicklungsprozess planvoll zu verfolgen. Tabelle 10.6 zeigt einige Beispiele inwiefern in deutschen Umweltberichten zu im ländlichen Raum bedeutsamen ELER (Europäische Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums) sowie exemplarisch EFRE (Europäischer Fonds für regionale Entwicklung) Programmen Ökosystemleistungen adressiert werden. Allerdings geschieht dies bislang überwiegend rein qualitativ und zumeist hochaggregiert und mit sehr einfach strukturierten Experteneinschätzungen.

Nicht zuletzt bringen die Umweltprüfungen systematisch und auf mehreren Ebenen betroffene Stakeholder und die Öffentlichkeit bei ökosystemleistungsrelevanten Entscheidungsprozessen ins Spiel. SUP und UVP durchdringen entsprechende Entscheidungsprozesse in bundesweitem bis lokalem Maßstab und könnten so die Behandlung von Ökosystemleistungen einer partizipatorischen Teilhabe bei Entscheidungsprozessen zu Plänen, Programmen und Projekten zuführen. In der Umweltprüfung (SUP und UVP) wird das zu betrachtende Spektrum an Umweltgütern ausdrücklich durch das Schutzgut Mensch ergänzt, darunter fallen Aspekte wie die menschliche Gesundheit oder das Wohlbefinden. Deutlich wird dies etwa am Beispiel der Lärmimmissionen im Umfeld von Flughäfen oder an der im Zuge des

TABELLE 10.6 ▸ Beispiele der Adressierung von Ökosystemleistungen in deutschen SUP-Umweltberichten zu ELER (Entwicklung des ländlichen Raumes) und EFRE (Regionale Entwicklung) Programmen.

Umweltbericht zur Strategischen Umweltprüfung	Angaben aus den Umweltberichten	Adressierte Ökosystemleistungen
zum Niedersächsischen und Bremischen Programm für die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes (ELER) 2007–2013	Erhöhung des Retentionsvermögens der Fließgewässer; Sicherheit vor Hochwasserereignissen	Hochwasserschutz
	Erreichung einer Wasserqualität, die der menschlichen Gesundheit keinen Schaden zufügt	Bereitstellung von Wasser mit hoher Qualität
	Verminderung von Lärmbelastungen	Erholung und Gesundheit
	Sicherung und Entwicklung der Vielfalt, Eigenart und Schönheit der Landschafts- und Ortsbilder	Inspiration und Ästhetik
Einsatz des ELER im Bundesland Sachsen-Anhalt in der Förderperiode 2007–2013	Guter Gewässerzustand, Erhalt des Zustandes nach WRRL	Bereitstellung von Wasser mit hoher Qualität
	Steigerung der Energieeffizienz, des Anteils erneuerbarer Energien an der Energienutzung und/oder der Nutzung nachwachsender Rohstoffe	Produktion pflanzlicher Rohstoffe einschließlich Energierohstoffe
zum rheinland-pfälzischen Programm für die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes »Agrarbusiness, Umweltmaßnahmen, Landentwicklung« (PAUL) 2007–2013	Reduzierung von Erosion	Erosionsschutz
	Reduzierung der Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte im Grundwasser	Bereitstellung von Wasser mit hoher Qualität
	Erhaltung, Pflege und sinnvolle Nutzung des Kulturerbes (Dörfer, Baudenkmale, Landschaftsteile etc.)	Vertrautheit und Heimat
zum Entwicklungsplan für den ländlichen Raum Hessen – EPLR 2007–2013	Erhaltung von Bodenfunktionen	Produktion von Nahrungsmitteln
	Reduktion der CO_2-Emissionen je Einwohner und je Einheit Bruttoinlandsprodukt	Minderung von Treibhausgasemissionen
zum »NRW Ziel-2-Programm 2007–2013 EFRE« im Rahmen der Ex-ante-Bewertung	Erhalt von Baudenkmälern, Bodendenkmälern und Denkmalbereichen sowie erhaltenswerten Ortsteilen	Vertrautheit und Heimat
	Schutz wertvoller Böden mit hohem Ertragspotenzial und Biotopentwicklungspotenzial	Produktion von Nahrungsmitteln
zum Sächsischen EFRE-OP (Operationelles Programm) 2007–2013	Einfluss der Vorhaben des EFRE-OP auf Frisch-/ Kaltluftentstehungsgebiet/ -leitbahnen	Klimaregulierung und Luftfilterung in Städten

Netzausbaus diskutierten Frage, inwiefern elektromagnetische Felder zu einem erhöhten Kinder-Leukämie Risiko beitragen könnten. Solche Betrachtungen in Umweltprüfungen machen aber deutlich, dass im Hinblick auf das Ökosystemleistungskonzept SUP und UVP auch die Chance bieten, auf die jeweils vom Verlust von Ökosystemleistungen betroffenen Menschen einzugehen (Bsp. beim Problem des Fluglärms). Häufig erfolgen mit den in Kapitel 10 behandelten Instrumenten zwar auch flächenhafte und/oder anderweitig quantifizierte Umweltbilanzierungen; dabei kann jedoch in Alternativen-, Standort- und Variantenvergleichen die Bevölkerung ganz unterschiedlich betroffen sein und im Zuge der Umweltprüfungen berücksichtigt werden. Auch sind die durch die europäische UVP-Richtlinie gegebenen Klagemöglichkeiten von Mitgliedern der betroffenen Öffentlichkeit (z. B. Umweltverbänden) zu erwähnen, umgesetzt im deutschen Umweltrechtsbehelfsgesetz. Andererseits wurde bereits in internationalem (Baker et al., 2013; Portman, 2013) wie nationalem Raum (Scholles, 2013) darauf hingewiesen, dass geprüft werden muss, inwieweit das Ökosystemleistungskonzept im Rahmen von UVP und SUP mit den zugrundeliegenden Rechtsgrundlagen in Einklang gebracht werden kann (wie den betreffenden europäischen Richtlinien). Zwar benannte z. B. die (praktisch heute unbedeutende) deutsche UVPG-Verwaltungsvorschrift (UVPGVwV) frühzeitig u. a. Kosten-Nutzen-Analysen als ein mögliches Bewertungsverfahren zum Trassen- und Alternativenvergleich. Fachrechtliche Standards und Zulassungsbedingungen müssen jedoch vor allem im Zuge einer UVP abgeprüft werden, während (zumal ggf. inwertgesetzte) Ökosystemleistungen zunächst lediglich ein fachlich-informelles Konzept darstellen. Inwiefern sich zukünftig für Umweltprüfungen hier eine substanzielle Verrechtlichung ergeben kann, bleibt abzuwarten. Denn SUP und UVP schaffen keine eigenständigen rechtlichen Normen, sondern die Bewertung der Umweltwirkungen erfolgt auf der Basis der jeweiligen sektoral-umweltrechtlichen Normen (wie aus dem Immissionsschutzrecht, Wasserrecht, Naturschutzrecht); viele dieser sektoralen Umweltschutznormen sind aber auf Gefahrenabwehr, etwa für die menschliche Gesundheit, ausgelegt. Sektorale Zulassungsvoraussetzungen können auch nicht gegenseitig substituiert werden, ein Mehr an Regelungsleistung »A« darf nicht durch ein Weniger an Versorgungsleistung »B« oder etwa kulturelle Ökosystemleistungen erkauft werden.

Weiterhin stellen sich auch in Deutschland Fragen der Effektivität dieser Instrumente, die Adressierung von Ökosystemleistungen kann letztlich nicht wirksamer sein als die betreffende Umweltprüfungen selbst. Diese ist auch insofern eingeschränkt, als die Ergebnisse der Umweltprüfungen in den behördlichen Genehmigungs- und Planentscheidungen lediglich zu berücksichtigen, nicht aber verbindlich zu beachten oder zumindest vorrangig zu berücksichtigen sind (vgl. § 12 UVPG). Auch die in Deutschland noch junge SUP etwa scheint bislang ihr strategisches Potenzial noch keineswegs auszuschöpfen und teilweise systematisch hinter ihren Möglichkeiten zurückzubleiben, gerade was eine sorgfältige Alternativenprüfung, die Behandlung kumulativer Effekte und eine frühe und faire Beteiligung betrifft (Geißler, 2013; Geißler und Rehhausen, 2014).

Die Optionen gerade der SUP im Hinblick auf das Ökosystemleistungskonzept können auch nur insofern zur Geltung kommen, als der durchaus eingeschränkte Anwendungsbereich für bestimmte Pläne und Programme dies zulässt (nur behördliche Pläne etc.). Während ein systematisches Berichtswesen zur (UVP- und) SUP-Anwendung in Deutschland fehlt (Odparlik et al., 2012), konnte Rehhausen (2013) eine erste Abschätzung der SUP-Anwendung für Deutschland vornehmen; jenseits der Bauleitplanung überwiegen bei weitem die Anwendungen in der Regionalplanung, auch eine nennenswerte Zahl von Maßnahmenprogrammen gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sowie einige Entwicklungsprogramme für den ländlichen Raum spielen eine Rolle (vgl. Geißler und Rehhausen, 2014); hinzu kommen z. B. nun vermehrt die Umweltprüfungen zum Netzausbau.

Wie Ökosystemleistungen derzeit bereits (und zukünftig impliziter) gemäß dem Auftrag von SUP und UVP adressiert werden können, ist teilweise bereits Gegenstand internationaler Untersuchungen (z. B. Honrado et al., 2013; Partidario und Gomes, 2013). Auch (allgemeinverständliche) Anleitungen und Arbeitshilfen verdeutlichen die international fortgeschrittene Debatte, um die Konzepte der Umweltprüfungen und das Ökosystemleistungskonzept zusammenzuführen, so z. B. den vom World Resources Institute herausgegebenen Leitfaden »Weaving Ecosystem Services into Impact Assessment" (Landsberg et al., 2013).

Aus der jüngeren internationalen Literatur ergibt sich auch eine nachvollziehbare Einschätzung, wo wir derzeit stehen im Kontext von Umweltprüfungen und Ökosystemleistungen. Presnall et al. (2014) am Beispiel des SUP und UVP Pioniers USA (Umweltprüfungen nach dem National Environmental Policy Act, NEPA) sowie auch Sales Rosa und Sánchez (2015) in einer internationalen Fallstudienanalyse kommen letztlich zu einem gemeinsamen Schluss: das Konzept der Ökosystemleistungen bedarf noch einer deutlich detaillierteren

Operationalisierung (und auch Quantifizierung), damit es effektiver in SUP und UVP zur Anwendung kommen kann und nicht zu Redundanzen mit der schon bisher in den Umweltprüfungen geleisteten Behandlung der Umweltgüter führt. Ein signifikantes Fazit bei Presnell et al. (2014, 1) lautet dazu: »...we suggest clarification of the ecosystem services framework, metrics, and guidance".

10.11 EINGRIFFSREGELUNG

Die naturschutzrechtliche Eingriffsregelung gemäß §§ 13 f. BNatSchG soll dazu beitragen, die erheblichen Beeinträchtigungen der Funktionen von Natur und Landschaft (bzw. Ökosystemfunktionen) zu vermeiden, vermindern oder, wenn dies nicht möglich ist, durch Ausgleichs- (gleichartige Wiederherstellung) oder Ersatzmaßnahmen (gleichwertige Wiederherstellung) oder (als ultima ratio) monetär aber zweckgebunden zu kompensieren (vgl. § 13 und § 15 Abs. 2 BNatSchG).

Seit 1976 – mit der erstmaligen gesetzlichen Verankerung im BNatSchG – werden im Rahmen der Eingriffsregelung Ökosystemfunktionen erfasst und bewertet (vgl. z. B. Köppel et al., 2004). Die in § 14 Abs. 1 BNatSchG genannten Begriffe der »Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts« sowie des »Landschaftsbilds« sprechen zum einen die Basis-, Versorgungs- und Regulationsleistungen und zum anderen die kulturellen Leistungen des Ökosystemleistungskonzeptes an. Auch die in § 15 Abs. 2 BNatSchG adressierten »Funktionen des Naturhaushalts« können im Sinne des Ökosystemleistungskonzeptes verstanden werden (Unnerstall, 2012). Die nähere Ausgestaltung der Eingriffsregelung erfolgte bislang in den deutschen Bundesländern. Allerdings nimmt die pauschale freistellende Regelvermutung in § 14 Abs. 2 Bundesnaturschutzgesetz die land-, forst- und fischereiwirtschaftlichen Bodennutzung von der Eingriffsregelung aus und weicht damit vom Verursacherprinzip ab; inwieweit diese Abweichung gerechtfertigt ist, erscheint nicht nur zweifelhaft (Möckel, 2012), sondern schränkt auch die Bedeutung der Eingriffsregelung für das Ökosystemleistungskonzept ein.

Mit den seit 2010 auch explizit im Bundesnaturschutzgesetz verankerten Ersatzgeldzahlungen als letzter Option in der Entscheidungskaskade der Eingriffsregelung wird eine monetäre Inwertsetzung von Ökosystemfunktionen (und der damit einhergehenden Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes) eingeführt. Bislang fehlt in Deutschland sowohl ein Überblick wie die Ersatzgelder tatsächlich eingesetzt wurden als auch eine Kenntnis der Grundgesamtheit real durchgeführter Kompensationsmaßnahmen. Einen interessanten Ansatz verfolgt jedoch z. B. das Land Brandenburg in Form einer Anbindung von Flächenpools an die Stiftung Naturschutzfonds, wo auch geleistete Ersatzgeldzahlungen eingehen. In der Flächenpoolverordnung werden Qualitätsstandards (Checkliste mit Qualitätskriterien) festgesetzt. Die Flächenagentur Brandenburg GmbH, eine Tochtergesellschaft der landeseigenen Stiftung Naturschutzfonds, übernimmt als Poolbetreiber die Kompensationsverpflichtungen Dritter (MUGV, 2013). Aber auch in zahlreichen anderen Bundesländern und Kommunen werden bereits langjährige Flächenpoolkonzepte ähnlich den US-amerikanischen »Wetland Mitigation Banks« betrieben (Köppel et al., 2004), so etwa in Form der Ausgleichsagentur in Schleswig-Holstein, in der Rechtsform eine Tochter der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein. Grenzen für die Verknüpfung von Ökosystemleistungen und Eingriffsregelung zeigen sich z. B. durch die räumliche Verlagerung von Ökosystemleistungen, die insbesondere dem menschlichen Wohl zugutekommen: Eingriffe finden eher im siedlungsnahen Raum statt, Kompensationsmaßnahmen (Ersatz- bzw. Poollösungen) häufig im ländlichen Raum, da hier die Flächenverfügbarkeit sowie die Kosten für den Flächenerwerb günstiger sind. Daher ist fraglich, auch wenn durch Kompensationsmaßnahmen der ursprüngliche Wert bzw. die Funktionen der Ökosystemleistungen vollständig wiederhergestellt werden, ob auch die ursprünglichen Nutznießer von Ökosystemleistungen wieder erreicht werden können (Molnar und Kubiszewski, 2012).

Weitere limitierende Faktoren für den Erfolg von Instrumenten zur Eingriffsfolgenbewältigung sind: Unschärfen bei der genauen Bestimmung und Bewertung der beeinträchtigten Natur und Landschaft bzw. Ökosystemfunktionen und damit erbringbarer Ökosystemleistungen (Robertson, 2004), Unsicherheiten beim Maßnahmenerfolg sowie der »time lag« zwischen verloren gegangenen und wiederhergestellten Ökosystemfunktionen (und verknüpfbaren Ökosystemleistungen). Durch adaptives Management, Berücksichtigung eines Abzinsfaktors (um den zukünftigen Wert von Ökosystemfunktionen zum Ausgangszeitpunkt zu berechnen) sowie mit den erwähnten Maßnahmenpools (»Banks«) zum Beispiel kann dem entgegen gewirkt werden (Maron et al., 2012).

Eine direkte, auch monetäre Bilanzierung von Ökosystemleistungen in Eingriffsplanungen haben in jüngerer Zeit Tardieu et al. (2015) am Beispiel linearer Infrastrukturvorhaben (wie Straßenbauvorhaben etc.) aufgezeigt. Sie gelangen zu betreffenden Eingriffsbilanzen (»Ecosystem service loss« und letztlich Kompensationsbedarf) z. B. für Ökosystemleistungen wie »provison of picking products«, »raw material provisioning«, »air quality regulation«, »local climate regulation«,

»erosion prevention« oder »pollination«. Eine stetig wachsende Bedeutung erfahren in den USA zur Umsetzung von Kompensationsmaßnahmen »Payments for Ecosystem Services« (PES), die für die Maßnahmendurchführung in Kompensationspools geleistet werden (»mitigation banks« für Feuchtgebiete gemäß Clean Water Act sowie »conservation banks« für artenschutzrechtliche Kompensationsmaßnahmen); einen kompakten Überblick dazu geben Hansen et al. (2013; vgl. Geißler und Köppel, 2012).

Im Kontext der deutschen Eingriffsregelung sollte eine zukünftige Bundeskompensationsverordnung einheitliche Maßstäbe setzen. Seit der BNatSchG Novelle 2010 ermächtigt § 15 Abs. 7 BNatSchG das BMU zum Erlass einer Rechtsverordnung, um näheres zur Kompensation von Eingriffen zu regeln. Inhalt, Art und Umfang von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen sowie die Höhe der Ersatzzahlung und Verfahren zu ihrer Erhebung können Gegenstand der neuen Verordnung sein. Im April 2013 wurde zwar ein Entwurf der Bundeskompensationsverordnung vom Bundeskabinett beschlossen, die erforderliche Zustimmung vom Bundesrat erfolgte in der auslaufenden Legislaturperiode nicht mehr. Eine Verabschiedung der Bundeskompensationsverordnung zwischen Bund und Ländern war zum Zeitpunkt dieses Beitrags unwahrscheinlich geworden. Perspektiven und Schnittstellen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung im Sinne des Ökosystemleistungskonzeptes hätten dabei Beachtung finden können, in der Entwurfsfassung von 2013 war dies nicht thematisiert.

LITERATUR

AGENA, C.-A., 2012. Der Vollzug der landwirtschaftlichen Grundsätze der guten fachlichen Praxis nach § 5 Abs. 2 BNatSchG. In: Natur und Recht: 297–307.

ALBERT, C., GALLER, C., HERMES, J., NEUENDORF, F., VON HAAREN, C., LOVETT, A., 2015. Applying Ecosystem Services Indicators in Landscape Planning and Management: the ES-in-Planning framework. Ecological Indicators. Im Druck, DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.03.029.

ALBERT, C., VON HAAREN, C., GALLER, C., 2012. Ökosystemdienstleistungen: Alter Wein in neuen Schläuchen oder ein Impuls für die Landschaftsplanung? Naturschutz und Landschaftsplanung 44: 142–148.

AMMERMÜLLER, B., KLAUER, B., BRÄUER, I., SIGEL K., 2011. Kosten-Nutzen-Abwägung im Kontext der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Methodik zur Begründung von Ausnahmen aufgrund unverhältnismäßiger Kosten. Studien zu Infrastruktur und Ressourcenmanagement, Bd. 2, Universität Leipzig. Logos Verlag, Berlin.

BAKER, J., SHEATE, W. R., PHILIPPS, P., EALES, R., 2013. Ecosystem services in environmental assessment – Help or hindrance? Environmental Impact Assessment Review 40: 3–13.

BASTIAN, O., GRUNEWALD, K., LUPP, G., SYRBE, R.-U., WACHLER, C., 2012. Verfahrensansätze der Landschaftsökologie zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemdienstleistungen. BfN-Skripten 320. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 78–99.

BASTIAN, O., SCHREIBER, K.-F., 1999. Analyse und Ökologische Bewertung der Landschaft. 2. Auflage. Gustav Fischer, Jena, Stuttgart.

BERKENHAGEN, J., DORING, R., FOCK, H.O., KLOPPMANN, M.H.F., PEDERSEN, S.A., SCHULZE, T., 2010. Decision bias in marine spatial planning of offshore wind farms: problems of singular versus cumulative assessments of economic impacts on fisheries. Marine Policy 34: 733–736.

BESNARD, A.G., SECONDI, J., 2014. Hedgerows diminish the value of meadows for grassland birds: Potential conflicts for agri-environment schemes. Agriculture, Ecosystems and Environment 189: 21–27.

BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.), 2012. Daten zur Natur 2012. Landwirtschaftsverlag, Münster.

BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.), 2013. Aktuelle Daten zur natürlichen Waldentwicklung in Deutschland. Pressemitteilung vom 14.10.2013. Download 23.04.2014 (http://www.bfn.de/0401_pm.html?tx_ttnews%5Btt_news%5D=4726)

BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2015. Landschaftsplanung. Download 30.03.2015 (http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/landschaftsplanung/031301_kartelrp.pdf)

BIERHALS, E., 1978. Ökologischer Datenbedarf für die Landschaftsplanung – Anmerkungen zur Konzeption einer Landschaftsdatenbank. Landschaft und Stadt 10 (1): 30–36.

BLOEMMEN, M., VAN DER SLUIS, T. (HRSG.), 2004. European corridors – example studies for the Pan-European Ecological Network. Alterra-Report 1087. Alterra, Wageningen.

BMELF – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN, 2000. Gute fachliche Praxis im Pflanzenschutz, Bonn (abgedruckt auch als Grundsätze für die Durchführung der guten fachlichen Praxis im Pflanzenschutz). Bundesanzeiger Nr. 220 a vom 21.11.1998.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (HRSG.), 2007. Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. BMU, Berlin.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2010. Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. BMU, Berlin.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2012A. Bundesprogramm Wiedervernetzung, Grundlagen – Aktionsfelder – Zusammenarbeit. BMU, Berlin.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2012B. Die Wasserrahmenrichtlinie. Eine Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme 2012. BMU, Berlin.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (HRSG.), 2013. Gemeinsam für die biologische Vielfalt: Rechenschaftsbericht 2013 zur Umsetzung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. BMU, Berlin.

BMU/UBA – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT UND UMWELTBUNDESAMT (HRSG.), 2010. Die Wasserrahmenrichtlinie. Auf dem Weg zu guten Gewässern. BMU, Berlin.

BMVEL – BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT, 2002. Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen und Bodenerosion. BMVEL, Bonn.

BNATSCHG – BUNDESNATURSCHUTZGESETZ. GESETZ ÜBER NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE VOM 29.07.2009, BGBl. I, 2009: 51.

BNATSCHG – BUNDESNATURSCHUTZGESETZ. GESETZ ÜBER LANDSCHAFTSPLANUNG VOM 01.03.2010.

BRÄNDLI, U.-B., 2000. Merkmale und abgeleitete Größen aus Stichprobeninventuren als Indikatoren für Waldfunktionen am Beispiel des LFI2. Zusammenfassung eines Referates für SAFE Jahresversammlung 2000 und Fortbildungsveranstaltung zum Thema: Forstliche Stichprobeninventuren – wie weiter? Boldern.

BRÄNDLI, U.-B., HEROLD, A., ULMER, U., 1999. Schutz vor Naturgefahren – Naturschutzfunktion – Erholungsfunktion. In: Brassel, P.; Lischke, H. (Hrsg.). Schweizerisches Landesforstinventar – Methoden und Modelle der Zweitaufnahme. Birmensdorf, WSL (Manuskript).

BRYAN, B.A., 2013. Incentives, land use, and ecosystem services: Synthesizing complex linkages. Environmental Science & Policy 27: 124–134.

BSH – BUNDESAMTS FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE, 2009. Raumordnung in der AWZ. Download 21.05.2014 (www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Raumordnung_in_der_AWZ/index.jsp)

BUNDESREGIERUNG, 2011. Agrarpolitischer Bericht 2011 der Bundesregierung. Bundestagsdrucksache BT-Drs. 17/5810.

BUNDESREGIERUNG, 2012. Nationale Nachhaltigkeitsstrategie – Fortschrittsbericht 2012, Berlin.

BURKHARD, B., KROLL, F., MÜLLER, F., WINDHORST, W., 2009. Landscapes' capacities to provide Ecosystem Services – a concept for land-cover based assessments. Landscape Online 15: 1–22.

BURKHARD, B., MÜLLER, F., 2013. Indikatoren und Quantifizierungsansätze. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.), Ökosystemdienstleistungen – Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer, Berlin & Heidelberg: 80–90.

BUSCH, M., GEE, K., BURKHARD, B., LANGE, M.,STELLJES, N., 2010. Impacts of Offshore Wind Farms on the Provision of Ecosystem Services and Human Well-being. In: Lange, M., Burkhard, B., Garthe, S., Gee, K., Kannen, A., Lenhart, H., Windhorst, W. (Hrsg.). Analysing Coastal and Marine Changes – Offshore Windfarming as a Case Study. Zukunft Küste – Coastal Futures Synthesis Report – Land Ocean Interactions in the Coastal Zone 36: 121–160. Download 21.05.2014 (http://www.loicz.org/imperia/md/content/loicz/print/rsreports/loiczrs36_final-300810_online.pdf)

BUSCH, M., KANNEN, A., GARTHE, S., JESSOPP, M., 2013. Consequences of a cumulative perspective on marine environmental impacts: offshore wind farming and seabirds at North Sea scale in context of the EU Marine Strategy Framework Directive. Ocean & Coastal Management 71: 213–224.

BVERFGE – BUNDESVERFASSUNGSGERICHT, 1967. Beschluss vom 12.01.1967, Aktenzeichen 1 BvR 169/63, Entscheidungssammlung BVerfGE 21: 73, 82 f.)

BVERFGE – BUNDESVERFASSUNGSGERICHT, 2001. Beschluss vom 22.5.2001, Aktenzeichen BvR 1512, 1677/97, Entscheidungssammlung BVerfGE 104: 1, 12.

BVERFGE – BUNDESVERFASSUNGSGERICHT, 2004. Urteil vom 16.3.2004, Aktenzeichen 1 BvR 1778/01, Entscheidungssammlung BVerfGE 110: 141, 164 f.

COWI A/S, 2014. Support Policy Development for Integration of an Ecosystem Services Approach with WFD and FD Implementation Resource document.

DEGGAU, M., 2006. Nutzung der Bodenfläche – Flächenerhebung 2004 nach Art der tatsächlichen Nutzung. Wirtschaft und Statistik: 212–219.

DEUTSCHES MAB-NATIONALKOMITEE (HRSG.), 2007. Kriterien für die Anerkennung und Überprüfung von Biosphärenreservaten der UNESCO in Deutschland. Deutsches MAB-Nationalkomitee, Bonn-Bad Godesberg.

DIETERICH, V., 1953. Forst-Wirtschaftspolitik – Eine Einführung. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.

DIXON, J.A., SHERMAN, P.B., 1990. Economics of Protected Areas: A New Look At Benefits and Costs. Island Press, Washington, D.C.

DÖRSCHNER, T., MUSSHOFF, O., 2013. Cost-oriented evaluation of ecosystem services under consideration of income risks and risk attitudes of farmers. Journal of Environmental Management 127: 249–254.

DRL – DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (HRSG.), 2010. Biosphärenreservate sind mehr als Schutzgebiete – Wege in eine nachhaltige Zukunft. DRL, Bonn.

EC – EUROPEAN COMMISSION, 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

EC – EUROPEAN COMMISSION, 2007. Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken.

EC – EUROPEAN COMMISSION, 2013A. Grüne Infrastruktur (GI) – Aufwertung des europäischen Naturkapitals. Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. COM 249 final.

EC – EUROPEAN COMMISSION, 2013B. Commission Staff Working Document. Technical information on Green Infrastructure (GI). Download 29.01.2014 (http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/docs/green_infrastructures/1_EN_autre_document_travail_service_part1_v2.pdf)

EC – EUROPEAN COMMISSION, 2014. Vertragsverletzungsverfahren im Juli: wichtigste Beschlüsse, MEMO Band 14/47. Brüssel.

EUROPARC DEUTSCHLAND (HRSG.), 2010. Richtlinien für die Anwendung der IUCN-Managementkategorien für Schutzgebiete. Europarc Deutschland, Berlin.

EUROPARC FEDERATION, IUCN (HRSG.), 2000. Richtlinien für Management-Kategorien von Schutzgebieten: Interpretation und Anwendung der Management-Kategorien für Europa. Europarc Federation, Grafenau.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2013. The European Grassland Butterfly Indicator: 1990–2011. European Environment Agency, Copenhagen.

EVERS, M.,2014. Integratives Flussgebiets- und Hochwasserrisikomanagement – Synergien identifizieren und nutzen. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 9. doi: 10.3243/kwe2014.08.004

FELLER, C., BLANCHART, E., BERNOUX, M., LAL, R., MANLAY, R., 2012. Soil fertility concepts over the past two centuries: the importance attributed to soil organic matter in developed and developing countries. Archives of Agronomy and Soil Science 58: 3–21.

FREESE, J., 2012. Natur- und Biodiversitätsschutz in ELER: Finanzielle Ausstattung der Länderprogramme zur Ländlichen Entwicklung. Naturschutz und Landschaftsplanung 44: 69–76.

FREESE, J., KLIMEK, S., MARGGRAF, R., 2011. Auktionen und ergebnisorientierte Honorierung bei Agrarumweltmaßnahmen. Natur und Landschaft 86: 156–159.

FRITZ, M., 2013. Grüne Infrastruktur in Europa – ein integrativer Ansatz. Natur und Landschaft 88: 497–502.

FSC – FOREST STEWARDSHIP COUNCIL, 2011. Incorporating additional ecosystem services into FSC certification. Newsletter of the Forest Stewardship Council, 29 June 2011.

GDV – GESAMTVERBAND DER DEUTSCHEN VERSICHERUNGSWIRTSCHAFT, 2013. Kfz-Schadensbilanz 2012. Zahl der Wildunfälle erreicht Höchststand. Download 29.01.2014 (http://www.gdv.de/2013/11/zahl-der-wildunfaelle-erreicht-hoechststand/)

GEE, K., 2010. Offshore wind power development as affected by seascape values on the German North Sea coast. Land Use Policy 27: 185–194.

GEE, K., BURKHARD, B., 2010. Cultural ecosystem services in the context of offshore wind farming: a case study from the west coast of Schleswig-Holstein. Ecological Complexity 7: 349–358.

GEE, K., KANNEN, A., 2004. Raumplanungsstrategien an der Küste und im Meer. Erste Ergebnisse der Bestandsaufnahme und Thesenpapier. In: Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (Hrsg.). Auf dem Weg zur nationalen Integrierten Küstenzonenmanagement-Strategie – Perspektiven der Raumordnung. Dokumentation des Workshops vom 23. und 24. Oktober 2003 in Berlin. BMVBW, Bonn: 10–21.

GEE, K., KANNEN, A., HEINRICHS, B., 2011. BaltSeaPlan Vision 2030 for Baltic Sea Space. Hamburg. Download 21.05.204 (http://www.baltseaplan.eu/index.php/BaltSeaPlan-Vision-2030;494/1)

GEE, K., KANNEN, A., LICHT-EGGERT, K., GLAESER, B., STERR, H., 2006. Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM): Raumordnungsstrategien im Küstenbereich und auf dem Meer. In: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung und Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (Hrsg.). Abschlussbericht zum Projekt »Raumordnungskonzepte und IKZM als Instrumente für die nachhaltige Entwicklung des Küsten- und Meeresraums«. BMVBS, Berlin.

GEISSLER, G., 2013. Strategic Environmental Assessment for Renewable Energy Development – comparing the United States and Germany. Journal of Environmental Assessment Policy and Management 15. DOI: 1340003-1-1340003-31.

GEISSLER, G., KÖPPEL, J., 2012. Upside down – Weiterentwicklung von US-amerikanischen Konzepten zur naturhaushaltlichen Kompensation – Wetland Mitigation und Conservation Banking. Naturschutz und Landschaftsplanung 44: 364–370.

GEISSLER, G., REHHAUSEN, A., 2014: Wie strategisch ist die Strategische Umweltprüfung (SUP)? Zur SUP-Anwendung in Deutschland und den USA. UVP-Report 28: 119–127.

GENELETTI, D., 2011. Reasons and options for integrating ecosystem services in strategic environmental assessment of spatial planning. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management 7: 143–149.

GRÊT-REGAMEY, A., CELIO, E., KLEIN, T.M., WISSEN HAYEK, U., 2013. Understanding ecosystem services trade-offs with interactive procedural modeling for sustainable urban planning. Landscape and Urban Planning 109: 107–116.

GRÊT-REGAMEY A, WALZ A, BEBI,P, 2008. Valuing Ecosystem Services for Sustainable Landscape Planning in Alpine Regions. Mountain Research and Development 28 (2): 156–165.

GROSSMANN, M., HARTJE, V., MEYERHOFF, J., 2010. Ökonomische Bewertung naturverträglicher Hochwasservorsorge an der Elbe. Naturschutz und Biologische Vielfalt 89. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

GRÜNWALD, A., WENDE, W., 2013. Integration des ÖSD-Konzepts in die Landschaftsplanung. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.). Ökosystemdienstleistungen. Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer, Berlin/Heidelberg: 177–185.

GRUNEWALD, K., 2013. Boden- und Gewässerschutz. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.). Ökosystemdienstleistungen. Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer, Berlin/Heidelberg: 275–281.

GRUNEWALD, K., BASTIAN, O. (HRSG.), 2013. Ökosystemdienstleistungen – Konzept, Methoden, Fallbeispiele. Springer, Berlin & Heidelberg.

GÜNNEWIG, D., BALLA, S., HANUSCH, M., WENDE, W., BECKERS, T., RIEKEN, P., DAMMERT, B., RIEGER G.-J., 2009. Erarbeitung eines Konzeptes zur »Integration einer Strategischen Umweltprüfung in die Bundesverkehrswegeplanung«. FE-Vorhaben 96.0904/2007 im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung.

HAASE, G., 1978. Zur Ableitung und Kennzeichnung von Naturpotentialen. Petermanns Geografische Mitteilungen 122: 113–125.

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 25.08.2015 (http://test.matth.eu/content/uploads/sites/8/2012/07/CICES-V43_Revised-Final_Report_29012013.pdf)

HAMPICKE, U., 1991. Naturschutz-Ökonomie. Ulmer, Stuttgart.

HÄNEL, K., RECK, H., 2011. Bundesweite Prioritäten zur Wiedervernetzung von Ökosystemen: Die Überwindung straßenbedingter Barrieren. BfN-Schriftenreihe Naturschutz und Biologische Vielfalt 108. Landwirtschaftsverlag, Münster.

HANNEMANN, T., JOB, H., 2003. Destination »Deutsche Nationalparke« als touristische Marke. Tourism Review 58: 6–17.

HANSEN, K., JAKLE, A., HOGARTY, M., 2013. Market-based Wildlife Mitigation in Wyoming: A Primer. Laramie, Wyoming: Ruckelshaus Institute of Environment and Natural Resources. Download 10.04.2015 (http://www.uwyo.edu/haub/ruckelshaus-institute/_files/docs/publications/2013-market-based-mitigation.pdf)

HARTJE, V, GROSSMANN, M., 2012. Ökonomische Bewertung von ÖSD am Beispiel eines Deichrückverlegungsprogramms an der Elbe. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.). Ökosystemdienstleistungen. Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer, Berlin/Heidelberg: 281–289.

HONRADO, J. P., VIEIRA, C., SOARES, C., MONTEIRO, M. B., MARCOS, B., PEREIRA, H. M., PARTIDÁRIO, M. R., 2013. Can we infer about ecosystem services from EIA and SEA practice? A framework for analysis and examples from Portugal. Environmental Impact Assessment Review 40: 14–24.

HORNBACK, K.E., EAGLES, P.F.J., 1999. Guidelines for Public Use Measurement and Reporting at Parks and Protected Areas. IUCN, Gland/Cambridge.

IRMER, U., 2000. Die neue EG-Wasserrahmenrichtlinie: Bewertung der chemischen und ökologischen Qualität von Oberflächengewässern. Acta hydrochimica et hydrobiologica 28: 7–14.

JEDICKE, E., METZNER, J., 2012. Zahlungen der 1. Säule auf Extensivweiden und ihre Relevanz für den Naturschutz – Analyse und Vorschläge zur Anpassung der Gemeinsamen Agrarpolitik. Naturschutz und Landschaftsplanung 44: 133–141.

JOB, H., 2000. Naturparke – Erholungsvorsorge und Naturschutz. In: Becker, C., Job, H. (Hrsg.). Freizeit und Tourismus (= Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland 10). Elsevier/Spektrum, Heidelberg/Berlin: 34–37.

JOB, H., 2010. Welche Nationalparke braucht Deutschland? Raumforschung und Raumordnung 68: 75–89.

JOB, H., 2016. Großschutzgebiete. In: ARL (Hrsg.). Handwörterbuch zur Stadt- und Raumentwicklung. 5., neu bearbeitete Auflage. Hannover (im Druck).

JOB, H., BECKEN, S., SACHER, P., 2013A. Wie viel Natur darf sein? Schutzgebietskonzepte im Wandel der Zeit. Standort – Zeitschrift für Angewandte Geografie 37: 204–210.

JOB, H., HARRER, B., METZLER, D., HAJIZADEH-ALAMDARY, D., 2005. Ökonomische Effekte von Großschutzgebieten. Untersuchung der Bedeutung von Großschutzgebieten für den Tourismus und die wirtschaftliche Entwicklung der Region (= BfN-Skripten 135). BfN, Bonn-Bad Godesberg.

JOB, H., KRAUS, F., MERLIN, C., WOLTERING, M., 2013B. Ökonomische Effekte des Tourismus in Biosphärenreservaten Deutschlands (=Naturschutz und Biologische Vielfalt 134). Landwirtschaftsverlag, Bonn-Bad Godesberg.

JOB, H., MAYER, M., 2012. Forstwirtschaft versus Waldnaturschutz: Regionalwirtschaftliche Opportunitätskosten des Nationalparks Bayerischer Wald. Allgemeine Forst- und Jagdzeitschrift 183: 129–144.

JOB, H., WOLTERING, M., HARRER, B., 2009. Regionalökonomische Effekte des Tourismus in deutschen Nationalparken. Naturschutz und Biologische Vielfalt 76. Landwirtschaftsverlag, Münster.

JOHST, K., BRANDL, R., PFEIFER, R., 2001. Foraging in a patchy and dynamic landscape: human land use and the white stork. Ecological Applications 11: 60–69.

JOHST, K., DRECHSLER, M., THOMAS, J., SETTELE, J., 2006. Influence of mowing on the persistence of two endangered large blue butterfly species. Journal of Applied Ecology 43: 333–342.

KANNEN, A., 2012. Challenges for marine spatial planning in the context of multiple sea uses, policy arenas and actors based on experiences from the German North Sea. Regional Environmental Change 14 (6): 2139–2150.

KANNEN, A., BURKHARD, B., 2009. Integrated Assessment of Coastal and Marine Changes Using the Example of Offshore Wind Farms: the Coastal Futures Approach. GAIA 18: 229–238.

KANNEN, A., GEE, K., BRUNS, A., 2010. Governance Aspects of Offshore Wind Energy and Maritime Development. In: Lange, M., Burkhard, B., Garthe, S., Gee, K., Kannen, A., Lenhart, H., Windhorst, W. (Hrsg.). Analysing Coastal and Marine Changes – Offshore Windfarming as a Case Study. Zukunft Küste – Coastal Futures Synthesis Report – Land Ocean Interactions in the Coastal Zone 36: 170–190. Download 21.05.2015 (http://www.loicz.org/imperia/md/content/loicz/print/rsreports/loiczrs36_final-300810_online.pdf)

KLOEPFER, M., 2004. Umweltrecht, 3. Aufl. C.H. Beck. München.

KLUTH, W., SMEDDINCK, U., 2013. Umweltrecht: ein Lehrbuch. Springer Spektrum, Wiesbaden.

KNICKEL, K., JANSSEN, B., SCHRAMEK, J., KÄPPEL, K., 2001. Naturschutz und Landwirtschaft: Kriterienkatalog zur »Guten fachlichen Praxis«, Angewandte Landschaftsökologie, Heft 41, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

KNOLL, E., 2006. Der Elsner 2007 – Handbuch für Straßen- und Verkehrswesen: Planung, Bau, Erhaltung, Verkehr, Betrieb, Dieburg.

KOCH, M., RECK, H., SCHOLLES, F., FRANK, H., HAMPP, K., 2012. F+E-Bericht FKZ 3509 82 3100: Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie in Planungen und Prüfungen; Anhang 117f. Unveröffentlichtes Manuskript.

KRIEBEL, D., TICKNER, J., EPSTEIN, P., LEMONS, J., LEVINS, R., LOECHLER, E.L., QUINN, M., RUDEL, R., SCHETTLER, T., STOTO, M., 2001. The precautionary principle in environmental sciences. Environmental Health Perspectives 109 (9): 871–876.

KÖPPEL, J., PETERS, W., WENDE, W., 2004. Eingriffsregelung, Umweltverträglichkeitsprüfung, FFH-Verträglichkeitsprüfung. Ulmer Verlag, Stuttgart.

KÜHNE, O., 2014. Ökosystemdienstleistungen als Ausdruck ökologischer Kommunikation, Natur und Landschaft, 46: 17–22.

KUSCHE, K., BENDER, M., SCHÄFER, T., GAULKE, A., 2011. Die ökonomischen Instrumente der Wasserrahmenrichtlinie als Chance für den Gewässerschutz. Defizite und Handlungsbedarf im ersten Bewirtschaftungszeitraum. Positionspapier der GRÜNEN LIGA e. V. zu den deutschen Flussgebietsbewirtschaftungsplänen, Berlin.

LANDSBERG, F., TREWEEK, J., STICKLER, M.M., HENNINGER, N., VENN, O., 2013. Weaving Ecosystem Services into Impact Assessment. A Step-By-Step Method. Version 1.0. World Resources Institute, Washington, DC.

LANGE, M., BURKHARD, B., GARTHE, S., GEE, K., KANNEN, A., LENHART, H., WINDHORST, W. (HRSG.), 2010. Analysing Coastal and Marine Changes – Offshore Windfarming as a Case Study. Zukunft Küste – Coastal Futures Synthesis Report – Land Ocean Interactions in the Coastal Zone 36. Download 21.05.2015 (http://www.loicz.org/imperia/md/content/loicz/print/rsreports/loiczrs36_final-300810_online.pdf)

LAWA – BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER, 2013. Empfehlungen zur koordinierten Anwendung der EG-HWRM-RL und EG-WRRL – Potenzielle Synergien bei Maßnahmen, Datenmanagement und Öffentlichkeitsbeteiligung. LAWA, Kiel.

LAWA/LABO – BUND-LÄNDER-ARBEITGEMEINSCHAFT WASSER / BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ, 2002. Gemeinsamer Bericht von LAWA und LABO zu Anforderungen an eine nachhaltige Landwirtschaft aus Sicht des Gewässer- und Bodenschutzes vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. LAWA, Kiel.

LAWA/LABO – BUND-LÄNDER-ARBEITGEMEINSCHAFT WASSER / BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ, 2008. Gemeinsames Positionspapier der Bund / Länder-Arbeitsgemeinschaften Wasser und Bodenschutz – Aspekte des Boden- und Gewässerschutzes bei der Erzeugung von nachwachsenden Rohstoffen für die Bioenergie Böden im Klimawandel. In: Umwelzbundesamt (Hrsg.). Böden im Klimawandel – Was tun?! UBA-Workshop am 22./23. Januar 2008. UBA-Texte 25/2008. UBA, Dessau-Roßlau: 129–132.

LESER, H., 1997. Landschaftsökologie. Ulmer, Stuttgart.

LIU J., OPDAM P., 2014. Valuing ecosystem services in community-based landscape planning: introducing a wellbeing-based approach. Landscape Ecology 29, 8: 1347–1360.

LUICK, E., JONES, G., OPPERMANN, R., 2012. Semi-natural vegetation: pastures, meadows and related vegetation communities. In: Oppermann, R., Beaufoy, G., Jones, G. (Hrsg.). High Nature Value Farming in Europe. verlag regionalkultur. Ubstadt-Weiher: 32–57.

MARON, M., HOBBS, R.J., MOILANEN, A., MATTHEWS, J.W., CHRISTIE, K., GARDNER, T.A., KEITH, D.A., LINDENMAYER, D.B., MCALPINE, C.A., 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. Biological Conservation 155: 141–148.

MANTE, J., GEROWITT, B., 2007. A survey of on-farm acceptance of low-input measures in intensive agriculture. Agronomy for Sustainable Development 27: 399–406.

MARKS, R., MÜLLER, M.J., LESSER, H., KLINK, H.J. (HRSG.), 1992. Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes. 2. Auflage. Forschungen zur deutschen Landeskunde 229, Trier.

MATZDORF, B., 2004. Ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft: Vorteile, Voraussetzungen und Grenzen des Instrumentes. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 16: 125–133.

MAYER, M., 2013. Kosten und Nutzen des Nationalparks Bayerischer Wald – eine ökonomische Bewertung unter besonderer Berücksichtigung von Tourismus und Forstwirtschaft. Oekom, München.

MAYER, M., JOB, H., 2014. The Economics of Protected Areas – A European Perspective. Zeitschrift für Wirtschaftsgeografie 58: 73–97.

MCPFE – MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE, 1993. MCPFE Proceedings, 16–17 June 1993 in Helsinki, Documents: Resolution H 1.

MCPFE – MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE, 2011. MCPFE Proceedings, 14–16 June 2011, Oslo. MCPFE, Oslo.

METZLER, D., 2007. Regionalwirtschaftliche Effekte von Freizeitgroßeinrichtungen: Eine methodische und inhaltliche Analyse (= Münchener Studien zur Sozial- und Wirtschaftsgeografie 46). Lassleben, Kallmünz/Regensburg.

METZLER, D., WOLTERING, M., SCHEDER, N., 2016. Naturtourismus in Deutschlands Nationalparken. Natur und Landschaft 91 (im Druck).

METZNER, J., JEDICKE, E., LUICK, R., REISINGER, E., TISCHEW, S., 2010. Extensive Weidewirtschaft und Forderungen an die neue Agrarpolitik – Förderung von biologischer Vielfalt, Klimaschutz, Wasserhaushalt und Landschaftsästhetik. Naturschutz und Landschaftsplanung 42: 357–366.

MEWES, M., STURM, A., JOHST, K., DRECHSLER, M., WÄTZOLD, F., 2012. Handbuch der Software Ecopay zur Bestimmung kosteneffizienter Ausgleichszahlungen für Maßnahmen zum Schutz gefährdeter Arten und Lebensraumtypen im Grünland. UFZ-Bericht 01/2012. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig.

MEWES, M., STURM, A., JOHST, K., DRECHSLER, M., WÄTZOLD, F., 2014A. Handbuch der Software DSS-Ecopay Version 2.0 zur Bestimmung kosteneffizienter Ausgleichszahlungen für Maßnahmen zum Schutz gefährdeter Arten und Lebensraumtypen im Grünland. UFZ-Bericht 02/2014. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig.

MEWES, M., WÄTZOLD, F., DRECHSLER, M., JOHST, K., STURM, A., 2014B. DSS-Ecopay: Entscheidungshilfe zur Bestimmung ökologisch wirksamer und kosteneffizienter Zahlungen für Artenschutzmaßnahmen im Grünland In: Schröter-Schlaack, C., Wittmer, H., Mewes, M., Schniewind, I., (Hrsg.). Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop IV: Landwirtschaft. UFZ, 15.–18. April 2013, Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm. BfN-Skripten 359. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 72–81.

MÖCKEL, S., 2012. Landwirtschaft und naturschutzrechtliche Eingriffsgenehmigung – Anwendungsbereich und Verfassungsmäßigkeit der Regelvermutung sowie Erforderlichkeit pauschaler Kompensationspflichten. Natur und Recht: 225–232.

MÖCKEL, S., 2014. Verbesserte Anforderungen an die gute fachliche Praxis der Landwirtschaft, in: Zeitschrift für Umweltrecht: 15–23.

MÖCKEL, S., KÖCK, W., RUTZ, C., SCHRAMEK, J., 2014. Rechtliche und andere Instrumente für vermehrten Umweltschutz in der Landwirtschaft, UBA-Texte, 42/2014. Umweltbundesamt, Dessau.

MOLNAR, J.L., KUBISZEWSKI, I., 2012. Managing natural wealth: Research and implementation of ecosystem services in the United States and Canada. Ecosystem Services 2: 45–55.

MÜLLER, F., BRECKLING, B., BREDEMEIER, M., GRIMM, V., MALCHOW, H., NIELSEN, S.N., REICHE, E.W., 1997. Ökosystemare Selbstorganisation. In: Fränzle, O., Müller, F., Schröder, W., (Hrsg.). Handbuch zur Ökosystemforschung, Kap. III–2.4.

MÜNTE, M., 2010. Die Verordnung über die Raumordnung für die deutsche Ausschließliche Wirtschaftszone der Nordsee und die maritime Meeresraumordnung der integrierten Meerespolitik der EU. Diplomarbeit, Universität Lüneburg, Fachbereich Umweltwissenschaften.

MUGV – MINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2013. Flächenpools in Brandenburg – Aufbau und Förderung von Maßnahmen und Flächenpools. Download 12.05.2015 (http://www.mugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.322356.de)

MUSSBACH, J., EVERS, M., 2013. Naturschutz und Wasserwirtschaft in einem Boot? Standort 37: 199–203.

NLWKN – DER NIEDERSÄCHSISCHE LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ, 2015. Stand der Erarbeitung von Landschaftsrahmenplänen. Download 27.03.2015 (http://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/naturschutz/landschaftsplanung_beitraege_zu_anderen_planungen/landschaftsplanung/landschaftsrahmenplan/stand_erarbeitung/stand-der-erarbeitung-von-landschaftsrahmenplaenen-46174.html)

ODPARLIK, L., KÖPPEL, J., GEISSLER, G., 2012. The Grass is always Greener on the other Side: der Zugang zu Umweltprüfungs-Dokumenten in Deutschland im internationalen Vergleich. UVP-Report 26: 236–243.

ONTRUP, G., 2012. Waldfunktionenplanung in Rheinland-Pfalz: Forstliche Abwägung und planerische Konsequenzen. BfN-Skripten 320. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 91–100.

OSTERBURG, B., 2009. Strategien und Maßnahmen zur Senkung von diffusen N-Einträgen. Vortrag gehalten im UBA-Dialogforum »Nachhaltige Landnutzung, Stoffflüsse und Biodiversität«, Dessau, 20. Juni 2009. Download 25.08.2015 (http://www.biologische-vielfalt.de/fileadmin/NBS/documents/Dialogforen/DF_Stoffffluesse/Bernhard_Osterburg.pdf)

PALACIOS-AGUNDEZ I., FERNÁNDEZ DE MANUEL B., RODRÍGUEZ-LOINAZ G., PEÑA L., AMETZAGA-ARREGI I., ALDAY J., CASADO-ARZUAGA I., MADARIAGA I., ARANA X., ONAINDIA M., 2014. Integrating stakeholders' demands and scientific knowledge on ecosystem services in landscape planning. Landscape Ecology 29 (8): 1423–1433.

PARTIDARIO, M.R., GOMES, R.C., 2013. Ecosystem services inclusive strategic environmental assessment. Environmental Impact Assessment Review 40: 36–46.

PENN-BRESSEL, G., 2001. Beeinträchtigungen der Erholungsfunktion durch Lärm und die Bezüge zur Eingriffsregelung. Angewandte Landschaftsökologie 44: 87–114.

PETRY, D., KLAUER, B., DÖRING, T., 2005. Umweltbewertung und politische Praxis in der Bundesverkehrswegeplaung. Metropolis Verlag, Marburg.

PLACHTER, H., STACHOW, U., WERNER, A., 2005. Methoden zur naturschutzfachlichen Konkretisierung der »Guten fachlichen Praxis« in der Landwirtschaft, Naturschutz und Biologische Vielfalt, Band 7. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

PLIENINGER, T., BIELING, C., GERDES, H., OHNSORGE, B., SCHAICH, H., SCHLEYER, C., TROMMLER, K.,WOLFF, F., 2010. Ökosystemleistungen in Kulturlandschaften – Konzept und Anwendung am Beispiel der Biosphärenreservate Oberlausitz und Schwäbische Alb. Natur und Landschaft, 85: 187–192.

PLIENINGER, T., SCHLEYER, C., SCHAICH, H., OHNESORGE, B., GERDES, H., HERNÁNDEZ-MORCILLO, M., BIELING, C., 2012. Mainstreaming ecosystem services through reformed European agricultural policies. Conservation Letters 5: 281–288.

PORTMAN, M.E., 2013. Ecosystem services in practice: Challenges to real world implementation of ecosystem services across multiple landscapes – A critical review. Applied Geografy 45: 185–192.

PRAGER, K., 2015. Agri-environmental collaboratives for landscape management in Europe. Current Opinion in Environmental Sustainability 12: 59–66.

PRAGER, K., FREESE, J., 2009. Stakeholder involvement in agri-environmental policy making – Learning from a local- and a state-level approach in Germany. Journal of Environmental Management 90: 1154–1167.

PRESNALL, C., LÓPEZ-HOFFMAN, L., MILLER, M.L., 2014: Adding ecosystem services to environmental impact analyses: More sequins on a «bloated Elvis" or rockin' idea? Ecological Economics 115: 29–38.

PROMNY, M., HAMMER, M., BUSCH, N., 2014. Untersuchungen zur Wirkung der Deichrückverlegung Lenzen auf das Hochwasser vom Juni 2013 an der unteren Mittelelbe. KW – Korrespondenz Wasserwirtschaft 7 (6): 344–349.

RECK, H., 2013. Die ökologische Notwendigkeit zur Wiedervernetzung und Anforderungen an deren Umsetzung. Natur und Landschaft 88: 486–496.

REED, M.S., MOXEY, A., PRAGER, K., HANLEY, N., SKATES, J., BONN, A., EVANS, C.D., GLENK, K., THOMSON, K., 2014. Improving the link between payments and the provision of ecosystem services in agri-environment schemes. Ecosystem Services 9: 44–53.

REHHAUSEN, A., 2013. Effektivität der Strategischen Umweltprüfung in Deutschland: Ein Ansatz zur Evaluation. Masterarbeit an der Technischen Universität Berlin.

RETTSCHLAG, T., 2013. Zur Flächeninanspruchnahme im Planungsinstrument Bundesverkehrswegeplan 2003. Masterarbeit an der Technischen Universität Dresden.

RIEGERT, C., BADER, A., 2010. German cultural history of forestry and forest functions since the early 19th century. The Encyclopedia of Earth. Eds. Cutler J. Cleveland. Download 25.08.2015 (http://www.eoearth.org/view/article/152966)

RING, I., MEWES, M., 2013. Ausgewählte Finanzmechanismen: Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen und ökologischer Finanzausgleich. In: Grunewald, K., Bastian, O. (Hrsg.). Ökosystemdienstleistungen – Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer, Berlin/Heidelberg: 167–177.

ROBERTSON, M.M., 2004. The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. Geoforum 35: 361–373.

O'RIORDAN, T. CAMERON, J. (HRSG.), 1994. Interpreting the precautionary principle. Earthscan, New York.

SACHS, M., 2011. GG – Grundgesetz – Kommentar, 6. Aufl., München, C.H. Beck.

SALES ROSA, J.C., SÁNCHEZ, L.E., 2015: Is the ecosystem service concept improving impact assessment? Evidence from recent international practice. Environmental Impact Assessment Review 50: 134–142.

SCHAICH, H., BIELING, C., PLIENINGER, T., 2010. Linking Ecosystem Services and Cultural Landscape Research. GAIA 19: 269–277.

SCHAMEL, J., JOB, H., 2013. Crowding in Germany's National Parks: The Case of the Low Mountain Range Saxon Switzerland National Park. Journal on Protected Mountain Areas Research and Management 5 (1): 27–34.

SCHEELE, M., 2010. Bereitstellung öffentlicher Güter durch die Landwirtschaft. LandInForm – Magazin für Ländliche Räume, Spezial 01: 10–15.

SCHILIZZI, S., LATACZ-LOHMANN, U., 2012. Evaluating conservation auctions with unknown bidder costs: The Scottish fishing vessel decommissioning program. Land Economics 88: 658–673.

SCHLOTT, W., 2004. Schutzgebiete, Waldwirkungen & Forstwirtschaft vor dem Hintergrund veränderter klimatischer Bedingungen. Dissertationsschrift, TU München.

SCHMITZ-VELTIN, A., 2005. Der Wirtschaftsfaktor Tourismus in Nationalparken und Biosphärenreservaten als Beitrag zur nachhaltigen Regionalentwicklung. Naturschutz und Landschaftsplanung 37: 115–121.

SCHOLLES, F., 2013. Ökosystemleistungen und Landschaftsfunktionen in Umweltprüfungen? UVP-Report 27: 77–84.

SCHOLZ, M., CIERJACKS, A., KASPERIDUS, H.D., SCHULZ-ZUNKEL, C., RUPP, H., STEINMANN, A., KRÜGER, F., 2012. Kohlenstoffvorrat in Flussauen. In: Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H.D., Born, W., Henle, K. Ökosystemfunktionen von Flussauen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 73–85.

SCHUMACHER, H., JOB, H., 2013. Nationalparks in Deutschland – Analyse und Prognose. Natur und Landschaft 88: 309–314.

SEECONSULT UND INTERSUS, 2012. ESAWADI Ecosystem Services Approach for Water Framework Directive Implementation – German Case Study Report. Download 27.08.2013 (http://www.iwrm-net.eu/sites/default/files/ESAWADI%20SCP%20final%20synthesis%20july2013.pdf)

SETTELE, J., MARGULES, C., POSCHLOD, P., HENLE, K., 1996. Species survival in Fragmented Landscapes. Kluwer, Dordrecht.

SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, 2000. Umweltgutachten 2000: Schritte ins nächste Jahrtausend. Bundestag-Drucksache 14/3363.

SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, 2002. Umweltgutachten 2002: Für eine neue Vorreiterrolle. SRU, Berlin.

STEIN, C., WENDE, W., WALZ, U., 2014. Stand der örtlichen Landschaftsplanung in Deutschland. Ergebnisse einer repräsentativen bundesweiten Zufallsstichprobe. Naturschutz und Landschaftsplanung 46 (8): 233–240.

STRATMANN, U., FREESE, J., 2010. ELER in Deutschland – Übersicht über die in den Programmen der Länder angebotenen Maßnahmen: Maßnahmensteckbriefe zu den Agrarumweltmaßnahmen (EU-Code 214 & 215). DVS/BLE, Bonn.

SUCCOW, M., JESCHKE, L., 2000. Das Nationalparkprogramm der Wendezeit – seine Umsetzung und Weiterführung in Mecklenburg-Vorpommern. Natur und Landschaft 75: 90–94.

SWANEY, D.P., HUMBORG, C., EMEIS, K., KANNEN, A., SILVERT, W., TETT, P., PASTRES, R., SOLIDORO, C., YAMAMURO, M., HENOCQUE, Y., NICHOLLS, R., 2012. Five critical questions of scale for the coastal zone. Estuarine, Coastal and Shelf Science 96: 9–21.

TARDIEU, L., ROUSSEL, S., THOMPSON, J.D., LABARRAQUE, D., SALLES, J.-M., 2015. Combining direct and indirect impacts to assess ecosystem service loss due to infrastructure construction. Journal of Environmental Management 152: 145–157.

UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2008A. Empfehlungen der Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt – Bodenschutz beim Anbau nachwachsender Rohstoffe, Dessau-Roßlau.

UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2008B. Kosten-Nutzen-Analyse von Hochwasserschutzmaß-nahmen. Download 13.12.2013 (http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3631.pdf)

UK – THE UNITED KINGDOM, 2011. The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings. UNEP-WCMC, Cambridge, 87.

UNNERSTALL, H., 2012. Rechtliche Rahmenbedingungen für die Anwendung des Konzeptes der Ökosystemleistungen. In: Hansjürgens, B., Herkle, S. (Hrsg.). Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop II: Gewässer, Auen und Moore. BfN-Skripten 319. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 23–29.

UTHES, S., MATZDORF, B., 2013. Studies on agri-environmental measures: A survey of the literature. Environmental Management 51: 251–266.

UTHES, S., SATTLER, C., ZANDER, P., PIORR, A., MATZDORF, B., DAMGAARD, M., SAHRBACHER, A., SCHULER, J., KJELDSEN, C., HEINRICH, U., FISCHER, H., 2010. Modeling a farm population to estimate on-farm compliance costs and environmental effects of a grassland extensification scheme at the regional scale. Agricultural Systems 103: 282–293.

VAN DIJK, W.F.A., LOKHORST, A.M., BERENDSE, F., DE SNOO, G.R., 2015. Collective agri-environment schemes: How can regional environmental cooperatives enhance farmers' intentions for agri-environment schemes? Land Use Policy 42: 759–766.

VDN – VERBAND DEUTSCHER NATURPARKE (HRSG.), 2013. Naturparke stärken ländliche Räume: Potential für die EU-Förderperiode 2014 – 2020. VDN, Bonn.

VOLK, H., SCHIRMER, C., 2003. Leitfaden zur Kartierung der Schutz und Erholungsfunktionen des Waldes (Waldfunktionenkartierung – WFK). Projektgruppe Landespflege der Arbeitsgruppe Forsteinrichtung. Sauerländer, Frankfurt a.M.

VON DRACHENFELS, O., 2012. Einstufungen der Biotoptypen in Niedersachsen – Regenerationsfähigkeit, Wertstufen, Grundwasserabhängigkeit, Nährstoffempfindlichkeit, Gefährdung. -Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 32 (1): 1–60.

VON HAAREN, C., 2004. Landschafsplanung. Eugen Ulmer, Stuttgart.

VON HAAREN, C., ALBERT, C., 2011. Integrating ecosystem services and environmental planning: limitations and synergies. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 7: 150–167.

VON HAAREN, C., GALLER, C., 2012. Landschaftsplanung – Grundlage nachhaltiger Landschaftsentwicklung. 3., vollständig überarbeitete Version. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

WÄTZOLD, F., SCHWERDTNER, K., 2005. Why be wasteful when preserving a valuable resource? A review article on the cost-effectiveness of European conservation policy. Biological Conservation 123: 327–338.

WÄTZOLD, F., DRECHSLER, M., ARMSTRONG, C.W., BAUMGÄRTNER, S., GRIMM, V., HUTH, A., PERRINGS, C., POSSINGHAM, H.P., SHOGREN, J.F., SKONHOFT, A., VERBOOM-VASILJEV, J., WISSEL, C., 2006. Ecological-economic modeling for biodiversity management: Potential, pitfalls, prospects. Conservation Biology 20: 1034–1041.

WAGNER, S., HUTH F., 2012. Waldbehandlung und Waldwirkung – Zum Einfluss forstlicher Nutzung und waldbaulicher Bestandespflege auf verschiedene Waldwirkungen. BfN-Skripten 320: 109–125.

WALL-REINIUS, S., FREDMAN, P., 2007. Protected Areas as Attractions. Annals of Tourism Research 34: 839–854.

WEISBROD, B.A., 1964. Collective-Consumption Services of Individual-Consumption Goods. The Quarterly Journal of Economics 78: 471–477.

WENDE, W., HANUSCH, M., GASSNER, E., GUENNEWIG, D., KOEPPEL, J., LAMBRECHT, H., LANGENHELD, A., PETERS, W., ROETHKE-HABECK, P., 2004. Requirements of the SEA Directive and the German Federal Transport Infrastructure Plan. European Environment 14: 105–122.

WINDHORST, W., KANNEN, A., GEE, K., 2010. Conclusions: The usefulness of applying a multi-scale systems approach. In: Lange, M., Burkhard, B., Garthe, S., Gee, K., Kannen, A., Lenhart, H., Windhorst, W. (Hrsg.). Analysing Coastal and Marine Changes – Offshore Windfarming as a Case Study. Zukunft Küste – Coastal Futures Synthesis Report – Land Ocean Interactions in the Coastal Zone 36: 191–196. Download 21.05.2015 (http://www.loicz.org/imperia/md/content/loicz/print/rsreports/loiczrs36_final-300810_online.pdf)

WINKEL, G., VOLZ, K.-R., 2003. Naturschutz und Forstwirtschaft: Kriterienkatalog zur »Guten fachlichen Praxis« – Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben 800 84 001 des Bundesamtes für Naturschutz. Landwirtschaftsverlag, Münster.

WOLTERING, M., 2012. Tourismus und Regionalentwicklung in deutschen Nationalparken: Regionalwirtschaftliche Wirkungsanalyse des Tourismus als Schwerpunkt eines sozioökonomischen Monitoringsystems (= Würzburger Geografische Arbeiten 108). JMU Würzburg, Würzburg.

11 BERÜCKSICHTIGUNG VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IN PRIVATWIRTSCHAFTLICHEN ENTSCHEIDUNGEN

KOORDINIERENDER AUTOR
STEFAN SCHALTEGGER

AUTOREN
UWE BESTÄNDIG, MATTHÄUS WUCZKOWSKI

GUTACHTERINNEN UND GUTACHTER
FRAUKE FISCHER, MICHAEL HAHL, MARION HAMMERL, STEFAN HÖRMANN, BRIGITTE NOLOPP, BERND SIEBENHÜNER

11.1 Business Cases für Biodiversität – Argumente für Unternehmerinnen und Unternehmer 309
11.1.1 Weshalb Biodiversitätsthemen mit wirtschaftlichen Zielen verknüpfen? 309
11.1.2 Business Cases für Biodiversität – Begriffsverständnis und Treiber 311
11.2 Unternehmerische Entwicklungsmöglichkeiten im ländlichen Raum durch die Berücksichtigung von Ökosystemleistungen 315
11.2.1 Besonderheiten des ländlichen Raums aus Unternehmenssicht 315
11.2.2 »Business Cases for Biodiversity« für Unternehmen des ländlichen Raums 315
11.2.3 Fazit 322
Literatur 323

KERNAUSSAGEN

- Bei vielen Unternehmen ist das Bewusstsein für das Thema Biodiversität und Ökosystemleistungen (ÖSL) noch unzureichend gefestigt. Dies hängt u. a. damit zusammen, dass Unternehmen oft keinen Bezug zwischen ihrem Kerngeschäft und dem Verlust der Biodiversität erkennen können und nur wenige Zertifizierungssysteme und Standards existieren, die Biodiversität und ÖSL ganzheitlich integrieren.
- Der Verlust von Biodiversität und ÖSL ist ohne eine Beteiligung der Privatwirtschaft – aufgrund ihres signifikanten ökologischen Fußabdruckes – jedoch nicht aufzuhalten.
- Um möglichst viele Unternehmen zu überzeugen, sich mit eigenen, über die gesetzlichen Anforderungen hinausgehenden Maßnahmen an der Erhaltung und Bereitstellung von ÖSL zu beteiligen, sollten die Logiken der Entscheiderinnen und Entscheider in Unternehmen explizit berücksichtigt werden.
- Durch die gezielte Schaffung sogenannter »Business Cases« für den Schutz der biologischen Vielfalt ist es möglich, mit freiwilligen unternehmerischen Maßnahmen ÖSL zu erhalten und den ökonomischen Erfolg des Unternehmens zu stärken.
- Branchen, die im ländlichen Raum stark vertreten sind, wie die Land- und Forstwirtschaft, die Bau- und Energiebranche sowie der Tourismus weisen oft einen starken Bezug zu ÖSL auf.
- Wenn Unternehmen des ruralen Raums es verstehen, gezielt »Business Cases« für den Schutz der biologischen Vielfalt umzusetzen, können daraus – neben positiven Effekten für die ländliche Biodiversität und die Bereitstellung von ÖSL – auch ökonomische Vorteile wie Kosteneinsparungen, Umsatzsteigerungen, Risikominderungs- und Reputationssteigerungspotenziale resultieren, aber auch neue nachhaltige Geschäftsmodelle entstehen.
- Gelingt es den Unternehmen durch Kooperationen weite Teile der Wertschöpfungskette in der Region zu belassen, können sich die Nachhaltigkeitsvorteile verstärken und die gesamte Region durch die Erhaltung der biologischen Vielfalt und der Verbesserung der wirtschaftlichen Stabilität profitieren.

11.1 BUSINESS CASES FÜR BIODIVERSITÄT – ARGUMENTE FÜR UNTERNEHMERINNEN UND UNTERNEHMER

Ländliche Räume sind Regionen mit einer hohen Bedeutung für Biodiversität und Ökosystemleistungen (ÖSL). Dieses Naturpotenzial können ansässige Unternehmen nutzen, indem sie freiwillige – über die gesetzlichen Anforderungen hinausgehende – Maßnahmen zum Erhalt der ÖSL umsetzen und sich hierdurch unternehmerische Chancen erarbeiten. Für eine langfristige Erhaltung der ÖSL und des unternehmerischen Erfolgs ist es notwendig, Einflussfaktoren des Geschäftserfolges, sogenannte »Business Case«-Treiber, gezielt durch Maßnahmen zur Erhaltung der ÖSL zu stimulieren. In diesem Kapitel wird diskutiert, weshalb eine Verknüpfung von Biodiversitätszielen mit wirtschaftlichen Zielen in Unternehmen von Bedeutung ist und welche Ansatzpunkte über die sogenannten Treiber von Business Cases existieren.

11.1.1 Weshalb Biodiversitätsthemen mit wirtschaftlichen Zielen verknüpfen?

Was könnten betriebswirtschaftliche Argumente für Unternehmerinnen und Unternehmer sein, damit diese Biodiversität und ÖSL freiwillig in ihr unternehmerisches Handeln integrieren? Sieht man von persönlichen, intrinsischen Motiven von Führungskräften und Mitarbeitenden ab, so sind Themen wie Lebensraumzerstörung und optische Verschandelung wahrscheinlich wenig geeignet, unternehmerische Entscheidungsträgerinnen und -träger zur Erhaltung von biologischer Vielfalt und ÖSL zu sensibilisieren und zu motivieren. Intrinsische Motivation von Führungskräften und Mitarbeitenden, sich für Biodiversität einzusetzen, ist sicherlich zu beobachten, aber im Kontext von Unternehmen alleine selten ausreichend, um weitreichende Veränderungen anzustoßen und fortzuführen. Zielführender dürfte in den meisten Fällen vielmehr sein, wenn Biodiversitätsthemen und Argumente für

ein unternehmerisches Biodiversitätsmanagement an den betriebswirtschaftlichen Logiken der Entscheiderinnen und Entscheider in Unternehmen ansetzen. Themen wie höhere Erlöse bei alternativen Beweidungstieren, eine drohende Regulierung oder mögliche Reputationsschäden sind geeigneter und in einer wirtschaftlichen Logik direkter verständlich, um eine langfristige nachhaltige Nutzung von Biodiversität und ÖSL anzustoßen und zu verankern. Auch bei einer großen vorliegenden Eigenmotivation für Biodiversitätsziele hilft die Verknüpfung von Biodiversitätszielen mit den wirtschaftlichen Logiken der Umsetzung und Verankerung eines Biodiversitätsmanagements in der Organisation.

Im Vergleich zum Phänomen des Klimawandels ist der Verlust an biologischer Vielfalt für viele Menschen abstrakter und weniger greifbar. Zwar wird der Verlust an Arten grundsätzlich als dringliches Problem wahrgenommen. Wenn es aber um Begriffe wie Biodiversität geht, dann kann nur noch eine Minderheit die richtige Definition nennen (Christ et. al., 2014; Kleinhückelkotten et. al., 2010). Es ist daher sehr wichtig, an den Lebenswelten und Begrifflichkeiten derjenigen einzelnen Akteure anzusetzen. Dies gilt insbesondere auch in der Kommunikation mit Unternehmerinnen und Unternehmern. Zeigt sich doch, dass Unternehmen einerseits eine wichtige Rolle bei der Erhaltung der Biodiversität und den ÖSL spielen – und auch spielen sollen – das Thema aber bisher kaum Einzug in die Unternehmensstrategie und das operative Tagesgeschäft gehalten hat. Umfragen auf Managementebene zeigen regelmäßig, dass Biodiversität eine geringe, wenn nicht gar die geringste Bedeutung unter allen Nachhaltigkeitsthemen beigemessen wird (Schaltegger et al., 2012; McKinsey & Company, 2010).

Selbst in den formalen Leitfäden und Normen für ein zertifiziertes Umweltmanagementsystem ist die Erhaltung der Biodiversität nur äußerst rudimentär integriert. So sollten nach dem Anhang zur DIN EN ISO 14001 »wildlebende Tiere und biologische Vielfalt« optional in die Berücksichtigung der Umweltaspekte einfließen, sofern sie »auf die Tätigkeiten, Produkte und Dienstleistungen der Organisation bezogen sind« und bei der europäischen EMAS-Verordnung (Eco-Management and Audit Scheme; Verordnung (EG) 1221/2009 über die freiwillige Teilnahme von Organisationen an einem Gemeinschaftssystem für Umweltmanagement und Umweltbetriebsprüfung) ist der »Flächenverbrauch, ausgedrückt in Quadratmeter bebauter Fläche« als einziger Kernindikator für den Schlüsselbereich der Biodiversität aufgeführt. Ob dieser Bezug ausreicht, ist fraglich. Einzig die Global Reporting Initiative (GRI) hat in ihren Empfehlungen zur Nachhaltigkeitsberichterstattung das Thema biologische Vielfalt etwas umfassender aufgegriffen (GRI, 2013).

Aufgrund formalisierter Umweltmanagementprozesse kommen unternehmerische Entscheiderinnen und Entscheider somit nur selten mit dem Thema biologische Vielfalt in Berührung.

Für ihre Ansprache ist es daher umso wichtiger, sich zu vergegenwärtigen, welche Themen Managerinnen und Manager antreiben und wie diese mit biologischer Vielfalt und den ÖSL in Verbindung stehen. Der Fokus sollte auf Begründungen liegen, die für eine langfristige positive Entwicklung des Unternehmens eine direkte Bedeutung besitzen. Philanthropische Argumente, d. h. wohltätige Gründe, können zusätzlich ins Feld geführt werden. Sie sollten jedoch nicht den Argumentationskern für eine unternehmerische Entscheidungsgrundlage bilden. Vielmehr gilt es, die Erhaltung der biologischen Vielfalt im unternehmerischen Handeln zu verorten und nicht nur als »gemeinnütziges Geschenkthema« zu betrachten. Denn ein philanthropisches Engagement ist nicht im Kerngeschäft von Unternehmen verankert und damit abhängig vom Geschäftserfolg. Wenn sich bspw. ein Finanzinstitut zum Sponsoring eines »Praktikums für die Umwelt« in deutschen Großschutzgebieten entschließt, dann ist dies zunächst sehr zu begrüßen. Das finanzielle Engagement des Finanzinstituts, d. h. die Anzahl der jährlich geförderten Plätze, ist jedoch auch abhängig von der wirtschaftlichen Situation der Bank. Damit richtet sich die Kontinuität des Programms nicht nach dem ökologischen Bedarf oder den mit dem Bankgeschäft einhergehenden Wirkungen, sondern es ist an die wirtschaftliche Entwicklung des Unternehmens gekoppelt. Biodiversitätsmaßnahmen werden damit zu einem Luxus, den man sich in guten Zeiten leistet bzw. zu einer Residualgröße des wirtschaftlichen Erfolgs, der aber vielleicht auf unternehmerischen Aktivitäten beruht, die Biodiversitätsprobleme verursachen. Ansatzpunkte eines nachhaltigen Biodiversitätsmanagements müssen deshalb bei der Art und Weise gesucht werden, wie die wirtschaftlichen Leistungen des Unternehmens generiert werden.

Was sind aber die betriebswirtschaftlichen Themen und Logiken, denen unternehmerischer Entscheidungsträgerinnen und Entscheidungsträger folgen und wie sind diese mit Biodiversität und den ÖSL verknüpft?

11.1.2 Business Cases für Biodiversität – Begriffsverständnis und Treiber

Unternehmen werden – im Unterschied zu nichtgewinnorientierten Organisationen (Non-Profit Organizations – NPOs) – für wirtschaftliche Zwecke gegründet und gemanagt. Die Fachliteratur und auch die Unternehmenspraxis schlagen eine Vielzahl von Methoden des Nachhaltigkeitsmanagements vor (BMU und BDI, 2007), die sich einer unterschiedlichen Bekanntheit und Anwendung erfreuen (Schaltegger et al., 2012). Einige Nachhaltigkeitsmanagementmethoden, wie die Sustainability Balanced Scorecard (vgl. für eine aktuelle Übersicht Hansen und Schaltegger, 2014) unterstützen das Management in der Bewältigung komplexer multidimensionaler Entscheidungssituationen, wo wirtschaftliche, ökologische und soziale Ziele miteinander verknüpft und gemeinsam berücksichtigt werden. Während NPOs wirtschaftliche Aspekte als Mittel zur Erreichung sozialer oder ökologischer Ziele einordnen können, sind die meisten Unternehmen herausgefordert, die wirtschaftliche Wirkung sozialer und ökologischer Maßnahmen zu managen. Daher geht es im Kern eines unternehmerischen Biodiversitätsmanagements und auch der Anwendung von Methoden des Nachhaltigkeits- und Biodiversitätsmanagements um die Etablierung eines »Business Case«, indem durch freiwillige und über die gesetzlichen Anforderungen hinausgehende Maßnahmen und Beiträge zur Erhaltung der Biodiversität und der ÖSL der ökonomische Erfolg des Unternehmens gestärkt wird. Es geht also nicht nur darum, parallel zu oder trotz eines Biodiversitätsengagements wirtschaftlich erfolgreich zu sein, sondern durch systematisch gestaltete Biodiversitätsmaßnahmen den Unternehmenserfolg zu stärken oder die Geschäftslogik so auszugestalten, dass damit auch Biodiversitätserhaltungsleistungen erzielt werden. Solch ein »Business Case for Sustainability« (oder spezifischer »Business Case for Biodiversity«) tritt nicht automatisch ein, sondern ist vielmehr das Ergebnis eines gezielten Managementprozesses, in dem bestimmte sogenannte »Treiber« stimuliert und/oder gemanagt werden. Treiber eines Business Case sind die Variablen, die sich je nach Ausgestaltung der unternehmerischen Maßnahmen positiv oder negativ auf den Unternehmenserfolg auswirken (Naturkapital Deutschland, 2013; TEEB, 2012; Schaltegger und Beständig, 2010; Schaltegger und Hasenmüller, 2005; vgl. auch COWI, 2010). Treiber sind:

Kosteneinsparungen

Das Einsparen von Kosten ist ein originärer betriebswirtschaftlicher Treiber. Ansätze mit Bezug zu Biodiversität sind bspw. eine Extensivierung der Grundstückspflege, die Senkung des Energie- und Ressourcenverbrauchs oder eine Minderung gebührenpflichtiger Emissionen, Abfälle und Flächenversiegelungen.

Steigerung von Umsatzerlösen

Auch die Steigerung des Umsatzes und/oder das Erzielen höherer Marktpreise ist ein bekannter und bedeutender Treiber. Dies können Unternehmen dann realisieren, wenn es ihnen gelingt, Produkte oder Dienstleistung so aufzuwerten, dass Kunden einen Mehrwert bzw. eine Nutzensteigerung erkennen. Um die Umsatzerlöse zu steigern, können bspw. existierende Dienstleistungen ökologisch aufgewertet werden, sodass interessierte Kundinnen und Kunden bereit sind, höhere Preise zu zahlen oder das Produkt Konkurrenzprodukten vorzuziehen. Beispiele hierfür sind Holzprodukte aus zertifiziertem Einschlag, exklusive naturbezogene Tourismus- und Gastronomieangebote aber auch ökologische Bestattungsformen bzw. Bestattungsareale. Letzteres Beispiel zeigt zudem, dass es auch möglich ist, neue Kundengruppen durch die Einführung neuer Produkte und Dienstleistungen anzusprechen – werben doch einige Friedwälder auch mit ihrer Artenvielfalt.

Risikominderung

Risiko ist ein unternehmerischer Signalbegriff, der betriebliche Entscheiderinnen und Entscheider aufhorchen lässt. Er ist sehr umfassend, sodass im konkreten Fall die Art, der Umfang, der Zeithorizont und der Bezug des Risikos (technisch, gesellschaftlich, politisch, marktlich usw.) weiter spezifiziert werden müssen. Gleichzeitig bietet der Business Case Treiber »Risikominderung« viele Ansätze, um die Erhaltung der biologischen Vielfalt in ein unternehmerisches Umweltmanagement zu integrieren. Beispielhafte unternehmerische Ziele zur Vermeidung von Risiken im Zusammenhang mit Biodiversität und ÖSL sind (Pricewaterhouse-Coopers, 2010):

- das Ziel, Rechts- und Planungssicherheit zu schaffen,
- ein vorausschauendes Gestalten des inner- und außerbetrieblichen Umfeldes,
- die Reduzierung unternehmenskonträrer Stakeholderinteressen,
- die Sicherung des langfristigen Rohstoffbezugs,
- die Sicherung der Kapitalbeschaffung.

Reputation und Markenwert

Vielen Menschen ist Natur und Naturschutz ein wichtiges Anliegen. Dabei haben sie klare Erwartungen an Unternehmen und sehen diese in der Verantwortung, einen stärkeren Beitrag zum Schutz der Artenvielfalt zu leisten (Kleinhückelkotten et al., 2010). Diese Erwartungshaltung lässt sich von Unternehmen gezielt für die Reputation sowie den Aufbau und das Management von Marken nutzen. So kann ein umfassendes Engagement zur Erhaltung von Biodiversität und ÖSL die Beziehungen zwischen Unternehmen und Stakeholdern stärken, die Glaubwürdigkeit erhöhen und somit zu einer positiven Reputation beitragen. Wohnungsbaugesellschaften, die ihre Liegenschaften naturnah gestalten und pflegen, können bspw. bei ihren Mieterinnen und Mietern sowohl mit niedrigeren Betriebskosten als auch mit einer naturnahen Anlage punkten (beispielhafte Berechnungen: Kumpfmüller und Hauser, 2006; Buser und Schaltegger, 1995).

Ein erster Schritt könnte die Ausgestaltung einer entsprechenden Corporate Identity mit Bezug zu ökologischen Themen sein. Beispiele finden sich hierfür bei Unternehmen, die sich auf die Herstellung von Naturkosmetik oder die Produktion von ökologischen Lebensmitteln spezialisiert haben.

Innovation

Innovation, verstanden als Umsetzung von neuen technischen und / oder organisatorischen Ideen in Produkten, Dienstleistungen oder Verfahren, ist ein eher prozessorientierter Business Case-Treiber. Die Beschäftigung mit den Themen biologische Vielfalt und ÖSL kann zu neuen Ideen führen, wie es bspw. im Bereich der Bionik der Fall ist (vgl. z. B. Blüchel, 2006). Eine solche Beschäftigung kann auch zu neuen Product-Service-Systemen, die Produkte (durch Dienstleistungen ergänzte Produkte) führen, die Umwelteinwirkungen reduzieren (vgl. Hansen et al., 2009). Generierte Ansätze müssen dann in neue Produkte und / oder Verfahren mit einer ausreichenden Absatz- und Differenzierungsmöglichkeit (bspw. zu neuen Lebensmittelangeboten) umgesetzt werden.

Geschäftsmodelle

Die Entwicklung von neuen Geschäftsmodellen ist ein sehr grundsätzlicher Business Case-Treiber und geht über den Bereich der Innovation hinaus (vgl. z. B. Bocken et al., 2014). Denn hier wird, ausgehend vom Erhalt der biologischen Vielfalt, ein Wertangebot für Kunden geschaffen, das über die Zahlungsbereitschaft der Kunden die wirtschaftliche Existenz des Unternehmens ermöglicht. Beispiele hierfür sind auf Naturerlebnisse spezialisierte Reiseanbieter, auf eine naturnahe Gestaltung bzw. Pflege spezialisierte Planungsbüros oder Lebensmittelproduzenten, die alte Nutzpflanzen und Tierarten kultivieren.

Grundsätzlich ist zu vermuten, dass mit Unternehmen, deren Geschäftsmodell einen Bezug zu Biodiversität aufweist, sich einfacher Kooperationen und Allianzen zur Erhaltung der Biologischen Vielfalt bilden lassen. Auch ist es für diese Unternehmen einfacher, sich neue Geschäftsfelder zu erschließen, die auf dem bisherigen Modell aufbauen. Bspw. wenn Forstunternehmen ihre Angebotspalette um ökologische Verbundstoffe bzw. Biokomposite erweitern und das Leistungsspektrum perspektivisch umstellen.

Abbildung 10.1 veranschaulicht die Beziehung zwischen ÖSL, den oben aufgeführten Business Case-Treibern und Biodiversität. ÖSL sind Voraussetzungen für ein unternehmerisches Handeln. Sie eröffnen einen Handlungskorridor mit unterschiedlichen Chancen und Risiken für das Unternehmen und unterschiedlichen Wirkungen auf die Biodiversität. Konkrete Entscheidungen treffen Unternehmerinnen und Unternehmer jedoch auf Grundlage von betriebswirtschaftlichen Kriterien. Soll die Erhaltung der biologischen Vielfalt daher beim unternehmerischen Handeln berücksichtigt werden, so ist es von entscheidender Bedeutung, wie und welche Business Case-Treiber durch die unternehmerischen Entscheidungsträgerinnen und -träger wahrgenommen und stimuliert werden können.

Die Herausforderung besteht demnach darin, in einem Managementprozess die Treiber eines Business Case mit positiven Wirkungen auf die Biodiversität zu verbinden. Inhaltliche Ansatzpunkte können hierbei jene Handlungsfelder sein, in denen die zuständigen Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter durch ein geplantes und strukturiertes Vorgehen sowohl einen oder mehrere Business Case-Treiber als auch die auf die Biodiversität einwirkenden Faktoren positiv beeinflussen können. Solche Handlungsfelder sind bspw. die Lieferkette, das Produkt bzw. die Dienstleistung oder der Standort (Abbildung 11.2).

Nach einer Identifikation eines relevanten Handlungsfeldes lassen sich anschließend konkrete Maßnahmen anhand eines systematischen Managementkreislaufs, dem Plan-Do-Check-Act-Zyklus umsetzen. Die Identifikation eines Handlungsfeldes sollte dabei sowohl die ökologischen als auch die unternehmerischen Aspekte berücksichtigen. Anschließend gilt es, die identifizierten Handlungsmöglichkeiten zu bewerten und darauf aufbauende unternehmens- und

ABBILDUNG 11.1 ▸ Zusammenwirken von unternehmerischem Handeln und ÖSL. (Eigene Darstellung)

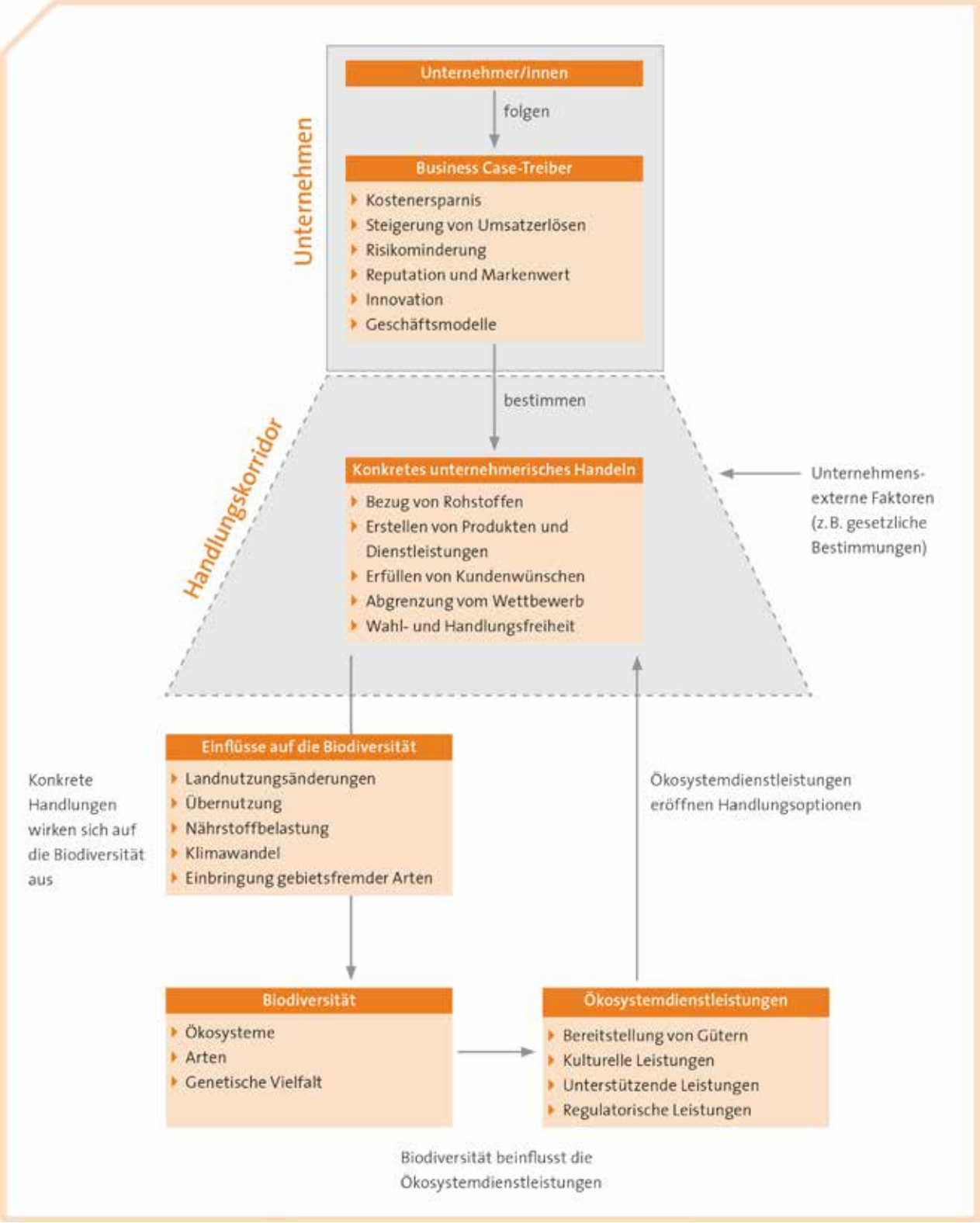
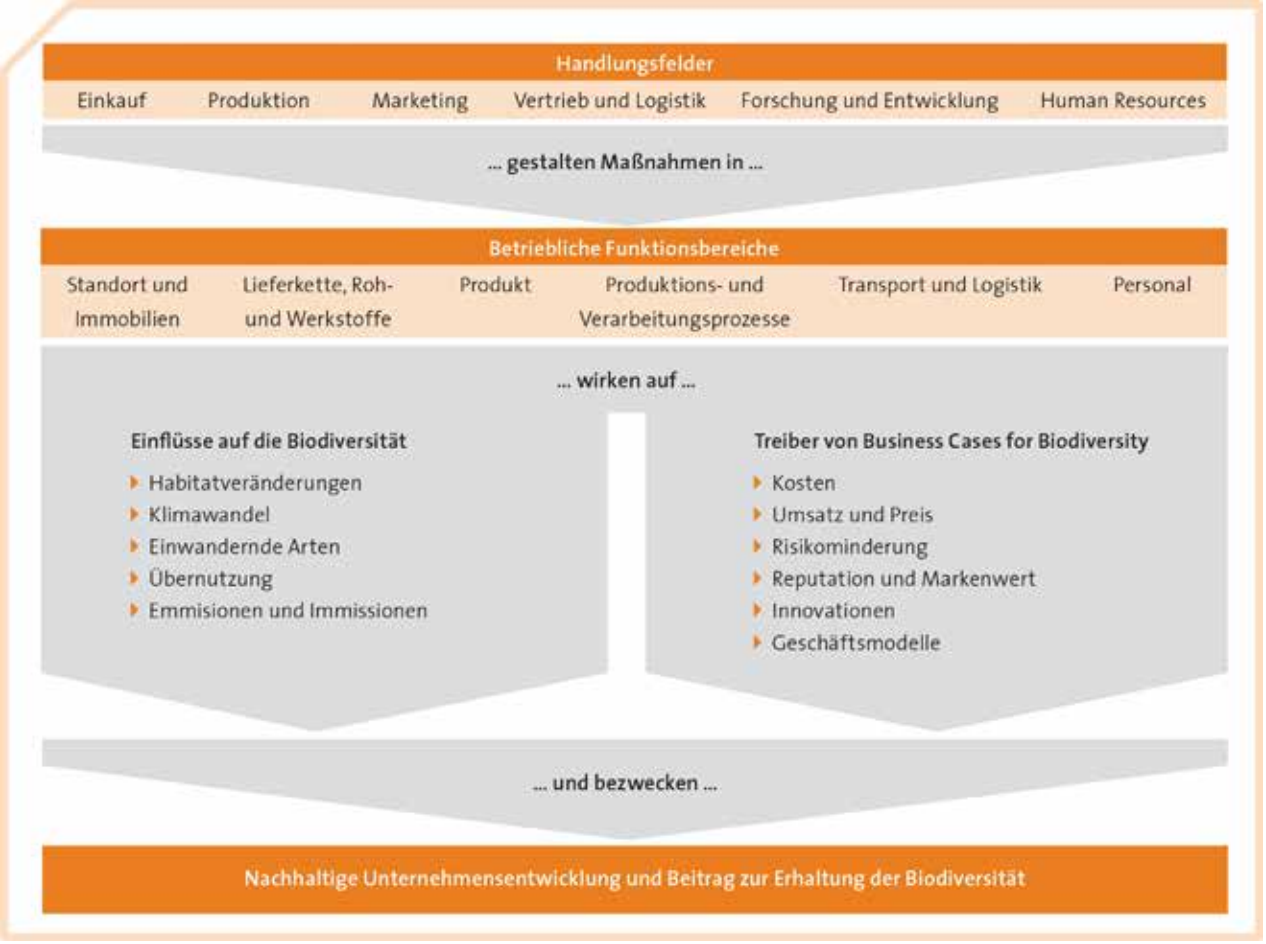


ABBILDUNG 11.2 ▸ Unternehmerisches Biodiversitätsmanagement. (Quelle: Schaltegger und Beständig, 2010)



fallspezifische Ziele und Aktionspläne festzulegen (vgl. auch TEEB, 2012). Für die betriebswirtschaftliche Bewertung alternativer Maßnahmen sollten auch betriebswirtschaftliche Maßstäbe angewandt werden. Dies sichert die Zustimmung der Entscheidungsträgerinnen und -träger, die betriebswirtschaftliche Handhabbarkeit sowie den Beitrag zum Unternehmenserfolg. Beispielhafte messbare unternehmerische Ziele, die auf einem ökologischeren Verhalten aufbauen, sind (vgl. auch Schaltegger und Beständig, 2010 für konkrete Unternehmensbeispiele zu einzelnen Treibern):

- Umstellung auf eine naturnahe Gestaltung und Pflege des Firmengeländes zur Senkung der Liegenschaftspflegekosten um 20% oder
- Umstellung auf öko-zertifizierte Rohstoffe zur Steigerung des Umsatzes eines spezifischen Produkts um 5%.

Die auf den Zielen aufbauenden Aktionspläne sollten insbesondere eine realistische Budget- und Zeitplanung enthalten, die Beziehung zu bestehenden Plänen (z. B. zur Produktplanung) erläutern, betroffene Funktionsbereiche (z. B. Einkauf, Site Management) (Beständig und Wuczkowski, 2012) benennen und einbinden und einzelne Verantwortliche bestimmen. Auch können in den Plänen bereits konkrete Maßnahmen sowie Indikatoren zur Erfolgsbestimmung des Managementprozesses vorgeschlagen werden.

Auch bei der anschließenden Maßnahmendurchführung und -bewertung, sollte die betriebswirtschaftliche Logik stets berücksichtigt werden. Denn nur wenn die unternehmerischen Entscheidungsträgerinnen und -träger in der Erhaltung von biologischer Vielfalt und ÖSL einen Beitrag zur Stimulierung von Business Case-Treibern, die zum langfristigen unternehmerischen Erfolg beitragen, erkennen, werden sie sich von altbekannten Denk- und Handlungsweisen loslösen und die

Umsetzung freiwilliger Maßnahmen zur Erhaltung der Biodiversität und der ÖSL weitreichender unterstützen.

11.2 UNTERNEHMERISCHE ENTWICKLUNGSMÖGLICHKEITEN IM LÄNDLICHEN RAUM DURCH DIE BERÜCKSICHTIGUNG VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

Durch unternehmerische Maßnahmen zum Erhalt von Biodiversität und ÖSL können durch konkrete ökologische Leistungen auch konkrete Wettbewerbsvorteile entwickelt werden. Die Kombination von ökologischer Leistung mit ökonomischem Nutzen kann die Motivation von Unternehmen erhöhen, sich für den Erhalt von Biodiversität einzusetzen. Dazu ist es notwendig, den Business Case gezielt zu erkennen und zu kreieren. In diesem Abschnitt werden Ansatzpunkte für freiwillige Maßnahmen durch Unternehmen aus Branchen skizziert, die insbesondere im ländlichen Raum verortet sind und deren unternehmerisches Handeln gleichzeitig in einer hohen Wechselwirkung zu den ÖSL steht.

11.2.1 Besonderheiten des ländlichen Raums aus Unternehmenssicht

Ländliche Gebiete sind durch eine geringe Bevölkerungsdichte, eine niedrige Wirtschaftskraft und naturnahe Flächen charakterisiert (vgl. Kapitel 3.2). Aufgrund ihres Flächenanteils besitzen sie eine hohe Bedeutung für die dort beheimateten Tier- und Pflanzenarten und die ÖSL, für deren Zustandekommen eine hohe Biodiversität ausschlaggebend ist (vgl. Hector und Bagchi, 2007; Worm et al., 2006). Hier finden sich (noch) relativ großflächige Lebensräume, die im urbanen Raum nicht vorhanden sind. Für die Akteure im ländlichen Raum, zu denen auch Unternehmen gehören, erwächst daraus eine besondere Verantwortung für die nachhaltige Nutzung der ÖSL. Bei vielen Unternehmen ist das Bewusstsein für das Thema Biodiversität und ÖSL allerdings noch unzureichend gefestigt (Schaltegger et al., 2012). Dies hängt u. a. damit zusammen, dass Unternehmen oft keinen Bezug zwischen ihrem Kerngeschäft und dem Verlust der Biodiversität erkennen können und nur wenige Zertifizierungssysteme und Standards existieren, die Biodiversität und ÖSL ganzheitlich integrieren (Wuczkowski, 2015).

Durch eine nachhaltige Nutzung der ÖSL können aber auch unternehmerische Chancen geschaffen und genutzt werden, die den langfristigen Erfolg von Unternehmen sichern. Um diese Chancen zu realisieren, müssen – wie im vorhergehenden Abschnitt erläutert – im marktlichen Wettbewerb agierende Unternehmen einen sogenannten Business Case for Biodiversity kreieren, der durch die Erhaltung der ÖSL zur langfristigen Sicherung der unternehmerischen Wertschöpfung beiträgt (vgl. Schaltegger und Beständig, 2010; zu Business Cases for Sustainability siehe auch Schaltegger et al., 2012). Die Treiber eines solchen Business Case können in direkten monetären Vorteilen resultieren, bspw. wenn unternehmerische Maßnahmen zum Erhalt der ÖSL mit Umsatzsteigerungen einhergehen. Es gibt jedoch auch Treiber, die sich finanziell indirekt niederschlagen, wie der Erhalt oder die Verbesserung der Unternehmensreputation oder die Wahrung unternehmerischer Handlungsfreiheit.

Branchen, die im ländlichen Raum einen starken Bezug zu ÖSL aufweisen, besitzen entweder einen hohen Flächenbezug und/oder deren Geschäftsmodell baut direkt auf den ÖSL auf (Duncan, 2009). Im ländlichen Raum sind dies insbesondere die Land- und Forstwirtschaft, der Abbau von Kies, Sand und anderen Mineralstoffen sowie die Energiebranche und der Tourismus (Henkel, 2004). Dass es zwischen Unternehmen dieser Branchen auch zu Interessenkonflikten kommen kann, ist durch die Überschneidungen der Flächenansprüche nicht zu vermeiden. Bspw. können touristische Ansprüche an ein natürliches oder romantisches Landschaftsbild nicht immer in Einklang mit einer agrarischen Nutzung gebracht werden. Dann sind partizipative Ansätze und kooperative Lösungswege gefragt, die eine Kompatibilität zwischen verschiedenen Formen der Landnutzung bestmöglich sicherstellen.

Abbildung 10.3 zeigt, wie ein sogenannter Business Case for Biodiversity strategisch kreiert werden kann. Durch Aktivitäten zum Erhalt der ÖSL können Unternehmen einen ökologischen Beitrag leisten und sich gleichzeitig einen betriebswirtschaftlichen Vorteil (z. B. Kosteneinsparung, Reputationssteigerung etc.) erarbeiten.

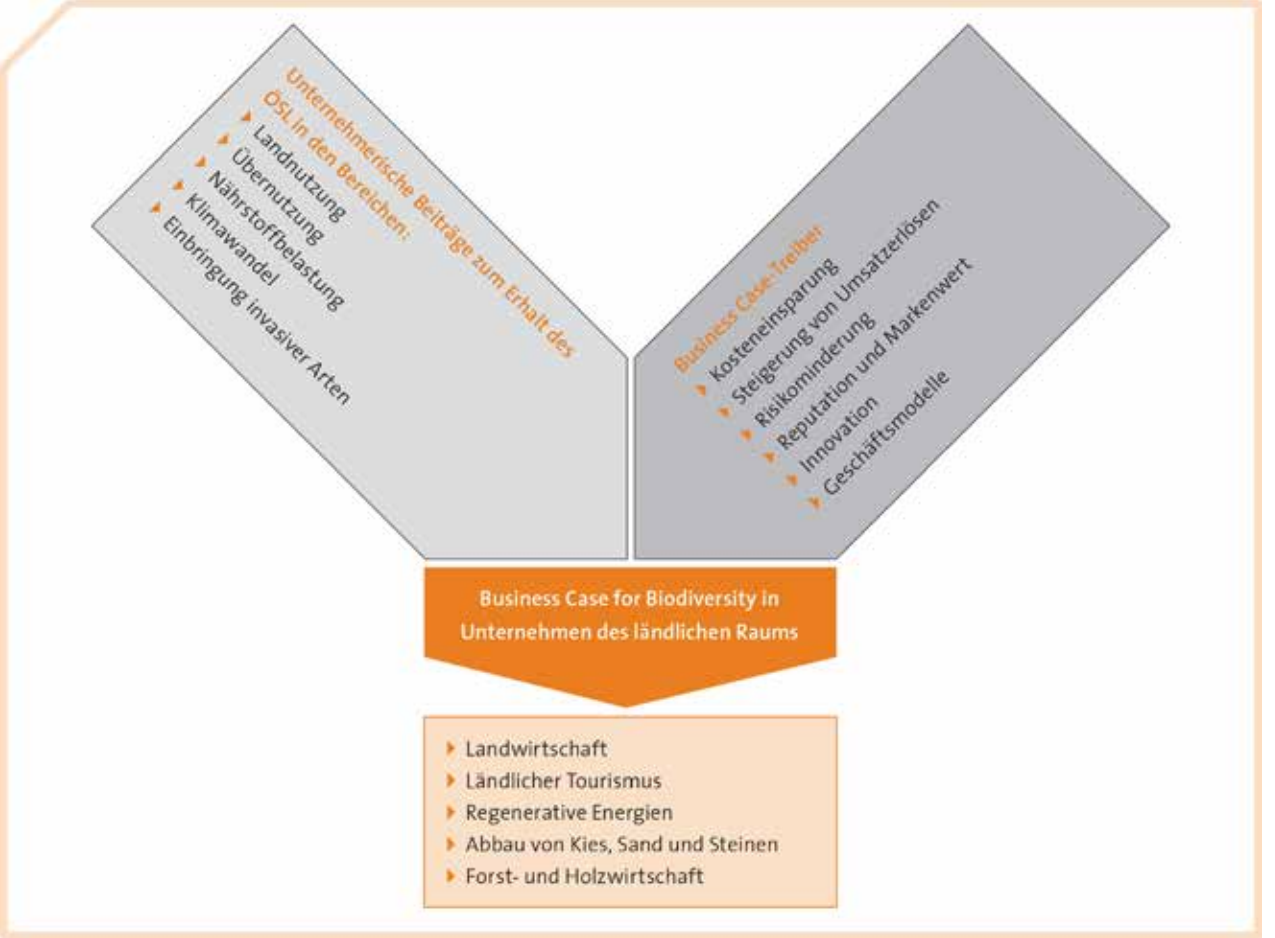
11.2.2 »Business Cases for Biodiversity« für Unternehmen des ländlichen Raums

Nachfolgend werden Ansatzpunkte und Beispiele vorgestellt, wie ein solcher Business Case for Biodiversity in wichtigen Branchen des ländlichen Raums aussehen kann.

Landwirtschaft

Einerseits sind landwirtschaftliche Betriebe auf ÖSL, wie Bestäubungsleistungen, Wasser-, Klima- und Nährstoffregulierung (Duncan, 2009) angewiesen. Andererseits wirkt sich ihr Handeln unmittelbar und maßgeblich auf die ÖSL aus. Bspw. führen Massenproduktion und Intensivierung in der Landwirtschaft zu belastenden Umwelteinflüssen wie überhöhten Stickstoff- und Pestizideinträgen oder Lebensraumverlusten

ABBILDUNG 11.3 ▸ Business Case for Biodiversity im ländlichen Raum. (Eigene Darstellung)



aufgrund radikaler Flurbereinigungen (z. B. Beseitigung von Feldrainen, Hecken etc.). Die Folgen eines solchen intensiven Wirtschaftens sind ein substanzieller Artenschwund sowie strukturarme Agrarlandschaften mit einem sehr geringen Anteil an naturnahen Lebensräumen (Plieninger et al., 2006). Für Landwirtinnen und Landwirte ist es jedoch von existenzieller Bedeutung, dass ÖSL-erhaltende Maßnahmen auf dem Ziel eines langfristigen Geschäftserfolgs aufbauen. Mögliche Ansätze könnten hierbei sein:

- **Regionale Differenzierung in Verbund mit ökologischer Wirtschaftsweise:**
  Regionalität ist bei vielen (und immer mehr) Verbraucherinnen und Verbrauchern ein wichtiges Entscheidungskriterium. Wird bei der Vermarktung die Bedeutung des ökologischen Wirtschaftens für die Region herausgehoben, lassen sich neue regionale Kundschaft gewinnen (Plieninger et al., 2006) und regionale Märkte wiederbeleben. Der Biodiversitätsbezug (z. B. Käse von bedrohten Haustierrassen) kann dabei als Alleinstellungsmerkmal die Motivation für einen regionalen Konsum stärken.

  Regionalität mit einem klaren Beitrag zum Biodiversitätserhalt kann zudem über den Fachhandel oder Spezialitätengeschäfte auch in benachbarten städtischen Zentren ein überregionales Differenzierungsmerkmal für ländliche Produzenten (z. B. Produkt aus der Elbtalaue) darstellen.

- **Bessere Platzierung auf ökologischen Wachstumsmärkten durch regionales Verbundmarketing:**
  Ein Zusammenschluss in Erzeugergemeinschaften bietet unternehmerische Vorteile, die nicht unbedingt (nur) mit einem nachhaltigen Wirtschaften einhergehen müssen. Ein regionales Verbundmarketing kann jedoch zusätzlich die regional und ökologisch hergestellten Produkte auf nachhaltigkeitsorientierten Wachstumsmärkten platzieren und

diese so einer größeren Zielgruppe (z. B. größeren Handelsunternehmen) zugänglich machen (Infobox 11.1).

INFOBOX 11.1

Praxisbeispiel: Marke für landwirtschaftliche Erzeugnisse »VON HIER«

Unter der regionalen Marke »VON HIER« vertreiben 25 Unternehmen aus der Ernährungs- und Landwirtschaft konventionelle und ökologische Produkte aus der Region Berlin-Brandenburg. Die Mitgliedsunternehmen des Markenverbunds tragen zur nachhaltig Wertschöpfung im ländlichen Raum bei und versorgen Verbraucherinnen und Verbraucher mit regionalen Produkten (VON HIER, 2014).

- **Renditepotenziale durch ökologischen Landbau:**
  Je nach Ausgangslage, Managementkompetenz und Marktsituation können ökologische Landwirtschaftsbetriebe wirtschaftlich besser (vgl. Bund Ökologische Lebensmittelwirtschaft, 2013) oder schlechter abschneiden, wobei die Höhe an Subventionen eine wesentliche Rolle spielt. Marktseitig kann seit Jahrzehnten eine leichte, aber kontinuierlich steigende Nachfrage nach ökologisch erzeugten Lebensmitteln verzeichnet werden. Dabei können Maßnahmen und Anstrengungen zum Erhalt der Biodiversität und ÖSL teilweise auch als direktes Verkaufsargument bei der Vermarktung der produzierten Güter genutzt werden.

- **Erschließung neuer Geschäftsfelder in der Dienstleistung:**
  Durch Angebote im landwirtschaftlichen Tourismus können Landwirtinnen und Landwirte zusätzliche Einkommensquellen erzielen (z. B. »Urlaub auf dem Bauernhof«), die bei geeigneter Ausgestaltung auf direkten Beiträgen zur Erhaltung der Biodiversität aufbauen (Pleininger et al., 2006). Hierfür gilt jedoch, dass touristische Kundinnen und Kunden oft eine »heile (Um-)Welt« erwarten, was auch eine nachhaltig orientierte Landwirtschaft einschließt.

Tourismus

Gerade in ländlichen Gebieten stellt der Tourismus einen wichtigen Wirtschaftsfaktor dar. Denn Geschäftsmodelle vieler Tourismusunternehmen basieren auf der Vermarktung öffentlicher Güter, wie Wald, Wasser, »gesunder Luft« sowie naturnaher und intakter Landschaften mit eingebundenen Dorfbildern (Henkel, 2004). Besonders Menschen aus städtischen Räumen suchen den Kontakt zur Natur und zu authentischen Urlauberlebnissen in regionalen und ländlichen Räumen (vgl. Kapitel 3.3). Allerdings kann ein intensiver und schlecht gesteuerter Tourismus auch die ÖSL belasten und damit die Geschäftsgrundlage der Tourismusunternehmen gefährden. Beispiele sind großflächige Flächenumwandlungen für neue touristische Angebote wie Ferienparks oder Golfplätze, Rodungen für Skipisten oder Beeinträchtigungen von Uferlebensräumen durch Wassersportler.

Ziel einer touristischen Region und ihrer Anbieter muss es daher sein, durch einen nachhaltigen Tourismus einen Beitrag zur Erhaltung der ÖSL zu leisten und so die Attraktivität der Region langfristig zu sichern (Henkel, 2004). Unternehmerische Ansätze hierfür können sein:

- **(Weiter-)Entwicklung von Geschäftsmodellen im Einklang mit ÖSL:**
  Unternehmen können Reiseangebote entwickeln, die auf ein Erleben regionaler Kultur- und Naturlandschaften abzielen, ohne diese zu strapazieren und zu »verbrauchen«. Zu denken ist hierbei an unterschiedlichste nachhaltige Formen des Agrotourismus, aber auch Angebote für einen nachhaltigen Abenteuer- und Aktivurlaub (Infobox 11.2).

INFOBOX 11.2

Praxisbeispiel: Unternehmen Spreescouts

Das Unternehmen ist ein auf regionale Themen der Nachhaltigkeit spezialisierter Reiseveranstalter. Durch das Reiseangebot werden Kundinnen und Kunden die natürlichen und kulturelle Reize der Regionen Spreewald und Lausitz nachhaltig erlebbar gemacht. Im Vordergrund stehen eine umweltfreundliche Anreise, der Genuss nachhaltiger regionaler Lebensmittel, nachhaltige Wissensvermittlung und eine nachhaltige Fortbewegung – zu Fuß, zu Pferd, per Rad oder Kanu (vgl. www.spreescouts.de).

- **Naturnahe Gestaltung und Pflege von Liegenschaften**
  Touristen, die im ländlichen Raum Erholung suchen, möchten auch, dass sich ihre Unterkunft in das Umgebungsbild einfügt. Eine naturnahe Gestaltung der Liegenschaft mit einheimischen Pflanzen sowie eine naturnahe Pflege unterstützen ein solches homogenes Bild und helfen oft auch, Kosten zu sparen.

ABBILDUNG 11.4 ▸ Oben: Kenners LandLust, unten: Bio-Seehotel Zeulenroda. (Quelle: Kenners LandLust Göhrde und Bio-Seehotel Zeulenroda GmbH & Co. KG)

- **Ansprache neuer Kundinnen und Kunden aufgrund regionaler Wertschöpfungsbeziehungen:**
  Werden nachhaltige Einzelleistungen kleinerer regionaler Anbieter zu einem Gesamtprodukt verknüpft (z. B. »Erlebnis Bayrischer Wald«), kann dies ein kohärentes regionales Urlaubserlebnis beim Konsumenten bzw. bei der Konsumentin erzeugen (vgl. BMWi, 2013). Beispiele hierfür sind nachhaltig ausgelegte Unterkünfte, die regionale und ökologische gastronomische Produkte anbieten. Um regionale Synergien nutzen zu können, sollten Unternehmerinnen und Unternehmer überlegen, in wieweit sich ihr Produkt oder ihre Dienstleitung mit nachhaltigen Leistungsbausteinen anderer regionaler Akteure verbinden lässt (siehe Infobox 11.3). Die Seite http://partner.nationale-naturlandschaften.de hilft bei der Suche nach möglichen Kooperationspartnern aus verschiedenen Regionen in den Bereichen Unterkunft und Gastronomie, Natur und Erlebnis, Reise und Information und Landwirtschaft und Fischerei.

INFOBOX 11.3

Praxisbeispiel: St. Martin Chalets im Biosphärenpark Lungau

In diesem Feriendorf wird eine konsequente ökologische Strategie verfolgt. Abfälle als auch Wasser werden in einem Kreislaufprinzip verwertet. Die Verwendung natürlicher nachhaltiger Baustoffe aus der näheren Umgebung sowie eine regionaltypische traditionelle Bauweise runden das nachhaltige Urlaubserlebnis ab (vgl. St. Martin Chalets, 2014).

- Schaffung und Nutzung von Marken zur Profilierung der Region: Regionale Unternehmern des Tourismussektors können untereinander oder mit Beteiligung von Partnern den Mehrwert einer Region durch eine regionale Marke mit ÖSL-Bezug kreieren (z. B. Heide-Honig aus der Lüneburger Heide). Bei einer solchen Marke können die besonderen natürlichen Reize einer Region (z. B. abwechslungsreiche Landschaften) sowie der Beitrag zu deren Erhalt emotional kommuniziert werden, was zu einer positiven Wahrnehmung der Region führen kann (vgl. Beständig und Wuczkowski, 2012, siehe Infoboxen 11.4 und 11.5).

INFOBOX 11.4

Praxisbeispiel: Regionalmarke EIFEL

Unter der »Regionalmarke EIFEL« bieten regionale Unternehmen gemeinsam Produkte und Dienstleistungen aus den Bereichen Tourismus, Lebensmittel und Baustoffe an. Neben einer besseren Vermarktung ihrer Angebote verbindet die Mitgliedsorganisationen auch das Ziel, die Natur- und Kulturlandschaft der Eifel zu erhalten und weiterzuentwickeln (Regionalmarke EIFEL, 2014).

INFOBOX 11.5

Praxisbeispiel: Südtirol Marketing

Die Südtirol Marketinggesellschaft vermarktet ihre Region gemeinsam mit Partnern aus Wirtschaft, Regionalpolitik und Verkehr. Das Angebot richtet sich auf Auswärtige und Einheimische, die Südtirol als attraktiven Lebensraum mit besonderer Landschaft, Natur und Identität wahrnehmen sollen. Dabei wird Nachhaltigkeit als zentrale Qualitäts- und Profilierungsdimension hervorgehoben und nachhaltige wirtschaftende Zulieferer und Partner der Region werden in eine touristische Wertschöpfungskette eingebunden (z. B. regionale Rohstoffe, traditionelle Landwirtschaft etc.) (BMWi, 2013, S. 7f.).

Regenerative Energien

Klimaschutzmaßnahmen haben einen wesentlichen Beitrag zur Funktionsfähigkeit von ÖSL (vgl. Difu, 2013). Ein wichtiger Beitrag zum Klimaschutz ist der Ausbau der erneuerbaren Energien. Allerdings besitzen Energieträger aus regenerativen Quellen – im Vergleich zu fossilen Energieträgern – eine wesentlich geringere räumliche und energetische Dichte. Dies führt dazu, dass ein höherer Raumbedarf zur Erzeugung des gleichen Energieäquivalents benötigt wird. Diese veränderte Raumnutzung, sei es als Flächen für die Erzeugung von Biomasse, als Standort von Windkraftanlagen, als Kollektorenfeld oder als Wasserkraftwerk, wirkt sich auch auf die biologische Vielfalt und die ÖSL aus (vgl. MLUL, 2014).

Unabhängig von staatlichen Förderbedingungen, die für eine zukunftsgerichtete Energietransformation notwendig sind – jedoch nicht zu Lasten der biologischen Vielfalt gehen dürfen – gilt es Unternehmern aufzuzeigen, wie diese bei der Erzeugung von Energien aus regenerativen Quellen einen Business Case mit Bezug zu den ÖSL kreieren können. Das heißt, wie diese über die gesetzlichen Anforderungen hinaus, freiwillige betriebliche Maßnahmen entwickeln und umsetzen können, die durch eine Berücksichtigung der ÖSL einen oder mehrere Business Case-Treiber stimulieren. Verschiedene Institutionen haben Empfehlungen und Stellungnahmen für unterschiedliche regenerative Energiearten ausgearbeitet, an denen sich Unternehmen orientieren können (vgl. Infobox 11.6). Diese enthalten bspw. Hinweise zur Standortwahl, Mindestabständen zu Naturschutz-, Feucht- und Waldgebieten, zum Anbau von Früchten oder der Vergärung alternativer Stoffe. Die Beachtung dieser naturschutzfachlichen Empfehlungen kann Unternehmen dabei helfen, die Akzeptanz bei Anspruchsgruppen zu sichern und die Reputation zu steigern.

Energie aus Biomasse

Mais ist derzeit die Energiepflanze mit dem höchsten Biogasertrag pro Flächenanteil. Bei den aktuellen staatlichen Förderbedingungen werden Unternehmerinnen und Unternehmer üblicherweise nicht auf eine Kultivierung von Mais verzichten. Um Bioenergielandwirte von freiwilligen Maßnahmen zu überzeugen, könnten bspw. die folgenden unternehmensbezogenen Treiber angesprochen werden (zum Verhältnis Landwirtschaft und ÖSL siehe auch Kapitel 4.2):

INFOBOX 11.6

Naturschutzfachliche Empfehlungen für regenerative Energien

- BfN (2009): Position des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) zur energetischen Biomassenutzung, http://www.bfn.de/0319_biomasse_nutzung_position.html
- NABU (2012): Kriterien für naturverträgliche Photovoltaik-Freiflächenanlagen http://imperia.verbandsnetz.nabu.de/imperia/md/content/nabude/energie/solarenergie/nabu-kriterien-solarparks-2012.pdf
- BfN (2011): Windkraft über Wald. Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/erneuerbareenergien/bfn_position_wea_ueber_wald.pdf
- NABU (2013): Position des NABU Nordrhein-Westfalen zum Ausbau der Energiegewinnung aus Windkraft http://nrw.nabu.de/imperia/md/content/nrw/stellungnahmen/nabu-position_zum_ausbau_der_windenergie.pdf

- **Steigerung der lokalen Akzeptanz:**
  Um Konflikte mit anliegenden Stakeholdern wie bspw. Anwohnerinnen und Anwohnern, Tourismusunternehmen sowie Jägerinnen und Jägern zu vermeiden (Stichwort »Vermaisung« der Landschaft), sollten alternative Fruchtfolgen stetig überprüft werden.

- **Sicherung der langfristigen Geschäftsgrundlage durch alternative Anbauformen:**
  Neben der grundsätzlichen Fruchtwahl gilt es auch die Form des Anbaus zu überprüfen. Die Anlage von Blühstreifen bietet bspw. einen interessanten Lebensraum für wildlebende Arten und ist gleichzeitig eine optische Aufwertung. Blühstreifen können auch in Form von Schneisen in die landwirtschaftlichen Flächen integriert werden.

- **Kooperation mit Forschungseinrichtungen zur Suche nach alternativen, biodiversen Anbauformen:**
  Zur Entwicklung neuer landwirtschaftlicher Ansätze der Biomasseproduktion mit positiven Effekten für Landschaftsbild und biologische Vielfalt sind Kooperationen mit Forschungseinrichtungen und Entwicklungsprojekte möglich. Ansätze, die hier diskutiert werden, sind die Nutzung von Zwischensaaten oder von Folgepflanzen nach der ersten Ernte (vgl. z. B. Lüdeke-Freund et al., 2012).

Photovoltaikanlagen:

Auch Freilandphotovoltaikanlagen wirken über die Standortwahl und ihren Flächenbedarf sowie ihre Ausgestaltung (z. B. Absperrungen) und ihren Betrieb (z. B. Lichtemissionen bei einer nächtlichen Beleuchtung, Pflegemaßnahmen) auf die ÖSL ein. Die Wirkungen hängen von der vorherigen Flächennutzung ab (Handelt es sich bspw. um eine ehemalige Ackerfläche oder war die Fläche bereits versiegelt?) und der damit verbundenen ökologischen Qualität (z. B. bisher mit seltenen Pionierpflanzen und -tieren besiedelt oder intensivlandwirtschaftlich genutzte, biodiversitätsarme Fläche) (vgl. NABU, 2012). Je nachdem, ob die Photovoltaikanlage z. B. einer Bahnstrecke oder Autobahn entlang in Kombination mit einer Lärmschutzwand errichtet wird, ob eigens eine Scheune gebaut wird, um eine PV-Dachfläche zu schaffen oder die PV-Anlage aufgeständert auf einer Orchideenwiese ist, ist eine völlig andere Bewertung in Bezug auf die ÖSL-Wirkung vorzunehmen. Häufig verfügen die aus Biodiversitätssicht weniger problematischen Standorte auch über bessere Anschlussmöglichkeiten an das Stromnetz (z. B. entlang einer Bahntrasse). Im konkreten Genehmigungsverfahren gilt es daher – aus Unternehmenssicht – diese verschiedenen Facetten zu prüfen, um die Naturverträglichkeit der Anlage, Synergieeffekte (z. B. mit schon bestehenden Stromtrassen) sowie die Akzeptanz der externen Stakeholder zu klären.

Abbau von Kies, Sand und anderen Mineralstoffen

Der Abbau von Kies, Sand und Steinen erfolgt in Deutschland üblicherweise im Tagebau. Die »Wunden« in der Landschaft sowie die Beeinträchtigung der ÖSL sind dabei offensichtlich. Stillgelegte Abbauflächen sind jedoch häufig auch interessante und vielseitig strukturierte Lebensräume für bedrohte (Pionier-)Arten.

Sofern der Abbau keine bestehenden Schutzgebiete beeinträchtigt, ergeben sich für die abbauenden Unternehmen Chancen für eine Zusammenarbeit mit lokalen Umwelt- und Naturschutzverbänden. Denn bereits während des Abbaus können sich Arten wie Bodenbrüter, höhlenbewohnende Vögel oder Fledermäuse auf dem Areal ansiedeln (vgl. NABU et al., 2012). Schließlich erfolgt der Abbau meist in begrenzten (wenn auch langen) Zeitabschnitten und die Abbauflächen sind oft frei von Störungen durch Besucherinnen und Besucher sowie Freizeitaktivitäten. Zwar sind Abbauunternehmen per Gesetz zur Wiederherstellung von Lebensräumen verpflichtet, doch auch hier lässt sich ein Business Case for Biodiversity umsetzen:

- **Sicherung der lokalen Akzeptanz:**
  Ein aktives Stakeholdermanagement, d. h. die aktive Zusammenarbeit mit Anspruchsgruppen, kann dazu beitragen, Konflikte mit Anwohnerinnen und Anwohnern, Naturschutzverbänden, Landwirtschaftsbetrieben und Behörden zu vermeiden. Dies kann durch eine Öffnung nach außen unterstützt werden, bei der Naturschützerinnen und -schützer an der Entwicklung von Maßnahmen und Plänen beteiligt werden oder Anwohnerinnen und Anwohnern ein Mehrwert ermöglicht wird (z. B. Badeseen für die lokale Bevölkerung, Aussichtstürme zur naturnahen Beobachtung von Wildtieren in und um die Abbaustätten etc.). Langfristig kann dies nicht nur zur stärkeren Akzeptanz des laufenden Betriebs, sondern auch zu einem Wohlwollen der Stakeholder bei der Erschließung neuer Abbaustätten durch das Unternehmen führen (siehe Infobox 11.7).

INFOBOX 11.7

Praxisbeispiel: NABU, ISTE und IG BAU-Erklärung zur nachhaltigen Rohstoffnutzung

Der NABU Baden-Württemberg, der Industrieverband Steine und Erden Baden-Württemberg (ISTE) sowie das baden-württembergische Regionalbüro der Industriegewerkschaft Bauen-Agrar-Umwelt (IG BAU) setzten sich für eine nachhaltige Rohstoffnutzung in Baden-Württemberg ein. Ziele sind die Förderung der biologischen Vielfalt bei der Rohstoffgewinnung, die Durchführung von Klimaschutzmaßnahmen, eine enge Zusammenarbeit bei der Erschließung neuer Abbaustätten sowie die Sicherung sozialer Belange beim Rohstoffabbau (vgl. ISTE, 2012).

- **Senkung von nachgelagerten Renaturierungskosten:** Durch ein aktives Stakeholdermanagement, insbesondere durch die Zusammenarbeit mit Umweltverbänden und Behörden, können bereits während des Abbaus Maßnahmen zum Erhalt der Biodiversität und ÖSL ergriffen werden, was die nachgelagerten Renaturierungskosten senken kann.

Forst- und Holzwirtschaft

Der Wald stellt ÖSL und Güter bereit, die für die ländliche Region, aber auch weit darüber hinaus von Bedeutung sind. Zu nennen sind z. B. Rohstoffe, die Klima- und Wasserschutzfunktion, die Erholungs- oder die Lebensraumfunktion des Waldes (Henkel, 2004).

Auch wenn aktuelle Waldzustandsberichte eine geringfügige Verbesserung des Waldzustands in Deutschland attestieren (vgl. BMEL, 2013), kam es in den letzten Jahren zu Schädigungen und Veränderungen von Wäldern durch anthropogene Einflüsse. Hierfür können primär die Folgen des Klimawandels und ein biodiversitätsschädigender Waldbau (Monokulturen, Kahlschlag, Übersäuerung, Humusdestruktion etc.) verantwortlich gemacht werden (vgl. CBD, 2013; Seidl et al., 2014). Praxisbeispiele zeigen jedoch, dass eine rentable und leistungsfähige Forstwirtschaft auch mit der Erhaltung der ÖSL einhergehen kann. Ansätze hierfür sind:

- **Differenzierung im Markt durch Ansprache nachhaltigkeitsorientierter Konsumentinnen und Konsumenten:** Nachhaltigkeit als Qualitätskriterium von Holzprodukten wird bei privaten Endverbraucherinnen und -verbrauchern sowie gewerblichen und öffentlichen Abnehmern immer stärker nachgefragt (Hedden, 2011). Der Einsatz von Siegeln (z. B. FSC, PEFC), die ein wirtschaftlich tragfähiges und verantwortungsvolles Management von Wäldern fördern und versprechen, kann Verbraucherinnen und Verbrauchern sowie Unternehmen eine bessere Orientierung und einen garantierten Mehrwert vermitteln (vgl. Beständig und Wuczkowski, 2012, siehe Infobox 11.8).

INFOBOX 11.8

Praxisbeispiel: UPM – Biofore

Das finnische Forstunternehmen UPM hat sich mit seinem Biofore-Konzept als nachhaltiges Forstunternehmen positioniert. Dabei steht »Bio« für eine nachhaltig ausgerichtete unternehmerische Zukunft und »Fore« für die zu erhaltende Geschäftsgrundlage »Forest« sowie für eine Positionierung des Unternehmens als Vorreiter (»Forerunner«) einer nachhaltigen und innovationsgetriebenen Forstindustrie. Diese Repositionierung führte dazu, dass der Wald und das Geschäft durch UPM mit neuen Augen betrachtet wird und heute eine breite, auf der Ressource Holz basierende, Produktpalette – über das Traditionsgeschäft Papier hinaus – angeboten wird. Das Unternehmen bietet nun bspw. innovative Biokraftstoffe zweiter Generation, Bioverbundstoffe oder Zellstoff an (vgl. UPM, 2014).

- **Historische Nutzungsformen als Geschäftsmodell:** Die Bewirtschaftung der Wälder als Mittel- und Niederwald (Stockausschlagwald) birgt Potenziale, Energie- und Brennholz regelmäßig und effizient abernten zu können und struktur- und artenreiche Lebensräume zu schaffen. Bei dieser Form der Bewirtschaftung werden die Bäume in »Parzellen« turnusgemäß auf den Stock gesetzt, woraus intervallartig neuer Niederwald austreiben kann, der nach mehreren Jahren Ruhezeit erneut abgeerntet wird. Auf kleinstem Raum entstehen so verschiedene Waldareale mit unterschiedlichen Entwicklungsstadien für eine abwechslungsreiche Pflanzen- und Tierwelt (Barth et al., 2009, siehe Infobox 11.9).

INFOBOX 11.9

Praxisbeispiel: Mittelwaldbewirtschaftung im Forstamt Liebenburg

Im Forstamt Liebenburg wird die ehemalige Mittelwaldbewirtschaftung wiederbelebt. Hier erfolgt eine kostendeckende Bewirtschaftung mit einem hohen naturschutzfachlichen Wert (Mosaikstruktur, stark umlichtete Oberständer, Artenvielfalt usw.), deren betriebswirtschaftliches Ergebnis durch eine optimierte Erntetechnik noch verbessert werden kann (vgl. Meyer, 2010).

- **Orientierung an Konzepten naturnaher Waldbaumethoden:** Orientieren sich Forsteigentümerinnen und -eigentümer an naturnahen Bewirtschaftungskonzepten, können sie erhebliche Risikostreuungs- und Risikominderungspotenziale nutzen. Hierzu zählt bspw. der Aufbau von stufigen und verschiedenaltrigen und somit stabilen Wäldern. Auch die Nutzung bodenschonender Holzerntemethoden und Rückeverfahren kann potenzielle Schäden minimieren (vgl. Forstwirtschaft in Deutschland, 2014).

- **Erschließung von kerngeschäftsübergreifenden Einnahmen:** Auch die Forstwirtschaft kann, wie die Landwirtschaft, zusätzliche Einnahmen durch Vertragsnaturschutz erwirtschaften, in dem mit Körperschaften oder Naturschutzverbänden vertraglich Kriterien für eine naturnahe Bewirtschaftungsformen (z. B. Baumartenwechsel, Waldrandgestaltung, Nutzungsverzicht in Altbeständen etc.) vereinbart werden, die entsprechend vergütet werden (vgl. Haug, 2003).

Aus ökologischer und ökonomischer Perspektive interessant ist auch die Umwandlung von Wirtschaftswäldern in Friedwälder, wobei dies sicherlich nur vereinzelt in kleinem Maßstab erfolgen kann.

11.2.3 Fazit

Unternehmen in ländlichen Räumen können durch einen Business Case ihren unternehmerischen Erfolg mit Beiträgen zur Erhaltung der Natur- und Kulturlandschaften sichern. Unternehmerische Vorteile können bspw. Einkommens- und Reputationssteigerungen, Möglichkeiten der Differenzierung von Konkurrenzunternehmen aber auch Risikominimierungspotenziale sein.

Vielfach sind Unternehmen diese Chancen jedoch nicht bewusst. Hier ist eine stärkere Kommunikation durch die öffentlichen Institutionen gefordert. Auch in Netzwerken können vielfältige Impulse eines naturverträglichen Wirtschaftens entstehen. Vertriebs- oder Kooperationsnetzwerke können Potenzial eröffnen und Synergien schaffen, wenn Unternehmen des ländlichen Raums mit z. B. Tourismus- und Landwirtschaftsverbänden, Behörden und Gemeinden, Naturparks sowie Natur- und Umweltverbänden strategisch zusammenarbeiten (vgl. Spittler, 2001).

Wenn Akteure des ländlichen Raums zudem Lösungen finden, die darauf abzielen, Produkte und Dienstleistungen aufeinander abzustimmen und es schaffen, weite Teile der Wertschöpfungskette in regionalen Unternehmen zu belassen, können sich entsprechende positive Effekte noch verstärken. Gelingt so eine Verknüpfung zwischen dem Erhalt der ÖSL und unternehmerischer Aktivität, so geht daraus auch die gesamte Region gestärkt hervor (z. B. regionale Wirtschaftskraft, verbesserte Infrastruktur, sichere Arbeitsplätze), was sich wiederum zu einem zukünftigen Vorteil für regionale Unternehmen entwickeln kann.

LITERATUR

BARTH, T., CONRADY, D., JOHST, A., 2009. Brennpunkt Kulturlandschaft. Biodiversität und Energieholz. Download 11.11.2013 (http://www.naturstiftung-david.de/uploadfiles/documents/Energieholz/0611_225258_EH_Broschuere_2009_Naturstiftung-David.pdf)

BESTÄNDIG, U., WUCZKOWSKI, M., 2012. Biodiversität im unternehmerischen Nachhaltigkeitsmanagement: Chancen und Ansätze für Einkauf, Marketing und Liegenschaftsmanagement. Centre for Sustainability Management, Lüneburg. Download 14.07.2015 (http://pure.leuphana.de/ws/files/2078759/Bestaendig_Wuczkowski_2012_Biodiversitaet_im_unternehmerischen_Nachhaltigkeitsmanagement_Sammelband.pdf)

BLÜCHEL, K. G., 2006. Bionik. Wie wir die geheimen Baupläne der Natur nutzen können. Goldmann, München.

BMEL – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT, 2013. Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2013. Download 10.11.2014 (http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Wald-Jagd/ErgebnisseWaldzustandserhebung2013.pdf?__blob=publicationFile)

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, BDI – BUNDESVERBAND DER DEUTSCHEN INDUSTRIE (HRSG.), 2007. Nachhaltigkeitsmanagement in Unternehmen. Konzepte und Instrumente zur nachhaltigen Unternehmensentwicklung. 3te, erweiterte und aktualisierte Auflage. BMU & DBI, Berlin.

BMWI – BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT UND TECHNOLOGIE, 2013. Tourismusperspektiven in ländlichen Räumen. Band 6: Kurzreport Nachhaltige touristische Entwicklung ländlicher Lebensräume. Download 10.10.2013 (http://www.bmwi.de/BMWi/Redaktion/PDF/Publikationen/tourismusperspektiven-nachhaltigkeit,property=pdf,bereich=bmwi2012,sprache=de,rwb=true.pdf)

BOCKEN, N., SHORT, S., RANA, P., EVANS, S., 2014. A literature and practice review to develop sustainable business model archetypes, Journal of Cleaner Production 65: 42–56.

BUND ÖKOLOGISCHE LEBENSMITTELWIRTSCHAFT, 2013. Die Bio-Branche 2013. Zahlen, Daten, Fakten. Download 12.11.2013 (http://www.boelw.de/uploads/media/pdf/Dokumentation/Zahlen__Daten__Fakten/ZDF_2013_Endversion_01.pdf)

BUSER, H., SCHALTEGGER, S., 1995. Öko-Contolling für das Firmenareal. Io Management Zeitschrift: 77–82.

CBD – CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2013. Forest Biodiversity – What is the problem? Download 10.11.2014 (http://www.cbd.int/forest/problem.shtml)

CHRIST, T., DEBERNITZ, A., REUSSWIG, F., 2014. Naturbewusstsein 2013 – Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt. BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.). Download 14.07.2015 (www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/gesellschaft/Naturbewusstsein/Naturbewusstsein_2013.pdf)

COWI, 2010. Study on how businesses take into account their risks related to biodiversity and ecosystem services: state of play and way forward. Download 14.07.2015 (http://ec.europa.eu/environment/enveco/pdf/BESBusiness_Final%20report_Sept2010.pdf)

DIFU, 2013. Klimaschutz & Biodiversität. Praxisbeispiele für Kommunen zum Schutz von Klima und Biodiversität. Service- und Kompetenzzentrum: Kommunaler Klimaschutz beim Deutschen Institut für Urbanistik gGmbH, Berlin.

DUNCAN, E., 2009. Business biodiversity efforts in key industry sectors: A background note. Download 13.06.2016 (http://www.cbd.int/doc/meetings/biodiv/b2010-03/official/b2010-03-01-unep-background-note-en.pdf)

FORSTWIRTSCHAFT IN DEUTSCHLAND, 2014. Naturnaher Waldbau verbindet Ökologie und Ökonomie. Download 10.11.2014 (http://www.forstwirtschaft-in-deutschland.de/forstwirtschaft/forstwirtschaft-in-deutschland/)

GRI – GLOBAL REPORTING INITIATIVE, 2013. G4 Leitlinien zur Nachhaltigkeitsberichterstattung – Berichterstattungsgrundsätze und Standardangaben. Download 14.07.2015 (www.globalreporting.org/resourcelibrary/German-G4-Part-One.pdf)

HANSEN, E., GROSSE-DUNCKER, F., REICHWAL, R., 2009. Sustainability Innovation Cube. A Framework to Evaluate Sustainability-Oriented Innovations. International Journal of Innovation Management 13 (4): 683–713.

HANSEN, E., SCHALTEGGER, S., 2014. The Sustainability Balanced Scorecard: A Systematic Review of Architectures, Journal of Business Ethics, online.

HAUG, A., 2003. Wildlife-Management und Forstwirtschaft unter besonderer Berücksichtigung der Randbedingungen und Möglichkeiten einer Optimierung jagdwirtschaftlicher Aspekte für Waldeigentümer.

HECTOR, A., BAGCHI, R., 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. Nature 488: 188–190.

HEDDEN, H., 2011. Umfrage Bedarf an FSC zertifizierten Rohstoffen. Download 25.11.2013 (http://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/wald/fsc_studie_langfassung.pdf)

HENKEL, G., 2004. Der Ländliche Raum. Gegenwart und Wandlungsprozesse seit dem 19. Jahrhundert in Deutschland. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart.

ISTE – INDUSTRIEVERBAND STEINE UND ERDEN BADEN-WÜRTTEMBERG, 2012. Bundesweit einmalig: Erklärung zur Nachhaltigkeit von ISTE, NABU und IG BAU – Startschuss für Beweidungsprojekt. Download 10.11.2014 (http://www.iste.de/presse/pressemitteilungen/gemeinsame_erklaerung?highlite=nabu%20iste%20erkl%C3%A4rununDlang=1)

KLEINHÜCKELKOTTEN, S., NEITZKE, H.-P., KÜCHLER-KRISCHUN, J., SCHELL, C., MUES, A., 2010: Naturbewusstsein 2009 – Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt. BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.). Download 14.07.2015 (www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/gesellschaft/Naturbewusstsein%202009.pdf)

KUMPFMÜLLER, M., HAUSER, E., 2006. Wege zur Natur im Betrieb. Amt der O ö. Landesregierung, Naturschutzabteilung, Linz.

LÜDEKE-FREUND, F., WALMSLEY, D., PLATH, M., WREESMANN, J., KLEIN, A.-M., 2012. Sustainable Plant Oil Production for Aviation Fuels: Assessment Challenges and Consequences for New Feedstock Concepts. Sustainability Accounting, Management and Policy Journal 3 (2): 186–217.

MCKINSEY & COMPANY, 2010. The next environmental issue for business: McKinsey Global Survey results. Download 14.07.2014 (www.mckinsey.com/insights/sustainability/the_next_environmental_issue_for_business_mckinsey_global_survey_results)

MEYER, P., 2010. Wiederbelebung der Mittelwaldwirtschaft im Forstamt Liebenburg, Niedersachsen. In: LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH. Mittelwald an der Mittelelbe Wiederbelebung einer kulturhistorischen Nutzungsform. Heft 5: 18–20.

MLUL – MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES BRANDENBURG, 2014. Maßnahmenprogramm Biologische Vielfalt Brandenburg. Download 14.12.2014 (http://www.mlul.brandenburg.de/media_fast/4055/masznahmen_biovielfalt.pdf)

NABU – NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND, 2012. Kriterien für naturverträgliche Photovoltaik-Freiflächenanlagen. Download 11. 25 2013 (http://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/energie/solarenergie/nabu-kriterien-solarparks-2012.pdf)

NABU – NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND, ISTE – INDUSTRIEVERBAND STEINE UND ERDEN BADEN-WÜRTTEMBERG, IG-BAU – INDUSTRIEGEWERKSCHAFT BAUEN-AGRAR-UMWELT, 2012. Gemeinsame Erklärung: Nachhaltige Rohstoffnutzung in Baden-Württemberg. Download 11.11.2014 (http://www.iste.de/presse/pressemitteilungen/gemeinsame_erklaerung/pdf_pool/NABU-ISTE-IG%20BAU-Erklaerung.pdf)

NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE, 2013. Die Unternehmensperspektive – Auf neue Herausforderungen vorbereitet sein. PricewaterhouseCoopers, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Bundesamt für Naturschutz, Berlin, Leipzig, Bonn. Download: 14.07.2015 (http://www.naturkapital-teeb.de/publikationen/projekteigene-publikationen.html)

PLIENINGER, T., BENS, O., HÜTTL, R. F., 2006. Landwirtschaft und Entwicklung ländlicher Räume. Aus Politik und Zeitgeschichte, 37/2006, 23–30.

PWC – PRICEWATERHOUSECOOPERS, 2010. Biodiversity and business risk. A Global Risk Network Briefing. Download 14.07.2015 (www.pwc.de/de_DE/de/nachhaltigkeit/assets/Biodiversity_businessrisk.pdf)

REGIONALMARKE EIFEL, 2014. Eifel. Qualität ist unsere Natur. Download 19.05.2014 (http://www.regionalmarke-eifel.de/regionalmarke-eifel-und-biologische-vielfalt.htm)

SCHALTEGGER, S., BESTÄNDIG,U., 2010. Handbuch Biodiversitätsmanagement: ein Leitfaden für die betriebliche Praxis. BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin.

SCHALTEGGER, S., HASENMÜLLER, P., 2005. Nachhaltiges Wirtschaften aus Sicht des »Business Case for Sustainability«, Centre for Sustainability Management, Lüneburg.

SCHALTEGGER, S., HÖRISCH, J., WINDOLPH, S. E., HARMS, D., 2012. Corporate Sustainability Barometer 2012: Praxisstand und Fortschritt des Nachhaltigkeitsmanagements in den größten Unternehmen Deutschlands. Centre for Sustainability Management, Lüneburg. Download 14.07.2015 (http://pure.leuphana.de/ws/files/3666891/Schaltegger_Hoerisch_Windolph_Harms_Corporate_Sustainability_Barometer_2012.pdf)

SCHALTEGGER, S., LÜDEKE-FREUND, F., UND HANSEN, E., 2012. Business Cases for Sustainability. The Role of Business Model Innovation for Corporate Sustainability, International Journal of Innovation and Sustainable Development 6(2): 95–119.

SEIDL, R., SCHELHAAS, M.-J., RAMMER, W., VERKERK, P.J., 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. Nature Climate Change 4: 806–810.

SPITTLER, R., 2001. Anforderung eines landwirtschaftsorientierten Tourismus an die Landwirtschaft in Westfalen. In: Ditt, K., Gudermann, R., Rüße, N. (Hrsg.). Agrarmodernisierung und ökologische Folgen: Westfalen vom 18. bis zum 20. Jahrhundert, Band 40. Schöningh, Paderborn [u. a.]: 627–655.

ST. MARTIN CHALETS, 2014. Nachhaltig und klimaneutral. Download 19.05.2014 (http://stmartinchalets.at/chalets/klimaneutral/)

TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2012. The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Business and Enterprise. Download 14.07.2015 (http://www.teebweb.org/our-publications/teeb-study-reports/business-and-enterprise/)

UPM, 2014. Biofore in Action. Download 17.05.2014 (http://www.upm.com/EN/ABOUT-UPM/biofore-in-action/Pages/default.aspx)

VON HIER, 2014. Über uns. Download 15.05.2014 http://www.vonhier.com/uber-uns/

WUCZKOWSKI, M., 2015. Biodiversität und Unternehmen: Eine Untersuchung nachhaltigkeitsorientierter organisationaler Lernprozesse zur Umsetzung in der betrieblichen Praxis. Wirtschaftswissenschaftliche Nachhaltigkeitsforschung. Band 16. Metropolis-Verlag, Marburg.

12 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN UND DIE ENTWICKLUNG LÄNDLICHER RÄUME: WIE EINE NEUE PERSPEKTIVE HANDLUNGSOPTIONEN ERÖFFNET

KOORDINIERENDE AUTORIN
CHRISTINA VON HAAREN

AUTORINNEN UND AUTOREN
CHRISTIAN ALBERT, INGRID ALBERT, RALF DÖRING, BERND HANSJÜRGENS, HUBERT JOB, SEBASTIAN KRÄTZIG, CHRISTOPH SCHRÖTER-SCHLAACK, MICHAEL TREPEL, HUBERT WIGGERING

GUTACHTERINNEN UND GUTACHTER
RENATE BÜRGER-ARNDT, PETER ELSASSER, KARIN HOLM-MÜLLER, SABINE SCHLACKE, ANGELIKA ZAHRNT

12.1 Eine ökonomische Perspektive auf Natur und Ökosystemleistungen ländlicher Räume: Die wichtigsten Ergebnisse 327
12.2 Neue Argumente entwickeln: Mit Ökosystemleistungen den vielfältigen Nutzen der Natur betonen 331
12.2.1 Neue Argumente für die Inwertsetzung durch das Konzept der Ökosystemleistungen und eine ökonomische Perspektive 332
12.2.2 Berücksichtigung von Ökosystemleistungen in reaktiven Instrumenten der Genehmigungspraxis 336
12.2.3 Berücksichtigung von Ökosystemleistungen in vorsorgenden Instrumenten des Umwelt- und Naturschutzes 338
12.2.4 Berücksichtigung von Ökosystemleistungen für kooperative Umsetzungsprozesse 341
12.2.5 Informationen über Ökosystemleistungen zur Inwertsetzung des Naturkapitals über Märkte 341

12.3 An den Ursachen ansetzen: Das Instrumentarium des Umwelt- und Naturschutzes stärken 342
12.3.1 Instrumente zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke umsetzen 342
12.3.2 Die Agrarpolitik mit Blick auf die externen Kosten der Landwirtschaft fortentwickeln 345
12.3.3 Wald: Standards definieren und differenzierte Nutzung fördern 347
12.4 Politikbereiche integrieren: Naturkapital als Lösungsansatz ländlicher Entwicklung 350
12.5 Schlussfolgerungen: Die nachhaltige Nutzung des Naturkapitals ländlicher Räume sicherstellen 352
Literatur 353

Mit diesem abschließenden Kapitel des Bandes »Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen: Grundlage für menschliches Wohlergehen und wirtschaftliche Entwicklung« möchten wir zunächst die im Hinblick auf Handlungsoptionen wichtigsten Ergebnisse noch einmal aufrufen (Abschnitt 12.1). Im Anschluss daran wird dann – ebenfalls aufbauend auf den Ergebnissen der vorangegangen Kapitel – aufgezeigt, wie Ökosystemleistungen durch entsprechende Ziele, Maßnahmen und Instrumente in ländlichen Räumen vermehrt inwertgesetzt werden können und wie die ökonomische Betrachtung zu einer Unterstützung solcher Leistungen beitragen kann. Dies geschieht vor allem durch die Bereitstellung zusätzlicher (ökonomischer) Informationen über die Leistungen der Natur, die das Bewusstsein für den Natur- und Biodiversitätsschutz schärfen können (Abschnitt 12.2). Aber auch die Darstellung von Kosten, die im Rahmen der Naturnutzung bzw. der Naturerhaltung anfallen, sowie der Einsatz solcher Informationen in bestehenden und neuen naturschutzbezogenen Instrumenten können zu einer verbesserten Inwertsetzung der Natur und ihrer Leistungen beitragen (Abschnitt 12.3). In vielen Fällen streuen die Nutzen der Erhaltung der Natur und der Ökosystemleistungen über verschiedene Akteure und Sektoren hinweg. Abschließend werden daher Möglichkeiten der Politikintegration diskutiert (Abschnitt 12.4).

12.1 EINE ÖKONOMISCHE PERSPEKTIVE AUF NATUR UND ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN LÄNDLICHER RÄUME: DIE WICHTIGSTEN ERGEBNISSE

Das Ökosystemleistungskonzept wurde entwickelt, um die Leistungen der Natur für den Menschen sichtbarer zu machen und der Erhaltung des Naturkapitals ein größeres Gewicht zu verleihen. Da in ländlichen Räumen eine Vielzahl von Ökosystemleistungen wie Wasserdargebot, Erholungsmöglichkeiten, Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel erbracht werden (die zusätzlich auch für urbane Systeme bedeutsam sind), ist deren Erhalt von besonders hoher Relevanz. Der Blick auf das Naturkapital und die von ihm ausgehenden Leistungen birgt die Chance, dass Naturressourcen in Zukunft hinsichtlich ihrer ökonomischen Bedeutung für die Gesundheit und das Wohlbefinden der Menschen besser erkannt und entsprechend inwertgesetzt werden können. Es können unterstützende Argumente generiert werden, die dem Natur- und Ressourcenschutz und einer nachhaltigen Nutzung im Geflecht politischer Interessen zu mehr Gewicht verhelfen. Zwar liegen bisher nur wenige Fallbeispiele vor, in denen die Leistungen der Natur über die bislang üblichen umweltrechtlich und -fachlich basierten Bewertungen hinaus auch ökonomisch bewertet wurden. Doch auf der Grundlage der in diesem Bericht gegebenen Beispiele kann das Potenzial dieser neuen Betrachtungsweise dennoch verdeutlicht werden, auch wenn die ökonomische Perspektive bisher häufig nur rudimentär umgesetzt wurde. Die folgenden Beispiele aus den vorangegangenen Kapiteln dieses Berichts und die ersten Stichwörter zu den resultierenden Handlungskonsequenzen sollen dies einleitend verdeutlichen:

- Die Leistungen von Agrarökosystemen sind in hohem Maße bedeutsam für die Ernährung der Bevölkerung, aber auch z. B. für die Trinkwasserbereitstellung, die Biodiversität und die Erholung. Die entstehenden landwirtschaftlichen Erzeugnisse (Versorgungsleistungen) werden auf Märkten gehandelt, sie tragen aber nur in geringem (und abnehmendem) Maße zum BIP oder der Sicherung sozialversicherungspflichtiger Beschäftigungsverhältnisse bei. Dennoch hat die Landwirtschaft aufgrund ihrer Versorgungsfunktion (und der Leistungen für den Ernährungs- und Energiebereich) sowie des hohen, von ihr eingenommenen Flächenanteils einen großen ökonomischen, politischen und ökologischen Stellenwert. Die Erbringung der übrigen, nicht auf Märkten gehandelten Regulierungs- und kulturellen Leistungen wird u. a. deshalb durch staatliche Kompensationszahlungen für entstehende Opportunitätskosten der Landwirte unterstützt. Hier verdeutlicht die ökonomische Analyse aber Ineffizienzen in der Mittelverwendung und der Ausgestaltung der Förderkulissen. Die Direktzahlungen der derzeitigen **Agrarpolitik** sind trotz Cross Compliance (CC) und

Greening noch weit davon entfernt, die negativen externen Effekte der Landwirtschaft auf ein Maß zu senken (siehe auch Box 12.1), das den Zielen der Umweltgesetzgebung, nationaler und EU-Strategien und internationaler Vereinbarungen z. B. über den Erhalt der Biodiversität entspräche: Nach wie vor gehen die genetische Vielfalt, die Diversität der Arten und der Ökosysteme in der Agrarlandschaft in besorgniserregendem Maße zurück, und die Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft sind mit rund 12 % an den deutschen Gesamtemissionen erheblich (Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2015). In vielen Gebieten sind die Gewässerbelastungen weiterhin hoch und die ästhetische Qualität der Landschaft sinkt (Pe'er et al., 2014), was nicht zuletzt die Erholungs- und Gesundheitsvorsorge nachteilig beeinflusst. Wenn der verfassungsrechtliche Spielraum für Verursacherpflichten der Landwirtschaft im landwirtschaftlichen Fachrecht sowie im Umweltrecht nicht ausreichend konkretisiert wird bzw. die Auflagen nicht verpflichtend und kontrollierbar gestaltet werden, sind öffentlich finanzierte Agrarumwelt- und Klimaschutzmaßnahmen (AUM) in höherem Maße notwendig, um die Umweltbelastungen der Landwirtschaft gering zu halten oder die Bereitstellung und Wiederherstellung multipler Ökosystemleistungen zu fördern. Die umweltbezogene Effizienz und der Umfang der mehrheitlich durch die EU kofinanzierten AUM sind jedoch derzeit insgesamt gering. Zudem sind die landwirtschaftlichen Direktzahlungen nur zu einem geringen Teil an Umweltleistungen gebunden, die über die gute fachliche Praxis nach deutschem und europäischem Recht in der derzeitigen Form hinausgehen. Die Mittel werden ferner räumlich ungezielt und damit wenig effizient verteilt (siehe Kapitel 10.7). Eine Berechnung der gesamten volkswirtschaftlichen Kosten der Landwirtschaft würde diesen bereits offensichtlichen Missstand stärker ins öffentliche und politische Bewusstsein bringen (siehe Box 12.1). Daher sollten zukünftig die Mittel aus der ersten in die zweite Säule umverteilt werden, um so wirksame Maßnahmen im Natur- und Ressourcenschutz zu fördern (siehe dazu auch Abschnitt 12.3.2).

INFOBOX 12.1

Externe Kosten konventioneller Landwirtschaft in Österreich

Eine österreichische Studie (Schader et. al., 2013) kommt zu dem Schluss, dass gesellschaftliche Nutzen und Kosten der Landwirtschaft nur unzureichend in der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung wiedergegeben werden. Selbst bei einer konservativen Schätzung belaufen sich die externen Kosten der konventionellen Landwirtschaft in Österreich, bezogen auf eine landwirtschaftlich genutzte Fläche von 2,9 Mio. ha, den Autoren zufolge auf ca. 1,3 Mrd. € pro Jahr (mit einer Schwankungsbreite von 0,6 bis 2,1 Mrd. €). Zur Ermittlung dieser Kosten wurde auf Berechnungen einer britischen Studie (Pretty et al., 2000) zurückgegriffen, die mittels eines Nutzentransfers (siehe zu dieser Methode Kapitel 2.4) für Österreich angepasst wurden.

Schader et al. (2013) schätzen, dass die externen Kosten einer ökologischen Landwirtschaft um mindestens ein Drittel geringer sind. Zudem sei durch die positive Wirkung dieser Bewirtschaftungsweise auf verschiedene österreichische Agrarumweltziele davon auszugehen, dass die derzeitige Förderung der biologischen Landwirtschaft durch AUM zu Kostensenkungen gegenüber einem Maßnahmenmix ohne Förderung der biologischen Landwirtschaft führe.

- Der Wald stellt in ganz erheblichem Maße Ökosystemleistungen für die Versorgung mit Energie, Holz als Werkstoff, Zellulose etc. bereit. In gleichem Maße bedeutsam sind jedoch seine im Landschaftshaushalt unersetzlichen Leistungen für den Klimaschutz, die Biodiversität, die Gewässerreinhaltung oder das Lokalklima. Für den **Wald** sind die Informationen zu den Holz-Produktionsleistungen sehr gut aufbereitet. Der Marktwert der Rohholzerzeugung in Deutschland summiert sich auf über 3,5 Mrd. € pro Jahr; im weiteren Verlauf der Wertschöpfungskette steigt dieser Wert durch Verarbeitung des Holzes weiter um etwa das Zehnfache an (siehe Kapitel 6 Kernbotschaften). Die übrigen Leistungen des Waldes, wie die Wirkungen auf das Mikroklima und den Gewässerhaushalt, die Erholungsvorsorge, Klimaleistungen oder die Biodiversität, werden hingegen nur exemplarisch erfasst. Auch die Leistungen des Waldes in Wassereinzugsgebieten werden zumeist weder bilanziert noch honoriert (zu Ausnahmen siehe Kap. 6.3.3). Mechanismen, die Ökosystemleistungen im Falle von Privatwaldbesitzern auch ökonomisch entlohnen, bestehen derzeit nur in begrenztem Maße. Nutzungseinschränkungen können z. B. in niedersächsischen Naturschutzgebieten nicht durch einen Erschwernisausgleich kompensiert werden. Auch Mindestziele für die Erhaltung der ökologischen Funktionen des Waldes, die als Messlatte für eine Bewertung dessen dienen können, was als honorierungsfähige Leistung der Forstwirtschaft angesehen werden kann, sind insbesondere auf Bundesebene nur sehr unkonkret

ausgestaltet und nicht nach Privatwald und öffentlichem Wald differenziert. Betrachtet man die naturschutzgesetzlich definierten Standards, so ist im Bundesnaturschutzgesetzt lediglich gefordert, naturnahe Wälder aufzubauen und diese ohne Kahlschläge nachhaltig zu bewirtschaften. Zudem ist ein hinreichender Anteil standortheimischer Forstpflanzen einzuhalten (siehe z. B. § 5 BNatSchG). Darüber hinausgehende flächenkonkrete Umweltziele sind im Vergleich zum Offenland nur in geringem Maße vorhanden. Ohne naturbezogene Datengrundlagen sowie ohne Informationen über die Nachfrage nach den entsprechenden Leistungen kann eine unter Umweltschutzgesichtspunkten sinnvolle Bewertung von Ökosystemleistungen der Waldflächen und der Beiträge der Forstwirtschaft jedoch nicht stattfinden. Dabei geht es nicht allein darum, ob eine Ökosystemleistung des Waldes oder eine entsprechende Tätigkeit entlohnt werden sollte. Kompensationszahlungen kämen derzeit ohnehin nur für den Privatwald und nur bedingt für den Kommunalwald infrage. Es geht stattdessen vor allem um eine Dokumentation und Würdigung dieser Leistungen im Sinne einer Leistungsbilanz. Insgesamt könnte durch eine ökonomische Betrachtung verdeutlicht werden, wie effizient es aus volkswirtschaftlicher Sicht ist, die Multifunktionalität der Wälder zu fördern. In der Umsetzung sollten dazu die entsprechenden Ziele für die öffentlichen Wälder gefestigt und konkretisiert sowie für den Privatwald mehr Kompensationsmechanismen und Anreize entwickelt werden.

- **Landschaftsstrukturen** wie Hecken, Raine, Feldgehölze, Kleingewässer, aber auch Grünland übernehmen eine Vielzahl von Ökosystemleistungen für das Landschaftsbild, die Erholung, den Hochwasser- und Bodenschutz sowie die Biodiversität. Diese Leistungen können neben der Bewertung z. B. in Biotop- und Landschaftsbildbewertungen teilweise auch quantitativ und monetär bewertet werden. Mithilfe von ökonomischen Betrachtungen können zudem die Nutzen und Kosten multifunktionaler (auf mehrere Ökosystemleistungen gleichzeitig abzielende) Maßnahmen mit den Nutzen und Kosten einer sektoralen (auf nur einzelne Ökosystemleistungen abzielenden) Strategie verglichen werden. Für den Landkreis Verden (Galler et al., 2015) wurden multifunktionale Maßnahmen mit Wirkung auf mehrere Umweltziele mit segregativen Umweltmaßnahmen, die allein auf den Erosions-, Wasser- oder Klimaschutz oder auf die Sicherung der Biodiversität ausgerichtet waren, verglichen. Die Ergebnisse zeigen, dass durch die gezielte Entwicklung multifunktionaler Landschaftselemente die Summe der erreichten Umweltziele pro Flächeneinheit gegenüber sektoralen Umweltmaßnahmen deutlich gesteigert werden kann. Multifunktionale, auf mehrere Ökosystemleistungen abzielende Maßnahmenkonzepte können alternativ auch im Hinblick auf ihre Kosteneinsparungen optimiert werden – im Fallbeispiel um bis zu 60 % gegenüber sektoralen Maßnahmen (Galler et al., 2015).

- Die Gegenüberstellung der Nutzen und Kosten von **Gewässerschutzmaßnahmen** zeigt eindeutig die volkswirtschaftlichen Vorteile einer Reduzierung von Nitrateinträgen in austragsempfindlichen Räumen im Vergleich zur Sanierung von Gewässern oder zur nachträglichen Aufbereitung des Rohwassers im Falle der Trinkwassergewinnung. Das Ausmaß der erfolgreichen Verminderung von Einträgen an der Quelle (vor allem durch Erreichen gewässerschutzoptimierter Landwirtschaft in Wassereinzugsgebieten mittels Rechts- oder Förderinstrumenten) bestimmt somit darüber, welche Kosten bei der Aufbereitung des Trinkwassers oder einer Sanierung der Wasserkörper entstehen (vgl. Kapitel 5).

- Ein umfassender **Meeresschutz** lohnt sich nicht nur, um das Meeresökosystem mit seiner Biodiversität zu sichern, sondern wird langfristig auch volkswirtschaftliche Vorteile haben, indem er die Grundlagen für Fischerei, Erholung und Tourismus erhält (vgl. Kapitel 7). Die ländlichen Räume sind hier von hoher Relevanz: Dies betrifft insbesondere eine Reduzierung der Einträge aus der Landwirtschaft in die Fließgewässer sowie eine Gestaltung der Auen, die den Oberflächenabfluss mindert. Die Maßnahmen zur Verringerung von Nähr- und Schadstoffeinträgen in die Meere sind dabei häufig multifunktional – sie wirken gleichzeitig auf die Biodiversität und den Klimaschutz, aber auch auf die Reinheit der Fließgewässer und die von diesen bereitgestellten Ökosystemleistungen. Die Vorteile flächenspezifischer multifunktionaler Konzepte zum Gewässer- und Meeresschutz können mit einer räumlich übergreifenden, ökonomischen Betrachtung besonders gut verdeutlicht werden.

- Die heutigen Kosten für einen wirksamen **Klimaschutz** werden als erheblich geringer eingeschätzt als die Kosten für die zukünftige Beseitigung der klimawandelbedingten Schäden (Stern, 2007). In Deutschland werden kostengünstige Maßnahmen zur Vermeidung von Treibhausgasemissionen über eine ökosystembasierte Klimapolitik, wie z. B. die Wiedervernässung von Moorstandorten, bisher allerdings nur in geringem Maße umgesetzt (Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2015).

- Vielfältige **Natur- und Kulturlandschaften** werden von den meisten Menschen als schön empfunden, sie steigern die Lebensqualität von Besuchern und Bewohnern angrenzender Siedlungsgebiete. Insbesondere strukturreiche Wald-Offenland-Gebiete werden als (Nah-)Erholungs- und Naturerlebnisraum sowie als Gesundheitsressource geschätzt. Diese Wertschätzung lässt sich sowohl flächen- als auch nutzergruppenspezifisch darstellen und – wo für die Entscheidungsfindung sinnvoll – auch ökonomisch erfassen und bilanzieren.

- Der Wert der Natur in **Schutzgebieten** kann besser kommuniziert werden, wenn neben einer Beschreibung des Wertes der Biodiversität und des Naturhaushaltes in diesen Gebieten auch die hohe Wertschätzung durch die Besucher und die regionalwirtschaftliche Bedeutung dieser Schutzgebiete hervorgehoben werden (siehe unten Box 12.2). Auch Opportunitätskostenvergleiche, die in den Waldnationalparken vor allem die Forstwirtschaft betreffen, können die Kommunikation über Naturschutz erleichtern und die gesellschaftliche Akzeptanz von Unterschutzstellungen erhöhen (Job und Mayer, 2012). In den beiden jüngsten deutschen Nationalparken zielt die Förderpolitik im ländlichen Raum zugleich darauf ab, die Schutzgebiete regionalwirtschaftlich inwertzusetzen (vgl. Konzeptionen der Nationalparke Schwarzwald aus dem Jahr 2014 und Hunsrück-Hochwald aus dem Jahr 2015).

- Der **Umgang mit Flächennutzung** ist gerade in vielen ländlichen Räumen aus Sicht des Natur- und Umweltschutzes kritisch zu beurteilen, zudem erscheint sie aus volkswirtschaftlicher Perspektive als in hohem Maße ineffizient: Trotz regional rückläufiger Einwohnerzahlen in Deutschland und einer vielerorts hohen Verfügbarkeit von Militär-, Gewerbe-, Verkehrs- und Wohnflächenbrachen erfolgt die Siedlungsentwicklung noch immer überwiegend außerhalb des Bestands und geht im Saldo zu Lasten von Acker- und Grünlandflächen (Tietz et al., 2012). Neben der Einschränkung in der Bereitstellung von Versorgungsleistungen gehen dadurch auch andere Funktionen und Leistungen der Natur verloren, z. B. die Regulierung des Oberflächenwasserabflusses, die Beeinflussung des Mikroklimas oder stadtnahe Erholungsmöglichkeiten. Die Flächenproblematik betrifft dabei sowohl den urbanen als auch den ländlichen Raum. Im ländlichen Raum besteht allerdings ein spezifischer Handlungsbedarf, denn hier ist die Flächeninanspruchnahme im Verhältnis zur Bevölkerungszahl überproportional hoch (LABO, 2011; BBSR, 2014). In Städten sollte allerdings eine ausgeglichene Entwicklung zwischen Innenverdichtung und Siedlungsflächenwachstum angestrebt werden, die die Versorgung der innerstädtischen Bevölkerung mit Grünflächen nicht in Frage stellt. Das Instrument des Flächenzertifikatehandels wird im Zusammenhang mit der Erreichung einer wirksamen Reduzierung der Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke seit langem diskutiert, einschließlich seiner Kombination mit der räumlichen Planung (vgl. u. a. Bizer, 1997; SRU, 2004; Bizer et al., 2011; Schröter-Schlaack, 2013). Nun steht seit kurzem die Erprobung dieses Instrumentes in einem umfangreichen Planspiel mit zahlreichen Praxisteilnehmern an, die insbesondere eine Prüfung der praktischen Herausforderungen vornehmen wird (vgl. Schier et al., 2015). Durch eine Kombination von Flächenzertifikatehandel mit der räumlichen Planung wird eine Allokation der Flächeninanspruchnahme auf den volkswirtschaftlich günstigsten Flächen mit gleichzeitig den geringsten Umweltwirkungen erwartet (vgl. u. a. Bizer, 1997).

Die angeführten Beispiele verdeutlichen, dass sich Investitionen in das Naturkapital lohnen: Die nachhaltige Nutzung von Naturressourcen, die Erhaltung von Naturräumen und der Sicherung der dort bereitgestellten Ökosystemleistung sowie die Wiederherstellung zerstörter oder geschädigter Ökosysteme stellen häufig volkswirtschaftlich gute Lösungen dar. Es liegt daher nahe, die bisher ungelösten Probleme des Umwelt- und Naturschutzes vermehrt aus gesamtwirtschaftlicher Perspektive zu betrachten und auf dieser Basis das Naturkapital mit seinen Beiträgen zu vielen gesellschaftlichen Zielsetzungen (Gewässermanagement, Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel, Naturschutz, lebenswerte ländliche Räume) besser inwertzusetzen. Letzteres erfordert u. a. vor allem die Implementierung und den Vollzug des natur- und umweltschutzbezogenen Instrumentariums sowie eine Umorientierung der Förderpolitiken für ländliche Räume und hier insbesondere der Agrarpolitik. Dies kann durch eine Argumentation für die Bereitstellung gesellschaftlich ausgewogener Ökosystemleistungsbündel unterstützt werden, die nicht einseitig die Versorgungsleistungen betont, sondern die Multifunktionalität der landwirtschaftlichen Flächennutzung (zurück) in den Fokus rückt. Vor diesem Hintergrund werden im Folgenden mögliche Handlungsempfehlungen und mögliche Umsetzungsinstrumente für die Inwertsetzung von Natur und Ökosystemleistungen in Deutschland diskutiert.

ABBILDUNG 12.1 ▸ Mit dem Konzept der Ökosystemleistungen kann die vielfältige Bedeutung der Kulturlandschaft für den Menschen noch besser kommuniziert werden. (Foto: Luise 'Esuil', www.pixabay.com)

12.2 NEUE ARGUMENTE ENTWICKELN: MIT ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN DEN VIELFÄLTIGEN NUTZEN DER NATUR BETONEN

In Deutschland beruhen die derzeitigen Steuerungsansätze im Umwelt- und Naturschutz auf dem Wissen und den Bewertungen über den Zustand sowie den projizierten Veränderungen von Natur und Umwelt. Nicht immer sind die daraus resultierenden Einschränkungen der Handlungsfreiheit in Form von Bewirtschaftungsauflagen, Managementvorgaben oder umweltbezogenen Abgaben und Förderungen für die Betroffenen leicht nachvollziehbar. Während die Vermeidung gesundheitlicher Schäden ein griffiges Argument für die Einführung vieler umweltbezogener Regelungen darstellt, z. B. für die Festsetzung von Emissionsgrenzen für bestimmte Schadstoffe oder das Verbot gesundheitsgefährdender Stoffe, ist die Vermittlung des Nutzens von Naturschutzmaßnahmen oft schwieriger. Dies liegt auch daran, dass sich schlecht Belastungsgrenzen für »zu wenig Natur« festlegen lassen, ab denen eine kritische Gefährdung des menschlichen Wohlbefindens festzustellen wäre. So geraten Nutzungseinschränkungen für den Naturschutz immer wieder in den Verdacht, wirtschaftliche Entwicklungen zu verlangsamen oder Infrastrukturprojekte zum Wohle einzelner, oft wenig bekannter und manchmal auch wenig attraktiver Arten zu verhindern. Im schlimmsten Fall wird Naturschutz mit dem Argument schwindender Wettbewerbsfähigkeiten von Gemeinden, Regionen oder gar ganz Deutschland und dem Verlust von Arbeitsplätzen diskreditiert.

Die Entwicklung und Verbreitung des Ökosystemleistungskonzeptes ist der Versuch, die vielfältige Bedeutung der Natur für den Menschen stärker ins Bewusstsein zu rücken und zu verdeutlichen, dass der Schutz der natürlichen Systeme auch dem Schutz des menschlichen Wohlbefindens und seiner Gesundheit sowie als Grundlage wirtschaftlicher Entwicklung dient. Zusätzlich werden über einen ökonomischen Ansatz präferenzbasierte, d. h. auf den Wertschätzungen der Betroffenen beruhende Wertzuweisungen eingebracht und die Bedeutung institutioneller Rahmenbedingungen für die Handlungskalküle der Akteure (Landnutzer, Produzenten, Konsumenten) offengelegt. Damit werden neue Argumentationsgrundlagen geschaffen, die dem Schutz der Natur zu mehr Akzeptanz verhelfen sollen – in der Gesellschaft allgemein und bei den von Bewirtschaftungsauflagen Betroffenen. Außerdem können sie dem Schutz der Natur mehr Gewicht in planerischen Abwägungsentscheidungen verleihen.

Die Frage, ob und in welcher Form ökonomische Kosten-Nutzen-Betrachtungen zukünftig stärker in die Planungs-, Prüf- und Umsetzungsinstrumente des Natur- und Umweltschutzes integriert werden sollten, ist dabei aber noch nicht eindeutig zu beantworten (vgl. auch Kapitel 10). Es spricht einiges dafür: Förderinstrumente sollten generell die Effektivität und Effizienz des Einsatzes öffentlicher Mittel transparent ausweisen. In Planungen und Zulassungsverfahren werden derzeit zwar in der Regel in der ökonomischen Kosten-Nutzen-Analyse die Kosten und Nutzen der Planumsetzung eines Projektes, z. B. in Form von Arbeitsplatzzugewinnen oder erwarteten Steigerungen der Steuereinnahmen bzw. den aufzuwendenden Kosten für den Bau bspw. einer Straße, quantifiziert. Daneben steht die Analyse der Folgen für die Umwelt i. d. R. in Form einer Strategischen Umweltprüfung oder einer Umweltverträglichkeitsprüfung. Beide Analysen gehen in die Abwägung ein. In die ökonomische Kosten-Nutzen-Analyse fließen bisher lediglich die Kosten für Kompensationsmaßnahmen zum Ausgleich der Eingriffe in den Naturhaushalt ein, nicht jedoch die (positiven oder negativen) volkswirtschaftlichen Auswirkungen, die durch Ökosystemleistungsbeeinträchtigungen entstehen. In der Abwägung müssen zwar die in den Umweltprüfungen dargelegten, umweltrechtlich basierten Bewertungen der Ökosystemleistungen und entsprechende zu erwartende Beeinträchtigungen von Ökosystemleistungen durch das Projekt berücksichtigt werden. Diese Bewertungen beziehen sich aber im Wesentlichen auf die Veränderungen des Ökosystemleistungsdargebots sowie auf eine räumliche Bewertung der Betroffenheit des Schutzgutes »Mensch«. Individuelle Interessen werden im Rahmen von Beteiligungsverfahren einbezogen. Eine weitergehende ökonomische Bewertung im Sinne einer volkswirtschaftlichen Kostenanalyse fehlt. Eine solche Bewertung sollte in die ökonomische

Kosten-Nutzen-Analyse integriert werden. Dadurch könnten bei der ökonomischen Beurteilung von Politiken und Planungen verstärkt auch ökonomische Wertmaßstäbe über die Bedeutung der Natur für die Gesellschaft Berücksichtigung finden.

Voraussichtlich bewirken diese übergeordneten Argumente zwar einiges im Falle übergeordneter, z. B. bundes- oder landesweiter Planungen. Die volkswirtschaftliche Perspektive könnte allerdings weniger wirksam sein im konkreten Fall einer Projektzulassung per Planfeststellungsverfahren, in dem häufig vor allem die lokal begrenzten und privatwirtschaftlichen Nutzen und Kosten von Investitionsvorhaben im Vordergrund stehen. Eine wichtige Aufgabe besteht folglich darin zu prüfen, inwieweit auch die kollektiven und ggf. räumlich übergreifenden Nutzen aus der Erhaltung und Förderung von Ökosystemleistungen in den vor Ort angewendeten Entscheidungsmechanismen mit angemessenem Gewicht verankert werden können.

In diesem Kapitel zeigen wir daher beispielhaft, wie Argumente auf Grundlage des Informationsgewinns durch das Ökosystemleistungskonzept und den TEEB-Ansatz aussehen und wie sie den Umwelt- und Naturschutz bei der Umsetzung und dem Vollzug bestehender Regelungsinstrumente stärken könnten.

12.2.1 Neue Argumente für die Inwertsetzung durch das Konzept der Ökosystemleistungen und eine ökonomische Perspektive

Der Schwerpunkt der Darstellungen von Ökosystemleistungen liegt im Natur- und Umweltschutz bisher vor allem auf den von der Natur angebotenen Leistungen. Dieses »Dargebot« und die derzeitige Nutzung werden danach beurteilt, inwieweit sie den rechtlich vorgegebenen Zielsetzungen und Bewertungsstandards entsprechen. Diese Ziele sind vor allem darauf ausgerichtet, auch in Zukunft ein lediglich grob spezifiziertes Gemeinwohl durch Naturleistungen sowie die Qualitäten und die Nutzbarkeit des Naturkapitals zu erhalten. Aktuelle spezifische Individualinteressen werden demgegenüber nur unsystematisch in den Verbands- und Öffentlichkeitsbeteiligungen (und zwingend nur in förmlichen Verfahren) erhoben. Viele Menschen nehmen hier nicht teil, weil sie gar nicht realisieren, dass sie in ihrem Wohlergehen von Vorhaben betroffen sein könnten oder z. B. in der Landschaftsplanung ihre Entwicklungswünsche einbringen können. Es fehlt in den Planungsunterlagen eine Darstellung darüber, welche Ökosystemleistungen für welche Bevölkerungsteile von Bedeutung sind. Auf Landnutzung ausgerichtete Nutzerpräferenzen werden demgegenüber sehr konkret – und (oft auch als betriebswirtschaftliche Angaben) in der Regel von Seiten der Vorhabenträger oder Landnutzer – in die Abwägung eingebracht, z. B. in Form von Wirkungen auf das regionale Wirtschaftswachstum, auf Arbeitsplätze oder auf das zu erwartende Steueraufkommen. Die Interessen an der Erhaltung der Natur und der von ihr ausgehenden Ökosystemleistungen (vor allem der regulierenden, kulturellen und unterstützenden Leistungen) werden zwar von Umwelt- und Naturschutzverbänden formuliert und vorgebracht; eine methodisch unterlegte Verbindung mit den Interessen der Menschen vor Ort sowie den entstehenden lokalen oder regionalen Wohlfahrtseffekten fehlt jedoch häufig. Auch dadurch haben die Interessen der Landnutzer bei der Abwägung großes Gewicht.

In den vorangegangenen Kapiteln wurde deutlich, dass zwar das natürliche Dargebot und – eingeschränkt – die derzeitigen Nutzungen der Ökosystemleistungen gut erfasst und für Entscheidungen analysiert werden, aber nur verhältnismäßig wenige Belege für die systematische Aufbereitung der volkswirtschaftlichen Nutzen der gesamten Bandbreite an Ökosystemleistungen existieren. Dies mag auf verschiedene Gründe zurückzuführen sein: Zum einen sind solche Informationserhebungen kosten- und zeitaufwändig. Sowohl öffentliche als auch private Vorhabenträger und Planaufsteller sind nicht daran interessiert oder es ist ihnen nicht möglich, für zusätzliche Untersuchungen im konkreten Fall die erforderlichen finanziellen Mittel aufzuwenden. Zum anderen spielt bei vielen Naturschutzakteuren in der Praxis die Befürchtung eine Rolle, dass mit dem Ökosystemleistungskonzept eine verengte Kosten-Nutzen-Betrachtung propagiert werden soll, die sich vornehmlich auf die individuellen Vor- und Nachteile der Landnutzer und damit eine betriebswirtschaftliche Perspektive beschränkt. So wird die Gefahr gesehen, dass der Schutz des Dargebotes sowie rechtlich basierte Bewertungen in den Hintergrund treten, weil politische Entscheidungsträger nur noch die monetären Werte oder die von speziellen Interessengruppen unterstützten Belange berücksichtigten. Eine derartige Besorgnis besteht besonders im Hinblick auf Überlegungen, ökonomische Bewertungen und vor allem Monetarisierungen in bestehende Verfahren zu integrieren, wie z. B. in die Umweltverträglichkeitsprüfung, den Gebietsschutz oder die Zulassungs- und Planungsverfahren.

Das Risiko einer »Kommodifizierung der Natur« (Fatheuer, 2013; Unmüßig, 2014) wird im TEEB-Ansatz jedoch entschärft, indem sehr deutlich betont wird, dass die ökonomische

TABELLE 12.1 ▸ Ökosystemleistungs-Darstellungen und ihre Beiträge zur Kommunikation von Umweltzielen und Entscheidungsunterstützung.

Art der Darstellung	Beispiele	Beiträge zu Kommunikation und Entscheidungsfindung
Verbindung zwischen Ökosystemleistungen und deren Bedeutung für das menschliche Wohlergehen	Bilanzierungen der Bereitstellung von Ökosystemleistungen für verschiedene politischen Entscheidungsebenen (als Flächen-/Qualitätsbilanz) Angaben zur Bedeutung der Ökosystemleistungen (z. B. genutzte Flächen, Anzahl der Nutzer, Wirkung auf Gesundheit, Markterlöse, Arbeitsplätze)	Den Nutznießern kommunizieren, wie wichtig die Erhaltung der natürlichen Grundlagen für sie ist. Verdeutlichung der Wichtigkeit der Erhaltung des Naturkapitals bzw. seiner Veränderung auf unterschiedlichen Zeit- und Raumskalen zur Ableitung und Priorisierung des Handlungsbedarfs
Diskrepanzen in der Bereitstellung und Nutzung verschiedener Ökosystemleistungen	Bereitstellung und Nutzung der Ökosystemleistungen fallen räumlich auseinander (bspw. Wasserretention am Oberlauf gegenüber Hochwasserschutz am Unterlauf eines Flusses) Bereitstellung und Nutzung der Ökosystemleistungen fallen zwischen verschiedenen Akteuren auseinander (Land- oder Forstwirte versus Erholungssuchende)	Vermittlung der Kenntnisse über gegenseitige Abhängigkeiten führt ggf. zu erhöhter Kooperation zwischen verschiedenen Gruppen, stärkerer Partizipation in Planungs- und Zulassungsverfahren und regt Gestaltung ausgleichender Politikmechanismen an
Vorteils- und Lastenverteilung aus der Bereitstellung und Nutzung von Ökosystemleistungen, sowohl räumlich als auch bezogen auf Akteure	Ausgaben der öffentlichen Hand für die Sanierung privater Eingriffe in die Natur Ausgaben der öffentlichen Hand für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen, z. B. über Schutzgebiete oder Landschaftspflege	Unterstützung bei Bestimmung der Kostenträgerschaft und der Ausgestaltung rechtlich-planerischer Nutzungseinschränkungen und ggf. Kompensation und Ausgleich (z. B. Zahlungen von Unterliegern an Oberlieger; ökologischer Finanzausgleich)
Konflikte und Synergien in der Bereitstellung und Nutzung verschiedener Ökosystemleistungen (z. B. Versorgungs- und Regulierungsleistungen)	Verschlechterung der Grundwasserqualität durch Stickstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft Verbesserung der Oberflächenwasserretention durch veränderte Landnutzung	Verdeutlichung, dass eine Naturnutzung nicht »umsonst« zu haben ist, sondern Nachteile in Bezug auf andere Ökosystemleistungen erzeugt bzw. mit verändertem Management zusätzliche Ökosystemleistungen bereitgestellt werden können. Verdeutlichen von Trade-offs zwischen verschiedenen Zielen im Rahmen von Mehrziel-Politiken (z. B. wurde bei der Erneuerbare-Energien-Förderung als Ziel neben der Energieversorgung auch immer die Förderung der ländlichen Räume und des Klimaschutzes angegeben)
Vergleich der Nutzen und Kosten mono- und multifunktionaler Maßnahmen	Höhere Wirksamkeit bzw. Kosteneffizienz einer Kombination von z. B. Hochwasser-, Natur- und Gewässerschutz	Unterstützung über die Ausgestaltung von Kompensationsmaßnahmen und Förderprogrammen

Perspektive die bisherigen Bewertungen des Natur- und Umweltschutzes nur dort, wo es sinnvoll ist, in Kommunikations- und Entscheidungsprozessen ergänzen sollte. Der TEEB-Ansatz bezieht die ganze Bandbreite der bisher erfassten Leistungen und Funktionen von Natur und Landschaft mit ein und unterscheidet dabei abwägungsrelevant zwischen Dargebot und stärker mit sozioökonomischen Methoden bewerteten genutzten Leistungen. Damit wird gewährleistet, dass das Dargebot in seiner intrinsischen Bedeutung und seiner Bedeutung für zukünftige Generationen sowie als Basis der genutzten Leistungen deutlich sichtbar bleibt und eigenständig in der Abwägung berücksichtigt werden muss. Die in den bestehenden Instrumenten wie der Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung angewendeten Bewertungsmethoden können also als Teil des Ökosystemleistungskonzepts und des TEEB-Ansatzes betrachtet werden. Zusätzlich wird aber ermöglicht, die in derzeitigen Entscheidungsmechanismen unterrepräsentierten Nutzen des Natur- und Umweltschutzes für den Menschen aufzuzeigen und zu integrieren (vgl. Kapitel 2).

Nach unserer Ansicht können das Ökosystemleistungskonzept und der TEEB-Ansatz bestehende Erfassungen und Bewertungen als Basis für Politik- und Planungsentscheidungen sowohl im Naturschutzsektor als auch in naturschutzfernen Bereichen sinnvoll ergänzen (siehe auch Tabelle 12.1):

- Erstens werden mit dem Konzept explizit die vielfältigen Leistungen der Natur für den Menschen im Kontext mit der Nachfrage nach diesen Ökosystemleistungen offengelegt. Dadurch können die Nutznießer von Ökosystemleistungen, aber auch die von einem Rückgang verschiedener Ökosystemleistungen Betroffenen identifiziert werden. Diese Informationen verleihen Naturschutzargumenten eine höhere Überzeugungskraft, weil die Menschen sie auf ihr persönliches Leben beziehen können.

- Zweitens wird deutlich, dass viele marktfähige Güter auf Ökosystemleistungen beruhen. Ein Beispiel hierfür sind die landwirtschaftlichen Erzeugnisse (siehe auch Kapitel 5), die zu einem Teil auf der natürlichen Ertragsfähigkeit (auf Basis von Klimabedingungen, Bodenqualität, Wasserverfügbarkeit etc.) und zum anderen Teil auf menschlichem Input (Bearbeitung des Bodens, Saat, Düngemittel, Bewässerung etc.) beruhen. Die Kommunikation des ökonomischen Wertes der natürlichen Ertragsfähigkeit könnte das Anliegen des Bodenschutzes (z. B. in Bezug auf die Flächeninanspruchnahme oder die Sicherung der Bodenfruchtbarkeit) politisch stärken und Synergien mit Landnutzern befördern.

- Drittens ergänzt das Ökosystemleistungskonzept Analysen von Wechselwirkungen (Trade-offs und Synergien) zwischen verschiedenen Landnutzungen. Es könnte bestehende Methoden und Ergebnisse räumlicher Planungs- und Entscheidungsverfahren um Bilanzierungen der Menge dargebotener und genutzter Ökosystemleistungen sowie um ökonomische Bewertungen erweitern. Dies kann eine Entscheidungsunterstützung im Umgang mit Trade-offs bieten oder aber Impulse für eine Sektor übergreifende Kooperation setzen, z. B. bei der Zusammenarbeit zwischen dem Gewässer- und Naturschutz oder dem Klima- und Naturschutz.

- Viertens können Darstellungen von (privaten) Vorteilen, die aus der Nutzung von Ökosystemleistungen gezogen werden (z. B. aus Versorgungsleistungen), und damit einhergehende (gesellschaftliche) Lasten einer Beeinträchtigung anderer Ökosystemleistungen (z. B. die Reduzierung regulierender oder kultureller Leistungen) wichtige Hinweise liefern, wie die Rahmenbedingungen für die Bewirtschaftung von Ökosystemen gestaltet werden. Diese Informationen können bspw. zur Gestaltung von Ausgleichsmechanismen herangezogen oder zur Festsetzung von Fördersätzen genutzt werden.

Konkrete Einsatzmöglichkeiten für Informationen zu Ökosystemleistungen bieten sich auf allen räumlichen Ebenen und in diversen Politik- und Planungsinstrumenten an:

- Auf lokaler oder regionaler Ebene können einzelne Naturschutzprojekte eine höhere Akzeptanz erlangen, wenn ihre Leistungen für die Gesundheit und das Wohlbefinden der Menschen verdeutlicht werden. Bspw. können die vielfältigen positiven Wirkungen auf den Tourismus, das Einkommen und die Arbeitsplätze in der Region, die mit der Ausweisung eines Schutzgebietes einhergehen, die Darstellung von dessen Wirkungen auf die Biodiversität und regulierende sowie kulturelle Leistungen ergänzen und die Akzeptanz des Schutzgebietes bei der Anrainerbevölkerung und den lokalen Entscheidungsträgern befördern. Dazu braucht es mehr Studien, die den Wert solcher Flächenschutzinstrumente konsequent zu erfassen suchen (Mayer und Job, 2014).

- Auf nationaler Ebene oder Länderebene könnten Informationen zu Ökosystemleistungen das Bewusstsein für Entwicklungstrends schärfen und Entscheidungen durch Politikfolgenabschätzungen unterstützen, bspw. in Bezug auf die Effekte von Förderprogrammen, Subventionen, Abgaben und Auflagen.

- Im Rahmen der nationalen Umsetzung von Maßnahmen der EU-Biodiversitätsstrategie (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services – MAES) werden in verschiedenen Forschungsvorhaben Indikatoren zur Kartierung und Bewertung des Zustands der Ökosysteme und von Ökosystemleistungen erstellt (vgl. dazu auch Albert et al., 2015a, 2015b). Bis 2020 soll gemäß EU-Biodiversitätsstrategie die Einbeziehung der wirtschaftlichen Werte in die Rechnungslegungs- und Berichterstattungssysteme auf EU- und nationaler Ebene ermöglicht werden (EU-Kommission, 2011).

Die Dokumentation und Darstellung bereitgestellter Ökosystemleistungen können von Firmen im Rahmen ihrer Unternehmenstätigkeiten auch für PR-Zwecke genutzt werden – natürlich nur, wenn sie dafür im Gegenzug Naturschutzmaßnahmen fördern. Ein aktuelles Beispiel hierfür ist die Südsalz GmbH Bad Reichenhall, die auf ihren Verpackungen das Logo des Nationalparks Berchtesgaden abdruckt und dafür je verkauftes Produkt einen Obolus an das Schutzgebiet entrichtet. Der inhaltliche Bezug wird dabei über die Ökosystemleistung Wasserdargebot aus dem Nationalparkgebiet hergestellt.

Außerdem verleihen Ökosystemleistungen den Zielen der Planung mehr Nachdruck, wenn in der Öffentlichkeitsbeteiligung die direkte Betroffenheit bestimmter Gruppen oder Individuen hervorgehoben wird. Dabei werden Wirkungen auf die Lebensqualität transparent gemacht. Entstehungsgebiete von Ökosystemleistungen, die bspw. zur Hochwassersicherheit beitragen, könnten in den wasserwirtschaftlichen Planungen mit Zahlen und Orten von derzeitigen Nutznießern verbunden werden. So werden Diskrepanzen in der räumlichen Verteilung von Dargebot und Nutzung von Ökosystemleistungen deutlich, die Ausgangsbasis für die Gestaltung von Kompensations- und Ausgleichsmechanismen sind, die diese Diskrepanz überbrücken. Auch ist es möglich zu verdeutlichen, dass die qualitativ gute Trinkwasserversorgung oder die Badequalität der Gewässer von einer standortgerechten Düngung durch landwirtschaftliche Flächennutzer im Einzugsgebiet abhängig ist. Die Darstellung der räumlichen Diskrepanzen zwischen Erholungseignung der Landschaft einerseits und den erschlossenen und genutzten Gebieten andererseits oder die Darstellung von Nutzerpräferenzen könnte in der Landschaftsplanung untermauern, warum Aktivitäten zur Verbesserung der ästhetischen Landschaftsqualität oder zur naturschonenden Erschließung bestimmter Landschaften zu priorisieren sind. Die Darstellung der Wirkungen von Natur- und Umweltschutzmaßnahmen könnte somit deren Akzeptanz bei den Bürgern erhöhen. Ein Beispiel wäre die Darstellung der Wirkung von Maßnahmen

ABBILDUNG 12.2 ▸ Naturnahe Flächen bieten zahlreiche Erholungsmöglichkeiten und steigern die Lebensqualität.
(Foto: André Künzelmann, UFZ)

zur Verbesserung der Landschaftsqualität auf die Präferenz von Menschen für einen bestimmten Wohnort – gemessen bspw. über die Immobilienpreise. Ebenso sind das Entstehen von touristischen Einkommensmöglichkeiten und dadurch hervorgerufene Effekte auch für andere vor- bzw. nachgelagerte Gewerbe- und Dienstleistungsbereiche innerhalb der Region für die Motivation der örtlichen Bevölkerung wichtig. Diese werden derzeit aber nur unzureichend thematisiert – obwohl es eine Vielzahl erfolgreicher Pilotprojekte gibt, z. B. in Biosphärenreservaten mit ihren etablierten Dachmarken und zertifizierten Partnerbetrieben. Dadurch werden Wirtschaftskreisläufe kleinräumiger, Transportwege kürzer und externe Kosten vermieden – vor allem aber verbleibt mehr Geld bei den in der Regel sehr kleinen Unternehmen der häufig strukturschwachen Schutzgebietsregionen (Kraus et al., 2014). Noch entscheidender sind aber solche Informationen für politische Entscheidungsträger, deren Aufgabe es ist, ökonomische, soziale und Umweltbelange gegeneinander abzuwägen. Sie müssen derzeit die ökonomischen Vorteile von Projekten und Politiken häufig noch ohne eine ökonomische Bewertung der Umwelt- und Naturschutzbelange beurteilen.

Schlussfolgerungen:
Insgesamt bieten sich mit dem Ökosystemleistungskonzept und der ökonomischen Perspektive vielfältige Möglichkeiten, um die Bedeutung von Natur und Landschaft für den Menschen besser zu verdeutlichen und dadurch in Diskussions- und Entscheidungsprozessen stärker zu berücksichtigen. Gleichwohl können und sollen Aussagen über die ökonomische Bedeutung der Natur bestehende Argumente für den Umwelt- und Naturschutz nicht ersetzen, sondern vielmehr ergänzen. Das Einhalten von Kriterien oder Grenzwerten mit Bedeutung für die Gesundheit des Menschen, die Biodiversität oder die Funktionen des Naturhaushalts, das Beachten von Verboten und Einhalten von Bewirtschaftungsauflagen sowie ethische Argumente aus Gerechtigkeits- und Verantwortungsdebatten sind wichtige Gründe für den Naturschutz, die auch alleinstehend mit Nachdruck kommuniziert werden müssen.

Zugleich müssen Indikatoren, Methoden und Methodenstandards zur Bewertung vieler Ökosystemleistungen und zu ihrer Wirkung auf das Wohlergehen der Menschen weiterentwickelt und in der Praxis erprobt werden. Bspw. sind die Effekte der Ökosystemleistungen auf Gesundheit und Lebensqualität bei weitem noch nicht ausreichend bekannt. Zudem besteht Forschungsbedarf zur Frage, wie Planungs- und Entscheidungsverfahren in der Politik und Praxis sinnvoll um Analysen von Ökosystemleistungen ergänzt werden können.

12.2.2 Berücksichtigung von Ökosystemleistungen in reaktiven Instrumenten der Genehmigungspraxis

Die Vermeidung und Bewältigung negativer Umweltfolgen findet formell im Rahmen von verschiedenen rechtlich bindenden Verfahren statt, die auf eine Planung, ein Programm oder Projekt reagieren (»reaktive Instrumente«). Die Vermeidung und die Folgenbewältigung erheblicher nachteiliger Umweltauswirkungen stehen dabei an erster Stelle. Behördenverbindliche Raumordnungsverfahren sollen die raumverträgliche Nutzung auf der regionalen Ebene steuern. In Zulassungsverfahren, wie Planfeststellungsverfahren, Plangenehmigungen, immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung oder bestimmten wasserrechtlichen Verfahren, wird über die Genehmigungsfähigkeit von Projekten nach Abwägung aller Belange entschieden. Dazu können auch Befreiungen von Ver- oder Geboten in Naturschutzgebieten, Ausnahmeentscheidungen von den Verboten für Natura-2000-Gebiete oder für artenschutzrechtliche Tatbestände gehören. Dabei müssen häufig (und insbesondere außerhalb der gebundenen Verfahren) mehrere umweltrechtliche Vorgaben beachtet und zusammengeführt werden. Die Aufgabe, die Umwelt- und Naturschutzbelange in die Entscheidungsfindung zu integrieren, übernehmen vor allem die Strategische Umweltprüfung, die Umweltverträglichkeitsprüfung, die FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP), die artenschutzrechtliche Prüfung und die Eingriffsregelung.

Beim Einsatz dieser Instrumente sind bereits heute viele quantifizierende Darstellungen enthalten. So ist es z. B. üblich, nicht das Dargebot an landschaftsbezogenen Leistungen und seine (projizierten) Beeinträchtigungen (Trade-offs) flächenspezifisch in Karten darzustellen und auf einer Skala zu bewerten, sondern auch Flächen- und Wertverluste (über ein Punktesystem) zu bilanzieren. In der **strategischen Umweltprüfung** zur Regionalplanung und Bauleitplanung werden Szenarien z. B. zu unterschiedlichen Siedlungsentwicklungen mit Bilanzen über Gesamtflächenverluste oder die Veränderung des hochwasserwirksamen Oberflächenabflusses in Gewässer verbunden. Summative Effekte vieler kleiner Eingriffe können so anschaulich bezüglich ihrer Wechselwirkungen für unterschiedliche Ökosystemleistungen illustriert werden (z. B. Koch, 2007). In der Forschung gibt es ferner Ansätze, die summativen Effekte von Energieszenarien z. B. auf die Biodiversität oder das Wasserdargebot über solche Bilanzen zu erfassen und dieses Wissen in die Entwicklung von regionalen Energiekonzepten einzubringen (Palmas und Siewert, 2013).

Für das Monitoring, das z. B. bei der **Strategischen Umweltprüfung** (SUP) vorgesehen ist, können die Darstellungen von ökonomischen Aspekten von Ökosystemleistungen eine gute Grundlage für iterative Verbesserungsprozesse zwischen Plan-/Programmentwicklung und Umweltbelangen unter Einbeziehung ökonomischer Effekte bieten. Weiterhin wäre bei der Begleitung der Vorbereitung und Überarbeitung von Plänen und Programmen durch die SUP sowie bei der **Umweltverträglichkeitsprüfung** (UVP) eine Verknüpfung mit Ökosystemleistungen möglich, wie sie bspw. durch die EU-UVP-Richtlinie (Richtlinie 2011/92/EU) bereits angedacht ist. Dabei könnte statt der bisherigen Prüfung möglicher Auswirkungen auf Umweltmedien eine differenziertere Evaluation der Wirkungen auf Ökosystemleistungen erfolgen. Der Bezug auf das Ökosystemleistungskonzept und eine entsprechend erweiterte Kosten-Nutzen-Analyse könnten dazu beitragen, die Entscheidungen auf eine breitere Informationsbasis zu stellen.

In der **Eingriffsregelung** ist das Ökosystemleistungskonzept bereits im Grundsatz realisiert. Die Auswirkungen von

Eingriffen auf das Ökosystemleistungsdargebot sowie die Erholung werden quantifiziert und in Form der Ersatzgeldzahlung auch monetarisiert. Die Ersatzzahlung ist dabei die Ultima Ratio in der Entscheidungskaskade. Sie darf erst eingesetzt werden, wenn es unmöglich ist, zu vermeiden, materiell auszugleichen oder zu ersetzen. Dies sollte auch so beibehalten werden, da sonst ein entscheidendes Mittel wegfiele, um materiell zu kompensieren und dazu auch auf geeignete Flächen zugreifen zu können. Um im System der Eingriffsregelung Ersatzzahlungen zu bemessen, werden gegenwärtig über den Ersatzkostenansatz oder politische Setzungen bestimmte Geldbeträge festgelegt (z. B. im Falle der Kompensation des Landschaftsbildes bei Beeinträchtigungen durch Windenergieanlagen in Niedersachsen). Damit gewährleistet wird, dass die Gelder für materielle Kompensationsmaßnahmen zur Erhaltung der Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes, der Biodiversität und des Landschaftsbildes eingesetzt werden, wird empfohlen, die Ersatzzahlungen an bestimmte Verwendungsstandards und Kompensations-Pools zu binden (siehe Kapitel 10), wie es in Best-Practice-Beispielen bereits vorkommt. Grundsätzlich könnte auch der Wiederherstellungskostenansatz eine größere Rolle spielen, sowohl bei der Bemessung der materiellen Kompensation als auch bei der Berechnung der Ersatzzahlungen. Mit dem Wiederherstellungskostenansatz würden die politischen Setzungen bei den Ersatzzahlungen durch eine sachgerechte ökonomische Methode ersetzt.

Darstellungen von Ökosystemleistungen, die in den genannten Instrumenten der Umweltplanung über das derzeit Übliche hinausgehen, würden vor allem die Kommunikation über Umweltwerte und -folgen verbessern: Die nutzerbezogene Darstellung der Präferenzen seitens der lokalen Bevölkerung für bestimmte Ökosystemleistungen sowie der Betroffenheit von Individuen, Gruppen oder der Gesamtbevölkerung durch Verluste an Ökosystemleistungen ermöglicht es, das »Schutzgut Mensch« in der SUP und UVP »lebensechter« (im Sinne unmittelbarer und mittelbarer Betroffenheit) darzustellen. Damit wäre zugleich die Hoffnung verbunden, mehr Bürger in der Öffentlichkeitsbeteiligung zu erreichen. Eine höhere Überzeugungskraft in der Abwägung könnten Kosten-Nutzen-Betrachtungen entfalten, die nicht nur die Kosten der Kompensation einbeziehen, sondern die auch die Verluste an Ökosystemleistungen z. B. mit Bedeutung für den Tourismus und die Wohnqualität erfassen und – wo sinnvoll und möglich – quantifizieren oder monetär bewerten.

Insbesondere bei der SUP und der FFH-VP ist ohnehin vorgeschrieben, auch weit entfernt liegende Folgewirkungen durch Eingriffe in die Natur und Landschaft in die Prüfung einzubeziehen. Der Aspekt der räumlichen Diskrepanzen zwischen dem Ort des Eingriffs einerseits und der Beeinträchtigung von Ökosystemleistungen an anderer Stelle andererseits könnte aber in der SUP stärker betont werden, indem z. B. auch Veränderungen von Eigentumswerten sowie weitere Interessen und Präferenzen entfernt liegender Landschaftsnutzer thematisiert werden. Inwieweit sich die transparentere Interessenlage auch auf das im Umwelt-Rechtsbehelfsgesetz 2013 erweiterte Verbandsklagerecht (§ 1 UmwRG, § 63f. BNatSchG) auswirken würde, bliebe dabei abzuwarten. Eine verstärkte Mobilisierung der Bürger vor Ort könnte dazu führen, dass die neue Möglichkeit, nun auch gegen Bauleitpläne zu klagen, verstärkt wahrgenommen wird. Hinzu kommt, dass die Verbandsklage nicht mehr auf die Verletzung subjektiver Rechte beschränkt ist, sodass auch Verstöße gegen allgemeine, die Umwelt schützende Normen von anerkannten Umwelt- und Naturschutzverbänden gerichtlich überprüft werden können.

Die FFH-VP beschränkt ihre Prüfung auf die Schutzgüter der FFH-Richtlinie (Flora, Fauna, Habitate von europäischer Bedeutung). Nutzerinteressen werden im Rahmen der Ausnahmeprüfung einbezogen. Die Schutzgüter werden innerhalb der üblichen Beteiligungsverfahren der Öffentlichkeit offen gelegt, aber nicht zur Disposition gestellt. Diese Sichtweise wird durch das EuGH-Urteil zum Verschlechterungsverbot gestärkt, in dem auch das Verbesserungsgebot eingefordert wird (Az.: C-461/13). Die FFH-VP ist damit prinzipiell nicht für eine Ergänzung durch zusätzliche Perspektiven auf Ökosystemleistungen geeignet.

Schlussfolgerungen:
In SUP, UVP und Eingriffsregelung kann dadurch, dass die vielfältigen Leistungen der Natur mit Blick auf die Gesundheit und Lebensqualität des Menschen dargestellt werden, eine zusätzliche Aktivierung der Bevölkerung in der an sich schon vorgesehenen Öffentlichkeitsbeteiligung bewirkt werden. Weiter können solche Darstellungen der Biodiversität und der von der Natur bereitgestellten Ökosystemleistungen (Dargebot) im Rahmen des Schutzguts Mensch (UVP) und der projektbezogenen Wirtschaftlichkeitsberechnungen oder der Bemessung von Ersatzzahlungen berücksichtigt werden. Die FFH-VP eignet sich hingegen nicht für eine Anreicherung mit zusätzlichen Informationen zu Ökosystemleistungen.

12.2.3 Berücksichtigung von Ökosystemleistungen in vorsorgenden Instrumenten des Umwelt- und Naturschutzes

Flächenspezifische Darstellungen des Wertes von Natur und Landschaft (insbesondere des »Leistungsdargebots« der Natur) und der bestehenden Beeinträchtigungen sind auch in den planerisch-konzeptionellen, vorsorgenden Instrumenten bereits üblich. Die entsprechenden Umweltplanungen reagieren nicht auf konkrete Absichten für Projekte, die in die Natur eingreifen werden, sondern werden in regelmäßigen Abständen aufgestellt oder fortgeschrieben. Sie stehen deshalb nicht unter dem gleichen Zeitdruck wie die reaktiven Instrumente der Umweltfolgenbewältigung, sondern können grundlegende Informationen über den Raum bereitstellen, die als Grundlage der täglichen Arbeit der Behörden und für das Screening und Scoping in FFH-VP, SUP, UVP und Eingriffsregelung herangezogen werden können. Deshalb sind diese konzeptionellen Planungen prädestiniert dafür, übergreifende Bewertungen von Ökosystemleistungen auch für einen größeren Bezugsraum durchzuführen und die Bevölkerung und Politik breit über Ökosystemleistungen zu informieren. Dies ist auch von besonderer Bedeutung, weil Wirkungen auf das Wohlergehen des Menschen vielfach erst in größeren Raumzusammenhängen messbar oder darstellbar sind. Solche Planungen sind teilweise auf eine gesamtheitliche Betrachtung von Natur und Landschaft ausgerichtet (Landschaftsplanung), teilweise auf einzelne Umweltmedien (Luftreinhaltepläne). Zum Teil steht dabei auch die Nutzung von Ökosystemleistungen im Vordergrund, wie z. B. in wasserwirtschaftlichen Planungen oder in der Waldfunktionenkartierung (Kap. 10.8 und 10.9).

Die querschnittorientierten und sektoralen räumlichen Planungen, die Umweltinformationen und -bewertungen sowie Ziele und Maßnahmen darstellen, fungieren gegenwärtig als Umweltinformations- und Entscheidungsgrundlagen, die z. T. die Fachverwaltung in den einzelnen Sektoren binden, z. T. aber auch für andere Sektoren eine eigene Rechtswirkung entfalten. (Letzteres trifft z. B. für die Raum- und Bauleitplanung, die Landschaftsplanung in Nordrhein-Westfalen oder in den Stadtstaaten zu.) Die Planungen dienen im Vorfeld formeller Verfahren der Vermeidung von Eingriffen auf empfindlichen Standorten, der Lenkung hoheitlicher Regelungen auf die Flächen mit Handlungsbedarf und der Verteilung von Fördermitteln (siehe z. B. §§ 9 (4) und 10 BNatSchG). Die Landschaftsplanung ist im Hinblick auf die flächenspezifische (nicht quantitative) Lenkungswirkung der baulichen Entwicklung sowie anscheinend auch generell bezogen auf Umweltaktivitäten der Gemeinden offenbar erfolgreich (Gruehn und Kenneweg, 2001; Reincke, 2002; Wende et al., 2012). Im Falle hoheitlicher Regelungen gilt es, i. d. R.erhebliche Widerstände zu überwinden, wenn Eigentumsrechte eingeschränkt werden. So finden in vielen Regionen (z. B. in der Region Hannover) praktisch keine Neuausweisungen von Schutzgebieten mehr statt, die nicht im Zusammenhang mit der Sicherung von FFH-Gebieten stehen. Um die Eigentumsprobleme zu lösen, werden teilweise ergänzend Flurneuordnungen durchgeführt (z. B. Flächentausch). Noch viel zu wenig werden Fördermittel (z. B. für AUM) gezielt gemäß Handlungsbedarf oder den potenziellen Erfolgschancen vergeben. Zwar sehen ELER-Programme der Länder z. T. eine räumliche Steuerung von Maßnahmen in Flächenkulissen vor, die an dem vordringlichen Handlungsbedarf z. B. zur Umsetzung der Umweltziele der WRRL orientiert sind. Jedoch gehen die Zielräume z. T. über die Hot-Spots hinaus und sind großflächig ausgewiesen, um vor dem Hintergrund des Freiwilligkeitsprinzips und wenig attraktiver Prämien den potenziellen Kreis an Teilnehmern möglichst groß zu halten. Die Zielerreichung ist daher unsicher (siehe Kap. 10.7 und BLE/DVS, 2015).

Eine Ausnahme bildet der Vertragsnaturschutz, der i. d. R. sehr gezielt eingesetzt wird. Der Raum- und Landschaftsplanung wird außer in wenigen Bundesländern wie z. B. NRW weder Kompetenz noch eine Orientierungsfunktion bei der Fördermittelvergabe zugesprochen – trotz des anderslautenden gesetzlichen Auftrages im BNatSchG. Die Zuständigkeiten für die Gestaltung der Förderprogramme und die Fördermittelvergabe liegen in verschiedenen Ministerien (Weingarten et al., 2015). So werden z. B. Arten- und Biotopschutzmaßnahmen, Klimaschutz sowie Gewässerentwicklung und Hochwasserschutz z. T. in unterschiedlichen Förderrichtlinien geregelt. Ökonomische Kosten-Nutzen- bzw. Kosten-Wirksamkeits-Analysen können hier zur effizienten Erreichung von Naturschutzzielen beitragen, indem die Vorzüge einer flächenspezifischen, erfolgsorientierten Förderung errechnet werden. Ebenfalls können Fälle identifiziert werden, in denen multifunktionale, auf die Bereitstellung mehrerer Ökosystemleistungen abzielende Bewirtschaftungsmaßnahmen im Vergleich zu sektoralen Lösungen bei der Maßnahmenfinanzierung effizient sind.

Die Darstellungen (vermehrt) bereitgestellter Ökosystemleistungen können zur Effizienz des Mitteleinsatzes für AUM beitragen, indem sie die Nutznießer von Maßnahmen identifizieren. Dadurch können diese bei der Maßnahmenfinanzierung zusammengeführt werden. So können gemeinsame multifunktionale Maßnahmen bei gleicher Zielerreichung und geringerem Gesamtmitteleinsatz entstehen. Fallanalysen

zeigen, dass es oft günstiger ist, Maßnahmen auf mehrere Ökosystemleistungen auszurichten und so den Flächenbedarf von Umweltmaßnahmen sowie die Kosten für Maßnahmendurchführung und -pflege zu reduzieren (Galler et al., 2015). Bei Implementierung eines bestimmten Maßnahmentyps kann bei gleichen Kosten mit derselben Maßnahme eine höhere Zielerreichung erzielt werden, wenn die Maßnahme auf Flächen mit höherer und für die potenziellen Maßnahmenwirkungen passfähiger Multifunktionalität gelenkt wird. Insbesondere Klimaschutzmaßnahmen (Moor-Renaturierung, extensive Grünlandnutzung auf hydromorphen Böden zur Reduktion landnutzungsbedingter CO_2-Emissionen aus dem Boden) können hohe multifunktionale Effekte für andere Umweltziele erbringen. Dazu sind innerhalb der potenziell geeigneten Maßnahmenkulisse vorrangig dort Maßnahmen umzusetzen, wo auch ein entsprechender Handlungsbedarf für andere Ökosystemleistungen besteht (siehe Abbildung 12.3).

Neben rechtlichen Anforderungen, die gewährleistet werden müssen, könnte eine ökonomische Betrachtung der Ökosystemleistungen auch die Wahl der Umsetzungsinstrumente entscheidend beeinflussen, indem die Effizienz des Instrumenteneinsatzes systematischer beleuchtet wird. So wäre es im Falle von Schutzgebieten, aber auch im Falle von Flächenpools sinnvoll zu berechnen, ob der Flächenankauf die kostengünstigere Lösung gegenüber Anreizen oder einer Schutzgebietsausweisung mit Entschädigungen und Ausgleichszahlungen für Maßnahmen ist (siehe zu Kriterien hierfür Armsworth et al., 2011). Für diese Fragen sind Kosten-Nutzen-Abwägungen hilfreich, wie sie bereits in Gesetzes- und Politikfolgenabschätzungen üblich sind. Dabei ist zu beachten, dass neben den Kosten auch die Nutzen der Ökosystemleistungen berücksichtigt werden. Gegenüberstellungen von Kosten und Nutzen von Politikoptionen sollten auch Transaktionskosten (der Verwaltung, aber auch der Landnutzer) berücksichtigen. Diese liegen bei einem flächenspezifischen Ansatz möglicherweise höher als bei pauschal flächendeckend greifenden Anreizen oder Einschränkungen der Nutzung. Die Wirkung pro Flächeneinheit kann aber viel höher sein (vgl. Armsworth et al., 2011), sodass unter dem Strich ein gezielter Mitteleinsatz jedenfalls für anspruchsvollere Ziele kostengünstiger ist. Derzeit wird oft einseitig davon ausgegangen, dass ein möglichst geringer Verwaltungsaufwand – und damit geringe Verwaltungskosten – die beste Lösung sind, ohne zu prüfen, ob die Nutzenseite angemessen einbezogen ist oder ob sich unter Einbezug von Transaktionskosten ein anderes Kosten-Nutzen-Verhältnis ergibt.

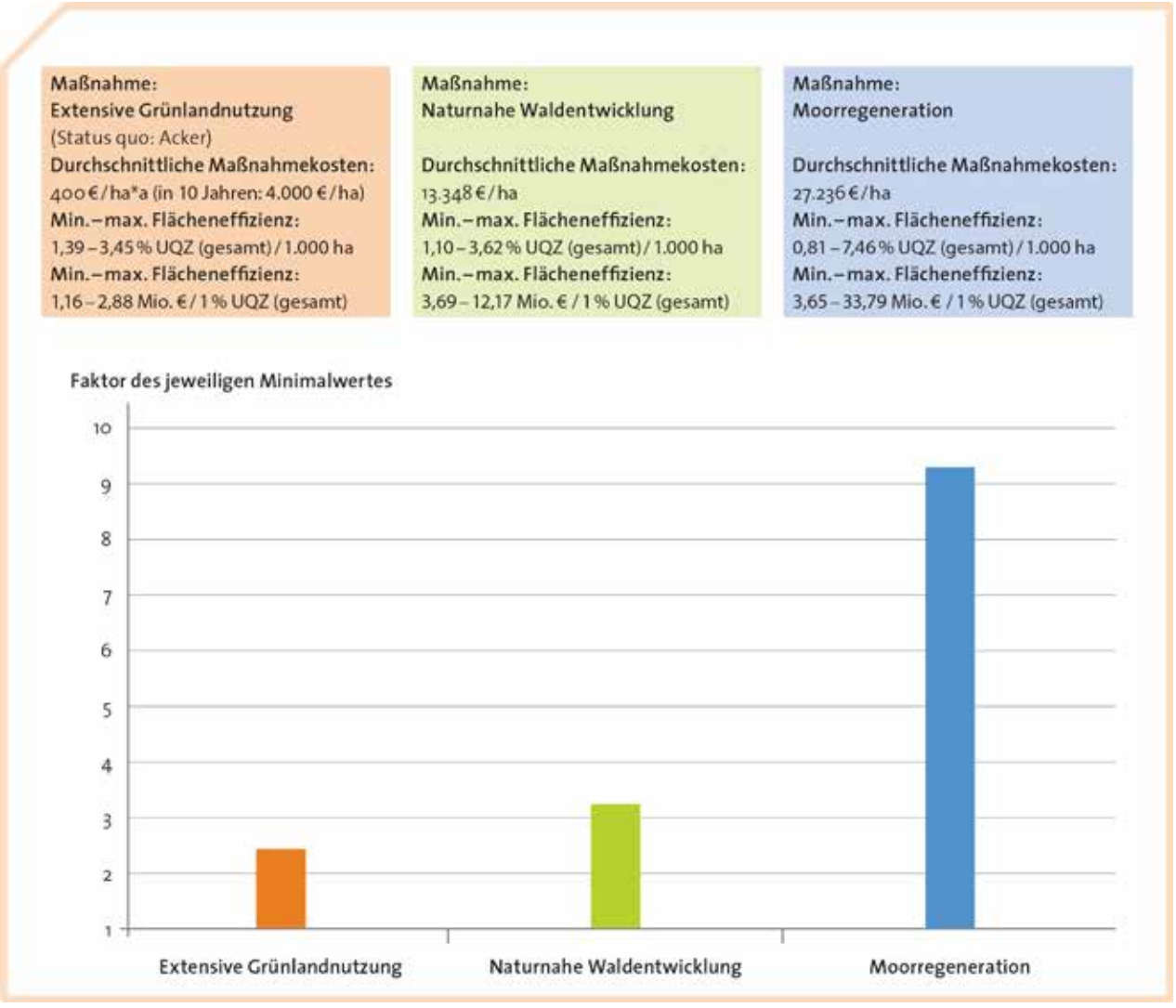
Im Rahmen einer ergebnisorientierten Honorierung würde eine flächendeckende Planung z. B. einen Landwirt auch in die Lage versetzen, selbst Maßnahmen auszugestalten oder sich auf Flächen mit besonders hohen Erfolgschancen zu konzentrieren. Generell können jedoch flächenspezifische Ansätze nur begrenzt in einem Kontext funktionieren, der bereits entgegenstehende Anreize für die Akteure setzt. Es müssen dann sehr »starke Impulse« von der flächenspezifischen Steuerung ausgehen, z. B. prohibitiv hohe Strafen oder hohe Anreize, damit sie wirksam wird.

Ein informatorischer Mehrwert gegenüber dem Status quo könnte durch alle in der obigen Tabelle 12.1 genannten Darstellungen der Bereitstellung von Ökosystemleistungen entstehen, so insbesondere durch

- die quantifizierte Bilanzierung und Gegenüberstellung
    - des Dargebots an Ökosystemleistungen (Flächen-(wert)-, Stoff-, Energiebilanzen) mit der vorhandenen Infrastruktur zur Erschließung der Ökosystemleistungen und
    - der potenziellen und aktuellen Nutzung und damit einhergehender Veränderung des Ökosystemleistungsdargebots,
    - von Trade-offs zwischen verschiedenen Ökosystemleistungen,
- die Darstellungen von Diskrepanzen in der räumlichen Verteilung von Dargebot und Nutzung von Ökosystemleistungen sowie
- die Gegenüberstellung der Vorteile von Ökosystemleistungsnutzern und der Lasten für andere Akteure oder »die Gesellschaft« sowie der Kosten von »Reparaturmaßnahmen« zur Kompensation.

Auf der regionalen und lokalen Ebene könnte die Fortschreibung von Landschaftsplänen und Landschaftsrahmenplänen sehr einfach um physische Bilanzierungen der Entwicklung ausgewählter Ökosystemleistungen ergänzt werden. Vorhandene Indikatoren, methodische Ansätze und Standards dazu sollten weiter entwickelt und in Demonstrationsvorhaben erprobt werden.

ABBILDUNG 12.3 ▸ Spanne und Mittelwert der Flächen- und Kosteneffizienz ausgewählter Maßnahmen, je nach ihrer räumlichen Lage (in Relation zum Minimum). Als »Faktor des jeweiligen Minimalwerts« bezeichnen wir den Multiplikationsfaktor, um den die Zielerreichung erhöht wird, wenn man die Maßnahmen auf die geeignetste im Vergleich zur ungeeignetsten Fläche im Hinblick auf die Zielerreichung lenkt. (Quelle: Galler, 2015)



Schlussfolgerungen:
Neben den qualitativen Darstellungen des Ökosystemleistungsdargebotes in den konzeptionellen Umweltplanungen ist eine quantifizierte Bilanzierung (die Bereitstellung von Informationen über Ökosystemleistungen in Form von Flächeneinheiten, Flächenwerten, Stoff- oder Energiebilanzen) erfolgversprechend für die Entscheidungsvorbereitung und Kommunikation an die Bevölkerung. Zusammen mit einer Darstellung der vorhandenen menschlichen Inputs (Infrastrukturen und Aktivitäten) zur Erschließung der Ökosystemleistungen und der (dadurch) genutzten Ökosystemleistungen können wichtige planerische Informationen gewonnen werden. So werden in der Landschafts- und Raumplanung u. a. konkretere Darstellungen von Knappheiten möglich. Entsprechende Indikatoren und Kennziffern müssen dazu jedoch noch weiterentwickelt und erprobt werden. In einem weiteren Schritt können geeignete Inhalte ökonomisch bewertet und somit die volkswirtschaftliche Perspektive auf Umweltveränderungen angereichert werden. So werden Kosten- und Nutzenverteilungen im Raum und zwischen Nutzergruppen deutlich.

12.2.4 Berücksichtigung von Ökosystemleistungen für kooperative Umsetzungsprozesse

Zur Umsetzung multifunktionaler Maßnahmen ist eine enge Kooperation der verschiedenen Fachverwaltungen förderlich, da auch Instrumente und Finanzen zusammengeführt werden sollten. Hier könnte die Raumplanung als fachübergreifende koordinierende Planung eine entscheidende Rolle übernehmen. Beispiele für die Kooperation von Naturschutz und Wasserschutzbehörden gibt es bereits bei der Zusammenführung von Maßnahmen und finanziellen Ressourcen in Trinkwassergewinnungsgebieten (vgl. Kapitel 5). In der Raumplanung ist es schon seit langem üblich, multifunktionale Widmungen mit den Instrumenten der Vorbehaltsgebiete, bspw. der Regionalen Grünzüge, vorzunehmen.

Mit den seit einigen Jahren geförderten Lokalen Akteursgruppen der LEADER-Projekte, die durch die EU und die Länder gefördert werden, existieren bereits Strukturen, die als Basis für eine Weiterentwicklung und als Anschauungsbeispiel für die Entwicklung regionaler Kooperationsnetzwerke dienen können. Mit dem LEADER-Ansatz werden regionale und lokale Projekte unterstützt, die zur Förderung ländlicher Gemeinden auf wirtschaftlichem, kulturellem und sozialem Gebiet beitragen. Ein wesentlicher Grundsatz – und Voraussetzung der Förderung durch LEADER – ist die Beteiligung aller maßgeblichen Akteure aus Land- und Forstwirtschaft, Tourismus, Regionalentwicklung und Naturschutz. Die neue querschnittorientierte Ausrichtung der EU-Förderung der ländlichen Entwicklung – vor allem über die zweite Säule der Agrarpolitik – verlangt nun in noch stärkerem Maße eine Integration der verschiedenen Ziele in allen Programmen.

Schlussfolgerungen:
Eine Kooperation zwischen verschiedenen Sektoren kann zu einer besseren Abstimmung von Instrumenten und gemeinsamer Finanzierung beitragen. Dies gilt insbesondere, wenn die Finanzierung von Programmen an eine Politik- und Verwaltungssektoren übergreifende Zusammenarbeit gekoppelt wird, wie dies etwa bei den LEADER-Programmen der Fall ist. Die explizite Mehrzielorientierung im Rahmen von ELER kann in Zukunft Sektoren und Institutionen übergreifende Ansätze unterstützen.

12.2.5 Informationen über Ökosystemleistungen zur Inwertsetzung des Naturkapitals über Märkte

Die Sicherung des Naturkapitals in ländlichen Räumen ist nicht allein eine staatliche Aufgabe, sondern kann auch durch privatwirtschaftliche Vermarktungsansätze gefördert werden. Informationen über Naturschutzleistungen, z. B. durch standörtlich angepasste Produktionsweisen oder den Öko-Landbau, können Konsumenten die Vor- und ggf. auch Nachteile ihrer Konsumentscheidungen bewusst machen. Das Spektrum ist dabei breit; es reicht von der Kennzeichnung und (oft regionalen) Vermarktung von in Schutzgebieten, z. B. Biosphärenreservaten, erzeugten Produkten über die Gestaltung von Zulieferketten (insbesondere in der Lebensmittelbranche) bis hin zur (separaten) Vermarktung von Bioprodukten (siehe auch Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2013; vgl. auch Kapitel 11 dieses Berichts).

Auch hierbei kann die öffentliche Hand mithilfe von Informationen über bereitgestellte Ökosystemleistungen wichtige Rahmenbedingungen setzen: Vorsorgende Planungen können u. a. die Informationsgrundlage dafür liefern, wie schutzwürdige Flächen über dort mögliche, naturschonend erzeugte Versorgungsleistungen (»Naturschutzerzeugnisse«) inwertgesetzt werden können. Mit solchen Naturschutzerzeugnissen sind der Schutz bedrohter Arten oder die Bereitstellung weiterer Ökosystemleistungen wie die Erhaltung einer historischen Kulturlandschaft oder – im Falle der Moore und kohlenstoffreicher Böden – von Klimagasspeichern verbunden. Die Planung identifiziert dazu Flächen, auf denen die Erzeugung z. B. von Schaf- oder Rindfleisch auch für den Naturschutz einen Vorteil bringt. Eine Kennzeichnung und gezielte Vermarktung solcher Produkte kann auch zu einem unternehmerischen Mehrwert führen, der dem Naturschutz zugutekommt (Albert et al., 2008; vgl. Kapitel 11). So sind bspw. die Biosphärenreservate Schorfheide-Chorin oder Rhön sehr erfolgreich in der Vermarktung zertifizierter Produkte aus ihren Schutzgebieten. Die Initiative »Heimat braucht Freunde« des niedersächsischen BUND setzte z. B. darauf, die finanziellen Kosten der Landschaftspflege in niedersächsischen Schutzgebieten auch dadurch zu mindern, dass die städtische Bevölkerung bereit war, einen Aufpreis für Erzeugnisse aus solchen Gebieten zu zahlen (Albert et al., 2009).

Einige Unternehmen aus dem Lebensmittelbereich haben begonnen, auf ihren Zulieferbetrieben gezielt das Biodiversitätsmanagement zu fördern (Pressemitteilung »Firmen fördern Vielfalt«; AÖL, 2014). So steht in einem gemeinsamen Projekt der Bodenseestiftung und der Handelskette Rewe die Verbesserung der Umweltbilanz des intensiven Obstbaus im Zentrum. Die Wiederherstellung fehlender landschaftlicher Kleinstrukturen für Blüten besuchende Insekten leistet einen Beitrag zur Erhaltung der biologischen Vielfalt und zur Stabilisierung der Bestäuberpopulationen und lässt sich über ein Label auch vermarkten. Ein anderes Beispiel ist das

Apfelsaftprojekt in der Region Bodensee-Oberschwaben, das 1988 gestartet wurde. Ziel ist die Erhaltung der Streuobstwiesen in der Region durch höhere Erzeugerpreise für Streuobst und die Verpflichtung der Landwirtinnen zum Erhalt der Obstbaumbestände und deren Bewirtschaftung nach Bio-Kriterien. Das Obst wird von vier Fruchtsaftkeltereien verarbeitet und regional über den Fachhandel und Getränkemärkte als Streuobstsaft vermarktet.

Ein weiteres Beispiel dafür, wie Informationen zu Ökosystemleistungen auch für die Inwertsetzung über Märkte verwendet werden können, ist das Projekt MoorFutures®. Im Jahr 2011 wurden von Mecklenburg-Vorpommern erste Kohlenstoffzertifikate für Moorwiedervernässungsmaßnahmen eingeführt (www.moorfutures.de). Wiedervernässung und die damit einhergehende Regeneration der Moorflächen liefern neben der Reduzierung von Treibhausgasemissionen auch andere Ökosystemleistungen, wie z. B. Nährstoffrückhalt, regionale Wasser- und Klimaregulierung sowie auch die Erhöhung der moortypischen Biodiversität. Die Moorwiedervernässung verbindet somit Klima-, Umwelt- und Naturschutzeffekte (siehe Kapitel 5).

Schlussfolgerungen:
Bei der Förderung der Entwicklung ländlicher Räume kommt regional und naturschonend erzeugten Produkten eine zentrale Bedeutung zu. Auf dieser Ebene kann besonders transparent und persönlich auf den Erzeuger bezogen dargestellt werden, welche positiven Wirkungen eine naturschutzkonforme Erstellung der Produkte hat – auf die Erhaltung und die Entwicklung von Kulturlandschaften und seltenen Biotopen sowie die damit verbundene Biodiversität (bspw. den Schutz seltener Tier- und Pflanzenarten) und bestimmte Ökosystemleistungen (bspw. Klimaschutz- und Erholungsleistungen). Über Zertifizierung und Labels können Informationen über die Umwelt- und Naturschutzauswirkungen bestimmter Produkte an die Konsumenten vermittelt werden, die mit ihrer Kaufentscheidung ihren Beitrag zur Erhaltung des Naturkapitals leisten können. Informationen über Naturschutzleistungen sind ferner auch die Voraussetzung dafür, diese Leistungen durch eine Zertifizierung inwertzusetzen.

12.3 AN DEN URSACHEN ANSETZEN: DAS INSTRUMENTARIUM DES UMWELT- UND NATURSCHUTZES STÄRKEN

Während in vorigen Abschnitten der Informationsaspekt im Vordergrund stand und aufgezeigt wurde, wie Informationen des Ökosystemleistungskonzepts insbesondere im Rahmen der verschiedenen Planungsinstrumente bereits berücksichtigt werden bzw. inwieweit sie einen weitergehenden Beitrag leisten können, soll in diesem Abschnitt auf einige Politikfelder eingegangen werden, die entscheidenden Einfluss auf die Nutzung von Natur und Landschaft und damit die Bereitstellung von Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen haben (vor allem Agrarpolitik und Städtebaupolitik). Dabei werden diese komplexen Themenfelder nicht detailliert abgehandelt, sondern der Blick wird auf entscheidende Zusammenhänge zwischen Regelungsrahmen, Anreizstrukturen und der Bereitstellung von Ökosystemleistungen gerichtet. Vor diesem Hintergrund werden bestehende und neuartige Instrumente zur Inwertsetzung von Ökosystemleistungen diskutiert.

12.3.1 Instrumente zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke umsetzen

Naturnahe Flächen erbringen zahlreiche Ökosystemleistungen, die insbesondere bei der Nutzung von Flächen für Siedlungs- und Verkehrszwecke unwiederbringlich verloren gehen. Beispielhafte Berechnungen in Bayern, Brandenburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein zeigen, dass in Flächenländern die Flächeninanspruchnahme in hohem Maße auch in ländlichen Räumen stattfindet. Dabei ist dort eine weitergehende Entkopplung von der Bevölkerungsentwicklung zu beobachten (LABO, 2011; BBSR, 2014). Überdies geht das Siedlungsflächenwachstum ganz überwiegend zu Lasten der landwirtschaftlich genutzten Fläche – mit der Konsequenz einer zunehmend intensivierten Bewirtschaftung auf den verbleibenden Flächen, z. B. durch Grünlandumbruch zu Gunsten des Ackerbaus (vgl. Tietz et al., 2012). Neben der Ertragsfunktion gehen auf den beanspruchten Flächen zudem weitere Ökosystemleistungen wie Hochwasserschutz oder Biotopfunktionen für die Arten der Agrarlandschaften verloren. Durch die demografischen Veränderungen treten neben den ökologischen verstärkt auch die ökonomischen Probleme infolge mangelnder Auslastung der Infrastrukturen und die damit verbundene steigende Pro-Kopf-Kostenbelastung in den Vordergrund. Die Reduzierung der Flächeninanspruchnahme ist daher ein zentrales Ziel, um Infrastrukturen einzusparen, effizienter zu nutzen und zugleich den Artenverlust einzudämmen sowie Erholungsräume zu erhalten (UBA, 2014). Dies kann nur gelingen, wenn durch eine nachhaltige Entwicklung die Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen erhalten bleiben. Die Verfolgung eines Flächensparziels ist folglich höchst bedeutsam; dies wurde auch in den einzelnen Kapiteln dieses Bandes deutlich (siehe insbesondere Kapitel 10). Die Bundesregierung hat sich schon vor Jahren auf die Verfolgung des 30-Hektar-Ziels festgelegt. Demzufolge soll

die tägliche Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke von derzeit 73 Hektar je Tag bis zum Jahr 2020 auf 30 Hektar je Tag reduziert werden. Das 30-Hektar-Ziel ist folgerichtig Bestandteil der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie und der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (Bundesregierung, 2002; BMU, 2007). Die einzelnen Bundesländer haben sich dementsprechend eigene Ziele gesetzt. So will bspw. Hessen ab 2020 höchstens noch 2,5 Hektar je Tag in Anspruch nehmen (Umweltministerium Hessen, 2015).

Im Bereich der Siedlungsentwicklung sind in der Vergangenheit zwar einige staatliche Anreize für die übermäßige Flächeninanspruchnahme, wie die Eigenheimpauschale, zurückgenommen worden. Andere Anreize wirken aber weiter, z. B. die Pendlerpauschale. Zudem gilt weiterhin eine zentrale Rahmenbedingung, die die **kommunale Baulandausweisung als Wettbewerbsfaktor** um Unternehmensansiedlung und Einwohnerzuzug befördert: die weitreichende kommunale Eigenständigkeit bei Entscheidungen über Flächenausweisungen auf dem Gemeindegebiet. Unter den spezifischen Bedingungen der kommunalen Haushalte (fiskalische Abhängigkeit von den einwohnerbezogenen Anteilen an der Einkommensteuer sowie den Einnahmen der Gewerbe- und Grundsteuer, siehe z. B. SRU 2002, 2004) führt dies dazu, dass gerade Gemeinden im ländlichen Raum noch immer ihr Heil in der Ausweitung von Bauflächen suchen, um die Wirtschafts- und Einwohnerentwicklung (auch in Konkurrenz zu ihren Nachbargemeinden) anzuregen. Die Raumplanung setzt dem in vielen Bundesländern nur wenig entgegen (vgl. Köck und Bovet, 2011). Bundesförderungen für den kommunalen Verkehrswegebau stellen ebenfalls Anreize dar, die einer Erhaltung des Ökosystemleistungsdargebots entgegenstehen. Auch der kommunale Finanzausgleich, der Disparitäten zwischen Finanzbedarf und Finanzkraft zwischen den Gemeinden mindern soll, bezieht Umweltaspekte bisher nicht mit ein (siehe u. a. Ring, 2001).

Als Lösungsmöglichkeiten zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme sind verschiedene Instrumente im Gespräch, die an den Treibern dieser Entwicklungen ansetzen. Hierzu zählen z. B. ein effizientes Flächenmanagement u. a. mit Erfassung der Innenentwicklungspotenziale und Flächenbedarfsberechnung sowie der Förderung der Kostentransparenz bei Baulandentwicklungen (LABO, 2012), die Förderung von kooperativen Planungen zwischen den Gemeinden, Reformen der Gewerbesteuer (vgl. Fuest und Huber, 2003) sowie Grundsteuer (vgl. Bizer et al., 1998; Löhr, 2004), handelbare Flächenausweisungsrechte (vgl. Henger und Bizer, 2010; Bizer et al., 2011), die Kombinationen von Flächenausweisungsrechten mit einer raumplanerischen Feinsteuerung (vgl. SRU, 2004; Schröter-Schlaack, 2013) oder der ökologische kommunale Finanzausgleich (vgl. Ring, 2001; Perner und Thöne, 2007).

In die Entscheidungen der einzelnen Kommunen über Flächenausweisungen gehen bestimmte Bewertungen mit ein. Als grundsätzliche Formen gibt es **preisorientierte oder integrative Flächenbewertungen**. Die preisorientierten Bewertungsansätze richten sich z. B. nach Bodenrichtwert, Verkaufspreis oder Gestehungspreis der Flächen. Städtebauliche und ökologische Qualitäten kommen demgegenüber nur in einer integrierten Bewertung zum Tragen. Durch die Integration der landschaftsplanerischen Ausweisungen in die Bauleitplanung können solche Bewertungen vorgenommen werden. Im Gegensatz zum preisorientierten Ansatz erzeugt eine integrierte Bewertung auch langfristig vergleichbare Ergebnisse, um gemeinsame Flächensparziele, z. B. zum Schutz bestimmter Areale bzw. zur Lenkung der Bodennutzung auf weniger empfindliche Flächen, besser zu realisieren (Gust et al., 2010).

Es ist nicht nur wichtig zu wissen, wie sich die Flächeninanspruchnahme verändert, sondern auch, wie stark das Ökosystemleistungsdargebot sowie die genutzten Leistungen gemindert werden, wie viele Menschen davon im ländlichen und im städtischen Raum betroffen sind und welche Auswirkungen der Naturverlust auf das Wohlergehen der Menschen (in direkter Umgebung, aber auch in größerer räumlicher Entfernung) hat. Mit Antworten auf diese Fragen könnten neue Argumente entwickelt werden, die die politische Wichtigkeit des 30-Hektar-Zieles unterstützen und ggf. räumlich differenzieren könnten.

Um das Flächensparziel zu erreichen, werden solche Bewertungen jedoch nicht ausreichen. Die Einführung und praktische Umsetzung von **handelbaren Flächenausweisungsrechten** erscheint als das wirksamere Instrument. Sein großer Vorteil liegt in der Festlegung quantitativer Begrenzungen für die Flächeninanspruchnahme. Damit könnten – anders als dies bei zumeist qualitativ wirkenden Planungsinstrumenten der Fall ist – effektive Mengenbegrenzungen für die Neuausweisung von Flächen festgelegt werden. Handelbare Flächenausweisungsrechte leiten ferner die Baugebiete in die Kommunen/Regionen, wo der höchste Bedarf sowie die höchste Zahlungsbereitschaft für Neubesiedlung bestehen. Die Planungsinstrumente sind aber nach wie vor notwendig, um sicherzustellen, dass bei diesen marktgetriebenen Prozessen die umweltempfindlichen und wertvollen Flächen verschont werden. Das bundesweite Forschungs- und

ABBILDUNG 12.4 ▸ Verkehr und die zugehörige Infrastruktur beeinträchtigen das Landschaftsbild und die biologische Vielfalt auf verschiedene Weise. (Foto: André Künzelmann, UFZ)

Entwicklungsvorhaben des Umweltbundesamtes »Planspiel Flächenhandel« (seit 2013) soll dieses Instrument mit Blick auf seine Umsetzung in die Praxis erproben (http://www.flaechenhandel.de/).

Auch die gegenwärtige Ausgestaltung der **kommunalen Finanzausgleichssysteme** setzt Anreize zur Ausdehnung der Siedlungsflächen, da die Höhe der Zuweisungen als Ausgleich zwischen Finanzkraft (tatsächliche Einnahmesituation in den Gemeinden) und Finanzbedarf (rechnerischer Bedarf aufgrund der Einwohnerzahl) ganz wesentlich von der Anzahl der Einwohner und damit dem Angebot preisgünstiger Siedlungsflächen bestimmt wird. Durch eine Berücksichtigung ökologischer Indikatoren bei der Finanzbedarfsermittlung (z. B. Anteil der Schutzgebietsfläche an der gesamten Gemeindefläche, Landnutzungsauflagen zur Sicherung der Bereitstellung gesellschaftlich ausgewogener Ökosystemleistungsbündel) könnte diese aus Umwelt- und Naturschutzsicht negative Anreizwirkung der Finanzausgleichssysteme gemindert und gleichzeitig die Erfüllung von Natur- und Umweltschutzanliegen als öffentliche Aufgabe anerkannt werden. Naturschutz wäre dann gleichberechtigt mit der Erfüllung anderer öffentlicher Aufgaben (z. B. Straßenbau, Angebot kultureller Einrichtungen). Forschungsergebnisse zu den Wirkungen eines veränderten kommunalen Finanzausgleiches für Deutschland existieren seit langem (vgl. u. a. Ring, 2008); auch für einen ökologischen Länderfinanzausgleich sind verschiedene Abschätzungen vorgenommen worden (vgl. bspw. Schröter-Schlaack et al., 2013). Ein solcher Ausgleich wird z. B. in anderen Ländern wie Portugal oder Brasilien praktiziert (May et al., 2002; Santos et al., 2012; Schröter-Schlaack et al., 2014).

Eine Weiterentwicklung der Finanzausgleichssysteme könnte durch folgende Informationen unterstützt werden: die Größenordnung des zu schützenden Dargebotes sowie der aktuellen Nutzung von Ökosystemleistungen durch die städtische (nicht am Ort wohnende) Bevölkerung (Flächen, Qualität, Nutzerzahlen, Wertschätzung), welche Anteile davon derzeit über kommerzielle Märkte (z. B. Freizeiteinrichtungen) abgebildet werden sowie die Kosten der Regulierung von Schäden aufgrund von Beeinträchtigungen durch Verkehrs- und Siedlungsentwicklung (z. B. über Wiederherstellungskosten und Kosten, die im Rahmen der Eingriffsregelung anfallen).

Wie auch immer die Lösungen im Detail aussehen mögen: Für die Entwicklung ländlicher Räume ist es dringend geboten, die Weiterentwicklung der angedachten Instrumente mit Nachdruck voranzutreiben und bis in die Umsetzungsreife zu bringen. Aus volkswirtschaftlicher Sicht ergeben sich erhebliche Nachteile durch die direkten Verluste an Ökosystemleistungen aufgrund der derzeitigen Inanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke.

Schlussfolgerung:
Die Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke ist seit Jahren eine der zentralen Herausforderungen sowohl in Verdichtungs- als auch in ländlichen Räumen. In der Hoffnung, eine Lösung zu finden, wurden bereits zahlreiche Instrumente in Betracht gezogen und umfangreich diskutiert. Das Ökosystemleistungskonzept und der TEEB-Ansatz können im Rahmen integrativer Bewertungsansätze genutzt werden, um die nachteiligen Wirkungen der Flächeninanspruchnahme auch unter ökonomischen Gesichtspunkten offenzulegen.

Unter den Instrumenten zur Reduzierung des Flächenverbrauchs erscheinen handelbare Flächenausweisungsrechte in Verbindung mit der räumlichen Planung besonders aussichtsreich; auch ein ökologischer Finanzausgleich kann dazu beitragen, mit den Naturflächen und den von ihnen erbrachten Leistungen sorgsamer umzugehen und so zu einer nachhaltigen Entwicklung beizutragen.

12.3.2 Die Agrarpolitik mit Blick auf die externen Kosten der Landwirtschaft fortentwickeln

Auf die herausragende Rolle, die der Agrarpolitik für den Zustand von Natur und Umwelt im ländlichen Raum zukommt, ist in diesem Bericht ausführlich eingegangen worden (vgl. u. a. Kapitel 5). Der Agrarsektor mit der weiterhin zunehmenden Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion ist nach wie vor einer der **Hauptverursacher des Verlustes von Ökosystemleistungen und der Biodiversität** (Pe'er et al., 2014). Ohne eine (weitergehende und) grundlegende Reform der Agrarpolitik wird es zu einer weiteren »Verarmung« ländlicher Räume (im Sinne des weiteren Verlustes insbesondere von regulierenden, kulturellen und unterstützenden Ökosystemleistungen) kommen – mit all ihren Konsequenzen für die Gesundheit und das Wohlbefinden der Menschen, aber auch für die langfristigen Entwicklungsmöglichkeiten ländlicher Räume.

Die derzeitigen umweltrelevanten Instrumente insbesondere der Landwirtschaftspolitik, aber auch der Natur- und Umweltschutzgesetzgebung sind vor allem:

- die Definition der entschädigungslos einzuhaltenden Verursacherpflichten der guten fachlichen Praxis im BNatSchG, weitere Regelungen zum Stickstoff- und Pflanzenschutzmitteleinsatz, Gewässer- und Emissionsschutz u. a.,
- die Regelungen im Rahmen der ersten Säule zu Cross Compliance und zum Greening sowie
- das Angebot von Agrarumwelt- und Klimaschutzmaßnahmen (AUKM) im Rahmen der zweiten Säule der Agrarpolitik (ELER-VO) (siehe u. a. Kapitel 10.7).

Ökonomische Darstellungen zu genutzten Ökosystemleistungen der Agrarlandschaft, z. B. zum Wert der Versorgungsleistungen und zu ihrem Beitrag zum Sozialprodukt, gibt es bereits. Auch die Trade-offs der auf Versorgungsleistungen zielenden Nutzung des Dargebots an Ökosystemleistungen können heute teilweise erfasst und (zum Teil auch monetär) bewertet werden, etwa bezogen auf die Klimagasemissionen (siehe Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2014) oder die Grundwasserbelastung in Trinkwassergewinnungsgebieten (siehe Kapitel 5). Allerdings stehen solche Informationen noch nicht flächendeckend zur Verfügung. Für Regulationsleistungen wie die Hochwasserretention, einige kulturelle Ökosystemleistungen und die Biodiversität ist es hingegen methodisch schwieriger, die Folgekosten (im Sinne verloren gegangener Ökosystemleistungen) einer intensiven landwirtschaftlichen Bewirtschaftung mit ihrem primär auf Versorgungsleistungen gerichteten Fokus zu erfassen und zu bewerten.

Für einige Standorte, wie organische Böden und grundwassernahe Standorte, ist der volkswirtschaftliche Nutzen einer extensiven Nutzung oder Nutzungsaufgabe aus Umweltsicht offensichtlich. Auf anderen Standorten sollte die landwirtschaftliche Nutzung so nachhaltig wie möglich durchgeführt werden. Zu fragen ist hier, ob die Anreize für eine umweltschonende Bewirtschaftung derzeit stark genug sind, um sich gegen die auf eine (weitere) Intensivierung hinwirkenden Marktkräfte durchzusetzen. Der Bezug von pauschalen Direktzahlungen aus dem EU-Agrarhaushalt ist an die Einhaltung von Cross Compliance-Anforderungen und Greening-Auflagen gebunden (Offermann et al., 2014). Ferner sind die Regeln der guten fachlichen Praxis nach deutschem Recht einzuhalten, die sich in weiten Bereichen mit den EU-Regeln überschneiden. Die Auflagen aus **Cross Compliance, Greening und guter fachlicher Praxis** können die landwirtschaftlichen Betriebe zumeist ohne zusätzlichen Aufwand erfüllen oder sogar übererfüllen, z. B. durch einfachen Fruchtartenwechsel. Das Niveau der guten fachlichen Praxis scheint so eingestellt zu sein, dass die Auflagen kaum Zusatzkosten für die Landwirte verursachen, bei der Produktion von Weizen oder Raps sind es nur ca. 19 €/ha (Plankl et al., 2010). Dies gilt zumindest dann, wenn die Landwirte auf durchschnittlich empfindlichen Standorten wirtschaften und keine Intensivtierhaltung betreiben. Die Greeningauflagen gehen an den meisten Standorten nur sehr moderat über die gute

fachliche Praxis hinaus. Eine Verbesserung von Umwelt- und Naturschutzbelangen gegenüber den bisherigen Auflagen ist seit der GAP-Reform 2013 lediglich beim Grünlandschutz zu erkennen. Angestrebt wird hier, einen Nettoverlust der Grünlandfläche zu verhindern, allerdings wird die standörtliche Erhaltung der letzten verbliebenen wertvollen Grünlandbestände mit Biotop- und/oder Klimaschutzfunktionen oder gar deren Wiederherstellung nicht gewährleistet.

Damit scheint der Anteil der Direktzahlungen, der darauf ausgerichtet ist, die Belastungen auszugleichen, die den Landwirten durch im globalen Vergleich hohe Umweltauflagen entstehen, wenig effizient eingesetzt: Durch die flächenunspezifische Direktzahlung werden Landwirte auf Gunststandorten für die Einhaltung von rechtlich gebotenen Verursacherpflichten überkompensiert. Für die empfindlichen Standorte mit hohem Emissionspotenzial oder Naturschutzwert hingegen reicht die Kompensation nicht aus, um die betriebswirtschaftlichen Kosten einer notwendigen umweltschonenden Bewirtschaftung zu kompensieren. Eine Umsetzung der bestehenden Regeln in der Praxis wird zudem (und unnötigerweise) dadurch erschwert, dass derzeit mit den ordnungsrechtlichen Anforderungen an die gute fachliche Praxis sowie den beihilferechtlichen Anforderungen des Direktzahlungs- und Bioenergierechts drei verschiedene Anforderungsniveaus existieren, die, obwohl sie in der Praxis oftmals parallel anzuwenden sind, nicht miteinander harmonieren und nicht aufeinander abgestimmt sind (siehe Kapitel 10.6).

Aus der Ökosystemleistungsperspektive fällt besonders ins Gewicht, dass für Deutschland im Fall von einzelnen Landnutzungsentscheidungen nicht klar ist, wie hoch die externen Kosten sind, die der Gesellschaft durch die derzeitige landwirtschaftliche Praxis entstehen. Für die Entscheidung, wem die externen Kosten der intensiven landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise angelastet werden sollten, wäre der Vergleich der hierdurch generierten betriebs- wie volkswirtschaftlichen Nutzen und der damit verbundenen volkswirtschaftlichen Kosten (negative externe Effekte in Form von Auswirkungen auf Ökosystemleistungen und Biodiversität) hilfreich (siehe auch Box 12.1 zu den volkswirtschaftlichen Kosten konventioneller Landwirtschaft). Letztlich bleibt die Frage der Kostenanlastung aber eine politische Entscheidung, die nicht allein aus ökonomischen Erwägungen heraus, sondern bspw. auch unter Berücksichtigung von Raumentwicklungserwägungen, Präferenzen der Bevölkerung sowie Verteilungs- und Fairnessaspekten getroffen wird.

Für andere Verursacher von Umweltschäden hat in der Vergangenheit die starke Degradierung von Ökosystemen (z. B. Waldsterben infolge sauren Regens oder der schlechte Zustand der Fließgewässer) zu einer **Verschärfung der kompensationslos durch die Verursacher zu erbringenden Schutz- und Anpassungsmaßnahmen** geführt (siehe u. a. Wätzold, 2004). Beispiele für enorme Verringerungen von bestimmten Emissionen durch technischen Umweltschutz sind Kraftwerke, Müllverbrennungsanlagen oder Kläranlagen. Für die zukünftige Ausgestaltung der Agrarpolitik wäre es aus Sicht der Autoren wünschenswert, die gesellschaftlichen Ziele, die durch die Agrarpolitik erreicht werden sollen, transparent und öffentlich zu diskutieren (z. B. Nahrungsmittelsicherheit, Förderung von ländlichen Räumen) und die Förderung gezielt darauf auszurichten. Die Bedeutung der Landwirtschaft für die Nahrungsmittelerzeugung ist unbestritten, jedoch sollten die volkswirtschaftlichen Nutzen wie Kosten diskutiert und auf eine standort- und landschaftsspezifische Optimierung des Verhältnisses zwischen Nutzen und Kosten hingearbeitet werden. Nur dann ist eine weitgehende Aufhebung des Verursacherprinzips für die Landwirtschaft (siehe Möckel et al., 2014) bzw. deren umfängliche Förderung durch Direktzahlungen zu rechtfertigen. Bei einer auf Stärkung des Verursacherprinzips ausgerichteten Weiterentwicklung der »guten fachlichen Praxis«, wie z. B. durch Konkretisierung der Regelungen zum Düngemitteleinsatz in der Landwirtschaft, ist es wichtig, dass ein konsequenter Vollzug u. a. durch eine ausreichende Finanzierung der Kontrollbehörden sichergestellt wird. Andernfalls können über Schutzgebietsausweisungen besonders sensible Bereiche aus der Nutzung genommen werden. Das hätte den Vorteil, dass dies flächenspezifisch geschehen könnte und je nach Standortempfindlichkeit unterschiedliche Niveaus für Restriktionen verhängt oder für erwünschte Umweltleistungen definiert werden könnten.

Für eine flächendeckende Reduzierung der Belastungswirkung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung kann neben einer Anhebung/Überarbeitung von Mindeststandards auch an **neue Instrumente** gedacht werden: Durch die Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe (SRU, 2008, 2015) würden Voraussetzungen für eine signifikante Verminderung der Gewässerbelastung durch die Landwirtschaft geschaffen. Damit würde nicht nur einem der drängendsten, durch die Landwirtschaft maßgeblich verursachten Umweltprobleme entgegengetreten. Mit einer solchen Abgabe würde auch dem Verursacherprinzip Rechnung getragen. Das Ordnungsrecht bleibt aber auch nach Einführung einer Abgabe wichtig, um lokalwirksame Belastungen zu steuern. Beide

Instrumente, die Abgabe sowie das Ordnungsrecht, verlangen als Grundlage eine Hoftorbilanz, die eine gute Kontrolle der Bilanz des Betriebes erlaubt.

Für die **Honorierung zusätzlicher Umwelt- und Naturschutzleistungen** der Landwirte, die über die Verursacherpflichten der guten fachlichen Praxis hinausgehen, sind Kompensationszahlungen gerechtfertigt. In Räumen, die gegenüber Stickstoffausträgen besonders empfindlich sind, müssen z. B. weitere (standortspezifische) Maßnahmen zur vorsorgenden Anpassung der Nutzung ergriffen werden, um Umweltbelastungen zu vermeiden oder diese im Falle von existierenden Belastungen zu reduzieren und die Erreichung von Naturschutzzielen zu unterstützen. Die für die Honorierung eingesetzten Fördermittel aus der **zweiten Säule der GAP** sollten aber nicht wie bisher in großem Umfang flächendeckend angeboten werden, sondern im Sinne einer hohen Effektivität auf die Gebiete konzentriert werden, für die ein erhöhter Handlungsbedarf besteht (wertvolle und empfindliche Gebiete, die aus der Landschaftsplanung und aus Planungen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie entnommen werden können). Eine Ausnahme könnte im Falle des ökologischen Landbaus gemacht werden, der sich offenbar »von selbst« in den Gebieten konzentriert, in denen er einen besonders guten Effekt erzielt (Bredemeier et al., 2015a). Oben (siehe 12.2.3) war bereits auf die Vorteile einer ergebnisorientierten Honorierung und die Umsetzung von Maßnahmen, die mehrere Ökosystemleistungen gleichzeitig adressieren, hingewiesen worden. Besonders ist hervorzuheben, dass die ergebnisorientierte Honorierung das Wissen der Landwirte über die Eignung von Standorten und Maßnahmen aktiviert und die Motivation der Landnutzer stärkt, wodurch das Verhältnis zwischen Mitteleinsatz und Nutzen für die Natur verbessert wird (Bathke et al., 2006; von Haaren und Bathke, 2008). Für die Landwirtinnen und Landwirte, die AUM durchführen, könnte eine ergebnisorientierte Honorierung allerdings ein weiteres Einkommensrisiko bedeuten (siehe Kapitel 10.7). Das trifft in besonderem Maße zu, wenn die Maßnahmen auf ungeeigneten Standorten oder in einem sehr ungünstigen Landschaftskontext durchgeführt werden. Den Landwirten sollten Informationen darüber vorab zur Verfügung gestellt werden (z. B. über die Landschaftsplanung, die solche Aussagen bereits heute ermöglicht). Die Ergebnisse können modelliert (Bredemeier et al., 2015b) und stichprobenartig überprüft werden. Die Honorierung sollte außerdem einen Risikozuschlag für die Landwirte beinhalten, um diese Form der Honorierung attraktiv zu machen. In den USA funktioniert dies einschließlich der Ausschreibung von zu erbringenden Umweltleistungen (von Haaren und Bills, 2007), allerdings in einem Kontext, der die Landwirte als Unternehmer etwas ernster nimmt.

Schlussfolgerungen:
Die gute fachliche Praxis sollte so ausgestaltet werden, dass damit flächendeckend notwendige Verursacherpflichten möglichst vollständig abgedeckt werden. Die Einkommenshilfen an die Landwirtschaft, die derzeit für das Cross Compliance und Greening gezahlt werden, sollten daran gemessen werden, ob den europäischen Landwirten tatsächlich umweltauflagenbedingte Wettbewerbsnachteile entstehen, die nicht durch Einfuhrauflagen für umweltbelastende Erzeugnisse auf dem globalen Markt bereinigt werden können. Unabhängig davon wäre eine Harmonisierung der Cross Compliance-Anforderungen mit dem deutschen Ordnungsrecht sinnvoll, da es sich auch bei den Cross Compliance-Anforderungen um Mindestanforderungen im Sinne der guten fachlichen Praxis handelt. In Zukunft sollten die Mittel aus der ersten in die zweite Säule umverteilt werden, um so wirksame Maßnahmen im Natur- und Ressourcenschutz zu fördern. Leistungen der Landwirtschaft, die über die gesetzlichen Mindestauflagen hinausgehen, können demgegenüber honoriert werden. Sie sollten in erster Linie dort gefördert werden, wo sie naturschutzfachlich dringend gebraucht werden (z. B. auf empfindlichen Biotopen oder auf austragungsempfindlichen Standorten) und in zweiter Linie dort, wo sie am günstigsten zu erbringen sind. Multifunktionale Maßnahmen bieten häufig Vorteile in Bezug auf Flächen- und/oder Kosteneffizienz. Eine ergebnisorientierte Honorierung erhöht die Effizienz des Mitteleinsatzes für Agrarumweltmaßnahmen. Als weitere rahmensetzende Maßnahme wird die Einführung einer flächendeckenden Stickstoffüberschussabgabe angeregt.

12.3.3 Wald: Standards definieren und differenzierte Nutzung fördern

Die Bundesregierung verfolgt u. a. das Ziel, **5% des Waldes der natürlichen Entwicklung zu überlassen** (BMU, 2007). Hierbei steht vor allem die Erhaltung und Förderung der Biodiversität im Vordergrund. Die Erhaltung der naturnahen mitteleuropäischen Buchenwälder, für die Deutschland eine besondere Verantwortung übernimmt, wird zusätzlich weitere Flächen erfordern. Mit dem Ökosystemleistungskonzept können Umsetzungspfade für die Erreichung dieses Zieles entwickelt werden, indem die Kosten auf unterschiedlichen Standorten in die Betrachtung einbezogen werden. Häufig sind es gerade die weniger ertragreichen Extrem- und Sonderstandorte, die für eine natürliche Waldentwicklung unter

Biodiversitätsgesichtspunkten besonders interessant wären. Außerdem muss neben den standörtlichen Bedingungen auch unbedingt die Flächengröße und die Geschlossenheit etwaiger Areale berücksichtigt werden. In allen übrigen Wäldern sollte eine im Prinzip **multifunktionale Nutzung** stattfinden, die aber einzelnen Ökosystemleistungen wie der Holzerzeugung, dem Dargebot an Trinkwasser oder der Wasserretention, dem Beitrag zum Mikroklima, der Erholung und der Bildung jeweils Prioritäten zuweist. Diese Prioritäten sollten auf der Grundlage von Erhebungen des Ökosystemleistungsdargebots, der Biodiversität sowie der Nachfrage nach Ökosystemleistungen und möglichen Konflikten zwischen den Waldfunktionen abgeleitet werden. Es ist also eine konkretisierte Landschaftsplanung für den Wald erforderlich, die in die forstliche Planung einfließt. Bei dieser Integration müsste ein Abweichen von den Zielen der Landschaftsplanung begründet werden (Begründungspflicht nach BNatSchG § 9 (5) für Fachplanung vorgesehen).

Bilanzen des Holzertrages unter verschiedenen Bewirtschaftungsformen würden in einem solchen Konzept möglicherweise zeigen, dass die Trade-offs geringer sind als bei einem nicht differenzierten, generell multifunktionalen Konzept der Waldnutzung. Auch für die anderen Waldfunktionen bedarf es einer Bilanzierung und ökonomischen Bewertung, soweit dies möglich ist (bspw. Besucherzahlen, Trinkwassermengen und vermiedenen Kosten der Aufbereitung). So könnten die konfligierenden Ziele der Waldnutzung einander gegenübergestellt werden und transparente Entscheidungen über das gesellschaftlich erwünschte Niveau der Holzproduktion und die räumliche Verteilung der verschiedenen Nutzungsintensitäten gefällt werden.

In jedem Fall wäre eine **Bewirtschaftung gemäß den Prinzipien naturnaher und nachhaltiger Forstwirtschaft** unter Berücksichtigung von konkreten Mindeststandards des Natur- und Umweltschutzes zu leisten. Die Entwicklung eines solchen, überall verbindlichen Katalogs an Mindestanforderungen an die Bewirtschaftung ist auch Voraussetzung, um zusätzliche Naturschutzanstrengungen der Waldbesitzer über eine finanzielle Kompensation der Maßnahmenkosten oder eine ergebnisorientierte Honorierung zu unterstützen. Die Bereitstellung von Ökosystemleistungen des Waldes durch eine angepasste Forstwirtschaft, die über das derzeit ungenau beschriebene gesetzlich vorgegebene Mindestniveau hinausgehen, können bereits heute im Rahmen von ELER honoriert werden. Der **öffentliche Wald unterliegt** demgegenüber einer waldgesetzlich vorgegebenen **»besonderen Gemeinwohlverpflichtung«**, die sich etwa aus Art. 20 GG oder § 2 Abs. 4 BNatSchG ableiten lässt: Er ist im Sinne des Gemeinwohls vorbildhaft zu bewirtschaften. Für den Staatswald wurden in einigen Bundesländern bereits Programme für die Waldbewirtschaftung unter dem Aspekt der besonderen Gemeinwohlverpflichtung erarbeitet, die über das dem Privatbesitzer allgemein gesetzlich vorgeschriebene Mindestniveau hinausgehen, z. B. in Niedersachsen das LÖWE-Programm (Niedersächsische Landesforsten, 2011). Die Maßnahmen solcher Programme könnten als Referenz und Rahmen für die **Definition honorierbarer Leistungen** herangezogen werden, für die auch Privat- und Kommunalwald gefördert werden könnten. So werden in vielen Landeswäldern im Rahmen »freiwilliger Selbstverpflichtung« oft anspruchsvolle Naturschutzkonzepte verfolgt (Habitat- und Totholzkonzepte, weitgehend ungenutzte Waldbereiche, spezifische Arten- und Naturschutzmaßnahmen sowie landschaftspflegerische Maßnahmen, Waldumbaumaßnahmen usw.), die zugleich sehr vielen Anforderungen des Naturschutzes gerecht werden. Generell sollten solche Leistungen des Waldes und der Forstwirtschaft für eine Inwertsetzung dokumentiert werden. Die **Waldfunktionenkartierung** stellt derzeit vor allem selektiv die in Anspruch genommenen Leistungen dar, und zwar anhand der Nachfrage nach Ökosystemleistungen, z. B. nach Erholungsleistungen über (grob geschätzte) Besucherzahlen. Es werden Waldbereiche identifiziert, für die sich aus der gesellschaftlichen Nachfrage Restriktionen für die ordnungsgemäße Forstwirtschaft ergeben. Das Ökosystemleistungsdargebot wird bisher nicht festgestellt. Es kann z. B. in der Landschaftsplanung detaillierter als bisher oder in einer speziellen ergänzenden »Waldwirkungskartierung«, wie es sie in Rheinland-Pfalz gibt, erhoben werden (https://www.wald-rlp.de/ueber-uns/nachhaltigkeit/sicherung-der-nachhaltigkeit/rahmen-waldfunktionsplanung.html) (siehe Kapitel 10.8).

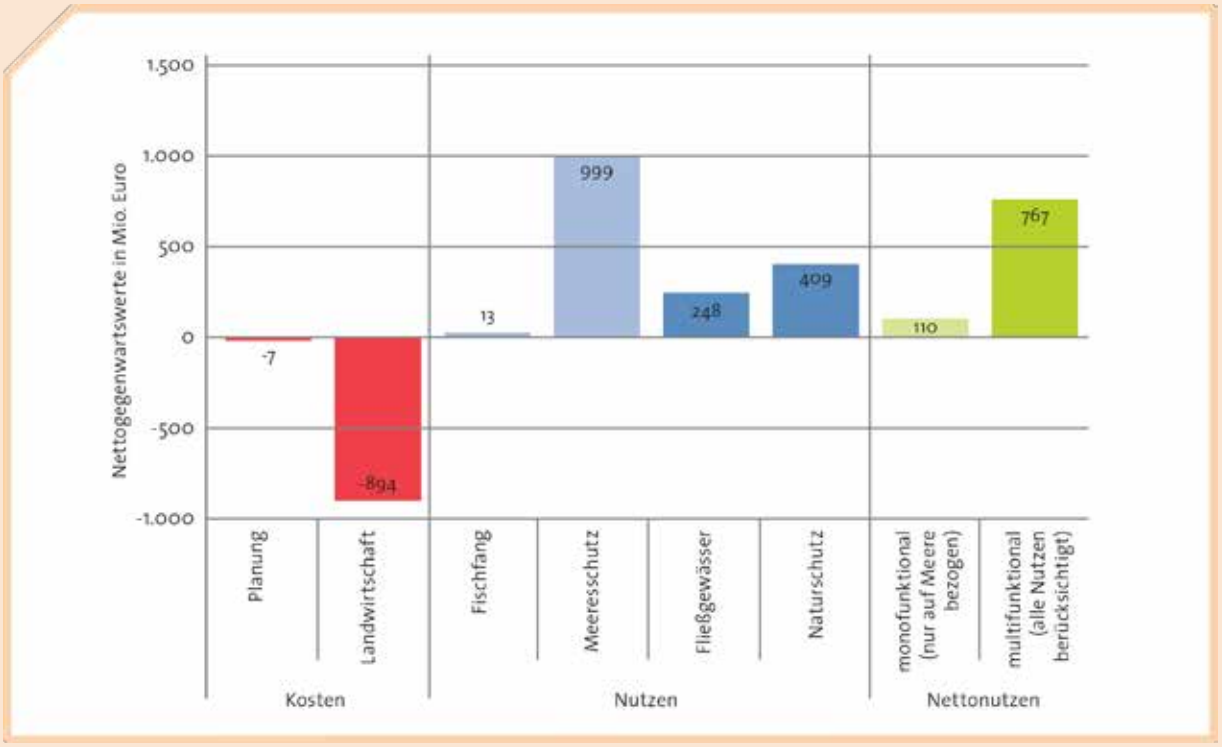
Auf Grundlage einer um die Berücksichtigung von Ökosystemleistungen erweiterten Waldfunktionenkartierung bzw. der Landschaftsplanung könnten auch Entscheidungen darüber getroffen werden, in welchen Fällen **Kompensationsmaßnahmen** im Privatwald sinnvoll sind, um durch Eingriffe an anderer Stelle verloren gegangene Ökosystemleistungen auszugleichen. Allerdings wäre auch hier eine klare Definition des Niveaus der »ökologischen Selbstverpflichtung« (siehe z. B. LÖWE-Programm Niedersachsen) im Rahmen der ordnungsgemäßen Forstwirtschaft die Voraussetzung, um nur solche Maßnahmen als Ausgleich zuzulassen, die über das auch sonst erreichte Maß der Bereitstellung von Ökosystemleistungen im Wald hinausgingen. Nur so wird ein effektiver Ausgleich von Eingriffsfolgen anderswo gewährleistet.

INFOBOX 12.2

Der Multifunktionalität grüner Infrastrukturen Rechnung tragen: Fallstudie zu Nutzen und Kosten der Gewässerrandstreifen

Die Maßnahme Gewässerrandstreifen sollte im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategierahmenrichtlinie entsprechend den Vorgaben der Richtlinie auf ihre Wirtschaftlichkeit hin überprüft werden. Ein dazu vergebenes Gutachten (Marggraf et al., im Erscheinen) kommt zu dem Schluss, dass die Nutzen der Maßnahme für die Meeresumwelt die Kosten nur geringfügig übersteigen (Nutzen-Kosten-Verhältnis: 1,1:1). Bei einem Ranking mit anderen alternativen Maßnahmen zur Verbesserung der Meeresumwelt hätte dies möglicherweise dazu geführt, die Maßnahme fallen zu lassen. Daraufhin wurde vorgeschlagen, nicht nur die Wirkungen zur Verbesserung der Meeresumwelt zu bewerten, sondern auch die Wirkungen auf die Fließgewässerqualität und den Naturschutz zu berücksichtigen. Das Ergebnis: Durch Einbeziehung dieser weiteren Nutzenkomponenten konnte nicht nur eine marginale Verbesserung, sondern ein deutlich positives Ergebnis für die Maßnahme berechnet werden (siehe Abbildung 12.5). Das Nutzen-Kosten-Verhältnis der multifunktionalen Perspektive betrug nun 1,8:1). Für den 20-jährigen Betrachtungszeitraum übersteigen die volkswirtschaftlichen Nutzen der Maßnahme ihre Kosten damit um über 760 Mio. €. In dieser Berechnung sind weitere Nutzenkomponenten, wie die Erosionsschutzwirkung von Gewässerrandstreifen, das Angebot an Habitaten für Bestäuber oder der Beitrag zur Schädlingsregulierung und auch die über den Betrachtungszeitraum hinaus anfallenden Umwelt- und Naturschutzwirkungen, noch nicht einmal enthalten. Ein besseres Wissen über die volkswirtschaftlichen Dimensionen dieser Wirkungen bzw. ein verlängerter Betrachtungszeitraum hätten einen noch deutlich höheren Nutzen erfasst und das ermittelte Kosten-Nutzen-Verhältnis der Maßnahme vermutlich weiter verbessert.

ABBILDUNG 12.5 ▸ Kosten und Nutzen von Gewässerrandstreifen in Niedersachsen aus Sicht des Meeresschutzes und aus multifunktionaler Perspektive. Alle Angaben als Nettogegenwartswerte über einen 20-jährigen Betrachtungszeitraum mit einer Diskontrate von 2 %. (Quelle: eigene Darstellung nach Daten von Marggraf et al., im Erscheinen)



Generell sollten Ökosystemleistungen im Staatswald in Eigenverantwortung der Forstverwaltung und im Sinne des Gemeinwohls erbracht werden. Hier könnte mit einer Erweiterung der Waldfunktionenkartierung und der Betriebsplanungen noch mehr Transparenz geschaffen werden und die **Leistungen der staatlichen Forstwirtschaft könnten dem Bürger nahegebracht werden**. Dies kann bspw. dazu führen, dass die Leistungen von Forstbetrieben mit Blick auf die von ihnen erbrachten Leistungen von der Politik nicht nur nach dem Holzertrag bewertet werden, sondern auch nach ihren Erfolgen bei der Erhaltung wertvoller Waldbiotope, der Pflege von Infrastrukturen für Erholungssuchende, den Bildungsangeboten oder der Konfliktprävention und -schlichtung.

Schlussfolgerungen:
Für die Erreichung des Ziels der Bundesregierung, 5% des Waldes der natürlichen Entwicklung zu überlassen, kann das Ökosystemleistungskonzept wichtige ergänzende Informationen für die Standortsuche liefern. Für die Waldbewirtschaftung kann ein differenziertes Vorgehen empfohlen werden, wobei an manchen Standorten der Versorgungsleistung (Holzproduktion) Vorrang eingeräumt wird, während auf anderen Standorten die erweiterte Bereitstellung multipler Ökosystemleistungen im Vordergrund steht. Die Kosten-Nutzen-Effekte eines solchen Vorgehens können mit einer ökonomischen Bewertung transparenter gemacht werden. In jedem Fall ist bei der Bewirtschaftung die Mindestanforderung gemäß den Prinzipien naturnaher und nachhaltiger Forstwirtschaft unter Berücksichtigung von Mindeststandards des Natur- und Umweltschutzes einzuhalten.

12.4 POLITIKBEREICHE INTEGRIEREN: NATURKAPITAL ALS LÖSUNGSANSATZ LÄNDLICHER ENTWICKLUNG

In den ländlichen Räumen treffen vielfältige gesellschaftliche Interessen an der Nutzung des Raumes aufeinander. Für die sektoral organisierte Politik und im arbeitsteilig gestalteten Verwaltungshandeln stellt zunächst das Erkennen der gemeinsamen Vorteile und später die Gestaltung entsprechender Kooperationen zur Realisierung multifunktionaler Lösungen eine große Herausforderung dar (Hubo und Krott, 2013). Für Umwelt- und Naturschutzbelange kommt hinzu, dass sie aus Sicht vieler Sektoren als zu berücksichtigende Querschnittsaufgabe gesehen werden, nicht aber als Ausgangspunkt und wesentlicher Beitrag zu zahlreichen gesellschaftlichen Lösungen. Einer der Gründe liegt in der breiten Streuung der auftretenden Nutzen. So zieht z. B. die Renaturierung einer Aue ihre Vorteilhaftigkeit nicht nur aus dem Beitrag zum Hochwasserschutz, sondern auch aus Beiträgen zum Natur-, Klima- und Gewässerschutz (vgl. Dehnhardt et al., 2015). Bei geteilter Verantwortung verschiedener Verwaltungen gibt es in der Praxis weitere Hürden, bspw. die Aufteilung der Mittel auf einzelne Fachressorts. Auch das Reklamieren (»Verkaufen«) des Erfolgs eines erfolgreichen Programms für das jeweils eigene Fachressort ist gemeinsamen, Sektor übergreifenden Lösungen nicht zuträglich.

Vor diesem Hintergrund können die EU-Strategie der »Grünen Infrastruktur« (EU-Kommission, 2011, 2013) und verwandte Konzepte, wie das der blau-grünen Infrastrukturen (Voskamp und van de Ven, 2015), eine wichtige Rolle spielen, um das Naturkapital ländlicher Räume zu sichern. Solche grünen Infrastrukturen unterstützen neben anderen Zielen (z. B. Gesundheits- und Klimaaspekte) die Sicherung und Entwicklung von naturnahen Flächen – mit herausragender Bedeutung für die langfristige Sicherung von Biodiversität und Ökosystemleistungen. Neben dem europäischen Natura-2000-Netz liegt eine besondere Bedeutung auch in den Naturräumen außerhalb von Schutzgebieten (vgl. Maes et al., 2015; Fuchs et al., 2010). Beispiele sind: Überflutungsbereiche in Flussauen für den Schutz vor Überschwemmungen oder Wälder und Grünland für die Wasserhaushaltsregulierung, die Luftreinhaltung oder den Erosionsschutz. Die Ökosystemleistungsperspektive kann ganz bewusst herangezogen werden, um die verschiedenen Nutzen grüner Infrastrukturen (im bewussten Gegensatz zu »grauer« Infrastruktur) deutlich zu machen, ihren gesellschaftlichen Wert abzuschätzen und damit die Erhaltung und Wiederherstellung der ihnen zugrunde liegenden Ökosysteme zu unterstützen (vgl. Albert und von Haaren, 2014; Kopperoinen et al., 2014; siehe auch Infobox 12.2). Durch die Aufdeckung von Nutzenströmen lassen sich auch die verschiedenen Nutzergruppen identifizieren, die von grünen Infrastrukturen profitieren und dadurch eine Integration verschiedener sektoraler Interessen vorantreiben sowie die Öffentlichkeitsbeteiligung fördern (vgl. Schröter-Schlaack und Schmidt, 2015).

Die ökonomische Perspektive auf Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen kann – wie in Abschnitt 12.2.3 dargelegt – in den vorsorgenden Umweltplanungen dargestellt werden, z. B. in der Landschaftsplanung oder den Plänen für die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Eine wichtige Voraussetzung einer entsprechenden kooperativen Zusammenarbeit – zunächst einmal nur zwischen den mit unterschiedlichen Umweltmedien befassten Behörden – wäre ein gemeinsames Umweltinformationssystem bzw. eine ggf. modular aufgebaute gemeinsame Umweltplanung, die

ABBILDUNG 12.6 ▸ Lödderitzer Forst (Sachsen-Anhalt) während des Elbe-Hochwassers, 6. Juni 2013. (Foto: André Künzelmann, UFZ)

aus der Landschaftsplanung entwickelt werden könnte. Die LEADER-Projekte der vergangenen Jahre haben im Rahmen der Förderung von Regionalentwicklung gezeigt, wie vielfältig die Lösungen sein können, die zu einer gleichermaßen wirtschaftlichen sowie die Umwelt fördernden integrierten Entwicklung ländlicher Räume führen können. Dabei ist nicht zu erwarten, dass Natur- und Umweltschutz zum Nulltarif zu haben sind, wenn gemeinsame Lösungen gefunden werden. Aber die Kosten sinken erheblich im Vergleich zu sektoralen Strategien, weil u. a. die Unterstützung durch Bevölkerung und Landnutzer steigt. Für die Kooperation der Fachverwaltungen sollte die Raumplanung als fachübergreifende koordinierende Stelle eine zentrale Rolle übernehmen, z. B. zugunsten einer Bündelung von Instrumenten und Finanzierungsmöglichkeiten zur Umsetzung integrierter Lösungen in der ländlichen Entwicklung. Zudem ist es in der Raumplanung seit Langem üblich, multifunktionale Widmungen mit dem Instrument der regionalen Grünzüge vorzunehmen, sodass hier auf umfangreiche Erfahrungen zurückgegriffen werden kann.

Auch in der Förderpolitik der EU sind entsprechende Tendenzen erkennbar: Die neuen querschnittsorientierten Zielvorgaben für die verschiedenen Fonds der EU-Förderung können in Zukunft eine stärkere Integration der Fachpolitiken in ländlichen Räumen unterstützen. In ähnlicher Weise könnte die Vergabe nationaler Fördermittel an die Einbindung relevanter Interessengruppen oder die Durchführung einer multifunktionalen Wirkungsabschätzung der betreffenden Maßnahme geknüpft werden. Hiervon könnten signifikante Anstöße für eine weitergehende Kooperation zwischen Sektoren befördert werden. Wichtig ist allerdings, dass bei einer über den Umweltschutz hinausgehenden Zielintegration mit Nutzungsplanungen und -behörden die Belange des Umwelt- und Naturschutzes deutlich erkennbar bleiben.

Zusammenfassend wird klar: Das Ökosystemleistungskonzept und die Abschätzung der gesellschaftlichen Vorteile integrativer umwelt- und naturschutzbasierter Lösungen (z. B. für Klima-, Hochwasser-, Gewässerschutz, Luftreinhaltung, Erosionsschutz, aber auch für Erholung und wirtschaftliche Regionalentwicklung) sind wichtige Voraussetzungen, um die Bedeutung der Natur als Grundlage des menschlichen Wohlergehens und der wirtschaftlichen Entwicklung aufzudecken. Zugleich ist das bloße Aufzeigen gesellschaftlicher und gesamtwirtschaftlicher Vor- und Nachteile nicht ausreichend: Benötigt werden Mechanismen der Politikintegration und des gemeinsamen Verwaltungshandelns, die über sektorale Grenzen hinweg den Weg für die Sicherung und Wiederherstellung des Naturkapitals ländlicher Räume ebnen. Diese Politikintegration bleibt weiterhin eine der wichtigsten Herausforderungen, insbesondere mit den Bereichen der Land- und Forstwirtschaft sowie der Energie-, Siedlungs- und Verkehrspolitik. Durch eine integrierte Politik können die negativen Auswirkungen der Landnutzungen auf Natur und Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen deutlich reduziert werden. Damit können die beschlossenen Umwelt- und Naturschutzziele erreicht werden, aber auch Synergien identifiziert und aktiv ausgeschöpft werden. Somit ist die Sicherung und Entwicklung des Naturkapitals auch ein Lösungsansatz, der die Akteure im Bereich integrierter ländlicher Entwicklung zugunsten des Wohlergehens der Menschen verbindet.

12.5 SCHLUSSFOLGERUNGEN: DIE NACHHALTIGE NUTZUNG DES NATURKAPITALS LÄNDLICHER RÄUME SICHERSTELLEN

Die ländlichen Räume Deutschlands sind charakterisiert durch eine vielfältige naturräumliche Ausstattung und damit auch durch die Bereitstellung einer großen Vielfalt an Ökosystemleistungen. Allerdings führen die diversen und steigenden Nutzungsansprüche an die ländlichen Räume zu einer zunehmenden Intensivierung der Flächennutzung und dadurch auch zu wachsenden Konkurrenzen um Ökosystemleistungen.

Das Naturkapital in ländlichen Räumen ist an vielen Stellen im Rückgang begriffen – und damit die Bereitstellung der vielfältigen Ökosystemleistungen nicht nachhaltig gesichert. So ist die Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke in ländlichen Räumen höher als in urbanen Räumen. Die Erzeugung marktfähiger Versorgungsleistungen zur Deckung unseres Nahrungs-, Energie- und Rohstoffbedarfs verdrängt die Bereitstellung anderer Ökosystemleistungen, für die entsprechende Mechanismen der Inwertsetzung fehlen. Durch den Rückgang der biologischen Vielfalt, z. B. in der Agrarlandschaft, oder die verminderte Bereitstellung bestimmter Ökosystemleistungen, z. B. verlorengegangener Regulierungsleistungen in Folge verbauter Auen oder versiegelter Böden, wird diese Konkurrenz deutlich. Oft wird dies aber erst bemerkt, wenn diese Leistungen verloren gegangen sind. Die Ökosystemleistungen haben dabei nicht nur eine hohe Bedeutung für die Menschen, die in den ländlichen Räumen leben, sondern auch für die urbanen Räume und deren Bevölkerung sowie für zukünftige Generationen, die heute nicht für die Erhaltung der biologischen Vielfalt und einer nachhaltigen Nutzung der Ökosystemleistungen eintreten können.

Entscheidungen über Art, Ausmaß und Intensität der Flächennutzung enthalten angesichts einer begrenzt zur Verfügung stehenden Fläche immer eine Abwägung darüber, welche Ökosystemleistungen in welchem Ausmaß in dem letztendlich realisierten Leistungsbündel enthalten sind. Es bedarf deshalb vor allem einer staatlichen Steuerung, die stärker als bisher die nachhaltige Nutzung der Natur und die Bereitstellung gesellschaftlich ausgewogener Kombinationen von Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen sichert und unterstützt.

Dabei scheinen in Deutschland die Voraussetzungen für eine solche Steuerung an sich günstig: Das Umweltbewusstsein der Bevölkerung ist hier stark ausgeprägt und Natur und Landschaft sind vergleichsweise umfassend gesetzlich und untergesetzlich geschützt. In Planungen sind Informationen zu Vorkommen, Werten und Beeinträchtigungen von Arten, Lebensräumen und Funktionen des Naturhaushalts sowie Ziele zu ihrer Erhaltung bereitgestellt (wenn auch teils Nachbesserungsbedarfe bestehen). Sie bilden die Grundlage zur Anwendung der Rechtsinstrumente und für Maßnahmen zur nachhaltigen Nutzung des Naturkapitals. Den genannten Faktoren ist zu verdanken, dass im Umwelt- und Naturschutz in Deutschland einige Erfolge zu verbuchen sind und dass trotz starker Nutzungskonkurrenzen eine weitere Degradierung des Naturkapitals verhindert wurde, wie sie in anderen Teilen der Welt ohne solche Rechtsgrundlagen zu beobachten ist.

Die nationalen und internationalen Umwelt- und Naturschutzziele, denen sich Deutschland verpflichtet hat, werden trotzdem – zum Teil erheblich – verfehlt. Der Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt hat gezeigt, dass die bisher ergriffenen Maßnahmen nicht ausreichen, die in der Strategie gesetzten Ziele zu erreichen. Von 13 Indikatoren mit einem konkreten Zielwert liegen die Werte von elf Indikatoren noch weit oder sehr weit vom Zielbereich entfernt (vgl. BMUM, 2015a, 2015b; BfN, 2015).

Ein wesentlicher Grund hierfür ist die Schwäche von Umwelt- und Naturschutzbelangen in Abwägungsentscheidungen. Überall dort, wo es um eine nachhaltige Nutzung der Natur und die Bereitstellung gesellschaftlich ausgewogener Ökosystemleistungsbündel geht, steht der notwendige Politikwechsel noch aus (BMUB, 2015b) und ist das Naturkapital mit seinen vielfältigen Nutzenströmen noch nicht ausreichend in Bewirtschaftungsauflagen und Anreizsystemen berücksichtigt. So werden in vielen Politikbereichen »jenseits« des Naturschutzes wie die Agrar-, Energie- und Klima- sowie Siedlungs- und Verkehrspolitik die Leistungen der Natur nur unzureichend einbezogen (vgl. dazu Hansjürgens, 2015). Umwelt- und Naturschutzbelange werden als ein sektorales gesellschaftliches Interesse angesehen, das neben den wirtschaftlichen und sozialen Belangen in der Abwägung häufig nachrangig erscheint. In die Abwägungsentscheidung geht nicht systematisch ein, dass auch Umwelt- und Naturschutz eine ökonomische Bedeutung haben und wie sie auf das Wohlergehen der Menschen wirken.

Hier bietet die in Naturkapital Deutschland – TEEB DE verfolgte ökonomische Perspektive die Chance auf eine ausgewogenere Wahrnehmung der Bedeutung der verschiedenen Ökosystemleistungen. Deutlicher als die bisherigen Bewertungen zeigt die ökonomische Sichtweise,

- wie wichtig die verschiedenen Ökosystemleistungen für die Menschen und die regionale Entwicklung sind;
- welche Individuen und Akteursgruppen von welchen Ökosystemleistungen profitieren und wie sie von Umweltveränderungen betroffen sind;
- welche volkswirtschaftlichen Kosten bei Verlusten von Naturkapital erzeugt werden;
- welche Anreizbedingungen zur gegenwärtigen Nutzung des Naturkapitals führen;
- welche staatliche Regulierung und Instrumentierung die Bereitstellung gesellschaftlich ausgewogener Ökosystemleistungsbündel befördern könnte; und schließlich:
- welche Synergien zwischen verschiedenen gesellschaftlichen Zielen durch eine Kooperation unterschiedlicher Akteure und Landnutzungssektoren bei der Nutzung der Natur entstehen könnten.

Die ökonomische Perspektive kann so zu einem wichtigen Verbindungsglied zwischen verschiedenen Politiksektoren werden: Umweltbelange können in einer »Sprache« beschrieben werden, die allen Politik- und Verwaltungssektoren gemein ist. Die ökonomische Perspektive unterstützt und ergänzt damit die bestehenden, weiterhin unverzichtbaren Bewertungen der Nutzung der Natur auf der Grundlage von gesetzten Rechtsnormen und deren fachlicher Ausfüllung.

Vorhandene Instrumente zum Schutz des Naturkapitals und der Förderung seiner nachhaltigen Bewirtschaftung bedürfen jedoch der konsequenten Umsetzung und Stärkung durch konkrete Anwendungsregeln. Wie an den für diesen Kurzbericht ausgewählten Beispielen deutlich wurde, besteht hier erheblicher Nachholbedarf. Durch Informationen über Ökosystemleistungen, ökonomische Analysen über den Umgang mit dem Naturkapital sowie eine Stärkung des bestehenden Umsetzungsinstrumentariums können das Wohlbefinden der Bevölkerung und eine integrierte ländliche Entwicklung unterstützt werden. Zum quantitativen oder kausalen Zusammenhang zwischen einzelnen Ökosystemleistungen und dem Wohlbefinden der Menschen besteht allerdings noch erheblicher Forschungsbedarf. Ziel muss es letztlich sein, eine nachhaltige Bewirtschaftung des Naturkapitals und die Bereitstellung gesellschaftlich ausgewogener Ökosystemleistungsbündel als ökonomische Chance – und nicht als Entwicklungshemmnis – zu begreifen (vgl. TEEB, 2010). Schutz und nachhaltige Nutzung der Natur und ihrer Ökosystemleistungen sind nicht ausschließlich ein Anliegen des Naturschutzes und auch nicht allein aus ethischen Gründen geboten. Es ist vielmehr eine notwendige Investition für das menschliche Wohlergehen und die wirtschaftliche Entwicklung heutiger und künftiger Generationen.

LITERATUR

ALBERT, C., VON HAAREN, C., MAHNKOPF, B., 2008. Potenzialanalyse für Landschaftspflege und Naturschutzprodukte – Ermittlung des Flächen- und Finanzierungsbedarfs sowie des Erzeugungspotenzials anhand der Landschaftsrahmenplanung. Naturschutz und Landschaftsplanung 40 (11): 373–378.

ALBERT, C., AURBACHER, J., VON HAAREN, C., MAHNKOPF, B., PETERMANN, C., 2009. Ökonomische Auswirkungen zukünftiger Agrarentwicklungen auf die Landschaftspflege und mögliche Beiträge der Aufpreisvermarktung von Naturschutzprodukten im Landkreis Diepholz. Berichte über Landwirtschaft 87 (3): 357–379.

ALBERT, C., VON HAAREN, C., 2014. Implications of Applying the Green Infrastructure Concept in Landscape Planning for Ecosystem Services in Peri-Urban Areas. An Expert Survey and Case Study. In: Planning, Practice & Research: 1–16. (http://dx.doi.org/10.1080/02697459.2014.973683).

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., 2015A. Empfehlungen zur Entwicklung bundesweiter Indikatoren zur Erfassung von Ökosystemleistungen. Diskussionspapier. BfN-Skripten 410. Bonn, Bundesamt für Naturschutz. https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/skript410.pdf.

ALBERT, C., BONN, A., BURKHARD, B., DAUBE, S., DIETRICH, K., ENGELS, B., FROMMER, J., GÖTZL, M., GRÊT-REGAMEY, A., JOB-HOBEN, B., KOELLNER, T., MARZELLI, S., MONING, C., MÜLLER, F., RABE, S.-E., RING, I., SCHWAIGER, E., SCHWEPPE-KRAFT, B., WÜSTEMANN, H., 2015B. Towards a national set of ecosystem service indicators: Insights from Germany. Ecological Indicators 61(1): 38–48. (http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.050.).

AÖL – ASSOZIATION ÖKOLOGISCHER LEBENSMITTELHERSTELLER, 2014. Pressemitteilung »Firmen fördern Vielfalt. Download 15.10.2015 (http://www.aoel.org/fileadmin/aoel/presse/AoeL-PM_Firmen_foerdern_Vielfalt.pdf).

ARMSWORTH, P. R., CANTÚ-SALAZAR, L., PARNELL, M., DAVIES, Z. G., STONEMAN, R., 2011. Management costs for small protected areas and economies of scalein habitat conservation. Biological Conservation 144: 423–429

BATHKE, M., BRAHMS, E., DIEKMAN, M., VON DRACHENFELS, O., GARVE, E., GEHLKEN, B., HERTWIG, R., HORR, C., ISSELSTEIN, J., KEIENBURG, T., KLEINE-LIMBERG, W., KLIMEK, S., MOST, A., PRÜTER, J., RICHTER GEN. KEMMERMANN, A., SCHREINER, J., STEINMANN, H., WICKE, G., WITTIG, B., ZACHARIAS, D., 2006. Entwicklung einer Kennartenliste für die ergebnisorientierte Honorierung im Grünland Nordwestdeutschlands. NNA-Berichte 19/1 /2006: 20–30.

BBSR – BUNDESINSTITUT FÜR BAU-, STADT- UND RAUMFORSCHUNG, 2014. Flächenverbrauch, Flächenpotenziale und Trends 2030. BBSR-Analysen KOMPAKT 07/2014. Download: 15.10.2015 (http://www.bbr.bund.de/BBSR/DE/Veroeffentlichungen/AnalysenKompakt/2014/DL_07_2014.pdf).

BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2015. Fachinformation des BfN zur »Naturschutz-Offensive 2020« des Bundesumweltministeriums. Status, Trends und Gründe zu den prioritär eingestuften Zielen der NBS. BfN-Skripten 418. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Bad Godesberg.

BIZER, K., 1997. Marktanaloge Instrumente im Natur- und Landschaftsschutz: eine ökonomische Analyse des deutschen Naturschutzrechts. Analytica, Berlin.

BIZER, K., EWRINGMANN, D., BERGMANN, E., DOSCH, F., EINIG, K., HUTTER, G., 1998. Mögliche Maßnahmen, Instrumente und Wirkungen einer Steuerung der Verkehrs- und Siedlungsflächennutzung. Springer, Berlin et al.

BIZER, K., EINIG, K., KÖCK, W., SIEDENTOP, S., 2011. Raumordnungsinstrumente zur Flächenverbrauchsreduktion: Handelbare Flächenausweisungsrechte in der räumlichen Planung, Recht, Ökonomie und Umwelt Band 19. Nomos, Baden-Baden.

BLE UND DVS – BUNDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND ERNÄHRUNG UND DEUTSCHE VERNETZUNGSSTELLE LÄNDLICHE RÄUME, 2015. ELER in Deutschland: Übersicht über die Nationale Rahmenregelung und die Programme der Länder. Maßnahmensteckbriefe 2014–2020. BLE, DVS, Bonn.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2007. Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. BMU, Berlin.

BMUB – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT, 2015A. Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. BMUB, Berlin. Download 25.09.2015 (http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Pools/Broschueren/indikatorenbericht_biologische_vielfalt_2014_bf.pdf).

BMUB – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT, 2015B. Naturschutz-Offensive 2020. Für biologische Vielfalt! BMUB, Berlin. Download 26.10.2015 (http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Pools/Broschueren/naturschutz-offensive_2020_broschuere_bf.pdf).

BREDEMEIER, B., RÜTER, S., VON HAAREN, C., REICH, M., SCHAARSCHMIDT, F., 2015A. Spatial congruence between organic farming and biodiversity related landscape features in Germany. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management. In press. 11 (4): 330–340.

BREDEMEIER, B., VON HAAREN, C., RÜTER, S., REICH, M., MEISE, T., 2015B. Evaluating the nature conservation value of field habitats: A model approach for targeting agri-environmental measures and projecting their effects. Ecological Modelling 295: 113–122.

BUNDESREGIERUNG, 2002. Perspektiven für Deutschland – Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Bundesregierung, Presse- und Informationsamt, Berlin.

DEHNHARDT, A., SCHOLZ, M., MEHL, D., 2015. Die Rolle von Auen und Fließgewässern für den Klimaschutz und die Klimaanpassung. In: Naturkapital Deutschland – TEEB DE: Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte. Hrsg. von Hartje, V., Wüstemann, H., Bonn, A., Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Berlin, Leipzig: 172–181.

EU-KOMMISSION, 2011. Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Euopäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen: Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. Download: 15.10.2015 (http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:52011DC0244).

EU-KOMMISSION, 2013. Grüne Infrastruktur (GI) – Aufwertung des europäischen Naturkapitals. Mitteilung der EU-Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Download: 15.10.2015 (http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:52013DC0249).

FATHEUER, T., 2013. Neue Ökonomie der Natur: Eine kritische Einführung. Heinrich-Böll-Stiftung, Berlin.

FUCHS, D., HÄNEL, K., LIPSKI, A., REICH, M., FINCK, P., RIECKEN, U., 2010. Länderübergreifender Biotopverbund in Deutschland – Grundlagen und Fachkonzept. Naturschutz und Biologische Vielfalt 96. Landwirtschaftsverlag, Münster.

FUEST, B., HUBER, C., 2003. Lösungsmöglichkeiten und Probleme bei der Gewerbesteuerreform. Wirtschaftsdienst IX/2003: 560–565.

GALLER, C., 2015. Koordinationsbedarf in der Umweltplanung zur Optimierung multifunktionaler Maßnahmeneffekte. In: Karl, H. (Hrsg.): Koordination raumwirksamer Politik. Mehr Effizienz und Wirksamkeit von Politik durch abgestimmte Arbeitsteilung. Forschungsberichte der ARL 4: 152–173.

GALLER, C., VON HAAREN, C., ALBERT, C., 2015. Optimizing environmental measures for landscape multifunctionality: Effectiveness, efficiency and recommendations for agri-environmental programs. Environmental Management 151: 243–257.

GRUEHN, D., KENNEWEG, H., 2001. Kritische Evaluation der Wirksamkeit der Landschaftsplanung im Rahmen der Bauleitplanung in Rheinland-Pfalz. Abschlussbericht im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht sowie des Ministeriums für Umwelt und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz, Berlin. Download: 15.10.2015 (http://www.llp.tu-dortmund.de/fileadmin/Downloads/Publikationen/Gruehn___Kenneweg_2002_LP_RP.pdf).

GUST, D., KINN, U., MURSCHEL, B., RENN, O., RUTHER-MEHLIS, A., SCHNEIDER, J., WACHINGER, G., WEBER, M., 2010. Verbundprojekt REFINA. Regionaler Gewerbeflächenpool Neckar-Alb (REGENA). Abschlussbericht. Dialogik, Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen, Stuttgart, Nürtingen. Download 15.10.2015 (http://edoc.difu.de/edoc.php?id=E8VWMGQR).

HANSJÜRGENS, B. (HRSG.), 2015. Inwertsetzung biologischer Vielfalt. Naturschutzanliegen in andere Politikbereiche integrieren. Metropolis-Verlag, Marburg.

HENGER, R., BIZER, K., 2010. Tradable planning permits for land-use control in Germany. Land Use Policy 27: 843–852.

HUBO, C., KROTT, M., 2013. Conflict camouflaging in public administration — A case study in nature conservation policy in Lower Saxony. Forest Policy and Economics 33: 63–70.

JOB, H., MAYER, M., 2012. Forstwirtschaft vs. Waldwildnis: Opportunitätskosten des Nationalparks Bayerischer Wald. Allgemeine Forst und Jagdzeitung 183: 129–143.

KOCH, M., 2007. Strategische Umweltprüfung zu Flächennutzungsplan, Landschaftsplan, Verkehrsentwicklungsplan und Lärmminderung der Stadt Norderstedt. Planung + Umwelt, Stuttgart, Berlin.

KOPPEROINEN, L., ITKONEN, P., NIEMELÄ, J., 2014. Using expert knowledge in combining green infrastructure and ecosystem services in land use planning: an insight into a new place-based methodology. Landscape Ecology 29: 1361–1375.

KÖCK, W., BOVET, J., 2011. Der Beitrag des raumbezogenen Planungsrechts zur Reduzierung des Flächenverbrauchs, in: Köck, W., Bizer, K., Einig, K., Siedentop, S. (Hrsg.): Raumordnungsinstrumente zur Flächenverbrauchsreduktion: Handelbare Flächenausweisungsrechte in der räumlichen Planung. Nomos, Baden-Baden: 49–64.

KRAUS, F., MERLIN, C., JOB, H., 2014. Biosphere Reserves and their contribution to sustainable development. Zeitschrift für Wirtschaftsgeografie 58: 164–180.

LABO – BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ, 2011. Reduzierung der Flächeninanspruchnahme. Maßnahmen – Stand der Umsetzung und Erfahrungen. Statusbericht zum LABO-Bericht vom 01.03.2010. Bericht der Umweltministerkonferenz zur Vorlage an die Konferenz der Chefinnen und der Chefs der Staats- und Senatskanzleien mit dem Chef des Bundeskanzleramtes. Download: 01.07.2015 (https://www.labo-deutschland.de/documents/20111201_Bericht_Flaecheninanspruchnahme_UMK.pdf).

LABO – BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ, 2012. Reduzierung der Flächeninanspruchnahme. Statusbericht zu den LABO-Berichten vom 21.09.2011 sowie 30.03.2010. Bericht zur Vorlage an die Umweltministerkonferenz. Download: 01.07.2015 (https://www.labo-deutschland.de/documents/1_Anlage_LABO_Reduzierung_der_Flaecheninanspruchnahme_f11.PDF).

LÖHR, D., 2004. Umgestaltung der Grundsteuer im Rahmen einer effizienten Flächenhaushaltspolitik. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 27, 587–606.

MAES, J., BARBOSA, A., BARANZELLI, C., ZULIAN, G., BATISTA E SILVA, F., VANDECASTEELE, I., HIEDERER, R., LIQUETE, C., PARACCHINI, M., MUBAREKA, S., JACOBS-CRISIONI, C., CASTILLO, C., LAVALLE, C., 2015. More green infrastructure is required to maintain ecosystem services under current trends in land-use change in Europe. Landscape Ecology 30: 517–534.

MARGGRAF, R., RAUPACH, K., SAUER, U., IM ERSCHEINEN. Folgenabschätzung inklusive Kosten-Nutzen-Analyse eines Maßnahmenvorschlages »Gewässerrandstreifen« in Niedersachsen im Rahmen der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Beratungsgesellschaft für Wirtschaftlichkeit, Effizienz und ökonomische Bewertung öffentlicher und ökosystemarer Dienstleistungen. Universität Göttingen, Göttingen.

MAY, P.H., VEIGA NETO, F., DENARDIN, V., LOUREIRO, W., 2002. Using fiscal instruments to encourage conservation: Municipal responses to the 'ecological' value-added tax in Paraná and Minas Gerais, Brazil, in: Pagiola, S., Bishop, J., Landell-Mills, N. (Hrsg.), Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development. Earthscan, London: 173–199.

MAYER, M., JOB, H., 2014. The economics of protected areas – a European perspective. Zeitschrift für Wirtschaftsgeografie 58: 73–97.

MÖCKEL, S., KÖCK, W., RUTZ, C., SCHRAMEK, J., 2014. Rechtliche und andere Instrumente für vermehrten Umweltschutz in der Landwirtschaft. UBA-Texte 42/2014. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE, 2013. Die Unternehmensperspektive – Auf neue Herausforderungen vorbereitet sein. Berlin, PricewaterhouseCoopers, Leipzig, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Bonn, Bundesamt für Naturschutz.

NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE, 2014. Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte. Kurzbericht für Entscheidungsträger. Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Berlin, Leipzig.

NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE, 2015. Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte. Hrsg. von Hartje, V., Wüstemann, H., Bonn, A., Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Berlin, Leipzig.

NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN, 2011. Das LÖWE-Programm. 20 Jahre langfristige ökologische Waldentwicklung. Niedersächsische Landesforsten, Braunschweig. Download: 15.10.2015 (https://www.landesforsten.de/fileadmin/doku/Infomaterial/loewe20j_download.pdf).

OFFERMANN, F., DEBLITZ, C., GOLLA, B., GÖMANN, H., HAENEL, H-D., KLEINHANSS, W., KREINS, P., VON LEDEBUR, O., OSTERBURG, B., PELIKAN, J., RÖDER, N., RÖSEMANN, C., SALAMON, P., SANDERS, J., DE WITTE, T., 2014. Thünen-Baseline 2013–2023: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig. Download: 01.07.2015 (http://literatur.ti.bund.de/digbib_extern/dn053620.pdf).

PALMAS, C., SIEWERT, A., 2013. Optimizing decentralized renewable energy production by combining potentials and integrated environmental impact analysis – A case study in the Hannover region. EnviroInfo 2013 Hamburg. Hamburg. Download: 01.07.2015 (http://smartnord.de/downloads/226.pdf).

PE'ER, G., DICKS, L.V., VISCONTI, P., ARLETTAZ, R., BÁLDI, A., BENTON, T.G., COLLINS, S., DIETERICH, M., GREGORY, R.D., HARTIG, F., HENLE, K., HOBSON, P.R., KLEIJN, D., NEUMANN, R.K., ROBIJNS, T., SCHMIDT, J., SHWARTZ, A., SUTHERLAND, W.J., TURBÉ, A., WULF, F., SCOTT, A.V., 2014. EU agricultural reform fails on biodiversity. Science 344: 1090–1092.

PERNER, A., THÖNE, M., 2007. Naturschutz im kommunalen Finanzausgleich – Anreize für eine nachhaltige Flächennutzung. BfN-Skripten 192. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Bad Godesberg.

PLANKL, R., WEINGARTEN, P., NIEBERG, H., ZIMMER, Y., ISERMEYER, F., KRUG, J., HAXSEN, G., 2010. Quantifizierung gesellschaftlich gewünschter, nicht marktgängiger Leistungen der Landwirtschaft. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie, 01/2010. Download: 01.07.2015 (http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:gbv:253-201002-dk043125-1).

PRETTY, J.N., BRETT, C., GEE, D., HINE, R.E., MASON, C.F., MORISON, J.I.L., RAVEN, H., RAYMENT, M.D., VAN DER BIJL, G., 2000. An assessment of the total external costs of UK agriculture. Agricultural Systems 65: 113–136.

RING, I., 2001. Ökologische Aufgaben und ihre Berücksichtigung im kommunalen Finanzausgleich. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung Sonderheft 13: 236–249.

RING, I., 2008. Compensating Municipalities for Protected Areas: Fiscal Transfers for Biodiversity Conservation in Saxony, Germany. GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society 17: 143–151.

SANTOS, R., RING, I., ANTUNES, P., CLEMENTE, P., 2012. Fiscal transfers for biodiversity conservation: The Portuguese Local Finances Law. Land Use Policy 29: 261–273.

SCHADER C., PETRASEK R., LINDENTHAL T., WEISSHAIDINGER R., MÜLLER W., MÜLLER A. NIGGLI U., STOLZE M., 2013. Volkswirtschaftlicher Nutzen der Bio-Landwirtschaft für Österreich. Beitrag der biologischen Landwirtschaft zur Reduktion der externen Kosten der Landwirtschaft Österreichs. FiBL-Diskussionspapier. Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Frick (Schweiz). Download: 01.07.2015 (http://orgprints.org/25040/1/fibl-2013-studie-volkswirtschaft-nutzen-131205.pdf).

SCHIER, M., HENGER, R., BLECKEN, L., MELZER, M., SCHMIDT, T., FERBER, U., GUTSCHE, J.-M., 2015. Flächenhandel-Informationspapier Nr. 8. Ergebnisse der kommunalen Fallstudien. Download: 01.07.2015 (http://www.flaechenhandel.de/fileadmin/std_site/content/Downloads/Fl%C3%A4chenhandel-Info-Papier-Nr.08.pdf).

SCHRÖTER-SCHLAACK, C., 2013. Steuerung der Flächeninanspruchnahme durch Planung und handelbare Flächenausweisungsrechte. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig.

SCHRÖTER-SCHLAACK, C., RING, I., MÖCKEL, S., SCHULZ-ZUNKEL, C., LIENHOOP, N., KLENKE, R., LENK, T., 2013. Assessment of existing and proposed policy instruments for biodiversity conservation in Germany: the role of ecological fiscal transfers. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig.

SCHRÖTER-SCHLAACK, C., RING, I., KOELLNER, T., SANTOS, R., ANTUNES, P., CLEMENTE, P., MATHEVET, R., BORIE, M., GRODZINSKA-JURCZAK, M., 2014. Intergovernmental fiscal transfers to support local conservation action in Europe. Zeitschrift für Wirtschaftsgeografie / The German Journal of Economic Geografy 58: 98–114.

SCHRÖTER-SCHLAACK, C., SCHMIDT, J., 2015. Ökosystemleistungen grüner Infrastrukturen: Erfassung, Bewertung und Inwertsetzung. RaumPlanung 180 / 4-2015: 12–17.

SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, 2004. Umweltgutachten 2004: Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Berlin.

SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, 2008. Umweltgutachten 2008: Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN, 2015. Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen, Berlin.

STERN, N., 2007. The Economics of Climate Change. The Stern Review. Cambridge University Press, Cambridge.

TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2010. Mainstreaming the economics of nature. A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. Download 25.09.2015 (http://www.unep.org/pdf/LinkClick.pdf).

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. Institut für Ländliche Räume, Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Braunschweig.

UBA – UMWELTBUNDESAMT, 2014. 12 notwendige Schritte auf dem Weg zum Schutz fruchtbarer Böden und zur Reduzierung des Flächenverbrauchs. Ergebnisse der KBU-Veranstaltung »Wie viel Boden brauchen wir?« am 6. Dezember 2013. Download: 01.07.2015 (https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/kbu_12_schritte_april_2014.pdf).

UMWELTMINISTERIUM HESSEN – HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMASCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2015. Verluste in der Landwirtschaft reduzieren. Flächenverbrauch. Download: 01.07.2015 (https://umweltministerium.hessen.de/umwelt-natur/naturschutz/eingriff-kompensation/flaechenverbrauch).

UNMÜSSIG, B., 2014. Vom Wert der Natur: Sinn und Unsinn einer Neuen Ökonomie der Natur. Heinrich-Böll-Stiftung, Berlin. Download: 15.10.2015 (https://www.boell.de/sites/default/files/140220_e-paper_vom_wert_der_natur.pdf).

VON HAAREN, C., BILLS, N., 2007. Agri-environmental Programs in the U.S. and the EU: Lessons from Germany and New York State. Cornell University (Hrsg.): Conference on the Science and Education of Land Use: A Transatlantic, Multidisciplinary and Comparative Approach. Cornell University, Washington.

VON HAAREN, C., BATHKE, M., 2008. Integrated landscape planning and remuneration of agri-environmental Services – Results of a case study in the Fuhrberg region of Germany. Journal of Environmental Management 89: 209–221.

VOSKAMP, I.M., VAN DE VEN, F.H.M., 2015. Planning support system for climate adaptation: Composing effective sets of blue-green measures to reduce urban vulnerability to extreme weather events. Building and Environment 83: 159–167.

WÄTZOLD, F., 2004. SO2 emissions in Germany: Regulations to fight "Waldsterben", in: Harrington, W., Morgenstern, R.D., Sterner, T. (Hrsg.), Choosing environmental policy: Comparing instruments and outcomes in the United States and Europe. Resources for the Future, Washington, DC: 23–40.

WEINGARTEN, P., FÄHRMANN, B., GRAJEWSKI, R., 2015. Koordination raumwirksamer Politik: Politik zur Entwicklung ländlicher Räume als 2. Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik. In: Karl, H. (Hrsg.): Koordination raumwirksamer Politik. Mehr Effizienz und Wirksamkeit von Politik durch abgestimmte Arbeitsteilung. Forschungsberichte der ARL 4: 23–49.

WENDE, W., WOJTKIEWICZ, W., MARSCHALL, I., HEILAND, S., LIPP, T., REINKE, M., SCHAAL, P., SCHMIDT, C., 2012. Putting the plan into practice: implementation of proposals for measures of local landscape plans. Landscape Research, 37(4): 483–500.

GLOSSAR

AGROBIODIVERSITÄT

Alle Komponenten der biologischen Vielfalt, die für Ernährung und Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Fischerei von Bedeutung sind. Neben den Nutztieren und -pflanzen sind auch die Komponenten der -> Biologischen Vielfalt gemeint, die -> Ökosystemleistungen wie Nährstoffkreisläufe, Bodenbildung und -erhaltung, Regulierung von Schädlingen und Krankheiten, Samenverbreitung, Bestäubung, Regulierung der Boden erosion, des Wasserhaushalts und des Klimas fördern, die für die land- und forstwirtschaftliche Produktion entscheidend sind.

ALTERNATIVKOSTEN

-> Opportunitätskosten

BASISLEISTUNGEN

Basisleistungen (auch unterstützende Leistungen) sind eine Kategorie von -> Ökosystemleistungen. Sie bilden die Voraussetzung für die Bereitstellung aller anderen Ökosystemleistungen und umfassen Prozesse wie Photosynthese, Nährstoffkreisläufe oder Bodenbildung.

BIODIVERSITÄT

-> Biologische Vielfalt

BIODIVERSITÄTSKONVENTION

Völkerrechtliches internationales Übereinkommen zum Schutz der Biologischen Vielfalt, unterzeichnet auf der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro (1992). Die Biodiversitätskonvention wird in Deutschland u. a. durch die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt unterstützt. Die drei gleichrangigen zentralen Ziele der Biodiversitätskonvention sind 1) Schutz der biologischen Vielfalt, 2) nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile und 3) Zugang zu genetischen Ressourcen und gerechter Ausgleich von Vorteilen, die aus der Nutzung genetischer Ressourcen entstehen.

BIOLOGISCHE VIELFALT

Die Vielfalt des Lebens auf unserer Erde (oder kurz: Biodiversität) ist die Variabilität lebender Organismen und der von ihnen gebildeten ökologischen Komplexe. Sie umfasst die folgenden Ebenen: 1) die Vielfalt an Ökosystemen beziehungsweise Lebensgemeinschaften, Lebensräumen und Landschaften, 2) die Artenvielfalt und 3) die genetische Vielfalt innerhalb der verschiedenen Arten.

DISKONTSATZ

Ein Zinssatz, der ausdrücken soll, wie zukünftige Nutzen und Kosten aus heutiger Sicht bewertet werden. Bei privatwirtschaftlichen Investitionen orientiert sich der Diskontsatz an Marktzinssätzen. Bei öffentlichen Projekten wird häufig ein sog. sozialer Diskontsatz verwendet, der die Wertschätzung der Gesellschaft für zukünftige Nutzungen wiedergibt. Eine Abzinsung zukünftiger Nutzen und Kosten wird im Allgemeinen nur dann als gerechtfertigt angesehen, wenn der Wohlstand einer Gesellschaft in Zukunft größer ist, zumindest aber erhalten bleibt.

EINGRIFFE IN NATUR UND LANDSCHAFT

Eingriffe in Natur und Landschaft im Sinne des § 14 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) sind »Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen oder Veränderungen des mit der belebten Bodenschicht in Verbindung stehenden Grundwasserspiegels, die die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts oder das Landschaftsbild erheblich beeinträchtigen können«.

EINGRIFFSREGELUNG

Die Eingriffsregelung basiert auf den Rechtsgrundlagen der §§ 14 ff. des BNatSchG. Eingriffe in Natur und Landschaft sollen vermieden und minimiert werden. Nicht vermeidbare Eingriffe sollen durch Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen kompensiert werden.

EXTERNE EFFEKTE

Positive oder negative Auswirkungen wirtschaftlicher Aktivitäten (Konsum oder Produktion) auf unbeteiligte Dritte bzw. auf Natur und Umwelt, die sich nicht in Marktpreisen niederschlagen und daher nicht im Handeln des Verursachers berücksichtigt werden. -> Internalisierung externer Effekte, -> Negative externe Effekte, -> Positive externe Effekte

FFH-RICHTLINIE

Naturschutz-Richtlinie der Europäischen Union (Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992). Ziel der Richtlinie ist die Erhaltung wildlebender Tier- und Pflanzenarten, die Erhaltung ihrer Lebensräume sowie der Aufbau eines zusammenhängenden Systems von Schutzgebieten (Vernetzung, -> Natura 2000-Gebiete).

FLÄCHENPOOL

Unter Flächenpools und -> Ökokonten versteht man in Anlehnung an § 16 BNatSchG die Bevorratung von Flächen für bzw. mit Ausgleichs -und Ersatzmaßnahmen. Es handelt sich um Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege nach § 15 (2) BNatSchG, die ohne anderweitige rechtliche Verpflichtung durchgeführt werden, für die keine öffentlichen Fördermittel in Anspruch genommen werden und von denen eine Dokumentation des Ausgangszustands der Flächen vorliegt (vgl. http://www.bfad-dokumente.de/Downloads/Definitionen_Flaechenpool_Oekokonto_BFAD_2014.pdf)

GREENING

Eine Zahlung an Betriebsinhaber in der Landwirtschaft, die dem Klima- und Umweltschutz förderliche Landbewirtschaftungsmethoden bei der Inanspruchnahme von Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Europäischen Agrarpolitik anwenden. Das Greening umfasst die folgenden Maßnahmen: 1) Anbaudiversifizierung, 2) Erhaltung des Dauergrünlands und 3) Ausweisung einer Flächennutzung im Umweltinteresse (sog. »ökologische Vorrangflächen«).

IN/TANGIBLE KOSTEN UND NUTZEN

Tangible Nutzen und Kosten lassen sich dem Marktpreis unmittelbar zuordnen bzw. sind in der Regel in diesem enthalten (z. B. Nutzen der Bodenfruchtbarkeit in Form höherer Erträge landwirtschaftlicher Produktion oder erhöhte Trinkwasseraufbereitungskosten nährstoffbelasteten Grundwassers). Intangible Nutzen und Kosten beziehen sich dagegen auf Parameter, die schwierig zu messen und nicht durch einen Marktpreis zu bewerten sind (z. B. Nutzen aus der Erhaltung der Artenvielfalt oder Kosten aus dem Verlust an Landschaftsqualität durch Bebauung). Solche Nutzen und Kosten sind allerdings streng genommen nicht vollständig intangibel, da faktisch Bewertungen durch Lebensqualitätsmessung oder Bestimmung einer Zahlungsbereitschaft für Erhaltung oder Wiederherstellung des betreffenden Objekts erlangt werden können.

INTEGRIERTE LÄNDLICHE ENTWICKLUNG

Integrierte ländliche Entwicklung zielt auf die gleichzeitige Entwicklung ländlicher Räume als Lebens-, Arbeits-, Erholungs- und Naturräume ab. Dabei sollen die verschiedenen Handlungsfelder möglichst ausgewogenen berücksichtigt werden, sodass die zukünftige Entwicklung nicht zulasten einzelner Entwicklungsziele erfolgt. Das Naturkapital der ländlichen Räume kann dabei eine wichtige Rolle spielen.

INTERNALISIERUNG EXTERNER EFFEKTE

Maßnahmen zur Einbeziehung -> externer Effekte, d. h. bislang unberücksichtigter positiver oder negativer Auswirkungen von Produktion oder Konsum in die Entscheidungskalküle des Handelnden. Beispiele sind die finanzielle Förderung von Naturschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft, für die keine Kompensation über erhöhte Marktpreise der so erzeugten Produkte erlangt werden kann, oder die Erhebung einer Stickstoffüberschussabgabe, um negative Umwelt- und Gesundheitswirkungen einer übermäßigen Nitratbelastung, z. B. des Grundwassers ins betriebliche Kalkül der Landwirte zu integrieren.

INWERTSETZUNG

Bündel von Maßnahmen, um den Nutzen der Erhaltung von biologischer Vielfalt und der Bereitstellung gesellschaftlich ausgewogener Ökosystemleistungsbündel in Entscheidungen über Art, Umfang und Intensität der Nutzung der natürlichen Ressourcen zu integrieren. Dazu zählen u. a. die Bereitstellung relevanter Informationen für Kaufentscheidungen (z. B. über Umweltlabel) und für Abwägungsentscheidungen öffentlicher und privater Entscheider (z. B. durch Bereitstellung ökonomischer Bewertungen) die Definition und Anwendung von Bewirtschaftungsauflagen oder Anreizinstrumenten zur Steuerung des Verhaltens privater Entscheidungsträger.

KARDINALE SKALIERUNG

Für kardinal skalierbare Merkmale lässt sich eine Rangordnung zwischen unterschiedlichen Merkmalswerten festlegen und die Größe des Abstandes zwischen zwei Werten lässt sich sachlich begründen. Es sind Aussagen über den Betrag der Unterschiede zwischen zwei Merkmalswerten möglich, die Ungleichheit der Merkmalswerte lässt sich durch Differenzbildung quantifizieren (z. B. Unterschiede in den Investitionskosten von Projektalternativen). -> ordinale Skalierung

KOMPENSATIONSMASSNAHME

Kompensationsmaßnahmen im Sinne von »Ausgleichsmaßnahmen« und »Ersatzmaßnahmen« nach § 14 BNatschG sind Naturschutzmaßnahmen, die als Kompensation für unvermeidbare und nicht-reduzierbare Eingriffe im Rahmen der Eingriffs- und Ausgleichsregelung durchgeführt werden. In einigen Bundesländern werden von privaten oder öffentlichen Trägern bereits durchgeführte oder noch durchzuführende Naturschutzmaßnahmen in Form von »Ökopunkten« an Bauvorhabenträger verkauft, die auf diese Weise ihrer gesetzlichen Pflicht zum Ausgleich oder Ersatz nachkommen können. Die Ökopunkte ähneln Zertifikaten im Emissionshandel. Sie bilden die Wertigkeit durchgeführter Kompensationsmaßnahmen ab und können zum Teil auf einem sog. -> Ökokonto bevorratet werden.

KULTURELLE ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

Kulturelle Ökosystemleistungen sind eine Kategorie von -> Ökosystemleistungen mit Wirkung und Bedeutung für Erholung, ästhetisches Empfinden, spirituelle Erfahrungen, ethische Anforderungen, kulturelle Identität, Heimatgefühl, Wissen und Erkenntnis.

KUPPELPRODUKTION

Simultane Herstellung mehrerer Produkte bzw. Beeinflussung mehrerer Ökosystemleistungen in einem einzigen Produktionsprozess aus naturgesetzlichen oder technischen Gründen, z. B. die Produktion landwirtschaftlicher Erzeugnisse und die damit einhergehende Beeinflussung des Landschaftsbildes.

NATURA 2000

Natura 2000 bezeichnet das EU-weite Netz von Schutzgebieten (Gebiete der Vogelschutzrichtlinie sowie der -> FFH-Richtlinie). Ziel ist der länderübergreifende Schutz gefährdeter wildlebender heimischer Pflanzen- und Tierarten und ihrer natürlichen Lebensräume. In Deutschland nehmen die Natura 2000-Gebiete 15,4 % der Landes- und 45,4 % der Meeresfläche ein.

NATURHAUSHALT

Umfasst die abiotischen (Boden, Wasser, Luft/Klima) und die biotischen Bestandteile der Natur (Organismen, Lebensräume und Lebensgemeinschaften) und deren Wechselwirkungen. .

NATURKAPITAL

Ökonomische Bezeichnung für den (endlichen) Bestand an Natur, ähnlich dem Sach- oder Humankapital. Naturkapital ist somit eine Metapher für den wertvollen, aber begrenzten Vorrat an physischen und biologischen Ressourcen der Erde und die begrenzte Bereitstellung von Gütern und Leistungen durch Ökosysteme. Aus dem Naturkapital fließen »Dividenden« in Form von -> Ökosystemleistungen. Ökosystemleistungen können dauerhaft nur dann fließen, wenn das Naturkapital nachhaltig genutzt wird, d. h. der Bestand erhalten bleibt oder zumindest keine kritischen Grenzen unterschreitet.

NEGATIVE EXTERNE EFFEKTE

-> Externe Effekte, -> Internalisierung externer Effekte

NUTZEN (VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN)

Entsteht, wenn Ökosystemleistungen vom Menschen direkt oder indirekt in Anspruch genommen werden oder/und eine positive Bedeutung haben.

ÖFFENTLICHE GÜTER

Güter, von deren Nutzung niemand ausgeschlossen werden kann (Nichtanwendbarkeit des Ausschlussprinzips) und die gleichzeitig durch verschiedene Personen genutzt werden können, ohne dass die Nutzung der jeweils anderen Personen hierdurch benachteiligt wird (Nichtrivalität im Konsum). Beispiele sind innere Sicherheit, saubere Luft oder der Blick auf die freie Landschaft.

ÖKOKONTO

Im Ökokonto werden vorab durchgeführte, bevorratete -> Kompensationsmaßnahmen, mit denen zukünftige -> Eingriffe in Natur und Landschaft ausgeglichen oder ersetzt werden sollen, in Form von Ökopunkten aufgeführt. Ein Landbesitzer kann Ökopunkte geltend machen, wenn er geeignete Maßnahmen durchführt und den dauerhaften Schutz der Fläche garantiert. Ein Vorhabenträger erwirbt je nach Schwere und Art des Eingriffs in die Natur geeignete Ökopunkte, um seiner Kompensationsverpflichtung nachzukommen. Er muss somit den Ausgleich und Ersatz nicht selbst durchführen. -> Flächenpool.

ÖKONOMISCHE BEWERTUNG

Einschätzung des Werts eines Gutes oder einer Leistung in einem spezifischen Kontext, oft in monetären Größen. Die ökonomische Bewertung orientiert sich an den Präferenzen der Betroffenen (anthropozentrischer Bewertungsansatz). Ökonomische Bewertungen werden häufig zu Kosten-Nutzen-Analysen zusammengefasst. Wenn nicht alle Leistungen monetär bewertet werden (können), werden andere Verfahren, wie z. B. die Kostenwirksamkeitsanalyse, genutzt.

ÖKOSYSTEM

Bezeichnet die Bestandteile eines abgegrenzten Naturraumes (z. B. niedersächsisches Wattenmeer) oder eines bestimmten Naturraumtyps (z. B. nährstoffarmes Fließgewässer) und deren Wechselwirkungen. Der Begriff kann sich auf verschiedene räumliche Ebenen (lokal, regional) beziehen und umfasst sowohl (halb-)natürliche (z. B. ungestörte Hochmoore) und naturnahe (z. B. Kalkmagerrasen) als auch stark menschlich geprägte Ökosysteme (z. B. Agrarökosysteme).

ÖKONOMISCHE PERSPEKTIVE

Die ökonomische Perspektive betrachtet Natur und Ökosystemleistungen unter Knappheitsgesichtspunkten. Dabei werden Handlungsempfehlungen für Abwägungsentscheidungen im Umgang mit den Trade-Offs in der Bereitstellung verschiedener Ökosystemleistungen unter Bezug auf Nutzen-Kosten-Aspekte entwickelt. Die ökonomische Perspektive umfasst im Verständnis dieses Berichts 1) das Bewusstsein um die Knappheit der vielfältigen Leistungen der Natur für den Menschen und die daran geknüpften individuellen und gesellschaftlichen Werte, 2) das Aufzeigen von Werten der Natur und von Ökosystemleistungen zur Entscheidungsunterstützung mithilfe verschiedener Verfahren der -> ökonomischen Bewertung sowie 3) die Untersuchung des Handlungsrahmens der relevanten Akteure und von Instrumenten und Maßnahmen für einen effizienteren Umgang mit dem -> Naturkapital (-> Inwertsetzung).

ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

Bezeichnen direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen, das heißt Leistungen und Güter, die dem Menschen einen direkten oder indirekten wirtschaftlichen, materiellen, gesundheitlichen oder psychischen Nutzen bringen. In Abgrenzung zum Begriff Ökosystemfunktion entsteht der Begriff Ökosystemleistung aus einer anthropozentrischen Perspektive und ist an einen Nutzen des Ökosystems für den Menschen gebunden. Der Begriff beinhaltet die häufig verwendeten Begriffe »Ökosystemdienstleistung« und »ökosystemare Güter und Leistungen« und entspricht dem englischen Begriff der »ecosystem goods and services«.

OPPORTUNITÄTSKOSTEN

(auch: -> Alternativkosten). Entgangene Vorteile einer nicht gewählten Alternative, hier einer alternativen Nutzung von Flächen und Ökosystemen. Beispiel: Gewinne aus einer landwirtschaftlichen Nutzung, die man weitergeführt hätte, wenn ein Gebiet nicht als Aue renaturiert worden wäre.

ORDINALE SKALIERUNG

Für ordinal skalierbare Merkmale bestehen Rangordnungen zwischen zwei unterschiedlichen Merkmalswerten, über die Abstände zwischen benachbarten Merkmalswerten ist jedoch nichts ausgesagt (z. B. Biologische Gewässergüteklassen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, u. a. »anthropogen unbelastet«, »mäßige Belastung«, »sehr hohe Belastung«). -> kardinale Skalierung

POLITIKINTEGRATION

Integration von politikfeldübergreifenden Querschnittsaufgaben, insbesondere der Berücksichtigung des -> Naturkapitals in den »Verursacherbereichen«, wie z. B. in der Agrar-, Energie- und Klima- oder Siedlungs- und Verkehrspolitik (horizontale Integration) und Mobilisierung der Potenziale auf verschiedenen Politikebenen (vertikale Integration).

POSITIVE EXTERNE EFFEKTE

-> Externe Effekte, -> Internalisierung externer Effekte

REGULIERUNGSLEISTUNGEN

Regulierungsleistungen sind eine Kategorie von -> Ökosystemleistungen und umfassen Funktionen von Ökosystemen, die auf (andere) Elemente und Prozesse von Ökosystemen einwirken, die (direkten) Nutzen für den Menschen haben, z. B. die Filterwirkung von Bodenschichten auf die Grundwasserqualität, oder der Beitrag einer Hecke zur Verringerung der Bodenerosion.

RELIABILITÄT

Maß für die formale Genauigkeit bzw. Verlässlichkeit wissenschaftlicher Messungen. Sie ist derjenige Anteil an der Varianz, der durch tatsächliche Unterschiede im zu messenden Merkmal und nicht durch Messfehler erklärt werden kann.

RENATURIERUNG

Maßnahmen, die anthropogen veränderte Lebensräume in einen naturnäheren Zustand überführen.

SYNERGIE(N)

Zusammenwirken von Kräften im Sinne von »sich gegenseitig fördern«. Dies kann zum einen ein resultierender gemeinsamer Nutzen für verschiedene Ziele sein. Ein Beispiel ist die gleichzeitige Erreichung mehrerer gesellschaftlicher Ziele durch eine ausbalancierte Landnutzung und dem dabei bereitgestellten Ökosystemleistungsbündel. Zum anderen können Synergien auch in der Förderung von verschiedenen Ökosystemleistungen auftreten, d. h. durch die Bereitstellung einer Ökosystemleistung (z. B. dem Erosionsschutz durch Landschaftselemente wie Hecken) werden weitere Ökosystemleistungen (z. B. Bestäubungsleistungen, Grundwasserreinigung, Landschaftsästhetik) gefördert. Das Gegenteil von Synergien sind -> Trade-offs, wenn verschiedene Ziele oder die Bereitstellung verschiedener Ökosystemleistungen in gegenläufiger Abhängigkeit zueinander stehen.

TEEB

The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Die internationale TEEB-Studie wurde von Deutschland im Rahmen seiner G8-Präsidentschaft im Jahr 2007 gemeinsam mit der EU-Kommission initiiert und mithilfe zahlreicher weiterer Institutionen unter der Schirmherrschaft des Umweltprogramms der Vereinten Nationen (UNEP) durchgeführt. Ziel der TEEB-Studie war es, den ökonomischen Wert der Leistungen der Natur abzuschätzen, die wirtschaftlichen Auswirkungen der Schädigung von Ökosystemen zu erfassen und ausgehend davon die Kosten eines Nicht-Handelns zu verdeutlichen sowie Handlungsmöglichkeiten darzustellen, mit denen die vielfältigen Werte der Natur in Entscheidungen integriert werden können. Weiterführende Informationen unter www.teebweb.org.

TRADE-OFF(S)

Bezeichnet Austauschbeziehungen, z. B. in Bezug auf die Bereitstellung verschiedener Ökosystemleistungen, die von einer gegenläufigen Abhängigkeit gekennzeichnet sind: Wird das eine besser, wird zugleich das andere schlechter. Oft bestehen Trade-Offs zwischen der Maximierung der Versorgungsleistungen (z. B. der Produktion von Nahrungsmitteln, Holz oder Energie) und anderen Ökosystemleistungen (z. B. Regulierungsleistungen, wie die Wasserreinigung, oder kulturellen Leistungen, wie die Landschaftsästhetik) oder der Erhaltung der biologischen Vielfalt. Zwischen diesen Zieldimensionen bestehen also Trade-offs, die im konkreten Fall immer wieder neu abgewogen werden müssen. Das Gegenteil von Trade-offs sind -> Synergien als sich gegenseitig verstärkende Effekte.

VERSORGUNGSLEISTUNGEN

Versorgungsleistungen sind eine Kategorie von -> Ökosystemleistungen und bezeichnen den Beitrag von Ökosystemleistungen zur Erzeugung von Gütern und Dienstleistungen, die zur Versorgung der Menschen dienen (zum Beispiel Nahrung, Frischwasser, Feuer- und Bauholz) und häufig über Märkte gehandelt werden.

VERURSACHERPRINZIP

Prinzip der Umweltpolitik, das die Anlastung der Kosten umweltrelevanten Handelns beim (technischen) Verursacher fordert, z. B. durch Vorgaben mindestens einzuhaltender (technischer oder Bewirtschaftungs-)Standards oder Abgaben auf umweltbelastende Materialien oder Handlungen. Gründe für die Anwendung des Verursacherprinzips sind zum einen Gerechtigkeitsüberlegungen, nach denen es als gerecht angesehen wird, den Verursacher mit Kosten der Vermeidung oder der nachträglichen Sanierung zu belasten, zum anderen aber auch Effizienzüberlegungen, weil der Verursacher häufig am besten weiß, wie umwelt- und naturschädigendes Verhalten vermieden oder minimiert werden kann. Das Verursacherprinzip wurde in Deutschland mit dem Umweltprogramm der Bundesregierung von 1976 etabliert. Ihm steht das Gemeinlastprinzip gegenüber, nach dem die Kostenanlastung bei der Allgemeinheit (der Steuerzahler) erfolgt.

WALDWIRKUNGEN

Das Leistungsangebot oder -potenzial des Waldes.

WALDFUNKTIONEN

Gesellschaftliche Nachfrage nach Leistungen oder Produkten des Waldes.

WOHLERGEHEN / MENSCHLICHES WOHLERGEHEN

Der Begriff wurde v. a. durch das »Millennium Ecosystem Assessment« geprägt (»human wellbeing«). Er bezeichnet das, was »Lebensqualität« ausmacht und umfasst grundlegende materielle Güter, Gesundheit und körperliches Wohlbefinden, gute soziale Beziehungen, Sicherheit, innere Ruhe und Spiritualität sowie Entscheidungs- und Handlungsfreiheit.

ZAHLUNGSBEREITSCHAFT

Höhe des Geldbetrages, den man für die Bereitstellung von Gütern, einschließlich öffentlicher Güter, die in der Regel nicht über Märkte gehandelt werden und damit keinen Marktpreis haben (z. B. Aktionsprogramme für den Schutz bedrohter Arten), zu zahlen bereit ist.

ZAHLUNGSBEREITSCHAFTSANALYSE

Eine ökonomische Methode zur Erfassung der Zahlungsbereitschaft, die auf Befragungen beruht. Aus dem englischen Sprachgebrauch stammt der Begriff »Kontingente Bewertung«, da es sich um ein Erfragen der Zahlungsbereitschaft unter bestimmten (»kontingenten«) Bedingungen handelt. Zahlungsbereitschaften lassen sich durch unterschiedliche Methoden erfassen. Die Zahlungsbereitschaftsanalyse ist lediglich eine dieser Methoden. Sie zeichnet sich dadurch aus, dass sie im Gegensatz zu vielen anderen ökonomischen Bewertungsmethoden auch Werte von Ökosystemleistungen erfassen kann, die nicht von ihrer Nutzung abhängen.

VERZEICHNIS DER MITWIRKENDEN
ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IN LÄNDLICHEN RÄUMEN – GRUNDLAGE FÜR MENSCHLICHES WOHLERGEHEN UND NACHHALTIGE WIRTSCHAFTLICHE ENTWICKLUNG

AUTORINNEN, AUTOREN UND BEITRAGENDE

Christian Albert (Leibniz Universität Hannover – LUH), Ingrid Albert (LUH), Daija Angeli (Royal Society of Biology), Andreas Anlauf (Bundesanstalt für Gewässerkunde – BfG), Johannes Bachinger (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung – ZALF), Jan Barkmann (Georg-August-Universität Göttingen – GAU), Olaf Bastian (Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung – IÖR), Gert Berger (ZALF), Christine Bertram (Christian-Albrechts-Universität zu Kiel – CAU), Uwe Beständig (Leuphana Universität Lüneburg), Claudia Bieling (Universität Hohenheim), Barbara Birzle-Harder (Institut für sozial-ökologische Forschung – ISOE), Ralf Bloch (Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde – HNEE), Kristin Bormann (Thünen-Institut für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie – TI-WF), Matthias Bösch (TI-WF), Renate Bürger-Arndt (GAU), Benjamin Burkhard (CAU), Jutta Deffner (ISOE), Alexandra Dehnhardt (Technische Universität Berlin – TUB), Detlef Deumlich (ZALF), Ralf Döring (Thünen-Institut für Seefischerei – TI-SF), Martin Drechsler (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ), Peter Elsasser (TI-WF), Mariele Evers (Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn – RFWU), Christian Fischer (Helmholtz-Zentrum Geesthacht – HZG), Jan Freese (Deutsche Vernetzungsstelle Ländliche Räume – DVS), Bernd Freier (Julius Kühn-Institut – JKI), Elmar Fuchs (BfG), Roger Funk (ZALF), Carolin Galler (LUH), Michael Gerisch (BfG), Michael Glemnitz (ZALF), Frank Gottwald (Versuchs- und Beratungsring Ökologischer Landbau Schleswig-Holstein e.V.), Karsten Grunewald (IÖR), Wolfgang Günther (Institut für Tourismus- und Bäderforschung in Nordeuropa – NIT), Christina von Haaren (LUH), Peter Haase (Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung), Wolfgang Haber (Technische Universität München – TUM), Bernd Hansjürgens (UFZ), Helmut Horn (Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg – HAW), Andreas Jäger (Kommunale Wasserwerke Leipzig GmbH), Eckhard Jedicke (Hochschule Geisenheim University – HGU), Hubert Job (Julius-Maximilians-Universität Würzburg – JMU), Karin Johst (UFZ), Andreas Kannen (HZG), Heike Kawaletz (DBU Naturerbe GmbH), Stephan von Keitz (Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz – HMULV), Christian Kersebaum (ZALF), Bernd Klauer (UFZ), Johann Köppel (TUB), Sebastian Krätzig (LUH), Stefan Kühne (JKI), Franziska Lichter (RFWU), Nele Lienhoop (UFZ), Martin Lorenz (TI-WF), Bettina Matzdorf (ZALF), Melanie Mewes (UFZ), Jürgen Meyerhoff (TUB), Wilfried Mirschel (ZALF), Stefan Möckel (UFZ), Christoph Moning (Hochschule Weihenstephan-Triesdorf – HSWT), Anja Müller (CAU), Felix Müller (CAU), Klaus Müller (ZALF), Roland Olschewski (Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft – WSL), Holger Pfeffer (ZALF), Tobias Plieninger (University of Copenhagen – UCPH), Aranaka Podhora (ZALF), Heinrich Reck (CAU), Moritz Reckling (ZALF), Katrin Rehdanz (CAU), Jessica Reisert (TUB), Michaela Reutter (ZALF), Anne Rödl (Thünen-Institut für Holzforschung – TI-HF), Christoph Saure (JKI), Stefan Schaltegger (Leuphana Universität Lüneburg), Christian Schleyer (Alpen-Adria-Universität Klagenfurt), Thomas Schmidt (Thünen-Institut für Ländliche Räume – TI-LR), Carolin Schmidt-Wygasch (BfG), Mathias Scholz (UFZ), Uwe Schröder (BfG), Bettina Schröppel (TI-WF), Christoph Schröter-Schlaack (UFZ), Marianna Siegmund-Schultze (TUB), Almut Siewert (LUH), Ulrich Stachow (ZALF), Jörg Steidl (ZALF), Karin Stein-Bachinger (ZALF), Astrid Sturm (Freie Universität Berlin – FUB), Franziska Tanneberger (UFZ), Michael Trepel (CAU), Frank Wätzold (Brandenburgische Technische Universität Cottbus – BTU), Frank Wagener (Hochschule Trier), Peter Weingarten (TI-LR), Priska Weller (TI-WF), Wolfgang Wende (IÖR), Sabine Wichmann (Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald – EMAU), Hubert Wiggering (ZALF), Manuel Woltering (JMU), Matthäus Wuczkowski (EWE AG Lüneburg)

GUTACHTERINNEN UND GUTACHTER

Jens Arle (Umweltbundesamt – UBA), Claudia Bieling (Universität Hohenheim), Ann Kathrin Buchs (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz), Frauke Fischer (JMU), Christine Fürst (Karlsruher Institut für Technologie – KIT), Holger Gerdes (Ecologic Institut), Klaus Glenk (Scotland's Rural College – SRUC), Karsten Grunewald (IÖR), Michael Hahl (Projektbüro proreg), Marion Hammerl (Global Nature Fund – GNF), Ulrich Hampicke (Prof. em. Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald), Andreas Hauser (Bundesamt für Umwelt Schweiz – BAFU), Stefan Heiland (TUB), Karin Holm-Müller (RFWU), Thomas Horlitz (entera - Umweltplanung & IT), Stefan Hörmann (GNF),

Pierre L. Ibisch (HNEE), Rita Jensen (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein – LLUR), Simon Karrer (UBA), Werner Konold (Albert-Ludwigs-Universität Freiburg – ALU), Rainer Luick (Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg – HFR), Brigitte Nolopp (Region Ostfriesland e.V.), Stephan Pauleit (TUM), Marianne Penker (Universität für Bodenkultur Wien – BOKU), Martin Quaas (CAU), Werner Rolf (TUM), Achim Schäfer (EMAU), Sabine Schlacke (Westfälische Wilhelms-Universität Münster – WWU), Frank Scholles (LUH), Gudrun Schütze (UBA), Bernd Siebenhüner (Carl von Ossietzky Universität Oldenburg), Joachim H. Spangenberg (Sustainable Europe Research Institute – SERI), Peter Torkler (WWF Deutschland), Herwig Unnerstall (UBA), Frank Wätzold (Brandenburgische Technische Universität – BTU), Georg Winkel (ALU), Heidi Wittmer (UFZ), Angelika Zahrnt (Institut für ökologische Wirtschaftsforschung – IÖW) sowie vier weitere anonyme Gutachterinnen und Gutachter.

GESAMTVORHABEN NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE

STUDIENLEITUNG UND WISSENSCHAFTLICHES KOORDINATIONSTEAM AM UFZ

Bernd Hansjürgens (Studienleitung), Irene Ring (Stellv. Studienleitung), Christoph Schröter-Schlaack (Koordinationsteam), Miriam Brenck (Koordinationsteam), Urs Moesenfechtel (Presse- und Öffentlichkeitsarbeit)

BERICHTSLEITUNG

TEEB DE Klima:	Volkmar Hartje (Technische Universität Berlin – TUB)
TEEB DE Ländliche Räume:	Christina von Haaren (Leibniz Universität Hannover – LUH)
TEEB DE Stadt:	Ingo Kowarik (Technische Universität Berlin – TUB)
TEEB DE Synthese:	Bernd Hansjürgens (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ)

PROJEKTBEIRAT

Stefanie Engel (Universität Osnabrück), Uta Eser (Büro für Umweltethik), Karin Holm-Müller (RFWU Bonn), Beate Jessel (BfN), Marion Potschin (The University of Nottingham), Christian Schwägerl (Journalist), Karsten Schwanke (Meteorologe und Moderator), Antje von Dewitz (VAUDE), Angelika Zahrnt (Ehrenvorsitzende des BUND)

PROJEKTBEGLEITENDE ARBEITSGRUPPE

Rüdiger Becker (Kommunen für biologische Vielfalt), Carolin Boßmeyer (Initiative »Biodiversity in Good Company«), Ann Kathrin Buchs (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser – LAWA), Andreas Burger (Umweltbundesamt – UBA), Wiltrud Fischer (Bundesministerium für Bildung und Forschung – BMBF), Björn Ingendahl (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit – BMUB), Claudia Gilles (Deutscher Tourismusverband – DTV), Alois Heißenhuber (Wissenschaftlicher Beirat des BMEL »Biodiversität und genetische Ressourcen«), Udo Hemmerling (Deutscher Bauernverband – DBV), Till Hopf (NABU), Jörg Mayer-Ries (BMUB), Günter Mitlacher (WWF Deutschland), Michaela Pritzer (Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur – BMVI), Deliana Bungard (Deutscher Städte- und Gemeindebund – DStGB), Catrin Schiffer (Bundesverband der Deutschen Industrie – BDI), Reinhard Schmidt-Moser (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung – LANA), Ulrich Stöcker (Deutsche Umwelthilfe – DUH), Barbara Kosak (BMEL), Magnus Wessel (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland – BUND), Annette Schmidt-Räntsch (BMUB), Markus Ziegeler (Deutscher Forstwirtschaftsrat – DFWR), Jochen Zimmermann (Bundesministerium für Wirtschaft und Energie – BMWi)

NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE KOORDINIERUNGSGRUPPE

Bernd Hansjürgens (UFZ), Miriam Brenck (UFZ), Katharina Dietrich (BfN), Urs Moesenfechtel (UFZ), Christa Ratte (BMUB), Irene Ring (UFZ), Christoph Schröter-Schlaack (UFZ), Burkhard Schweppe-Kraft (BfN)

ABBILDUNG ▸ Die ökonomische Perspektive dieses Berichts soll Anstoß zu Diskussion und Auseinandersetzung um die vielfältigen Werte der Natur in ländlichen Räumen setzen. (Foto: Strecosa, pixabay.com)

9 783944 280257